4

T. 3105

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

INTENSIFICACIÓN Y EFICIENCIA DE USO DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN SISTEMAS AGRÍCOLA LECHEROS DEL LITORAL OESTE URUGUAYO.

por

Ana Lía LARROSA ROMERO

Ana Gabriela LUTZ RODRÍGUEZ

TESIS presentada como uno de los requisitos para obtener el título de Ingeniero Agrónomo (Orientación Agrícola Lechera).

MONTEVIDEO
URUGUAY
2003

Tesis aprobada por:

Director:

.....

Ing. Agr. Oswaldo Ernst Benech

.....

Ing. Agr. (PhD) Pablo Chilibroste

.....

Ing. Agr. (MSc) Enrique Fàvre

Fecha:

.....

Autor:

.....

Ana Lía Larrosa Romero

.....

Ana Gabriela Lutz Rodríguez

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. Agr. **Oswaldo Ernst** por su dirección , dedicación y valiosos aportes durante el desarrollo de esta tesis.

Al Ing. Agr. *PhD* **Pablo Chilibroste** por plantear la propuesta que llevó a la realización de esta tesis y sus contribuciones durante el proceso de la misma.

A la Ing. Agr. *MSc* **Inés Gazzano**, del Dpto. de Sistemas Ambientales, Cátedra de Agroecología, por su orientación y apoyo en el procesamiento de la Revisión bibliográfica.

Al Ing. Agr. *MSc* **Enrique Favre**, del Dpto. de Producción Animal y Pasturas, Cátedra de Bovinos de Leche, por brindar los informes de Taller IV que sirvieron de base de datos para este trabajo.

Al Ing. Agr. **Carlos Clérici** por su disposición y ayuda en el manejo del programa EROSIÓN 3.01.

Al Sr. **Enrique Coronel** del Departamento de Biblioteca.

Al Ing. Agr. **Gustavo González Andreoli** por su disposición incondicional para la realización de este trabajo.

A los Ing. Agr. **Francisco Elizondo** y **Rodrigo Zarza** por el apoyo brindado en el manejo de las bases de datos en la EEMAC.

Al personal de la Estación Experimental Mario A. Cassinoni por su gentil colaboración durante nuestras estadías en la misma.

A las funcionarias de Facultad de Agronomía Montevideo **Mirtha Navarro** y **Ana Cardozo**

A todas aquellas personas que de una u otra manera colaboraron con este trabajo: familiares, amigos y compañeros de estudio, especialmente a los Bachilleres **Juan Diego Cano**, **Santiago Bono** y **Gonzalo Gianni**.

Al Lic. **Pedro Keuroglián**, secretario del Servicio al Exterior del Ministerio de Relaciones Exteriores por facilitar material escrito de la conferencia del Dr. Th. Prugh.

A la Educación pública de nuestro país.

TABLA DE CONTENIDO

	Página:
PAGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES	VII
I. INTRODUCCIÓN	1
A. HIPÓTESIS PRINCIPALES DEL TRABAJO	2
B. OBJETIVOS DEL TRABAJO	2
II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	3
A. SUSTENTABILIDAD	3
A.1. Sustentabilidad y Salud	3
B. ENFOQUES SOBRE DESARROLLO SUSTENTABLE	3
B.1. Enfoque Institucional	3
B.1.a. Capital Institucional	4
B.2. Enfoque Económico	5
B.2.a. Economía Ecológica y Convencional	5
B.2.b. Capital y Capital Natural	9
B.2.b.1 Clasificaciones del Capital Natural	9
B.2.c. Sustituibilidad y Complementariedad de Capitales	10
B.3. Enfoque Agroecológico	12
B.3.a. Agricultura y Ecología	12
B.3.b. Problemas Ambientales más comunes	12
B.3.c. Agricultura Moderna, Agricultura Sustentable y Biodiversidad	13
B.4. Enfoque Social	16
B.4.a. Formas de Capital desde el Enfoque Social	17
B.4.b. Capacidad de Carga	17
C. SISTEMAS	19
C.1. Sistemas Ecológicos	19
C.1.a. Importancia de las Interrelaciones en los Sistemas Ecológicos	20
C.1.b. Enfoque Holístico de Sistemas	20

C.2. Caracterización de Agroecosistemas y su análisis del punto de vista de la Sustentabilidad 21
C.2.a. Cómo medir Sustentabilidad. Algunas propuestas 21
D. INDICADORES 23
D.1. Definición de Indicador y características deseables 23
D.1.a. Construcción y Uso de Indicadores. Concepto de Umbral 23
E. MÉTODOS PARA MEDIR SUSTENTABILIDAD E IMPLEMENTARLA 27
F. MODELOS DE VALORACIÓN DE SUSTENTABILIDAD 28
F.1. Desarrollo de Modelos de Valoración Multicriterio 28
F.2. Desarrollo del FESLM 30
F.2.a. Aplicación del FESLM. Un ejemplo 32
F.3. Balance como herramienta de valoración de la Sustentabilidad 34
F.3.a. Definiciones y Tipos de Balance 35
F.3.b. Aplicación de Balance. Un ejemplo 36
G. LOS NUTRIENTES EN EL SISTEMA 38
G.1. Eficiencia de Uso de Nutrientes y Balance 42
G.2. Pérdidas de Materia Orgánica y Agua del suelo 49

III. MATERIALES Y MÉTODOS 53
A. REGISTROS 53
B. CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO PARA ELESTUDIO DE SISTEMAS PRODUCTIVOS. UN ACERCAMIENTO A LA EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD 53
B.1. Niveles de Agregación 53
B.2. Componentes e Interacciones 54
C. ANÁLISIS DE REGISTROS DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN 57
C.1. Cuantificación de Entradas de Nitrógeno y Fósforo al Sistema 57
C.1.a. Subsistema Vegetal 57

C.1.a.1 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Fertilización y Refertilización 57
C.1.a.2 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Animales muertos 58
C.1.a.3 Entradas de Nitrógeno por Fijación Biológica 59
C.1.b. Subsistema Animal 59
C.1.b.1 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Alimentación 59
C.1.b.2 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Ingreso de animales 60
C.2. Cuantificación de Salidas de Nitrógeno y Fósforo del Sistema 61
C.2.a. Salidas de Nitrógeno y Fósforo por Productos Vegetales 61
C.2.b. Salidas de Nitrógeno y Fósforo por Productos Animales 62
C.2.c. Salidas de Nitrógeno y Fósforo por Pérdidas de Suelo por Erosión 63
C.3. Cuantificación de Nitrógeno y Fósforo en el P.E.N.S.S. del Sistema 65
C.3.a. Subsistema Vegetal 65
C.3.a.1 Nitrógeno y Fósforo P.E.N.S.S. por Productos Vegetales 65
C.3.b. Subsistema Animal 66
C.3.b.1 Nitrógeno y Fósforo P.E.N.S.S. por Productos Animales 66
D. ELABORACIÓN DE DESCRIPTORES E INDICADORES 67
D.1. Balance de Nitrógeno y Fósforo de los sistemas 67
D.1.a. Descriptores e indicadores de Intensificación y Eficiencia 68
D.1.a.1 Estimación de indicadores de Intensificación 68

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 70
A. CARACTERIZACIÓN DE LA BASE DE DATOS 70
A.1. Caracterización de los sistemas evaluados según los productos comercializables generados durante el ejercicio 71

A.1.a. Evaluación de indicadores de intensificación en relación a la producción de leche 72

B. BALANCE DE N Y P COMO INDICADOR DE EQUILIBRIO ENTRE ENTRADAS Y SALIDAS DE LOS SISTEMAS EVALUADOS 73

B.1. Variables determinantes del balance de Nitrógeno 75

B.1.a. La erosión como factor determinante de las salidas de N de los sistemas 78

B.2. Indicadores de Eficiencia de Uso de Nitrógeno 80

B.2.a. Relación entre salidas y entradas de Nitrógeno 80

B.2.b. Eficiencia del sistema en función del P.E.N.S.S. y del Nitrógeno que se va a los Residuos 84

B.3. Variables determinantes del balance de Fósforo 90

B.3.a. Salidas de Fósforo por erosión 92

B.3.b. Fósforo constituyente del P.E.N.S.S. y que entra a los Residuos 94

B.4. Indicadores de Eficiencia de Uso de Fósforo 97

V. CONCLUSIONES 99

VI. RESUMEN 101

VII. SUMMARY 102

VIII. BIBLIOGRAFÍA 103

IX. ANEXOS 111

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

LISTA DE CUADROS

II

Cuadro N°:		Página:
1.	Algunas diferencias entre enfoques económicos	8
2.	Descriptores e indicadores para evaluar sustentabilidad en un sistema agrícola ganadero del litoral oeste del Uruguay	26
3.	Modelo de análisis multicriterio para la evaluación de ocho áreas de paisaje	31
4.	Clases de sustentabilidad propuestas en F.E.S.L.M.	32
5.	Promedio para dos décadas de los nutrientes exportados anualmente (kg ha $^{-1}$), en los lotes agrícolas de campos ubicados en 9 de Julio (Bs.As., Argentina)	40
6.	Tasa de exportación de nutrientes por tonelada de grano producido	40
7.	Balance de agua en soja cultivada bajo Siembra Directa (promedio 3 campañas 1996/99)	51
8.	Rendimiento en grano de soja y maíz en kg ha $^{-1}$. Campaña 96/97 al 99/00	51

III

1.	Relación músculo hueso según categoría animal	60
2.	Coeficientes de C orgánico según situación forrajera	63
3.	Factor de enriquecimiento de P para cultivos según manejo del suelo	64
4.	Unidades Lecheras según distintas categorías de animales	68

IV

1. Caracterización por uso del suelo y superficie en pastoreo de 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 70

2. Caracterización de 9 sistemas Agrícola Lecheros por productos obtenidos como leche (l ha^{-1} SPL), carne (kg ha^{-1} SPG) y grano (kg ha^{-1} SPA) durante el ejercicio en evaluación 71

3. Indicadores de Intensificación y correlación con la producción de leche para los sistemas evaluados 72

4. Balance de N y P en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 73

5. Indicadores de eficiencia de uso de N medido como salidas / entradas y salidas – erosión /entradas según balance de N en 9 sistemas Agrícola Lecheros de Litoral Oeste de R.O.U 81

6. Balance, Entradas y Salidas positivas y negativas de N en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 83

7. Nitrógeno que queda en el sistema como P.E.N.S.S o se va a los Residuos en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 86

8. Indicadores de eficiencia de uso de N medido como 1/ Residuos y 1/ Residuos – erosión según balance de N en 9 sistemas Agrícola Lecheros de Litoral Oeste de R.O.U 90

9. Entradas y Salidas positivas y negativas de P en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 91

10. Cantidad de fósforo que queda en el P.E.N.S.S en el sistema y se pierde al conjunto de residuos considerado con y sin erosión (kg ha^{-1} año $^{-1}$) 95

11. Eficiencia de Uso de P medidas según distintos indicadores para los 9 sistemas evaluados 98

LISTA DE FIGURAS

II

Página:

Figura N°:

1. Los dominios de la economía convencional, la ecología convencional, la economía ambiental y de recursos y la economía ecológica 7
2. Cuatro formas de aculturación en función de dos interrogantes 18
3. Grado de adaptación cultural y sicológica en función de distintas fases y tipos de adaptación cultural 19
4. Modelo propuesto por W. Koops 22
5. Modelo para describir esquemáticamente metas utilizando objetivos, factores causales e indicadores 24
6. Aspectos fundamentales de la elaboración de una metodología mostrando que el predio y el ecosistema tienen que estar unidos por un camino de evaluación de impacto. 27
7. Diagrama de flujo de pasos metodológicos para establecer un marco de trabajo para la producción de cultivos sustentables 29
8. Diagrama de flujos resumiendo la metodología del F.E.S.L.M 33
9. Diagrama representativo de un modelo de digestión de caña de azúcar en rumiantes 37
10. Dinámica de N de futura producción de leche con base pastoril con emisiones anuales de N de 180 kg de N y 8,2 kg de P (19 kg de P_2O_5) por hectárea con o sin fijación de N 38
11. Exportación de granos (A) y consumo aparente de N, P y K en maíz, trigo, girasol y soja en campaña 1999/00 (B) 41
12. Estimaciones de P extraído en grano y aplicado en soja, maíz, trigo y girasol en 1997, 1998 y 1999 42
13. Disminución de la materia orgánica en monocultivo vs. rotación 50
14. Rendimiento de soja en rotación y monocultivo 50

III

1. Diagrama de Flujos de interrelaciones dentro y entre sistemas a distintos niveles jerárquicos 57

2. Diagrama de Indicadores de Intensificación y Eficiecia de Uso de N y P, Entradas y Salidas de N y P de los sistemas y Balance y sus correspondientes interacciones 69

IV

1. Diagrama ponderado de entradas, salidas, componentes e interacciones de N (A) y P (B) expresado en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 74

2. Relación entre balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) y dotación (UL ha^{-1} SPL) (a) y porcentaje de la superficie con mejoramiento (b) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 75

3. Porcentaje de área útil bajo praderas y verdeos en relación al Balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) de 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U 76

4. Balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) en relación al área destinada a verdeos + agricultura y praderas en porcentaje del área bajo rotaciones para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U 76

5. Relaciones entre entradas y salidas totales de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) y el balance (kg ha^{-1} año $^{-1}$) de 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de Uruguay 77

6. Entradas de N externo e interno (kg ha^{-1} año $^{-1}$) en relación a las entradas totales de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U. 77

7. Pérdidas de N promedio por erosión (kg ha^{-1} año $^{-1}$) en función de distintos manejos de suelo, siembra directa (SD), siembra directa y laboreo convencional (SD / LC) y laboreo convencional (LC) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U. 79

8. Salidas de N por erosión en el área bajo campo natural y rotaciones en kg ha^{-1} año $^{-1}$ estimados según la proporción de cada uno en el área útil para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 79

9. Nitrógeno (kg ha^{-1} año $^{-1}$) perdido por erosión en función de la pendiente para sistemas bajo siembra directa de 5 predios Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U 80

10. Relación entre eficiencia medida como salidas en productos / entradas y balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay. 82

11. Representación esquemática del P.E.N.S.S y Residuos, sus componentes y algunas interacciones de interés en relación a la dotación como mejor indicador de intensificación relacionado a la producción de leche 85

12. Aporte de N al P.E.N.S.S total por el subsistema vegetal (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U 86

13. Producción de leche en l ha^{-1} SPL año $^{-1}$ (A) y Balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) (B) en relación a la eficiencia de uso de N medida como 1 / P.E.N.S.S 87

14. Producción de leche en l ha^{-1} SPL año $^{-1}$(A) y Balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) (B) en relación a 1/ Residuos para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay..... 88

15. Fósforo que ingresa y sale de los sistemas (kg ha^{-1} año $^{-1}$) en función del Balance de P (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 90

16. Fósforo (kg ha^{-1} año $^{-1}$) que ingresa por medio de fertilizante y concentrado en relación a las entradas totales de P (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 91

17. Contribución de los productos totales, carne y erosión a las salidas de fósforo total del sistema en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay..... 92

18. Pérdidas de fósforo promedio por erosión en kg ha^{-1} año $^{-1}$ según distintos sistemas de manejo del suelo (SD, SD / LC, LC) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 93

19. Factor de enriquecimiento según distintos sistemas de manejo del suelo (SD, SD / LC, LC) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay..... 93

20. Contribución del área bajo rotaciones y campo natural a las salidas de fósforo de los sistemas por erosión en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 94

21. Fósforo que se va al conjunto de residuos según balance de P (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay 95

22. Relación entre el P que se pierde al conjunto de residuos y el P que ingresa a los sistemas como fertilizante en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay..... 96

23. Contribución del subsistema vegetal al fósforo que se va al conjunto de residuos (kg ha^{-1} año $^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay..... 97

24. Eficiencia de uso de fósforo medida como 1 / Residuos en relación al balance de fósforo en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de la R.O.U 98

I. INTRODUCCIÓN

Para que un sistema de producción logre ser *sustentable* deberá cumplir con objetivos tales como ser técnicamente factibles, ecológicamente balanceados, económicamente viables en el largo plazo y socialmente aceptables. Según van Bruchem (1996) los objetivos anteriormente mencionados no pueden ser logrados todos al mismo tiempo. Para Bejarano Ávila (1998), no existe un acuerdo respecto a lo que debe ser sustentado exactamente.

En el informe Brundtland, WCED (1987), se definió al *desarrollo sustentable* como aquel desarrollo que satisface las necesidades de la presente generación sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas (Waltner-Toews, 1996). Schiere y Grassman (1996), basándose en el informe anteriormente mencionado, se refieren al desarrollo sustentable, como un proceso de cambio en el cual el uso de los recursos, las inversiones, el desarrollo tecnológico y los cambios institucionales son consistentes con la satisfacción de necesidades presentes y futuras.

Las metas del desarrollo sustentable son: la sustentabilidad económica, ecológica y social. Todos los actores sociales deberían participar incluyendo sus metas y objetivos dentro de estos tres aspectos. La sustentabilidad económica implica lograr estabilidad en los ingresos, altos niveles de producción por unidad de insumo, ingresos adecuados a las necesidades de los actores involucrados. La sustentabilidad social refiere a objetivos de satisfacción y bienestar humano (Oostergard, 1995). Un sistema de agricultura es sustentable a nivel predial si satisface las necesidades del productor que lo maneja (a través del tiempo) mientras conserva los recursos naturales (Gómez *et al.*, 1996).

Debido a la importancia de la intensificación en los sistemas productivos y la eficiencia del uso de nutrientes en lo que refiere a la utilización de recursos, su impacto sobre el ambiente y la productividad futura, en este trabajo se intenta una aproximación al tema de la sustentabilidad. Considerando la necesidad de generar información a nivel nacional dada la falta de estudios sobre el tema, se realiza el siguiente análisis, que muestra un estado momentáneo de los sistemas, ya que no fue posible considerar serie de años que permitieran una verdadera evaluación de la sustentabilidad de los mismos.

A. HIPÓTESIS PRINCIPALES DEL TRABAJO

- El proceso de intensificación de los sistemas de producción de leche y carne en Uruguay, asociado a aumentos de carga e inclusión de niveles crecientes de concentrados y fertilizantes, están asociados a una baja eficiencia del uso de N y P.

- Para diseñar sistemas de producción intensivos que permanezcan balanceados es necesario considerar entradas y salidas de nutrientes en el sistema.

B. OBJETIVOS DEL TRABAJO

- Realizar el balance de nutrientes, nitrógeno y fósforo, en sistemas reales de producción intensiva de leche y carne.

- Brindar un marco de análisis e información objetiva, para analizar las tendencias probables en la eficiencia de uso de los nutrientes asociadas a distintas alternativas de intensificación.

II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

A. SUSTENTABILIDAD

A.1. Sustentabilidad y Salud

Existe diferencia entre los conceptos de *sustentabilidad y salud* de los sistemas; la salud es considerada en un momento particular de los sistemas, mientras que la sustentabilidad es un concepto que implica también la producción a futuro, incluyendo el factor tiempo (de Boer, 1996).

Schiere y Grassman (1996), refieren a salud como un recurso para la vida diaria y no como un objetivo en sí, para ellos la sustentabilidad es el objetivo. Al aplicar el concepto de salud a actividades de la agricultura se debe pensar en términos de sistemas, como lo expresa Waltner- Toews (1996). Este autor menciona que las actividades humanas sustentables deben adaptarse a los cambios ambientales más que intentar controlarlos totalmente. Teniendo esto en cuenta el concepto de salud de un agroecosistema debe relacionarse de algún modo a la habilidad del mismo para adaptarse a cambios tanto en el contexto socioeconómico como ecológico. El abordaje del concepto de salud de un agroecosistema está estrechamente relacionado al concepto de sustentabilidad (van Bruchem, 1996).

B. ENFOQUES SOBRE DESARROLLO SUSTENTABLE

B.1. Enfoque Institucional

En el caso de la agricultura sustentable, surgen tres enfoques: 1) *productivista* que implica aumentar la productividad de los recursos sin agotarlos; 2) *ecologista* es el que tiene como principio la eliminación de tecnologías contaminantes; 3) *conservacionista de los recursos naturales*, este enfoque busca establecer límites tanto para la producción como para el uso de recursos. Estos enfoques generan conflictos institucionales que se visualizan mediante la identificación de problemas tales como la capacidad de financiación, de organización y de maniobra política (Naím, 1995, citado por Bejarano Ávila, 1998).

B.1.a. Capital Institucional

Dentro de este marco institucional, en pro del desarrollo sustentable se define *Capital institucional.* Este capital incluye todas las normas y relaciones que hacen al sistema de decisión, que combinados con el capital natural, deciden sobre incentivos del mercado, organización del desarrollo, gestión de la economía, participación de las comunidades y la relación entre el estado y el sector privado (CEPAL, 1991, citado por Bejarano Ávila, 1998).

En la Convención de Naciones Unidas en Río (1992), uno de los documentos aprobados fue la Agenda 21. En la misma se propuso establecer un marco jurídico y de reglamentos para la integración del ambiente y el desarrollo. Pretende incorporar los costos ambientales en las decisiones de los productores y de los consumidores mediante instrumentos económicos e incentivos de mercado, para avanzar en la integración de los costos sociales y ecológicos en las actividades económicas (Bejarano Ávila, 1998).

Si bien Bejarano Ávila (1998), reconoce que el problema institucional ha sido abordado en varios países, aún identifica la existencia de problemas como son la falta de evaluación de indicadores de impacto ambiental, ausencia o debilidad de sistemas de monitoreo, balance entre la investigación y el desarrollo de tecnologías ambientalmente idóneas, evaluación de las deficiencias en el otorgamiento de licencias, autorizaciones, permisos y concesiones y aplicación de sanciones administrativas y penales. Por su parte, Constanza (1997) denuncia que muchas instituciones han fragmentado mandatos y políticas y casi nunca han utilizado de manera óptima las fuerzas del mercado y las externas al mismo, para resolver los problemas ambientales. Agrega que las instituciones han tardado en responder a la nueva información y a los cambios de valores ,por ejemplo, amenazas contra la biodiversidad.

Kerrigan (1994) citado por Bejarano Ávila (1998), considera la contribución positiva que la agricultura puede hacer para el logro de los objetivos ambientales desde la reducción de la contaminación agrícola y el deterioro de los recursos naturales, y la adaptación de las políticas agrícolas para que incluyan los objetivos ambientales. Para desarrollar una coherencia ecológica, deberían desarrollarse políticas de áreas protegidas y de expansión de la frontera agropecuaria para que esta no sea indiscriminada (Gligo 1990, citado por Bejarano Ávila, 1998). Al limitar el crecimiento físico, sólo se permite el desarrollo y éste se logrará sin poner en peligro la sustentabilidad (Constanza, 1997).

Los requisitos para la operacionalidad del lado de la preservación de recursos que deben ser atendidos desde la órbita institucional son: el *principio de irreversibilidad*

cero, por ejemplo la reducción de la extinción de especies; *recolección sostenible* que implica no extraer más de lo que el sistema puede regenerar; *emisión sostenible* refiere a tasas de emisión de acuerdo con la capacidad de asimilación del sistema e implica cero emisión de no biodegradables y por último *selección sostenible de tecnologías* con el objetivo de lograr mayor productividad con preservación de recursos (Bejarano Ávila, 1998).

Para lograr los puntos anteriormente mencionados en el balance de la producción y cumplir con los requisitos de sustentabilidad debe lograrse una c*oherencia ecológica* que refiere al uso de recursos de acuerdo a su aptitud; e*stabilidad socio estructural,* actualmente inadecuada debido a la vulnerabilidad de los ecosistemas e irregularidad de la tenencia de la tierra en América Latina; *infraestructura* múltiple, articulada y eficaz; e*stabilidad económico financiera* como resultado de la racionalidad en el uso de recursos y con respecto al r*iesgo e incertidumbre* supone a la economía activa que tiende a reducir riesgo financiero, proveer tecnología, invertir en infraestructura pública, neutralizar variaciones de precios (Gligo, 1990, citado por Bejarano Ávila, 1998)

B.2. Enfoque Económico

B.2.a. Economía Ecológica y Convencional.

No deben considerarse los objetivos económicos como una entidad en conflicto con los objetivos ecológicos. Esto es porque los sistemas económicos dependen de los sistemas ecológicos, de su soporte de vida y porque el sistema humano es un subsistema dentro del sistema ecológico (Constanza, 1997) y la economía también es un subsistema dentro del ecosistema (Prugh, 2002). Debe incorporarse el concepto de sustentabilidad a la economía, para lo cual es necesario valorar los bienes y servicios importantes no comercializables que proporcionan los ecosistemas (Constanza, 1997).

El *crecimiento económico*, que es un aumento en cantidad, no puede sostenerse indefinidamente en un planeta finito. El crecimiento sostenible es una imposibilidad (Constanza, 1997) porque el ecosistema es finito, por lo tanto el crecimiento económico no puede ser infinito. Los límites del crecimiento económico están dados por los límites del ecosistema (Prugh, 2002). El *desarrollo económico*, que es una mejora en la calidad de vida que no causa necesariamente un aumento en la cantidad de recursos que se consumen, sí puede ser sostenible (Constanza, 1997).

La economía ecológica no entiende a la producción en general y la producción rural en particular de forma distinta, debido a la relación de dependencia que las actividades económicas tienen en relación con la naturaleza. Es decir, no hay otra producción perdurable que la ecológica (Fernández, 1997).

La *economía convencional* considera a los consumidores humanos como figura central y sus gustos y preferencias son las fuerzas dominantes y determinantes; la base de recursos es vista como algo ilimitado debido al progreso técnico y a la sustituibilidad infinita de los recursos (Constanza, 1997). Desde una perspectiva económica, buena parte de los impactos del hombre sobre la naturaleza – y muy especialmente los impactos negativos – tienen una particularidad común: quienes se ven afectados por ellos no perciben una contraprestación adecuada y voluntaria por soportar la situación indeseable a la que se ven sometidos (Rudas Lleras, 1999).

Para la economía clásica existen solamente interrelaciones entre empresas y hogares que se abastecen mutuamente. Este modelo no considera la naturaleza y eso lo hace incompleto (Prugh, 2002). Las autoridades ambientales deberán hacer uso de los instrumentos económicos generados para enviar señales del mercado tendientes a internalizar dentro de las decisiones económicas las *externalidades ambientales* (Rudas Lleras, 1999)

En términos formales, la economía define *externalidades negativas* como la no existencia de relaciones de mercado adecuadas entre quienes se benefician de determinadas acciones y quienes sufren los perjuicios de las mismas. Es importante identificar los mercados asociados a problemas ambientales, las características de las externalidades que lo determinan, y las posibilidades de incidir sobre el comportamiento de los actores económicos que originan esas externalidades. También existen *externalidades positivas*, que son cuando cierta acción genera beneficios a otros sin que quien asume dicha acción sea compensado por los costos en que debe incurrir para realizarlos. Desde el punto de vista económico, las externalidades están relacionadas con cada uno de los sectores de la economía del país y con la orientación de cada una de las políticas sectoriales. La política ambiental debe atravesar de manera transectorial los distintos componentes de la política económica y social del país (Rudas Lleras, 1999).

El análisis comparativo entre costo de mejorar la calidad del ambiente y beneficios de dicha mejora debe contemplar que los costos se puedan expresar de manera directa en términos económicos, para lo cual sus principales componentes deben expresarse directamente en algún mercado. Sin embargo, en el proceso de decisión sobre la viabilidad de un proyecto sólo se incluyen los beneficios y costos que se pueden

expresar en unidades monetarias. Respecto a los beneficios ambientales se hace referencia a aspectos de bienestar ambiental y social que no tienen precio de mercado (Rudas Lleras, 1999). El objetivo de las diferentes economías nacionales sigue siendo el crecimiento económico; para el sistema económico vigente éstas aún no han alcanzado el óptimo (Fernández, 1997).

La *economía ecológica* mientras tanto, otorga a los seres humanos un lugar especial en el sistema ya que son los responsables de entender su propio papel dentro de él y administrarlo de manera sostenible. La economía ecológica no considera que los recursos puedan ser sustituidos, entonces, si la ciencia supera esa limitante, el efecto será positivo, de lo contrario, como la economía ecológica toma precauciones en este respecto, seguiremos teniendo un sistema sustentable. Esta economía asume una posición prudentemente escéptica con respecto al progreso técnico (Constanza, 1997) (Ver figura 1). Esta defiende que la unidad de manejo no son los recursos existentes aisladamente, sino los ecosistemas (Toledo, 1985, citado por Fernández, 1997). Harte (1995), enuncia dos interpretaciones de la sustentabilidad, una débil y una fuerte. La débil implica un alto grado de sustituibilidad entre capital natural y manufacturado en esta interpretación de la sustentabilidad el capital natural puede ser explotado siempre y cuando no se llegue a un valor crítico mínimo y/o irreversibilidad. La interpretación *fuerte*, implica que la sustituibilidad es contemplada en situaciones limitadas.

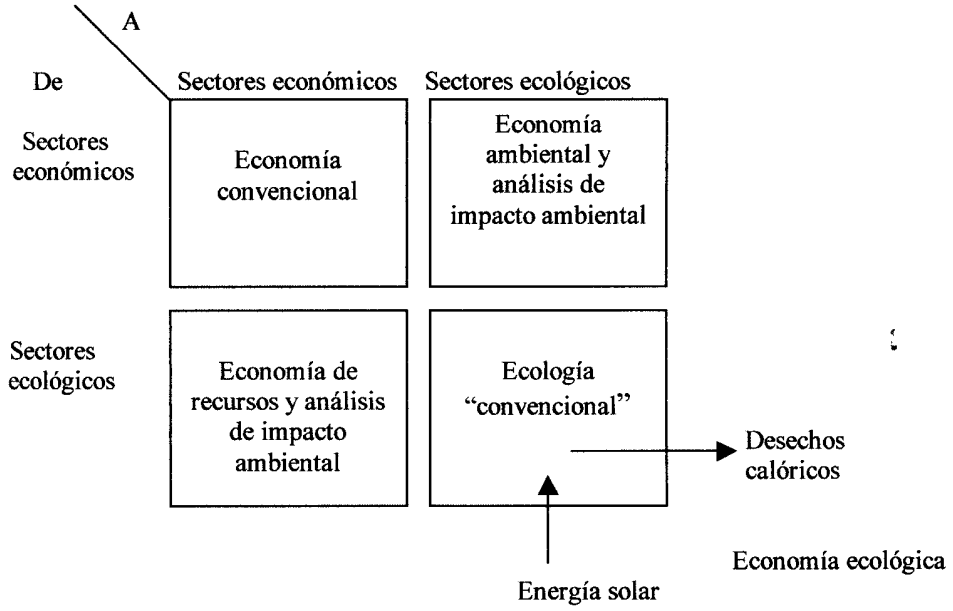


Figura 1. Los dominios de la economía convencional, la ecología convencional, la economía ambiental y de recursos y la economía ecológica. Adaptado de Constanza (1997).

El *tiempo económico* se basa en el año, los beneficios se buscan en el corto plazo y los costos a largo plazo, bajo el supuesto de que las generaciones futuras serán más ricas porque el crecimiento económico será indefinido. En el *tiempo ecológico* hay procesos que ocurren de forma irreversible, no hay tiempo posible en el que se pueda volver atrás. Las decisiones económicas no consideran el tiempo biológico; por ejemplo, el ritmo de pérdida de tierra fértil que supera los ritmos a los que se regenera ese recurso fundamental para la agricultura (Fernández, 1997).

La ecología debe ser la economía del largo plazo, se debe avanzar hacia una economía cíclica en la que no se producen residuos, pues las salidas de todo proceso son entradas para otro proceso (Fernández, 1997). Debido a que la actividad económica genera gran cantidad de desechos, sin un ecosistema capaz de procesarlos nos ahogaríamos en ellos (Prugh, 2002). En esta economía la tecnología debe dirigirse a la reducción el flujo de energía que atraviesa al sistema económico (Fernández, 1997). Si se logra reducir el consumo se reduce la emisión de residuos y el ambiente es capaz de procesarlos (Prugh, 2002) (cuadro 1).

Cuadro 1. Algunas diferencias entre enfoques económicos. Fuente: Fernández (1997).

Aspectos	Enfoque convencional	Enfoque ecointegrador
Objeto de estudio	Se ocupa de aquellos objetos que son intercambiables, valorables y reproducibles	Se ocupa de los materiales y energía relacionados con el territorio de referencia
Relación con otras disciplinas	No necesita de otras disciplinas	Carácter transdisciplinario
Clasificación de los objetos económicos	Mediante sus valores de cambio	A través de su funcionalidad para determinados usos
Relación entre lo físico y lo monetario	Las variables monetarias condicionan todo lo demás	Las dotaciones de recursos y sus propiedades son la variable independiente
Inserción territorial	Demarcación aduanera	Debe existir un territorio de referencia y utilizarse información cartográfica
Flujos y stocks	Indiferenciación: la Contabilidad Nacional trata siempre con flujos	Diferenciación entre stocks de recursos disponibles y flujos de materiales y energía
Naturaleza del sistema económico	Cerrado: todo nace y se extingue dentro del sistema económico	Abierto: los objetos pueden existir antes de la producción y no desaparecen con el consumo
Estabilidad ecológica y equilibrio financiero	La producción y el consumo son equivalentes. Siempre se produce un beneficio	El equilibrio económico no implica la estabilidad ecológica. Esta exige la reconversión de la gestión de recursos.

B.2.b. Capital y Capital Natural

El *capital* es definido como un stock de recursos que rinde un flujo de bienes valorables y servicios en el futuro (Constanza y Daly, 1992 citados por Harte, 1995). Costanza (1997), define sustentabilidad como la cantidad de consumo que puede ser sostenida indefinidamente sin degradar el stock capital.

Desde la economía ecológica, se define al *Capital natural* como la estructura del suelo y atmósfera, biomasa animal y vegetal, que produce servicios del ecosistema y flujo físico de recursos naturales (madera, pesca, petróleo crudo) utilizando materias primas como la luz del sol (Constanza, 1997). Los stocks ambientales que proveen bienes ambientales y servicios son capital natural, y los flujos de bienes y servicios son ingresos naturales (El Serafi, 1989-1991; Pearce y Turner, 1990; Costanza y Daly, 1992, citados por Harte, 1995). El valor de los flujos de recursos de un stock de capital natural puede ser mantenido constante (Harte, 1995).

B.2.b.1 Clasificaciones del Capital Natural

Para implementar la sustentabilidad deben ser considerados los recursos naturales que se clasifican en *recursos naturales renovables* y *no renovables,* lo que implica que su manejo debe ser diferencial. Para los recursos naturales renovables, la recolección no debe exceder a la regeneración y la generación de desechos no debería exceder la capacidad asimilativa del ambiente; para los recursos naturales no renovables no deben generar más desechos de los que el ambiente puede asimilar y el agotamiento de estos recursos debe ser acompañado por un desarrollo comparable de sustitutos renovables para el mismo (Constanza, 1997).

Daly (1989), distingue *capital natural renovable, no renovable, comercializable y no comecializable*. Dentro del capital natural comercializable, existen el renovable y el no renovable, donde el problema radica en el no renovable; por ejemplo, los bosques naturales que deberían considerarse como no comercializables, debido a los servicios ecológicos que prestan.

Por su parte Harte (1995), distingue capital natural renovable como aquel que tiene un tiempo de regeneración basado en la entrada de energía solar. Su explotación continuada en exceso puede convertirlo potencialmente en recurso no renovable por efecto negativo sobre la tasa de regeneración. Define capital natural no renovable como aquel cuya capacidad de regeneración es cero o cercana a cero.

La condición mínima para asegurar la sustentabilidad es la constancia del *capital natural total,* que implica mantener el nivel actual o superior de existencias naturales (Constanza, 1997). La idea de *constancia del stock de capital natural* es importante porque integra varias condiciones para un desarrollo sustentable; estas son equidad entre generaciones, equidad dentro de una generación, resilencia económica y ecológica frente a shocks externos y estrés interno e incertidumbre sobre las funciones y valores de los ambientes naturales en los sistemas sociales (Harte, 1995).

El capital natural renovable está sujeto a depreciación entrópica mientras que el no renovable está sujeto a liquidación (El Serafi, 1989, citado por Harte 1995). El no renovable no rinde un servicio hasta que es extraído (Costanza y Daly, 1992).

Los criterios para cuantificar requerimientos para el mantenimiento del capital natural relativo a la sustentabilidad, son la constancia del recurso, que puede ser interpretada como la necesidad de que la cantidad física de un recurso no cambie; y el valor unitario de los servicios de capital natural (o precio de los recursos naturales), pueden ser mantenidos constantes en términos reales. Siempre que el precio refleje la escasez absoluta, los precios reales constantes se convertirán en stocks de capital natural constante (Harte, 1995).

B.2.c. Sustituibilidad y Complementariedad de Capitales

Daly (1989), sostiene que actualmente el factor limitante es el capital natural, por lo que son necesarios cambios en las políticas a largo plazo, para el desarrollo en general y en particular para los bancos de desarrollo multilateral. El cambio en la población mundial ha sido más rápido que los cambios operados en los paradigmas fundamentales. Los recursos siguen siendo explotados de la misma manera que cuando la población era menor, no se han adaptado los procedimientos ni la forma de pensar, ya que con los mismos recursos se debe alimentar a más gente. En su teoría del "mundo vacío", Daly (1989), plantea que el *factor limitante* es el *capital hecho por el hombre*, y en el "mundo lleno", dicho factor es el capital natural. En el "mundo lleno", el problema de la sustentabilidad radica en que el capital hecho por el hombre se sostiene a expensas de la liquidación del capital natural. Esto es consecuencia de la creciente escala y el impacto cada vez mayor de los hombres en el planeta (Daly, 1989).

El capital natural es necesario directamente o en forma incorporada para hacer el capital manufacturado. La existencia de leyes biofísicas, como la primera Ley de la Termodinámica, demuestra que los recursos naturales deben ser consumidos para hacer

cualquier cosa (Harte, 1995). El capital natural también satisface otras funciones económicas y ambientales, incluyendo el soporte para la vida básica aparte de la provisión de entradas al proceso de producción. El capital manufacturado carece de esta diversidad de funciones. Dicha diversidad adiciona resilencia a los sistemas que a cambio actúan como mecanismo para proteger contra el shock y el estrés (Pearce *et al.* 1989, citado por el Harte 1995).

Otro factor que no permite el reconocimiento de la coyuntura, es la aplicación de políticas económicas como lo es la economía neoclásica. La misma se ha basado en la teoría de que los factores de producción son sustituíbles en gran parte, relegando el concepto de factor limitante. Supone la *sustituibilidad por capital hecho por el hombre y la sustituibilidad infinita.* El cuestionamiento a la validez de este concepto se centra en lo que se denomina la *complementariedad,* esta implica que es posible la exportación de recursos, siempre y cuando se conserven los recursos en su lugar de origen, cumpliendo con el principio de que la extracción no supere a la reposición (Daly, 1989). La sustituibilidad entre capital natural renovable y no renovable es mayor que entre capital natural y manufacturado, siempre que la explotación del no renovable se haga medianamente sustentable limitando la tasa de extracción en función del desarrollo de su sustituto renovable (Harte, 1995).

El capital natural produce flujo de recursos naturales que forman parte del proceso de producción, y el capital hecho por el hombre sirve como agente en el proceso de transformación de un flujo de entradas de recursos, en un flujo saliente de productos. Entonces, es posible sustituir recursos aunque en forma imperfecta; ambos recursos tanto el capital natural como el producido por el hombre, desempeñan el mismo papel cualitativo en la producción debido a que los dos son materias primas sometidas a una transformación para convertirse en producto. Se considera que el capital natural y el hecho por el hombre, son más complementos que sustitutos. Necesitamos del capital hecho por el hombre para hacer uso efectivo del capital natural, por el principio de complementariedad. Es posible obtener nuevos productos o servicios usando menos recursos y a veces menos trabajo y menos capital. Esto es mejoramiento técnico y no sustitución de recursos por capital (Daly, 1989).

Dentro del capital pueden considerarse también categorías intermedias, como son el *capital humano y el natural cultivado.* El primero es un capital que no puede comprarse o venderse, se alquila, se acumula, se aprende de nuevo en cada generación. El natural cultivado, provee de materia prima, pero no los servicios ecológicos que caracterizan al capital natural, ya que no ofrece hábitat para la vida silvestre, ni preserva la biodiversidad (Daly, 1989).

B.3. Enfoque Agroecológico.

B.3.a. Agricultura y Ecología

Existe conflicto entre el enfoque agronómico y ecológico, los primeros hacen énfasis en la producción sin preocuparse por la conservación de recursos, mientras los segundos, enfatizan en la conservación de los mismos (Sarandón, 1998). Existe aumento de sensibilización a nivel poblacional respecto a la problemática ambiental y aparece el concepto de *Agricultura Sustentable*. Frente a esto surge la *Agroecología* como nuevo paradigma, la cual se define como el desarrollo y la aplicación de la teoría ecológica para el manejo de los sistemas agrícolas, de acuerdo a la disponibilidad de recursos (Altieri, 1987, citado por Sarandón, 1998).

La definición ecológica de sustentabilidad se enfoca sobre los procesos biofísicos , la productividad continuada y funcionamiento de los ecosistemas (Oostergard, 1995). La ecología empírica o teórica contemporánea provee de pocas bases científicas para el conocimiento de un stock constante de recursos. Los enfoques son que la ecología es una disciplina compleja que tiene una posición limitada para proponer políticas para manejo ambiental. Por otra parte, se tiende a subestimar la racionalidad ecológica para el mantenimiento de un stock constante de capital natural y otras recomendaciones similares de manejo. Esto indica la necesidad del retorno a una visión más pluralista de los principios fundacionales de la ecología (Harte, 1995).

B.3.b. Problemas Ambientales más comunes

Sarandón (1998), propone cambiar el enfoque corto placista y productivista por uno a largo plazo, más holístico e integrador, que contemple el manejo racional de los recursos naturales respetando la identidad y características socio culturales de los agricultores. El autor reflexiona con respecto a la aplicación de la ciencia y el manejo a la agricultura en los últimos años. El uso poco racional de estos elementos y la falta de conciencia ecológica y/o incapacidad de relacionar ecología y producción agropecuaria, han provocado problemas ambientales severos.

Entre los problemas ambientales más comunes, resultantes de esta problemática surgen la contaminación por plaguicidas, causada por accidentes en fábricas de elaboración, efectos en salud de trabajadores rurales expuestos a los mismos, residuos por encima del nivel de tolerancia en frutas y verduras. La contaminación de los cuerpos

de agua, cuya principal fuente contaminante es la agricultura (por plaguicidas y nitratos); según NRC (1989), en los Estados Unidos de América, 70% de los residuos que llegan a los cursos provienen de prácticas agropecuarias o abonos animales. En Argentina, se registraron aumentos de casos de metahemonoglibemia, en zonas hortícolas, donde la aplicación de fertilizantes es muy alta.

Otro problema es colmatación y eutroficación de embalses, producida por la sedimentación y deposición de nutrientes, típico en zonas agrícolas. La calidad del agua es disminuida, por lo cual aumenta el costo para que sea posible el consumo humano. El incremento del área bajo riego es importante, ya que consume más del 50% del agua potable del planeta y tiene importante efecto sobre la disminución de los niveles de aporte de los acuíferos, lo cual restringe el uso con fines agrícolas. Además, aumenta el costo de perforación, las dosis de agroquímicos, lo cual hace más probable el riesgo de percolación y contaminación de los acuíferos.

B.3.c. Agricultura Moderna, Agricultura Sustentable y Biodiversidad

El efecto de la agricultura a escala más global es la pérdida de biodiversidad y la extinción acelerada de especies, por la expansión de la frontera agropecuaria. Por esto se hace el planteo de si la agricultura realmente es sustentable. La agricultura es una actividad renovable en el tiempo si se lo compara con actividades como la minería y la extracción de petróleo que tienen capacidad de renovación cero. Si bien los cultivos, especialmente los anuales crecen todos los años, la extracción de recursos de escasa reposición, ineficiencia en el uso de la energía y la contaminación los hacen no sostenibles (Sarandón, 1998).

La *agricultura moderna* de altos insumos consiste en transformar energía de combustibles fósiles en alimentos o fibras. Energía que ha tardado millones de años en acumularse se está consumiendo a un ritmo excesivamente acelerado (Sarandón, 1998). En doscientos años el uso de energía aumentó diecisiete veces y el rendimiento por ejemplo, en maíz sólo aumentó tres veces en ese período (Pimentel et al., 1990 citado por Sarandón, 1998).

Los logros de la agricultura moderna basados en tecnología biológica y mecánica, permitieron alcanzar el objetivo maximizador donde se garantizó el autoabastecimiento y la capacidad exportadora, por incremento absoluto en la producción de alimentos. Pero el costo fue desestructurar ecosistemas frágiles en los países subdesarrollados y

artificializar los agroecosistemas transfiriendo a futuro los costos socio-ambientales (Fernández, 1997).

Los pequeños agricultores, seleccionan su tecnología basándose en el sistema agrícola y no en un cultivo determinado, ya que lo que les interesa es la optimización de los recursos agrícolas escasos y no aumentar la productividad de la tierra o el trabajo, como sí lo hacen los agricultores en países desarrollados (Altieri y Hecht, 1991 citados por Altieri, 1992). Si solo se consideran entradas y salidas para analizar el sistema, es decir que el sistema productivo es una caja negra y sólo se le asigna valor a los productos que tienen mercado, la agricultura moderna se ve como más viable. Acá se nota la desventaja de no considerar todos los componentes del sistema, incluyendo el capital natural, sus interrelaciones y flujos.

La *agricultura sustentable* es una forma de entender la producción agrícola. No es posible el desarrollo de una agricultura ecológicamente apropiada si no es suficientemente productiva. La agricultura sustentable generalmente se refiere a un modo de producción agrícola que intenta proveer rendimientos sostenidos durante largo tiempo mediante el uso de tecnologías ecológicamente probadas (Altieri, 1992). El desafío de la producción de alimentos es, entonces, triplicar mediante la agricultura lo actualmente obtenido de la explotación de la tierra y del agua, reduciendo aún más los impactos negativos de la producción de alimentos (Avery, FAO citado por Sarandón, 1998).

En términos mercantiles, la agricultura convencional es más competitiva y la que más contribuye al crecimiento económico; la agricultura alternativa contribuye poco al crecimiento económico y es muy importante el rol del autoconsumo. En términos ecológicos: la agricultura convencional desestructura stocks de recursos no renovables, provoca pérdidas de biodiversidad, emite gases con efecto invernadero, emplea productos de síntesis que afectan la salud de los consumidores y productores que los usan. Por su parte la segunda hace mayor uso de la energía solar, aporta a la conservación y regeneración de sistemas acuáticos, contribuye a una dieta sana y equilibrada, pretende la conservación de suelos y su fertilidad; es más equitativa entre generaciones, esto refiere a que traslada menos costos al futuro (Fernández, 1997) (anexo1a)

El aumento poblacional a nivel mundial, ha determinado mayor número de personas a ser alimentadas, acompañado de la pérdida de aptitud de los suelos para cultivos por la erosión de los mismos. La *mecanización agrícola* aumentó la eficiencia por unidad de tiempo y de trabajo pero condujo en algunos casos a mermas en la

capacidad productiva de los suelos por exceso de laboreos. Esto a su vez, implica el aumento en la demanda de energía necesaria para la síntesis y fabricación de fertilizantes. Otro problema es la *pérdida de eficiencia de los plaguicidas* debido al desarrollo de resistencia por parte de las especies plaga, lo cual provoca necesidad de mayores dosis, más frecuentes, que llevan a especies más resistentes y a la desaparición de enemigos naturales (Sarandón, 1998).

A la problemática citada en el párrafo anterior, se suma el de la *pérdida de variabilidad genética.* La misma se ha venido produciendo debido a que de 800000 especies conocidas para la alimentación, los principales cultivos son solamente 200 especies, de las que sólo 12 son alimentos básicos para la humanidad. Este aspecto se ve agravado porque en varios países se utilizan sólo unas pocas variedades ("las más exitosas") en amplias superficies, de este modo, aumenta la fragilidad del sistema y el riesgo de ataque de plagas y patógenos (Sarandón, 1998). Durante la agricultura del último siglo se ha producido importante erosión genética. El abandono de variedades tradicionales por las modernas, la compra de semilla en vez de seleccionarla el propio productor, ha provocado la pérdida de muchas especies de leguminosas, gramíneas, hortalizas de las cuales hay registros históricos y que ya no existen. Aquellos países ricos en recursos genéticos están cediendo su patrimonio vegetal a los países ricos en recursos tecnológicos (Baeza López,____).

La *biodiversidad* promueve una variedad de procesos de renovación y servicios ecológicos en los agroecosistemas; cuando estos se pierden, los costos pueden ser significativos (Altieri, 1991 citado por Altieri, 1992). Al agregar diversidad a los sistemas se ejercen cambios de hábitat que favorecen, por ejemplo, la abundancia de los enemigos naturales y su efectividad porque proveen de huéspedes o presas alternativas en ausencia de la plaga; alimentación para parasitoides y predadores adultos; refugio para los enemigos naturales; mantienen poblaciones plaga en cantidad suficiente para conservar enemigos naturales. La estabilidad dependerá de la precisión de la respuesta de cualquier nivel trófico a un aumento de la población desde el nivel inferior (Altieri, 1992). La diversidad cultural es tan crucial como la diversidad biológica. El desarrollo óptimo del sistema de producción depende del nivel de interacciones entre sus componentes (Altieri, 1992).

En países en desarrollo, la biodiversidad puede ser utilizada con el objetivo de asistir a los agricultores al desarrollo de sistemas agrícolas sustentables. Estos sistemas agrícolas de uso múltiple enfatizarían en la protección del suelo y de los cultivos, asegurando el mejoramiento de la fertilidad del suelo cultivado y la protección del cultivo mediante la integración de árboles, animales y cultivos (Altieri, 1991, citado por Altieri, 1992) (anexo 1b)

Surge un proceso de *erosión cultural* como consecuencia de la subvaloración y desconocimiento de las técnicas tradicionales de cultivos y su reemplazo por "tecnología moderna más eficiente". Esto tiene efecto negativo sobre la conservación de *germoplasma in situ*; la cultura de agricultores tradicionales permite conservar el germoplasma en co-evolución con los cambios en el ambiente y ésto se está revalorizando ya que no hay co-evolución cuando la conservación de *germoplasma es ex situ.* Debido a lo expuesto anteriormente la agricultura actual no puede considerarse sostenible por mucho tiempo (Sarandón, 1998).

Otro de los problemas identificados como causa de la falta de sustentabilidad de la agricultura, es la concepción de la ciencia basada en "El Método" de René Descartes (1637). Este sienta las bases del racionalismo científico moderno, y ha permitido a la ciencia avanzar enormemente desde entonces. En contraparte, el National Resource Council, EUA (1991), concluyó que las investigaciones basadas en una sola disciplina tienen limitaciones cuando se usan para resolver problemas más complejos (Sarandón, 1998).

La "Revolución Verde" se orientó a la búsqueda de paquetes tecnológicos generales, destinados a la maximización de rendimiento de cultivos bajo una amplia gama de situaciones ecológicas. Su precursor Norman Borlaug, en 1969, reconoció problemas derivados de esta revolución tecnológica, al analizar datos de la aplicación del programa en la fundación Rokefeller en México. En esta experiencia, malezas que no eran problemas se volvieron agresivas con la aplicación de fertilizantes a lo que añade problemas de insectos en cultivos de trigo, que no habían sido registrados anteriormente. Actualmente se reconoce que los avances tecnológicos de la revolución verde, no han sido eficientes frente a la heterogeneidad del sector rural de América Latina porque sus técnicas no son apropiadas para comunidades que viven en tierras marginales o poco fértiles (Sarandón, 1998).

B.4. Enfoque Social

Una comunidad es más que la suma de individuos. La colectividad debe ser considerada desde el punto de vista de los indicadores a nivel comunitario de sustentabilidad, más que como la colección de conocimientos, actitudes y prácticas individuales. Si bien la tecnología ha tendido a unir comunidades y modificarlas, la sustentabilidad debe ser enfocada localmente (Butler Flora *et al.* , 1994)

La resilencia depende en parte, de los recursos disponibles en la comunidad. Esos recursos pueden ser vistos como formas de capital que pueden ser reinvertidos

localmente para producir nuevo bienestar. El capital puede pensarse como cualquier recurso capaz de producir nuevos recursos (Butler Flora *et al.* , 1994). Desde el punto de vista social Butler Flora, *et al.* (1994) , definen distintas formas de capital que interactúan entre sí.

B.4.a. Formas de Capital desde el Enfoque Social

Capital físico son los bienes públicos, privados y financieros en una comunidad; los economistas lo llaman capital. Es de fácil medida, tiene un valor monetario y tiene como objetivo mantener el capital físico en el tiempo incluyendo distribución y cantidad (Butler Flora *et al.* , 1994)

Capital humano son las habilidades formales y no formales, la experiencia y el conocimiento propio asociadas a la capacidad de llevar a cabo una tarea. Para los economistas es un recurso productivo, trabajo (Butler Flora *et al.* , 1994)

Capital de recursos naturales es al cual se refieren los economistas, como la tierra para resumir a los recursos naturales usados en el proceso de producción. Es calidad de agua y cantidad, suelo, biodiversidad y paisaje. Estos bienes pueden ser invertidos o consumidos (Butler Flora *et al.* , 1994)

Finalmente, *Capital social* se define como las normas colectivas de reciprocidad y confianza mutua. Cuando las entradas, con decisiones y recursos vienen de afuera de la sociedad, decrece el capital social y aumenta la dependencia. Se identifican algunas estructuras sociales básicas que contribuyen al desarrollo del capital social de dichas comunidades (Flora y Flora, 1993 citado por Butler Flora *et al.* ,1994), estas son la diversidad simbólica, la movilización de recursos y la diversidad de trabajo en redes (Butler Flora *et al.* , 1994)

B.4.b. Capacidad de Carga

La *capacidad de carga humana* se define como la flexibilidad sicológica que permite a los grupos sociales adaptarse a cambios como puede ser un quiebre abrupto en el sistema de origen cultural o ambiental. En este concepto se contempla el complejo de variables sicológicas y culturales. El estrés y marginalización, son indicadores que expresan reacciones de la capacidad de carga frente a cambios en el entorno. Los

procesos de degradación ambiental, conducen a individuos y grupos a reacciones como apatía y desinterés.

Como respuesta de la capacidad de carga humana frente a modificaciones ambientales y/o culturales, surgen *formas de aculturación*, como lo la integración, asimilación, separación y marginalización. Estos conceptos son explicados de modo esquemático en la siguiente figura. (van Haaften *et al.*, 1995).

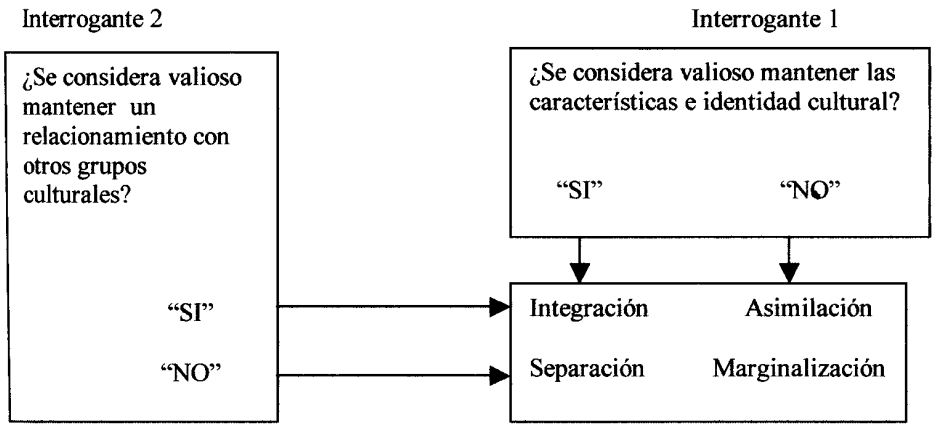


Figura 2. Cuatro formas de aculturación en función de dos interrogantes. Adaptado de van Haaften *et al.* (1995).

Teniendo en cuenta los párrafos anteriores e incluyendo el factor tiempo en estos procesos de aculturación, se pueden definir distintas etapas durante las cuales se producen cambios graduales del comportamiento. Dichas etapas están relacionadas con la modificación del ambiente en el tiempo, estas son entre el grupo e individuos sociales y el nuevo escenario ambiental (figura 3)

Se distinguen fase de pre-contacto y contacto durante las cuales no se producen cambios de comportamiento; fase de conflicto y crisis de las que resulta cualquiera de las cuatro formas de aculturación.

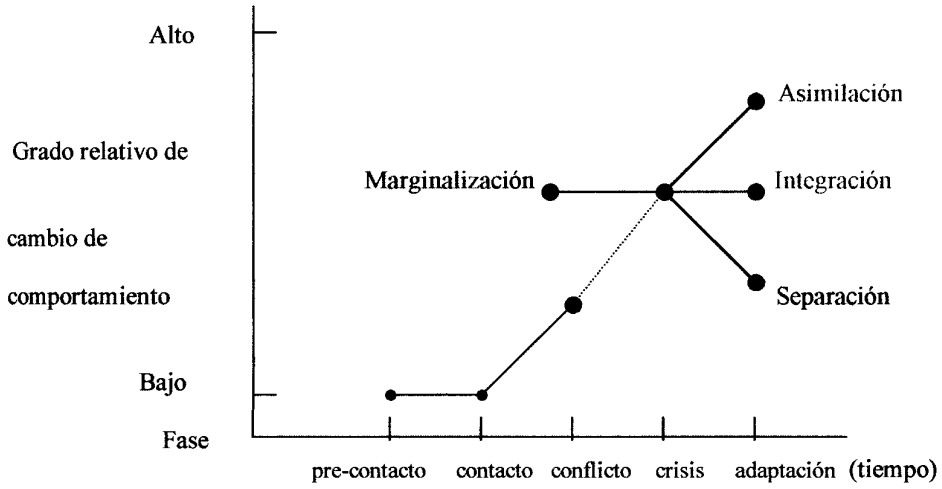


Figura 3. Grado de adaptación cultural y sicológica en función de distintas fases y tipos de adaptación cultural. Adaptado de van Haaften *et al.* (1995).

C. SISTEMAS

C.1. Sistemas Ecológicos

Un *sistema ecológico o ecosistema* puede ser definido como un sistema funcional de relaciones complementarias entre organismos vivos y su ambiente. Un agroecosistema es un sistema más abierto, con importación de materiales y exportación, que en un ecosistema natural simplemente se acumularían. El equilibrio original y resilencia de un ecosistema son alterados y reemplazados por un nuevo estado que refleja una combinación de aspectos ecológicos, sociales y económicos (Gliessman, 1990 citado por de Boer, 1997).

A todos los sistemas le cuesta algún tiempo responder a un efecto producido por cambios en cualquier parte del mismo. El *tiempo* es más importante de lo que se piensa, se ha simplificado la medida de salud observando variables como rendimiento y flujo de caja en un momento puntual. Deliberadamente se han ignorado efectos del tiempo y de la dinámica de los sistemas (Schiere y Grassman, 1996). Los ecosistemas no son estáticos, su organización siempre está cambiando tanto en un corto plazo como en un sentido evolutivo. Lo que es más, cualquier pérdida en la organización es siempre gradual. Así no es posible identificar un estado organizacional puntual del sistema que

corresponda a la integridad, sino que se identifica un rango de estados (Kay, 1991 citado por Altieri, 1992).

C.1.a. Importancia de las Interrelaciones en los Sistemas Ecológicos

Sistema es una unidad de partes interrelacionadas que transforma entradas en salidas. Los principios sobre *comportamiento de sistemas* que enfatizan sobre la importancia de las relaciones y el contexto son: 1) "*Ceteris imparibus*", refleja la idea de que todos los sistemas y/o subsistemas están interrelacionados, por ejemplo, un cambio en una parte del sistema afecta otras partes del mismo. 2)"*La belleza está en el ojo de quien lo mire*", implica que el valor de un fenómeno depende de su contexto (de su lugar en el sistema) y en el interés del observador. Ambos principios consideran las interrelaciones y el contexto en el cual se explican, lo que marca la diferencia con el principio "*Ceteris paribus*". Este criterio es reduccionista porque considera que si un componente del sistema cambia, los otros se mantienen iguales (Schiere y Grassman, 1996).

A modo de ejemplo, a mayor población (densidad de plantas o carga animal) el desempeño individual se ve deprimido por una competencia natural por los recursos, que lleva al máximo aprovechamiento de los mismos resultando en mayores rendimientos totales. A su vez existe una competencia entre rubros o subsistemas dado por la agregación espacial del sistema. Esto desde el punto de vista de la agregación espacial de los subsistemas y de la competencia por recursos, esta asociado a la agregación de sistemas como resultado de las relaciones entre los mismos (Schiere y Grassman, 1996).

C.1.b. Enfoque Holístico de Sistemas

Desde un *enfoque holístico de sistemas*, la unidad lógica de un sistema o de una actividad agrícola en un predio son el campo y los sistemas de cultivo; sin embargo, los predios no son sistemas aislados sino que son partes de una jerarquía que se expande conceptualmente a través de capas (holarquías) que incluyen comunidades rurales, regiones geográficas definidas, bio-regiones y grupos políticos (Wolf y Allen, 1995 citado por Waltner-Toews, 1996). Un agroecosistema tiene una parte empírica y una parte basada en características físicas. Cada entidad (holón) tiene un conjunto de procesos de comunicación y control que son particulares de sí misma y que probablemente son más fuertes dentro del holón que a través de sus límites (Waltner – Toews, 1996).

Han sido definidos cuatro *estados para los cambios de un ecosistema*: explotación, conservación, destrucción creativa y reorganización. En una *escala espacial* son importantes la variedad y accesibilidad de información de la explotación. Mientras que a *escala temporal* importa más la capacidad de sobrevivencia frente a condiciones difíciles en el ciclo y mecanismos de compensación para los buenos tiempos, ya sea a nivel predial como regional, que aseguran la estabilidad de la producción (Holling, 1974, citado por Waltner – Toews, 1996). Además el mantenimiento de la diversidad de las actividades económicas activas en las áreas agrícolas, cada una con distintos ciclo natural y económicos, es útil como medida de prevención de salud (Waltner-Toews, 1996).

El *análisis holístico* permite caracterizar el estado de un sistema utilizando técnicas estadísticas como el cálculo de promedios, desvíos estándar, coeficientes de regresión y correlación (Koops, 1996).

C.2. Caracterización de Agroecosistemas y su análisis del punto de vista de la Sustentabilidad.

C.2.a. Cómo medir Sustentabilidad. Algunas propuestas

Se han definido cuatro aspectos importantes de la caracterización de un agroecosistema entre los que se incluyen los flujos de energía, ciclos de nutrientes, ciclo del agua y sucesiones (por ejemplo, dinámica de poblaciones). Es propuesto el análisis de entradas y salidas cuantificando e identificándolos en términos de unidades de energía (Joules, unidades de nutrientes o unidades de agua o unidades de biomasa) (Savory, 1988 citado por de Boer, 1996).

Los requerimientos para medir sustentabilidad ecológica de los agroecosistemas son en primera instancia, definir el agroecosistema con límites, entradas y salidas relevantes; segundo, identificar y cuantificar los flujos a través de los límites de entradas y salidas y finalmente analizar entradas y salidas para cuantificar la sustentabilidad ecológica del sistema agrícola (de Boer, 1996).

Cuando se observa que la entrada de un nutriente en un agroecosistema es menor que la salida de ese nutriente, se asume que dicho agroecosistema está utilizando los nutrientes del suelo para mantener su producción. Por lo tanto, en el largo plazo, dicho agroecosistema no será sustentable debido a la pérdida de nutrientes del suelo. Como ejemplo de la situación descripta, se cita el caso del sistema productivo intensivo

holandés, que presenta alto aporte de NPK por fertilización con abonos orgánicos y fertilizantes y alimentos para los animales. En este sistema se registran bajas salidas de NPK, importantes pérdidas de N por volatilización, desnitrificación, lixiviación y lavado. Parte del N se acumula en el suelo provocando, eutroficación, pérdida de capacidad productiva, acidificación entre otras debido a salidas menores que entradas (de Boer, 1996).

Un sistema ineficiente en el reciclaje de nutrientes, con pérdidas de los mismos, sufre también una reducción en su biomasa. La intervención humana suprime los feed-back naturales del agroecosistema lo que conduce a la polución y contaminación ambiental. Los pasos a seguir para realizar un análisis de salud del agroecosistema son: la determinación del estado del sistema, lo que implica la descripción del estado de salud y llevar a cabo un juicio de estado, que se realiza comparando distintos estados del mismo sistema o con otros sistemas similares o con un sistema estándar.

Este análisis es tridimensional, las dimensiones que lo componen son: la escala de las características variables (estado), la escala de cambios de manejo (comportamiento) y el tiempo (comportamiento). El supuesto es que estas variables pueden medirse en una determinada escala. Las variables de comportamiento son útiles en la determinación de la sustentabilidad del sistema. Este análisis permite evaluar la *dinámica de los sistemas,* constituida por cambios debidos a modificaciones en el manejo y a través del tiempo (Koops, 1996) (figura 4)

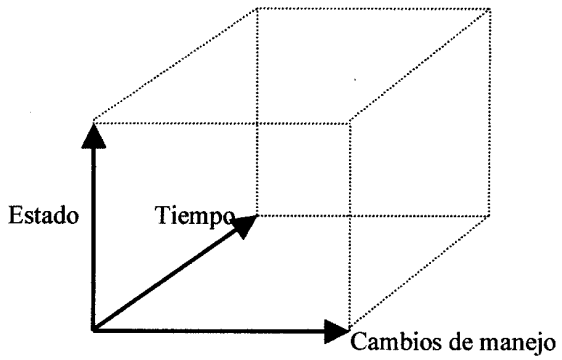


Figura 4. Modelo propuesto por W. Koops. Adapatado de Koops (1996).

Sustentabilidad desde el punto de vista espacial entiende que un sistema agrícola no solo significa la definición de nivel espacial vertical sino también el sistema de límites y de parámetros relevantes de entradas y salidas. La sustentabilidad desde el punto de vista temporal considera que la dinámica del sistema es diferente durante el

período considerado en función de los estímulos que recibe (por ejemplo el estímulo que provoca la incorporación de tecnología).

Los requerimientos de un agroecosistema, para lograr sustentabilidad en el largo plazo, propuestos por Altieri (1992) son: reducir el uso de energía y recursos, lograr alta relación producción / inversión, reducir pérdidas, mejorar reciclaje de nutrientes (utilizando leguminosas, abonos orgánicos, compost). También propone estimular la producción local de cultivos adaptados al área, preservar recursos naturales y minimizar la degradación del suelo y finalmente, reducir costos y aumentar la eficiencia y viabilidad económica de pequeños productores (Altieri, 1992).

D. INDICADORES

D.1. Definición de Indicador y características deseables

Los *indicadores* son atributos que miden o reflejan el estado ambiental o condiciones de sustentabilidad (Smyth y Dumanski, 1995). Un indicador es algo que hace claramente perceptible una tendencia o un fenómeno que no es inmediatamente ni fácilmente detectable. Debe permitir comprender perfectamente, sin ambigüedades el estado de la sustentabilidad de un agroecosistema o el peligro de perderla (Sarandón, 1998).

Los indicadores deben cumplir cuatro características deseables, a) deben ser representativos del sistema elegido y deben tener base científica, b) deben ser cuantificables, c) una parte de la cadena causa-efecto debería ser claramente representada por el indicador, d) deberían ofrecer herramientas para el desarrollo y aplicación de políticas (Oostergard, 1995).

Para Gómez *et al.* (1996), un indicador debe cumplir una o más de las siguientes características, 1) fácil de medir, 2) responder fácilmente a los cambios, 3) tener umbrales obvios que separen condiciones de sustentabilidad de las de no sustentabilidad y 4) que esté directamente relacionado a los dos requerimientos de sustentabilidad.

D.1.a. Construcción y uso de Indicadores. Concepto de Umbral

Los *Umbrales* son considerados los niveles de los indicadores en torno a los cuales un sistema sufre cambios significativos, es decir, señala qué estímulo es el que provoca

respuesta significativa (Smyth y Dumanski, 1995). Se dice que un indicador está a un nivel sustentable si excede un nivel umbral designado para el mismo. Los umbrales son establecidos tentativamente como incrementos en los promedios de la comunidad (Gómez *et al.* , 1996).

Para la *construcción de indicadores y su uso*, se requieren considerar aspectos, tales como: a) concensuar una *definición de agricultura sustentable*, que implica determinar las condiciones necesarias para su logro y características y definir un *horizonte temporal* (>=25 años), b) desarrollar los indicadores y ponderarlos, esto implica establecer *metodologías* para su aplicación, análisis, y presentación de los resultados, c) realizar la *evaluación de la sustentabilidad* de los agroecosistemas considerados, d) establecer los *puntos críticos* del sistema, y e) *evaluar la utilidad* de los indicadores empleados y proponer las modificaciones necesarias (Sarandón, 1998).

Un posible método para la formulación de indicadores, comienza desde las *metas* de quien toma las decisiones. Para medir qué tan satisfechas son estas metas, se las divide en *objetivos* claves para lograrlas. A su vez, dichos objetivos pueden ser divididos en factores causales y finalmente en indicadores, como se describe en la siguiente figura. (Vemuri, 1978, citado por Oostergard, 1995).

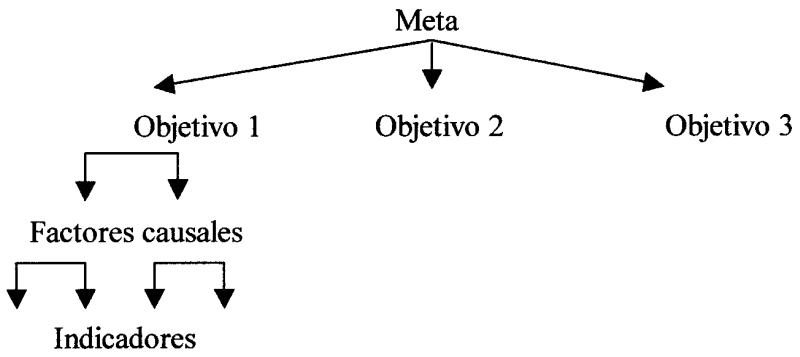


Figura 5. Modelo para describir esquemáticamente metas utilizando objetivos, factores causales e indicadores. Adaptado de Oostergard (1995).

La sustentabilidad del sistema puede ser representada de dos modos para ser evaluada a partir de los indicadores construidos. Una forma es la combinación de los *promedios* de los valores obtenidos para la satisfacción del productor y la conservación de los recursos, y otro mecanismo sería la construcción de un *polígono de telaraña* para los requerimientos de sustentabilidad (Gómez *et al.* , 1996)

Los indicadores constantes son prácticos, permiten comparar todos los predios, pero se pierden datos de variabilidad por tanto, no es una buena medida para comparar situaciones prediales distintas. La especificidad de localidades no permite la sustitución de indicadores, por ejemplo, no puede utilizarse el mismo indicador de erosión en llanos y en terrenos quebrados (Gómez *et al.* , 1996)

Basado en el criterio que se explica en el párrafo anterior, se ponen como ejemplo dos aspectos potenciales a tener en cuenta para definir y medir agricultura sustentable. El evaluador elige su *set de indicadores* en función de las características específicas de la localidad, y cambios con la situación dominante en un predio. Por otra parte, la definición y procedimiento para medir agricultura sustentable es el mismo independientemente de la diversidad de situaciones que prevalecen en los distintos predios. Es importante tomar los mismos indicadores para todos los predios para poder compararlos, siempre que se cumpla con los criterios aquí mencionados (Gómez *et al.* , 1996).

En la búsqueda de una metodología adecuada para la elaboración de indicadores, Torquebiau (1992), plantea para cada *descriptor* una hipótesis que lo explica y para los que definen *indicadores* que los cuantifican. Para este autor, un sistema agrícola sustentable debe cumplir con tres requerimientos: lo que refiere a los recursos naturales, por ejemplo, conservación de suelo, uso eficiente de recursos, uso de interacciones biológicas, uso de entradas fácilmente disponibles. En cuanto a las necesidades del productor, debe proveer energía, subsistencia, cooperación comunitaria, equidad social, integridad cultural, étnica y distribución de géneros. Finalmente, referido a parámetros externos que afectan la sustentabilidad del sistema, debe tener en cuenta la infraestructura, oportunidades de crédito, servicios sociales, acceso a mercados (anexo 2)

Siguiendo el criterio de que por cada descriptor se designan indicadores que lo describen, Ernst (s/p), sugiere una serie de descriptores e indicadores, que se clasifican según *descriptores de productividad, seguridad, protección, viabilidad y aceptabilidad.* Esta clasificación se produce en el marco de su estudio en el cual intenta evaluar el aporte a la sustentabilidad de sistemas alternativos de producción para la agricultura de secano del litoral oeste de Uruguay, la metodología utilizada se desarrolla más adelante en esta revisión (cuadro 2)

Cuadro 2. Descriptores e indicadores para evaluar sustentabilidad en un sistema agrícola ganadero del litoral oeste del Uruguay. Fuente: de Ernst (s/p)

Descriptor	Indicador
PRODUCCIÓN	
Producción granos	kg ha^{-1} $año^{-1}$
Producción carne	kg ha^{-1} $año^{-1}$
SEGURIDAD	
Seguridad siembra / cosecha	-N°cultivos efectivamente sembrados / año y cosechados -Rel. sembrados / cosechados
Riesgo económico	Coeficiente de variación del Ingreso Neto anual
Producción	Coeficiente de Variación anual
Sensibilidad a precios	Variación del Ingreso Neto frente a la reducción y suba de precios de insumos y productos
PROTECCIÓN	
Erosión	Toneladas ha^{-1} $año^{-1}$ (RUSLE); % tiempo con suelo laboreado y / o descubierto
Fertilidad	-Evolución C org., Nt suelo y P -Balance de nutrientes anual -Pérdidas de nutrientes por erosión, lixiviación y desnitrificación -Reciclaje de nutrientes kg ha^{-1} $año^{-1}$
Entrada de biocidas residuales con retención en suelo	kg ha^{-1} $año^{-1}$ de ingrediente activo
Biocidas no retenidos por el suelo solubles en agua	kg ha^{-1} $año^{-1}$ de ingrediente activo
Biocidas degradables por procesos biológicos	kg ha^{-1} $año^{-1}$ de ingrediente activo
Biocidas selectivos	kg ha^{-1} $año^{-1}$ de ingrediente activo
Biodiversidad	-N° spp vegetales presentes por el tiempo -N° animales presentes por el tiempo -% área no sembrada
Diferencia Fijación – Emisión de gases invernadero	-CO_2 + NO_2 MMT $año^{-1}$ -CO_2 + NO_2 emitidos en el procesos de fabricación de insumos
Fertilizantes	-kg ha^{-1} $año^{-1}$ de N y P -kg de grano / kg de N del fertilizante.
ACEPTABILIDAD	
Ocupación	-Horas de personas pte. -Horas de personas zafrales -Horas de presencia del empresario
Calidad de vida	-Escala de producción necesaria para cubrir necesidades de la familia -Disposición del grupo familiar y su personal para realizar el cambio
VIABILIDAD	
IN anual	U$S ha^{-1} $año^{-1}$
Relación insumo / producto	U$S gastados / U$S ingresados
Capital necesario	-U$S en capital fijo -U$S en capital circulante -Ingreso de capital -U$S para amortización / Ha / año

E. MÉTODOS PARA MEDIR SUSTENTABILIDAD E IMPLEMENTARLA

Para prevenir que la expresión *"agricultura sustentable"* se vuelva una palabra de moda sin significado práctico es necesario desarrollar un marco de trabajo dentro del cual la agricultura debe operar para ser sustentable. Se considera que los indicadores pueden ser definidos como parámetros mensurables, que caracterizan un sistema mediante la reducción de la complejidad e integración de la información (Lewandowski, *et al.* , 1999)

Lewandowski *et al.* (1999), proponen aplicar una metodología para medir sustentabilidad e implementarla, que consiste en identificar las emisiones y liberaciones al ambiente resultantes de la producción de cultivos. También se debe determinar las concentraciones ambientales, deposiciones y cargas estableciendo cuáles son los caminos de pérdidas correspondientes al ecosistema y sus componentes. En la siguiente figura se describen los aspectos fundamentales a ser considerados para la elaboración de la metodología propuesta por estos autores (figura 6)

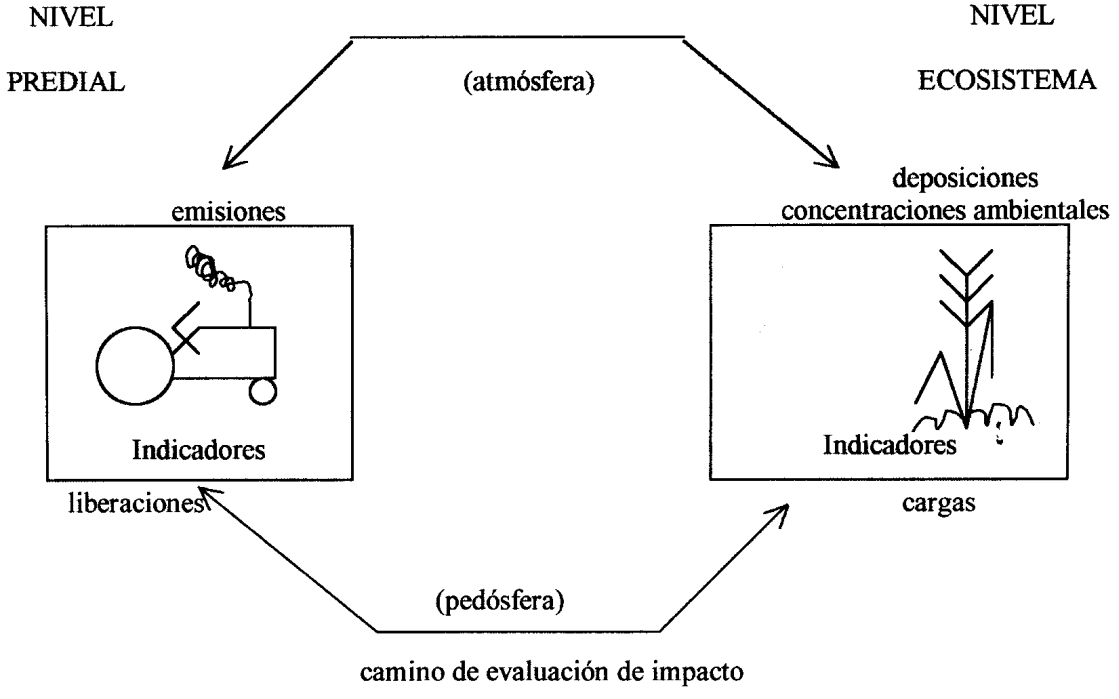


Figura 6. Aspectos fundamentales de la elaboración de una metodología mostrando que el predio y el ecosistema tienen que estar unidos por un camino de evaluación de impacto. Adaptado de Lewandowski *et al.* (1999).

Se deben elegir indicadores de ecosistemas que describan la condición del mismo adecuadamente y sus componentes afectados directa o indirectamente por las prácticas de producción de cultivos. Se debe realizar una *selección de indicadores* a nivel predial para la descripción de prácticas de manejo agrícola relevantes en un contexto de agricultura sustentable (Lewandowski *et al.*, 1999).

La *determinación de los valores umbrales* para estos indicadores es muy importante, así como también determinar el nivel de emisiones máximas tolerables y liberaciones basadas en los valores umbrales identificados en el paso anterior mediante el trazado de los caminos o rutas de impacto a nivel predial (Lewandowski *et al.*, 1999).

Se propone también la determinación de *niveles críticos* de las entradas al predio como los valores umbrales para estos indicadores, la identificación de los esquemas de producción que se adhieren al marco de trabajo establecido por los valores umbrales para las entradas prediales, satisfaciendo así el criterio de producción de cultivos sustentables (Lewandowski *et al.*, 1999) (figura 7)

Dentro de los marcos de trabajo posibles para la producción sustentable de cultivos, se encuentran varias opciones que serán sometidas a evaluación económica. A partir de ello, se realizarán las recomendaciones prácticas para la producción sustentable de los cultivos. (Lewandowski *et al.*, 1999) (anexo 3)

F. MODELOS DE VALORACIÓN DE SUSTENTABILIDAD

F.1. Desarrollo de Modelos de Valoración Multicriterio

Los modelos deberían ser multicriterio con el propósito de analizar la realidad, que tiene varios objetivos a la vez, de modo de encontrar alternativas satisfactorias desde varios puntos de vista. En la metodología propuesta por Longo de Tomasini y Tomasini, (1996), se utilizan sólo aspectos económicos y ecológicos, si bien pueden considerarse otros como social y cultural según el caso en estudio.

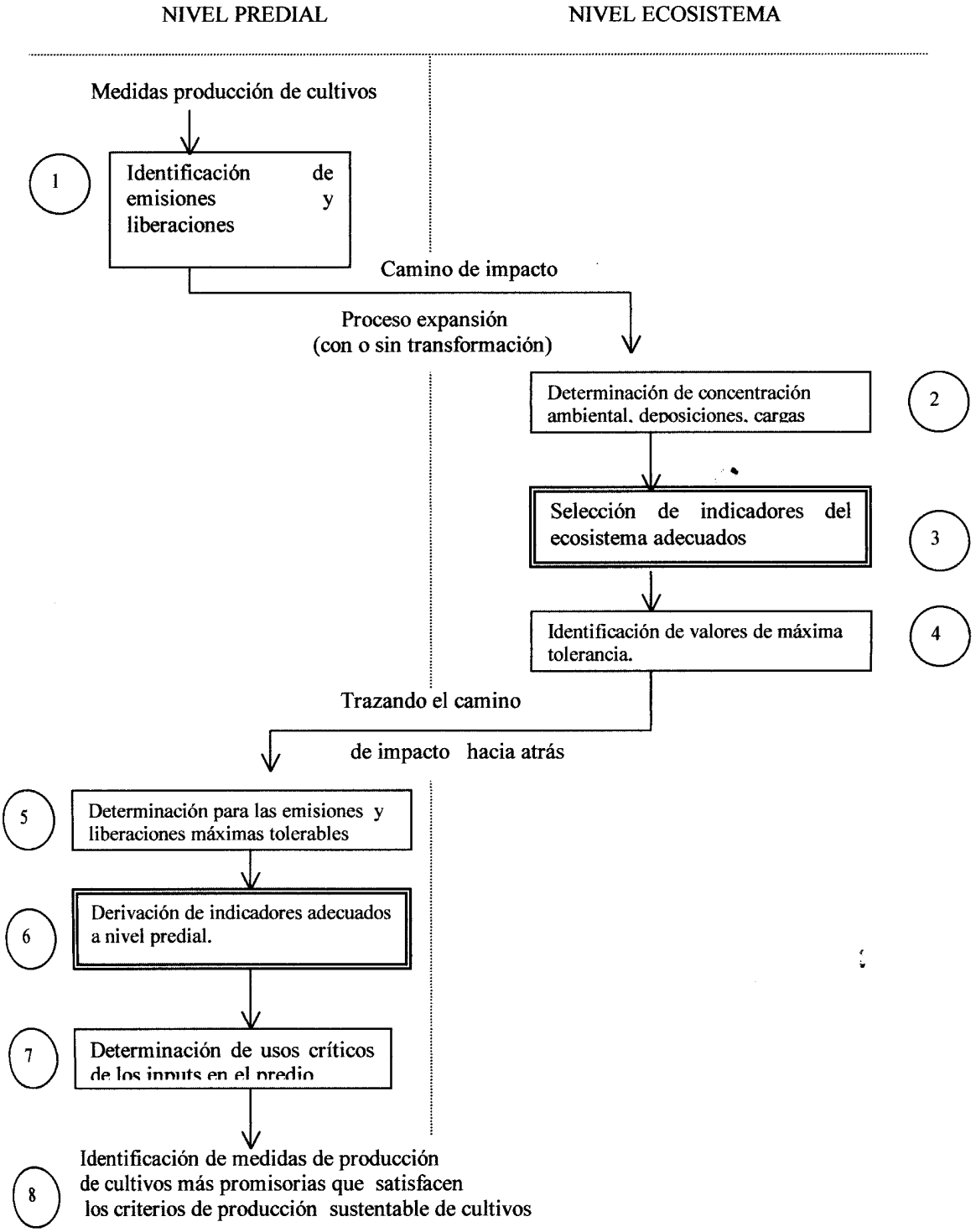


Figura 7. Diagrama de flujo de pasos metodológicos para establecer un marco de trabajo para la producción de cultivos sustentables. Adaptado de Lewandowski *et al.* (1999).

El desarrollo del *modelo de decisión multicriterio*, consiste en definir los objetivos a ser evaluados y configurar un sistema de objetivos; derivar el criterio de medición o evaluación para el cumplimiento de los objetivos, seleccionando los indicadores que no siempre son numéricos; medir el cumplimiento de los objetivos y armar una matriz de datos; transformar la expresión medida en una expresión de valor y armar la matriz de valores; ponderar el valor y registrarlo en una nueva matriz de utilidad parcial y agregar el valor de utilidad parcial al de utilidad total de los objetivos considerados como acciones y decisiones alternativas. En el cuadro 3, se sintetizan las etapas y los contenidos de esta metodología (Longo de Tomasini y Tomasini, 1996).

Las *limitaciones del modelo multicriterio* son la falta de indicadores adecuados para medir daño ecológico, con este modelo sólo se llega a una conclusión basada en el grupo bajo estudio, por lo tanto, no permite generalizaciones. Por último, la relativización de valores de cada alternativa respecto a las otras puede dar resultados sesgados. Para que este modelo de resultados aceptables, deben contemplarse todas las alternativas posibles. El uso de estos modelos es frecuente en el marco de la economía ecológica (Longo de Tomasini y Tomasini, 1996)

F. 2. Desarrollo del FESLM

Otra metodología propuesta para la evaluación de la sustentabilidad es el FESLM (Framework for Evaluating Sustainable Land Management). Esta metodología fue desarrollada por un Grupo Internacional de Trabajo (IWG), como procedimiento mediante el cual puede ser medida la sustentabilidad de los usos de la tierra actuales y futuros. Es útil para evaluar el uso de la tierra, empleando indicadores medidos en el tiempo. Intenta indicar con un grado de confianza aceptable, hasta qué punto se está transitando por el camino correcto (Smyth y Dumanski 1995).

El FESLM consta de dos grandes etapas; en la primera se definen los objetivos y las mediciones a ser realizadas. En cuanto a la definición de objetivos, implica evaluar la capacidad de la tierra mediante productos obtenidos de la misma. Los promedios se obtienen mediante la evaluación de las herramientas utilizadas para alcanzar los objetivos. La otra etapa consta de una fase analítica del modelo, que incluye factores de evaluación, criterios de diagnóstico (con proyecciones de tendencias) e indicadores y umbrales (Smyth y Dumanski 1995) (figura 8)

Cuadro 3. Modelo de análisis multicriterio para la evaluación de ocho áreas de paisaje. Fuente: de Longo de Tomasini y Tomasini (1996).

ETAPAS DE EVALUACIÓN	CONTENIDOS
1)a) Definir los objetivos a ser evaluados b) Configurar un sistema de objetivos	1)Objetivos Ecológicos 1.1 Mayor aptitud física del suelo 1.2 Menor uso agrícola intensivo 1.3 Menor absorción de pesticidas 2)Objetivos Económicos 2.1 Mayor ingreso por cosecha
2) Encontrar criterios de valuación de los cumplimientos de los objetivos.	1.1 Índice de estabilidad estructural 1.2 Número de años agrícolas / número de años totales analizados 1.3 Número de aplicaciones de herbicidas 2.1 PxQ donde P es el precio FOB Puerto de Bs.As, 1993, en dólares por quintal del producto y Q es el rendimiento en quintales.
3) Medición de los alcances de los objetivos.	Análisis de la base de datos recabados en el establecimiento.
4) Transformación de las medidas en expresiones de valor	El máximo valor alcanzado entre los lotes se iguala a 100 y el mínimo a 0. Luego se relativizan los valores intermedios.
5 y 6) Ponderación de valores para convertirlos en valores parciales	Los objetivos ecológicos 1.1, 1.2 y 1.3 tendrían la misma ponderación en valor ecológico. Recibiendo valores entre 0 y 100. Lo mismo ocurre con las ponderaciones económicas. En principio la matriz de resultados se corresponde con la de valuación de objetivos.
7) Suma de utilidades parciales para obtener una utilidad total.	Se suman los valores de las utilidades parciales ecológicas y económicas.

Dentro de las etapas de análisis del modelo, el criterio de diagnóstico es medular. En esta etapa se busca establecer las causas y efectos de las relaciones entre factores. La aplicación del marco entre presión-estado-respuesta, puede ser útil a este nivel de respuesta, para desarrollar una mejor comprensión de la importancia de las relaciones causa-efecto y de la selección de los indicadores clave. El FESLM es independiente de la escala, por lo tanto, puede ser aplicado tanto a nivel predial como regional (Smyth y Dumanski, 1995).

Para la evaluación final el FESLM, sugiere una clasificación de clases de sustentabilidad, basándose en una escala temporal, que contempla los efectos en el corto, mediano y largo plazo. Para cada uno de estos plazos define un rango de duración en años (límite de confianza) y los discrimina en sustentables y no sustentables (cuadro 4).

Cuadro 4. Clases de sustentabilidad propuestas en FESLM. Adaptado de Smyth y Dumanski (1995).

	Clase	Límite de confianza (año)
Sustentable	1- en el largo plazo	> 25
	2- en el mediano plazo	15 – 25
	3- en el corto plazo	7 – 15
No sustentable	1- levemente no sustentable	5 – 7
	2- moderadamente no sustentable	2 – 5
	3- altamente no sustentable	< 2

F. 2.a. Aplicación del FESLM. Un ejemplo

En su propuesta para la evaluación de la sustentabilidad por parte de Ernst (s/p), de nuevas alternativas a ser aplicadas en el litoral oeste, utiliza el FESLM con el objetivo de evaluar la sustentabilidad en el tiempo de las mismas. En principio comienza con una caracterización del sistema actual en cuanto al uso del suelo, sistemas de rotaciones, laboreos, cultivos. Seguidamente, se plantea una serie de alternativas de secuencias de cultivos y rotaciones con pasturas, cuyas sustentabilidades serán objeto de evaluación.

Luego de evaluar la sustentabilidad del sistema actual y evaluar las posibles alternativas, éstas sólo serán válidas en caso que la sustentabilidad estimada supere a la del sistema actual. Para esto deberán cumplir con las siguientes pautas: mantenimiento o aumento de nivel actual productivo (*productividad*); reducir nivel de riesgo (*seguridad*); protección de calidad y potencial de recursos naturales y prevención de degradación del suelo y agua (*protección*); económicamente viable (*viabilidad*); socialmente aceptable (*aceptabilidad*)

Los requerimientos que deben cubrir son: 1) Reducción o eliminación de tendencia negativa registrada en fertilidad del suelo en el sistema actual (Corg., NT, erosión (kg ha^{-1}. $año^{-1}$)); 2) Mantenimiento o mejoramiento del ingreso neto y reducción de la variabilidad anual.

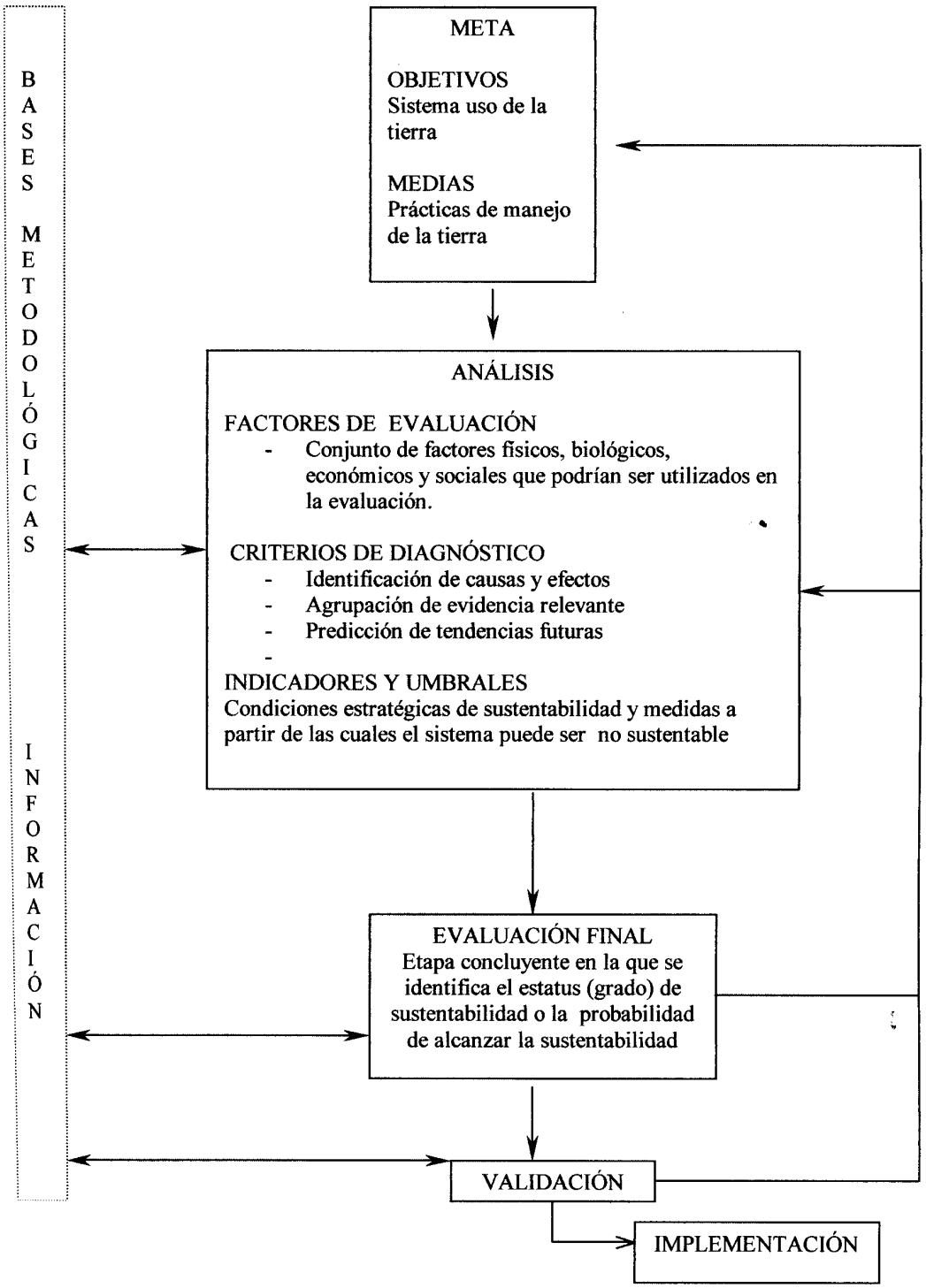


Figura 8. Diagrama de flujos resumiendo la metodología del FESLM. Adaptado de Smyth y Dumanski (1995).

Se propone la evaluación de datos de mínimo 7 años, siendo que la disponibilidad nacional de información data de hasta 36 años. Dando así preponderancia a la importancia del tiempo para la evaluación de la sustentabilidad.

La metodología propuesta por Ernst (s/p), incluye el desarrollo de un diagrama conceptual detallado de entradas y salidas del sistema actual y alternativas. También incluye las relaciones entre el subsistema agrícola y el animal que utiliza las pasturas. También propone una serie de descriptores e indicadores para cada uno de ellos, a partir de los cuales se realizará la evaluación. (cuadro 2)

El aporte a la sustentabilidad por parte de cada alternativa se medirá realizando la resta entre el valor del indicador del testigo tecnológico y de la propuesta correspondiente por separado. El valor resultante en cada caso, de la diferencia entre indicadores de cada descriptor, tomará un valor entre 1 y 10. El valor 5 se considerará igual a cero. Valores menores o mayores a 5 se asignarán a diferencias incrementales de 20 %, en los que los valores más altos se asignarán al aporte en positivo a la sustentabilidad (Ernst, s/p). Se propone para cada uno de los atributos de sustentabilidad se asignará un total de 100 puntos, ponderando los indicadores dentro de cada descriptor y entre descriptores en función de su importancia relativa. Esa relativización será fijada mediante una puntuación que se asignará por informantes calificados que lo harán de modo independiente. Finalmente, se incluirá la representación gráfica con modelo "*Tela de Araña*".

Se harán dos gráficas, la primera con los requerimientos y la otra con tres ejes, que corresponderán a productividad, seguridad , protección y aceptabilidad. Estas gráficas serán importantes en la etapa de interpretación de los resultados obtenidos. La primera permitirá cuantificar el aporte en los principales problemas detectados al sistema actual. También permitirá simular el efecto de cambios posibles en el paquete tecnológico que se está aplicando actualmente. La segunda gráfica será útil para diagnosticar puntos críticos de las alternativas planteadas, simular posibles soluciones y toma de decisiones respecto a cuál es la mejor de ellas. Con respecto a las gráficas, cada eje podrá ramificarse para evaluar puntos críticos y soluciones (Ernst, s/p).

F.3. Balance como herramienta de valoración de la Sustentabilidad

Es correcto pensar en "medir" balance entre entradas y salidas (por ejemplo de N en el sistema) para "decir" como está ese sistema, y qué tan desplazado tiene su

equilibrio. Esto se basa en el supuesto de que todo tiende al equilibrio, según la 2ª ley de la termodinámica (van Bruchem *et al.*, ____)

F.3.a. Definiciones y Tipos de Balance

El *balance de nutrientes* es aceptado como uno de los indicadores propuestos para indicar la no sustentabilidad de los sistemas de producción. Esto se debe a que el balance de nutrientes permite hacer comparaciones a distintos niveles de agregación y da información tangible con respecto a la sustentabilidad. Sin embargo, se trata de un indicador impreciso debido a que se basa en estimaciones. El balance de nutrientes puede considerarse a nivel animal, de planificación, predial, regional o nacional (van Keulen *et al.* , ____).

En cuanto al *balance de nutrientes a nivel animal* debe tenerse en cuenta que la eficiencia de uso de nutrientes varía de acuerdo a la especie, la alimentación y el objetivo de producción. Por ejemplo, para vacas lecheras se demostró que en dietas con menor contenido de N la eficiencia de uso del mismo es mayor, pero si baja mucho el contenido de proteína se ve afectada la producción de leche (van Keulen *et al.* , ____)

El *Balance de nutrientes a nivel de planificación* se utiliza para establecer los desbalances entre salidas y entradas o si están ocurriendo procesos de pérdida o acumulación en el suelo. Por ejemplo en el caso del N una proporción del mismo es retenido en el pool orgánico del suelo, otra parte se pierde y los procesos de pérdida y su magnitud dependerán del agregado de fertilizante. La eficiencia del uso de este nutriente podría ser incrementada si se considera la materia orgánica del suelo como una salida del sistema (van Keulen *et al.* , ____)

El *Balance a nivel predial*: comparando entre productores extensivos sobre suelos arenosos vs. intensivos sobre suelos de buena calidad, los extensivos producen menos 1 ha^{-1} con igual aporte de entradas totales (por la calidad de sus suelos). Pero compensa en los 1 totales con respecto al intensivo debido a su mayor área si bien tiene menos entradas por unidad de superficie. En lo que refiere a *nivel regional* es importante tener en cuenta para el balance que los aportes de nutrientes como el N pueden variar según sean suelos arcillosos o arenosos; y la eficiencia de uso de N y P difiere entre sistemas intensivos y extensivos (van Keulen *et al.* , ____)

Balance a nivel nacional: Existen diferencias de aporte de N, P y K y en su eficiencia de uso según el sistema productivo al que se haga referencia. Sin embargo, lo

que interesa a nivel nacional es la distribución espacial del aporte de nutrientes en todo el área. (van Keulen *et al.*, ____)

F.3.b. Aplicación de Balance. Un ejemplo

Aplicando el concepto anteriormente descripto, se cita un ejemplo de modelo de simulación de digestión animal. En este modelo, se describe para cada *variable de estado* en rumen la *tasa de cambio d pool /d tiempo*, donde *d pool /d tiempo flujo de entradas – flujo de salidas + síntesis – utilización.* Se define como muy importante considerar las variaciones en las tasas de pasaje según la dieta aportada al animal; respecto al nitrógeno lo que no se absorbe en rumen ni a nivel de duodeno continúa su trayecto en el intestino y llega al ambiente en forma de heces. El conocimiento de estas variaciones en los flujos de materias hace a la eficiencia de utilización de nutrientes por el animal. (Dijkstra, *et al.*, 1996) (figura 9)

En este ejemplo se categorizaron niveles de entradas altos y bajos, se compararon sistemas con estas características, asumiendo pérdidas por lixiviación, desnitrificación, lavado, entre otras. A partir de esto se generó un modelo para comparar situaciones intensivas con respecto a extensivas, considerando entradas al sistema tanto de P como de N externos (van Bruchem *et al.*, ____).

La relación *N exportado /N importado* ha disminuído principalmente debido a la intensificación que provoca importante pérdida en la eficiencia de uso del N (EUN-N). El aporte a los animales de forrajes conservados, que se cortan en estadios de desarrollo tempranos, lleva a que la relación *NDR / MODR* exceda a la necesaria para el aumento de proteína microbiana, generando un desbalance.(van Bruchem, *et al.*, ____)

Los resultados mostraron que en ambos sistemas en lo que refiere a la utilización del N fue sólo de 40%, debido a que las emisiones al ambiente fueron altas, particularmente sensibles a los fertilizantes con N y las entradas por alimentación. El ganado puede potencialmente utilizar de modo más eficiente el N, en especial cuando no hay excesos del mismo en el rumen. La eficiencia de uso del N puede ser incrementada si las entradas al sistema no son excesivas, debido a que en esa situación las pérdidas al ambiente son mayores, lo que reduce la eficiencia de su aprovechamiento (van Bruchem *et al.*, ____). (anexo 4).

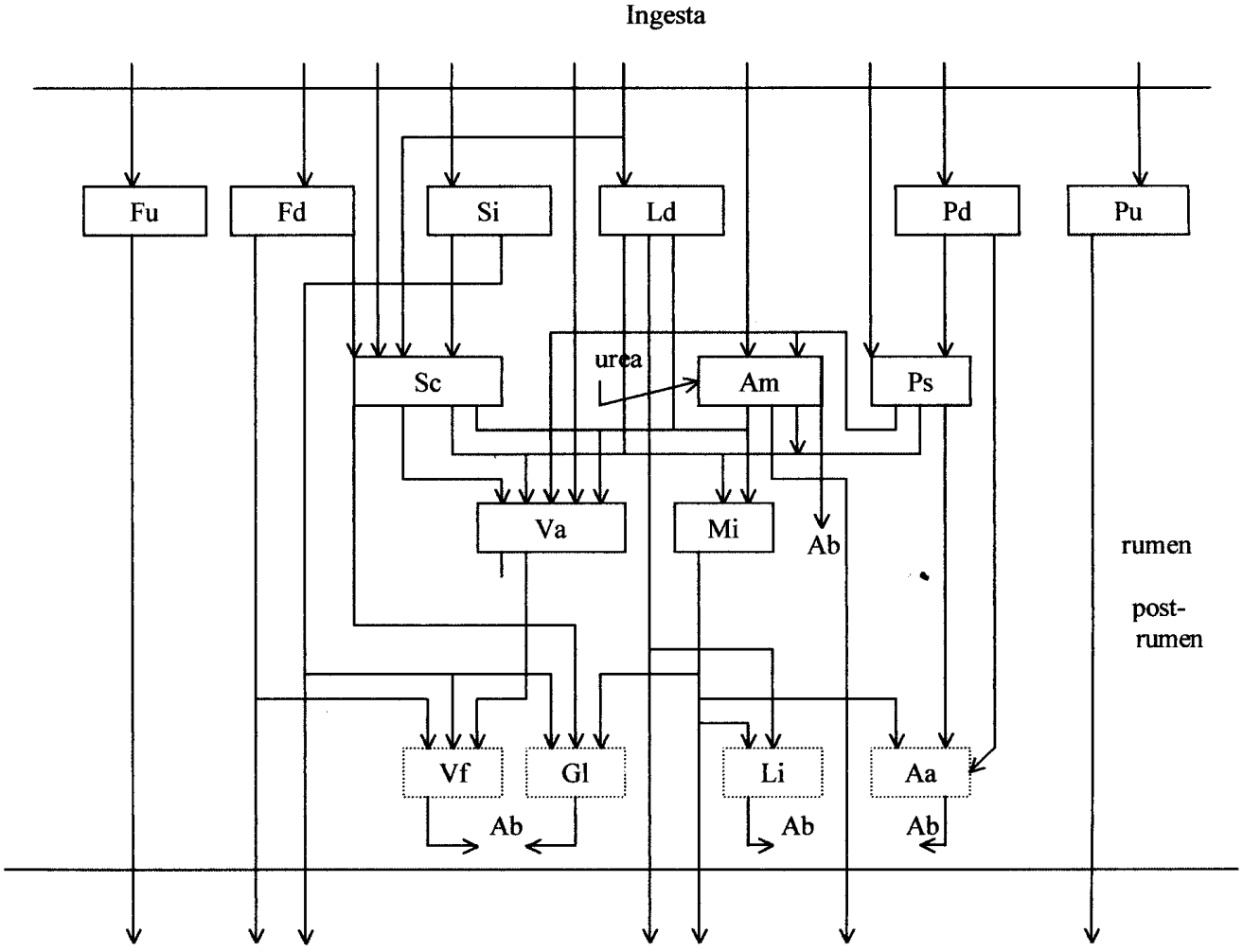


Figura 9. Diagrama representativo de un modelo de digestión de caña de azúcar en rumiantes. Adaptado de Dijkstra *et al.* (1996).[1]

A continuación se muestra una representación esquemática, que describe la dinámica del N en un sistema determinado. En dicha figura se observan las entradas, salidas e interrelaciones entre componentes del sistema y el ambiente que lo rodea. Para este caso, se cuantifican inputs y outputs de N y P por hectárea y por año (figura 10)

1

Notas: Los cuadros en líneas sólidas, indican variables de estado del rumen. Los cuadros en líneas punteadas, indican pools cero post-rumen. Las flechas indican flujos. Símbolos y descripción: Aa amino ácidos post-rumen; Ab Absorción; Am amonio; Ex salida del rumen; Fd fibra degradable en rumen; Fl fase líquida del rumen; Fu fibra no degradable en rumen; Gl glucosa post-rumen; In ingesta; Ld ácidos grasos de cadena larga en rumen; Li ácidos grasos de cadena larga post-rumen; Mi materia seca microbiana; Ni nitrógeno; Pd proteína degradable no soluble en rumen; Ps proteína soluble en rumen; Pu proteína no degradable; Sc almidón y azúcares solubles en rumen; Si almidón no soluble en rumen; So fase sólida del rumen; Ur urea; Va ácidos grasos volátiles en rumen; Vf ácidos grasos volátiles post-rumen.

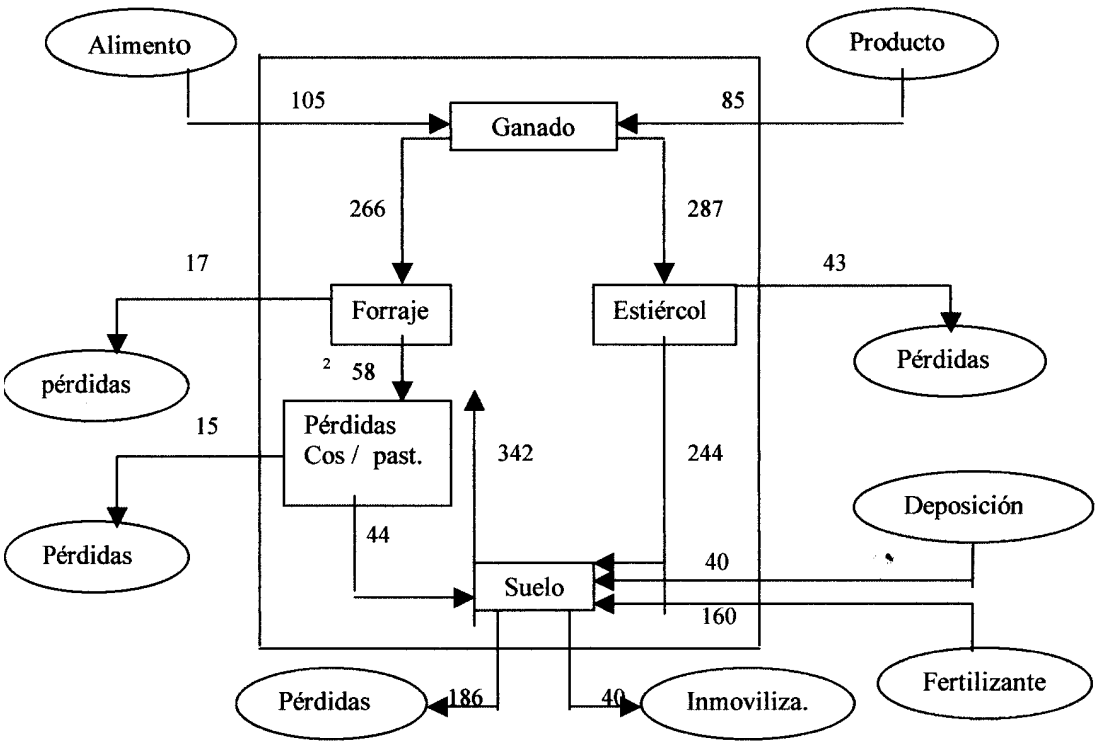


Figura 10. Dinámica de N de futura producción de leche con base pastoril con emisiones anuales de N de 180 kg N y 8,2 kg P (19 kg P_2O_5) por hectárea, con o sin fijación de N. Adaptado de van Bruchem *et al.* (_____)

G. LOS NUTRIENTES EN EL SISTEMA

Cuánto N hay en el suelo como MO mineralizable es lo que interesa saber para poder realizar un balance y determinar el nivel de fertilizante a ser agregado. La realización de estimaciones de mineralización de nitrógeno permitirá optimizar los entradas de este nutriente incluso a niveles bajos de fertilización (Vellinga, 1995). También deben considerarse en esa estimación que la materia orgánica se mineraliza a determinada tasa anual (Evans *et al.*, 2001), la existencia de pérdidas de N por lixiviación, lavado y volatilización (Vellinga, 1995) y el aporte por fijación biológica de nitrógeno (Evans *et al.*, 2001).

[2] Nota: Pérdidas cos / past. significa = Pérdidas por cosecha o pastoreo

A las consideraciones anteriormente mencionadas se agrega la importancia de los efectos residuales de aplicaciones precedentes de N, la relación entre aplicación y rendimiento obtenido y la necesidad de homogeneizar el sistema (Vellinga, 1995). La eficiencia del N fijo o agregado es menor en el corto plazo que en el largo plazo, porque el N que no se usa, lixivia, lava o volatiliza, se agrega al pool de N orgánico del suelo, permaneciendo como residual principalmente en la capa arable (Brennan y Evans, 2001). Gran parte del N aplicado mediante fertilizantes pasa a formar parte del N orgánico del suelo, disminuyendo su disponibilidad (Urquiaga y Zapata, 2000).

En el caso de sistemas pastoriles, para pasturas bajo pastoreo las recomendaciones de fertilización nitrogenada son menores que en las que son sometidas a cortes porque en las primeras existe reciclaje de este nutriente por heces y orina. Debe tomarse en cuenta esto al fertilizar para que no se produzcan excesos de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo, así como también debe ser considerada la etapa de crecimiento del cultivo al momento de la fertilización. Pasturas con pocos cortes y bajos rendimientos requieren menos N (Vellinga, 1995).

Hasta 1992 el sistema de producción intensivos en Holanda fertilizaba sus suelos en forma indiscriminada excepto en los suelos de turba, sin contemplar los aspectos considerados en los párrafos anterior. Se trata de sistemas con fertilizaciones nitrogenadas a nivel y por encima del óptimo económico, resultando en elevados contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo y en las aguas subterráneas debido a la lixiviación, que superan el mínimo requerido para consumo humano. A esto se suma el efecto del escurrimiento que incrementó los niveles de $N\text{-}NO_3^-$ en aguas superficiales (Vellinga, 1995).

En el caso del Partido 9 de Julio (Argentina), desde la década 1980/89 a 1990/99, se ha producido aumento de 38% de la *exportación de nutrientes,* como se observa en el siguiente cuadro. La causa fue el aumento de superficie y de rendimientos de cultivos agrícolas, con predominio de la agricultura contínua y monocultivos Trigo / Soja; el incremento del área destinada a maíz, alfalfa y otros cultivos para silo, rollo o fardo también contribuyen debido a ser cultivos de mayor extracción de nutrientes con respecto a los cultivos destinados para grano (Ventimiglia *et al.* , 2001) (cuadro 5).

Cuadro 5. Promedio para dos décadas de los nutrientes exportados anualmente (kg ha^{-1}), en los lotes agrícolas de campos ubicados en 9 de Julio (Bs. As., Argentina) Fuente: Ventimiglia *et al.* (2001)

Décadas	Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Magnesio	Azufre
1980/98	56,00	9,32	15,15	1,86	3,89	4,82
1990/99	77,00	14,44	21,52	2,66	5,09	6,90

El aumento de rendimientos mencionado anteriormente se vio acompañado de un aumento del uso de fertilizantes, tal es el caso de los productores trigueros de esa zona, que registran fertilizaciones con dosis de 130 -150 kg. ha^{-1} de fertilizantes. Estos autores señalan el echo de que no se fertiliza utilizando el *criterio de reposición de nutrientes*, en consecuencia, este se convierte en otro de los factores por los cuales se produce el empobrecimiento de suelos (Ventimiglia *et al.* , 2001)

Se debe tener en cuenta que la tasa de extracción de nutrientes es variable en función del cultivo y del rendimiento esperado. La exportación de nutrientes por el cultivo a través del grano producido es inferior a la necesidad de nutrientes del mismo. Esto se debe a que la necesidad incluye también la producción de biomasa de todo el cultivo no sólo al grano que se produce (Ventimiglia *et al.*, 2001) (cuadro 6).

Cuadro 6. Tasa de exportación de nutrientes por tonelada de grano producido (Adaptado de Información Agronómica INPOFOS N ° 4, Diciembre 1999). Fuente: Ventimiglia *et al.* (2001)

Cultivos	Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Magnesio	Azufre
Trigo	19,8	3,8	3,2	0,4	1,6	1,2
Maíz	14,5	3,0	4,0	0,2	0,8	1,7
Girasol	24,0	4,0	7,1	1,4	3,1	2,0
Soja	60,0	6,7	19,5	3,0	2,7	4,7

Por su parte, Martelloto *et al.* (2001), consideran que la *exportación sin reposición* es el primer factor de riesgo que afecta la sustentabilidad del sistema. Según estos autores, la reposición de nutrientes como P, K, están en el orden del 50% y 0.4% respectivamente e indican que no hay casi reposición de micronutrientes (S, Bo, Zn, entre otros), que son de baja suficiencia o deficientes en los suelos (figura 11)

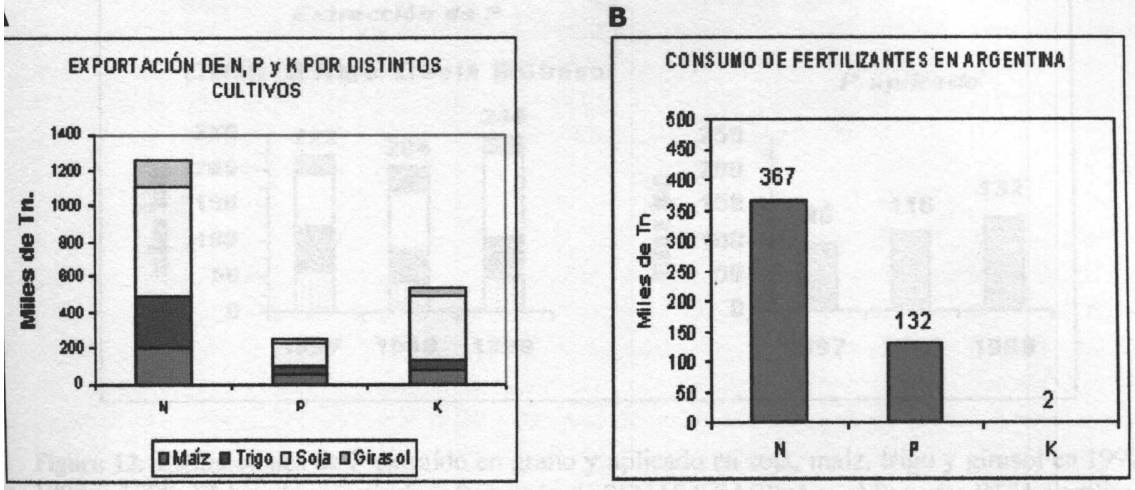


Figura 11 . Exportación de granos (A) y consumo aparente de N, P y K en maíz, trigo, girasol y soja en campaña 1999/00 (B). Fuente: Martelloto *et al.* (2001)

Otro estudio en la región pampeana específicamente referido al balance de P en suelos de dicha región, se ha registrado una reducción constante del nivel de P en suelos debido a aumento en producción de grano y reducido uso de fertilizantes con P. El balance $P_{exportado} - P_{aplicado\ con\ fertilizante}$ es negativo equivalente a -9 kg. ha^{-1} de P. Esto provoca reducciones de P disponible (Bray N °1) de 1 ppm (Berardo y Grattone, 1998 citados por García, 2001).

El mismo autor indica que el *nivel de reposición de P extraído* por cultivos aumentó en los últimos años de 43% a 56%. Para lograr un 100% de reposición de lo extraído en grano, se necesitarían 1 a 1.2 millones de toneladas de fosfato diamónico (18-46-46-0) para cultivos como maíz, trigo, soja, girasol. Específicamente para rendimientos de 6800 kg. ha^{-1} de trigo, 5400 kg. ha^{-1} de maíz, 3100 kg. ha^{-1} de soja, 5100 kg. ha^{-1} de girasol, la extracción es equivalente a 100 kg. ha^{-1} de fosfato diamónico o supertriple (figura 12). Díaz Zorita (2001), indica que la fertilización no logra reponer lo extraído por la agricultura.

En cuanto al fósforo, a continuación se presentan datos de extracción de P por grano de maíz, trigo, soja y girasol (anexo 5)

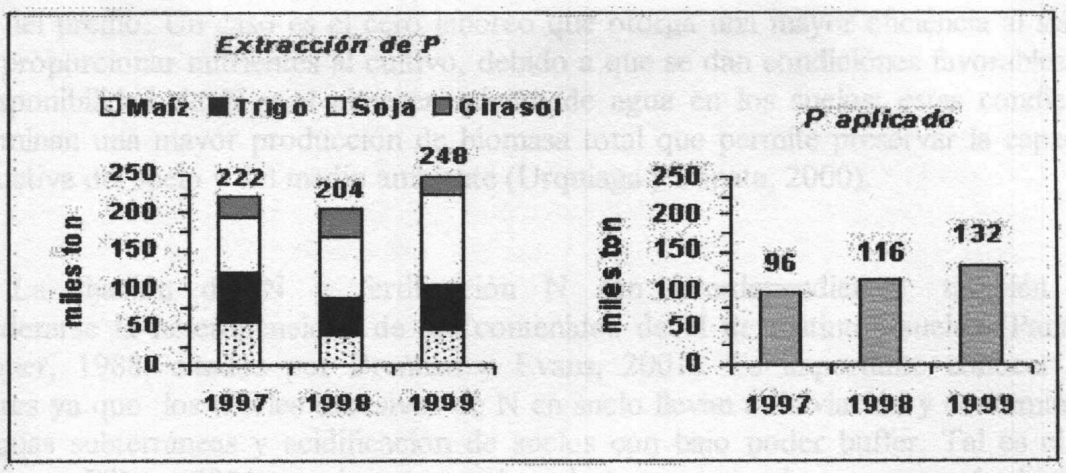


Figura 12. Estimaciones de P extraído en grano y aplicado en soja, maíz, trigo y girasol en 1997, 1998 y 1999. Elaborado a partir de información de SENASA-SAGPyA y el Proyecto INTA Fertilizar. Fuente: García (2001).

El nivel de P disponible en suelos debería ser mayor o igual a 20-25 ppm. A más P disponible en suelos se ha registrado aumento de rendimientos en cultivos, luego de aplicarse fertilizantes fosfatados. En suelos con mayor nivel de P disponible, la respuesta a la fertilización será menor (García, 2001).

G.1. Eficiencia de Uso de Nutrientes y Balance

La *eficiencia de recuperación* de N- fertilizante (ERNF) es la proporción del nitrógeno del fertilizante que se recupera por parte del cultivo. A mayor ERNF, el manejo de la fertilización es más adecuado y tendrá efecto positivo sobre el rendimiento del cultivo y menor impacto ambiental. En un ciclo de cultivo la eficiencia de recuperación de N-fertilizante aplicado difícilmente supera el 50% (Urquiaga y Zapata, 2000).

La *eficiencia de uso* por parte de las plantas varía según el tipo de fuente nitrogenada (Brennan y Evans, 2001). Las pérdidas de N alcanzan su máximo valor cuando la eficiencia de la fertilización, por influencia de la planta u otros factores, es baja (Urquiaga, 2000). Las posibles formas de contrarrestar las pérdidas consisten en considerar la demanda del cultivo, mejorar la eficiencia del uso de fertilizantes en los predios, uso de fuentes alternativas de N como FBN, eficiencia relativa de la misma, y mantener pasturas en zonas de cultivos (Angus, 2000). Por su parte Brennan y Evans (2001), consideran también que contribuye permitir cambios en el uso del suelo y en el

total del predio. Un caso es el cero laboreo que otorga una mayor eficiencia al sistema para proporcionar nutrientes al cultivo, debido a que se dan condiciones favorables para la disponibilidad de N y el almacenamiento de agua en los suelos; estas condiciones determinan una mayor producción de biomasa total que permite preservar la capacidad productiva del suelo y del medio ambiente (Urquiaga y Zapata, 2000).

La fijación de N y fertilización N son interdependientes; también debe considerarse la heterogeneidad de los contenidos de N de distintos suelos (Pannell y Falconer, 1988, citados por Brennan y Evans, 2001). Es importante conocer estos factores ya que los niveles excesivos de N en suelo llevan a lixiviación y contaminación de aguas subterráneas y acidificación de suelos con bajo poder buffer. Tal es el caso citado por Fillery (2001), en áreas extensivas de pasturas en algunas zonas de Australia, basadas en leguminosas, donde el nivel de nitratos en aguas subterráneas indica que este nutriente no ha sido utilizado eficientemente por pasturas o cultivos subsecuentes.

La emisión de N-NO y $N\text{-}N_2O$ hacia la atmósfera es citada como problema de contaminación en suelos con poco poder redox. Este es el caso de suelos con mal drenaje, en los cuales se reduce fácilmente el $N\text{-}NO_3^-$ a las formas antes citadas, reduciendo el contenido de ozono (O_3) en la atmósfera (Zapata, 2000).

Los NO_3 en agua bajan la calidad del agua potable y provocan problemas al hombre como la enfermedad de los niños azules y la eutroficación de aguas superficiales (Zapata, 2000). Se consideran como niveles aceptables 10 a 20 $mg.l^{-1}$ de $N\text{-}NO_3$ (Aldrich, 1980, citado por Zapata, 2000). El contenido de N-NH4 es citado como problema en sistemas acuáticos con niveles críticos de 1,5 $mg.l^{-1}$. El $N\text{-}NH_3$ es contribuyente a la lluvia ácida que afecta bosques y acidifica suelos en el largo plazo (Zapata, 2000).

La utilización inadecuada de abonos verdes de fácil descomposición; también puede ser fuente de contaminación (Zapata, 2000). La desnitrificación es mayor en suelos con enmiendas ricas en nitrógeno y menor cuando no se aplican enmiendas. Las máximas pérdidas por desnitrificación no exceden los 5 kg. ha^{-1} de N (Fillery, 2001).

Del punto de vista del *balance energético*, en lo que refiere a la eficiencia de uso de los fertilizantes, se mide como la *relación entre la energía acumulada en el alimento producido y la energía fósil* acumulada en los insumos para producir dicho alimento. Esto permite evaluar la sustentabilidad de la agricultura, según lo enunciaron Pereira dos Santos *et al.* (2001). De sus experimentos, infirieron que las rotaciones de cultivos son

más eficientes en el uso de la energía que los monocultivos o la misma sucesión de cultivos o barbecho/ cultivo.

En el caso de Uruguay, Ernst (s/p), indica que desde 1975 se presenta un sistema productivo que incluye la rotación de cultivos con pasturas de gramíneas y leguminosas cada cuatro años. Este autor cita a Díaz y Baethgen (1992), que señalan cuatro características de este sistema, mantiene la fertilidad y condición del suelo; reduce costos de nitrógeno ya que ingresan entre 100 y 150 kg ha^{-1} $año^{-1}$ por fijación simbiótica en pasturas; permite duplicar los rendimientos, porque mejora el efecto chacra,; mejora el ingreso neto y reduce la variabilidad anual. A pesar de estas bondades del sistema de rotaciones cultivos – pastura, en la fase agrícola con laboreo se detectan niveles de erosión altos y baja eficiencia de uso del nitrógeno que se fija por parte de las leguminosas de las pasturas (30%). Esto provoca períodos de pérdida de fertilidad que se revierten al regresar a la fase pasturas. Luego de 30 años de aplicar este sistema, a nivel experimental se observa una tendencia a la reducción en el porcentaje de carbono orgánico del suelo y también del contenido de nitrógeno total.

Como problema adicional a la contaminación ambiental ocasionada por el uso de nutrientes incorrecto, se menciona en la literatura la problemática de la producción mundial de fertilizante nitrogenado. La misma consume 1% del combustible fósil utilizado a nivel mundial y contribuye en proporción similar a la liberación de CO_2 a la atmósfera. Relacionado a este aspecto se plantea la necesidad de una mayor eficiencia en la manufactura de los fertilizantes a nivel industrial, como paliativo de este factor de contaminación ambiental (Angus, 2001)

La *Eficiencia de uso de nutrientes* se define como la cantidad de nutriente exportado / cantidad de nutriente importado. La desventaja de esta definición es que incluye tanto la eficiencia biológica con la cual los nutrientes son utilizados en la planta y en el animal en el proceso de producción, como las pérdidas del sistema suelo- planta- animal. Debido a esto, se indica que la eficiencia de uso de nutrientes como tal no nos da información del impacto ambiental de las diferentes técnicas de producción (van Keulen *et al.*, ____)

Si bien el N es considerado el nutriente más crítico del punto de vista ambiental, se necesitan más estudios que indiquen niveles de pérdidas y variabilidad de las mismas. Por su parte, el P en superficie que se pierde por escurrimiento aumenta la presencia de algas en cursos de agua y lagos (van Horn *et al.* , 1996)

El exceso de aportes en dietas cuando los hay, es una forma de aumentar las pérdidas de nutrientes. Al reducir el P de la dieta, baja el P excretado casi en igual proporción (Morse *et al,* 1992, citado por van Horn *et al.*, 1996). Van Horn *et al.* (1994), indican que si se bajara a niveles de NRC los excesos de dieta, se reduciría el P excretado a 10 kg. $vaca^{-1}.año^{-1}$. En situación de feedlot, el P excretado es aprox. 20 kg. $vaca^{-1}.año^{-1}$, si se bajara a los niveles de NRC sería 7 Kg. $vaca^{-1}$. $año^{-1}$ (Watts *et al.,*1994, citado por van Horn *et al.*, 1996) Para reducir proteína excretada sólo se recomienda usar dieta rica en proteína en lactancia temprana, ya que la mayor excreción se registra durante lactancia media y tardía. Esto es también para el caso de fósforo y van Horn *et al.* (1994 b), recomiendan que se debe balancear la proteína degradable y no degradable en rumen para reducir el N excretado.

Las dietas que favorecen el aumento de la eficiencia de retención del nutriente y aumento de producción, bajan la cantidad de nutrientes excretado por unidad de producto en caso de vacas de alta producción la eficiencia es mayor porque tienen menor excreción de P y N por dilución de sus requerimientos (van Horn *et al.,* 1994b). Dietas de mayor digestibilidad reducen la cantidad de heces producida. El uso de aditivos aumenta la eficiencia de producción; también tiene efecto ambiental positivo porque reducen la producción de bosta por unidad de producto. El uso de ionóforos, reduce de modo importante P excretado. (Kirk *et al,* 1985; Spears, 1990, citado por Van Horn *et al.,* 1996). En definitiva, se debe considerar la digestibilidad de la dieta, la composición de la misma, cantidad de alimento aportado, nivel de producción de las vacas, que condicionarán la producción de bosta, y composición de la misma que va a determinar la liberación de nutrientes al ambiente.

Díaz Zorita (2001), dice que alimentos ricos en P con concentraciones mayores a 0,06 % aumentan la proporción de P inorgánico en heces que pasa en su mayoría a la solución del suelo. La mayor reposición de P al suelo la realizan heces y restos vegetales jóvenes que liberan rápidamente el P y contribuyen a la fracción orgánica del P que se mineraliza.

Este mismo autor indica que la remoción del P en productos animales en situaciones de producción intensivas son para leche 36% de la ingesta y carne 10% de la ingesta. En sistemas que producen carne sale más fósforo en este producto (12%) que el que se repone por fertilización.

Para este autor, la sustentabilidad depende del manejo del pastoreo realizado de modo tal que permita la restitución por heces y además debe incorporarse fertilizantes con fósforo que conserven la fertilidad.

La pérdida de nutrientes al suelo y a las aguas, que provienen del estiércol pueden afectar la calidad de la misma. Aseguran que los nutrientes de interés en el estiércol, son nutrientes de fertilizantes potencialmente reciclables a través de las plantas y agrega que el reciclaje evita pérdidas de nutrientes reciclados al agua o a la atmósfera. A su vez, opinan que para que un predio sea sustentable, el presupuesto de nutrientes debería estar balanceado, por lo menos luego que las reservas del suelo sean llevadas a niveles deseables de producción sustentable (van Horn, *et al.* , 1996)

Para sistemas de producción intensivos en Argentina (Pampa), las pérdidas de P por erosión son bajas, por lo tanto su efecto sobre la productividad es poco relevante, sin embargo, el impacto ambiental es alto debido a la eutroficación de cursos de agua (Díaz Zorita, 2001).

En una perspectiva ambiental, es crítico tener estimaciones precisas de las cantidades de nutrientes del estiércol originalmente excretados y considerar las posibles pérdidas in situ Para esto se propone un modelo de *ENTRADAS – SALIDAS* el cual es identificado como muy preciso respecto a modelos multivariados ajustados a valores de N y P conocidos (van Horn 1994b, citado por van Horn *et al.* , 1996)

¿Cuánto por encima de la cantidad de nutrientes removidos deberían ser aplicados y qué factores afectan? En ensayos en los que se aplica estiércol por riego, se observa que la remoción de N aumenta, cuando la concentración de este nutriente en la bosta es mayor; esto se debe al *consumo de lujo*. La remoción de fósforo aumenta cuando lo hace el nivel de fósforo aplicado, pero el consumo de lujo para este nutriente no es tan evidente. Se introduce así el concepto de consumo de lujo como un factor muy importante en la presupuestación de nutrientes en el suelo (van Horn *et al,* 1996).

En lo que refiere a la *capacidad de retención* de nutrientes del suelo, suelos con mayor capacidad de retención de P tienen mayor sustentabilidad con respecto aquellos con menor capacidad de retenerlo (Watts *et al.* , 1994 citado por Van Horn *et al.* , 1996). El grado de saturación (%) de P con relación a la capacidad total de un suelo es lo fundamental (Breeuwsama *et al*, 1995, citado por van Horn *et al.*, 1996). Por lo tanto, una aplicación racional debe basarse en condiciones del suelo local, en función de la concentración de P estándar limitado por lo anterior, y de acuerdo al movimiento potencial del P. En caso del P, la remoción del mismo por parte del cultivo es menor a mayor tasa de aplicación. A niveles altos de aplicación, aumenta la cantidad de P en superficie y en profundidad.

En el caso del N, hay una alta participación de la *volatilización* en las pérdidas de $N\text{-}NH_4$, es 50% del N excretado en heces. Esto genera alta variabilidad de pérdidas de N (Power *et al*, 1994, citado por Van Horn *et al.* , 1996). Según Van Horn *et al.* (1996), la presencia de alto amonio en suelo, provoca la reducción de la oxidación del metano. También se produce alto amonio por descomposición de la materia orgánica. El otro mecanismo de pérdida importante es *desnitrificación* que es muy importante dentro del ciclo del N entre N_2 de la atmósfera, N del suelo, del agua y N fijo. El agregado de estiércol genera situación de bajo O_2, lo que favorece la reducción de NO_3, ya que el estiércol es fuente de ácidos grasos volátiles, por lo tanto, una gran fuente de carbono, que toma los O_2 (Paul y Bauchamp, 1989, citado por van Horn *et al.*, 1996). Con mayores niveles de aplicación de estiércol, el mecanismo predominante de pérdida es la desnitrificación, también lo es la *lixiviación*, si bien en menor grado.

Con mayores niveles de incorporación de N hay mayor recuperación del mismo por parte del cultivo, debido a aplicaciones más pequeñas y frecuentes en el año, por lo cual los rendimientos son mayores. En caso de concentraciones promedio de $N\text{-}NO_3^-$, a más altas aplicaciones tiene mayor efecto en superficie. Con menor aplicación, los niveles en superficie son menores y se mantienen en profundidad igual que a altas aplicaciones; esto implica que el efecto en profundidad no varía con el nivel de aplicación (van Horn *et al*, 1996).

Luego de determinar excreción, producción del cultivo, remoción potencial *(producción + consumo lujo potencial)*, y las pérdidas de nutrientes esperada, se realiza el balance combinando estos elementos y haciendo ajustes para balancear necesidades y excesos (van Horn *et al.*, 1996) (anexo 6)

El *monitoreo de sistemas* es importante especialmente del punto de vista de calidad de agua, por la exportación de estiércol hacia ellas, debido a que los animales se juntan entorno a la misma. En situación de pasturas es difícil encontrar un exceso importante de nutrientes, a no ser que se agregue estiércol y fertilizantes juntos, o que la pastura sostenga un importante número de animales a ser alimentados por fuentes externas. La mayoría de los nutrientes son reciclados en otras actividades (cría de terneros), a su vez vuelven a ser excretados en áreas que les permiten moverse hacia las aguas subterráneas y a nivel superficial. Los animales no pueden excretar más de lo que consumen, por lo menos no por períodos extensos de tiempo (van Horn, *et al.* , 1996). En el balance de P y N en pasturas, la exportación de nutrientes por ganancia de peso, es menor que los nutrientes consumidos (van Horn *et al*,1995, citado por van Horn, 1996).

En sistemas intensivos las entradas de N (por fertilización y alimentos) superan a las salidas, no así en sistemas más extensivos, los cuales tienen menor aplicación de fertilizante. En los intensivos el balance de N requiere mayor aplicación de fertilizante comercial y fijación biológica. Para el P, puede haber acumulación incluso si no hay aplicación de fertilizantes con P, por lo tanto, se debe evitar la aplicación a niveles adecuados de fertilidad de suelos (van Horn *et al.*, 1995, citado por van Horn, 1996). El sistema de producción que retornaría por lo menos los kg. ha^{-1} de N aportado sería el extensivo. Esto se debe a que el sistema extensivo balancea mejor las entradas y salidas de N y el reciclaje del mismo dentro del sistema. (Dewhurst y Thomas, 1992 citados por van Horn *et al.*, 1996).

Para sistemas en producción sobre pasturas en la Pampa Argentina, el sistema de pastoreo no es el factor que afecta las pérdidas de P y la carga es determinante de la distribución más homogénea de heces en el terreno cuando estas son elevadas. Además se reporta la transferencia de P fuera del área de pasturas en callejones, sala de ordeñe y camiones. También son transferencias el traslado de reservas forrajeras desde el lugar de su elaboración hasta el de suministro. La transferencia es uno de los principales responsables de la exportación de este nutriente y debe ser tenido en cuenta en el balance. Con respecto a la extracción, ésta es mayor en los pastoreos más extensivos que permiten mayor tiempo de pastoreo y mayor selección a favor de pasturas más ricas en fósforo (Díaz Zorita ,2001).

van Horn et al. (1995), consideran que si se distribuyen más homogéneamente los desperdicios resultantes del sistema productivo en pasturas, se favorece el reciclaje y deberían minimizar los niveles de nutrientes hacia aguas superficiales y subterráneas. Citan a Prosbt y Garvert (1992), que compararon lechería orgánica contra lechería convencional durante un período de diez años. A los ocho años, las pérdidas de nutrientes (N y P) hacia subsuelo y drenaje fueron 50% menores en el sistema orgánico respecto al convencional.

van Horn *et al.* (1995), proponen un modelo sencillo para realizar el balance que debe incluir como base: número de animales; consumo de materia seca (composición de nutrientes, digestibilidad de la materia orgánica, ganancia de peso, producción de leche); otros alimentos (composición nutritiva de la ganancia, y producción de leche); capacidad de recuperación de nutrientes (de fertilizantes). Dicho modelo debe poder cuantificar el ahorro que se logra con el estiércol, ya que es un gran incentivo para quienes lo producen, para ello requurirían, pesar la carga de estiércol; muestrear, es importante para el análisis nutritivo del estiércol; instalar medidores de volumen, en caso de aguas sucias para riego; registrar momento de bombeo del agua; muestreo de agua sucia

tomadas a campo lo cual es útil para su análisis, para la obtención de datos de valor fertilizante.

La diferencia entre excreción y recuperación permite estimar las pérdidas de nutrientes de aquellos sistemas de manejo en los que el estiércol es fuente para la fertilización. Luego del cálculo de la recuperación de nutrientes, se puede planificar el cultivo, las cantidades adecuadas de nutrientes a ser agregados por hectárea, según el cultivo y pérdidas ambientalmente aceptables hacia el subsuelo y aguas subterráneas. (van Horn *et al.* , 1996).

En América Latina, se ha demostrado que las pérdidas por lixiviación no constituyen un factor importante en la contaminación ambiental, (Urquiaga y Zapata, 2000). Los procesos con mayor incidencia en la eficiencia de la fertilización son la volatilización y la desnitrificación (Urquiaga, 2000). El riesgo de contaminación por uso incorrecto de fertilizantes en América Latina y el Caribe no está en niveles de riesgo debido que las exportaciones de N a través de los productos agrícolas cosechados y otros procesos, como la erosión, son mucho mayores que las entradas recibidas como fertilizantes (Urquiaga y Zapata, 2000). Las pérdidas de nitrógeno del sistema suelo – planta en América Latina es bajo, con un rango entre 4 y 34%, siendo la mayoría de los datos registrados menores a 10% (Zapata, 2000) (anexo 7).

G.2. Pérdidas de Materia Orgánica y Agua del suelo

Con respecto a la pérdida de *materia orgánica*, Martelloto *et al.* (2001), en su estudio sobre la Sustentabilidad de la Agricultura Cordobesa, utilizando como herramienta de análisis el monocultivo de soja, concluyeron que el cultivo contínuo, es causa de balance de materia orgánica negativo. Esto se debe a que el carbono mineralizado por año, no es compensado por el aporte a partir de rastrojos debido a su relación C / N. Se observa que la disminución de la materia orgánica (kg. ha^{-1}) para monocultivos y sistemas de rotación en rotaciones las pérdidas son menores que en el caso de monocultivos (figura 13).

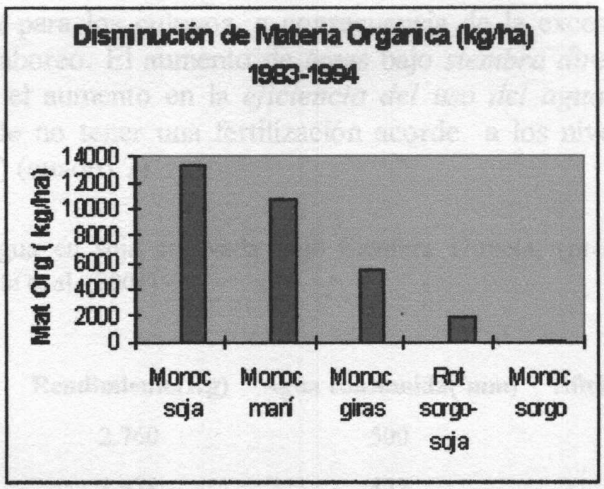


Figura 13. Disminución de la materia orgánica en monocultivo vs. rotación. Fuente: Martelloto *et al.* (2001)

Estos autores registraron también que la menor pérdida de materia orgánica en sistemas con rotaciones coincidía con la obtención de mayores rendimientos en kg ha^{-1}. (figura 14)

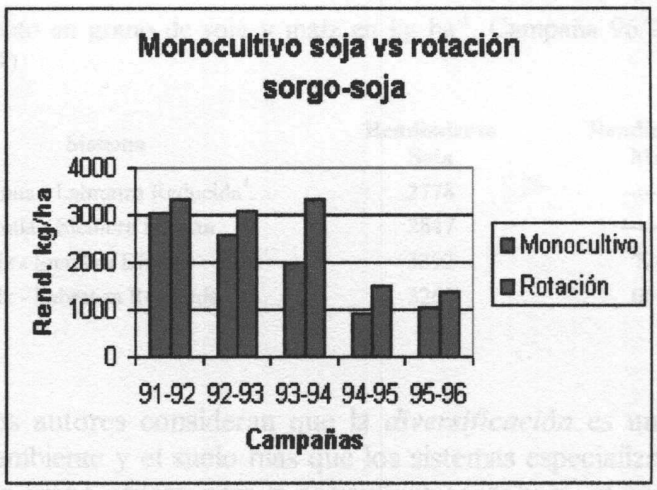


Figura 14. Rendimiento de soja en rotación y monocultivo. Fuente: Martelloto *et al.* (2001).

Los menores rendimientos en el caso de monocultivos se explican también por la degradación físico-biológica que provocan a los suelos. Esta ha llevado a *menor*

disponibilidad de agua para los cultivos, a consecuencia de la excesiva expansión del área de cultivos y del laboreo. El aumento de áreas bajo *siembra directa* en Córdoba y Santa Fe ha permitido el aumento en la *eficiencia del uso del agua* y al aumento de rendimientos, a pesar de no tener una fertilización acorde a los niveles de extracción (Martelloto *et al.*, 2001) (cuadro 7)

Cuadro 7. Balance de agua en soja cultivada bajo Siembra Directa. (promedio 3 campañas 1996/99) Fuente: Martelloto et al. (2001)

Tratamiento	Rendimiento(Kg)	Agua consumida([3]mm)	Eficiencia(Kg/mm)
Soja Continua	2.760	500	5,6
Rotación Maíz /Soja	3.478	477	7,4

Los autores concluyen que con mayor agua disponible, hay menor incidencia de plagas y enfermedades, por lo tanto, mayores y más estables rendimientos. Nuevamente, comparando sistemas de laboreo y rotaciones contra agricultura contínua, se observa que con rotaciones, laboreos reducidos o siembra directa, los rendimientos se ven incrementados (cuadro 8).

Cuadro 8. Rendimiento en grano de soja y maíz en kg ha^{-1}. Campaña 96/97 al 99/00. Fuente: Martelloto *et al.* (2001)

Sistema	Rendimiento Soja	Rendimiento Maíz
Soja continua - Labranza Reducida[4].	2778	---
Soja continua - Siembra Directa	2847	---
Soja - maíz - Siembra Directa	3392	7200
Soja - maíz - Labranza Reducida	3260	6614

Estos mismos autores consideran que la *diversificación* es un mejor mecanismo para preservar el ambiente y el suelo más que los sistemas especializados. Considerando solo los cultivos de grano grueso para la agricultura cordobesa, el porcentaje relativo de cada uno de ellos, en la campaña 99/00 fue: soja 60%, maíz 17%, sorgo 6%, maní 6%, y

[3] Agua Consumida = (Agua a la siembra + lluvia) – Agua a madurez

[4] Nota: Labranza reducida incluye cincel y cultivador de campo

girasol 11%; el área sembrada con trigo, representó el 14% de la superficie agrícola. En la zona central de la Provincia, el desbalance entre oleaginosas y cereales es aún mayor (Martelloto *et al.*, 2001).

Lo mencionado anteriormente es causa de reducción de sustentabilidad del sistema. Eso se ve reflejado en la capacidad productiva de los suelos, en la estabilidad de los rendimientos y en la rentabilidad (Martelloto *et al.*, 2001).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

A. REGISTROS

Los registros empleados para la elaboración de este trabajo fueron obtenidos a partir de los relevamientos de predios realizados por estudiantes de Facultad de Agronomía, Universidad de la República en el marco de Taller IV opción Agrícola Lechero que se desarrolla en la Estación Experimental Mario A. Cassinoni. Estos corresponden a los ejercicios 98/99, 99/00 y 00/01 y pertenecen a predios que se ubican en el litoral oeste del país

B. CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO PARA EL ESTUDIO DE SISTEMAS PRODUCTIVOS. UN ACERCAMIENTO A LA EVALUACIÓN DE LA SUSTENTABILIDAD

A partir de la revisión bibliográfica realizada, fue posible la construcción de un modelo de interacciones, para la descripción y análisis de sistemas productivos. El *enfoque holoísta de sistemas* fue la base en el proceso de jerarquización del modelo. Las jerarquías identificadas están constituídas por *holarquías*, que son un conjunto de *holones* o entidades, que en este caso son identificados como los componentes del sistema. Este mismo enfoque fue la herramienta para definir el interrelacionamiento entre componentes dentro de un sistema y entre los distintos subsistemas (cada sistema es subsistema componente de otro sistema mayor). También, contempla que cualquier modificación en alguno de dichos componentes, será causa de modificación en todo el sistema, ya que provocará un desplazamiento hacia un nuevo equilibrio de éste. De esas interacciones entre componentes del sistema, surgen las *propiedades emergentes y la capacidad de resilencia del sistema*; entendiéndose capacidad de resilencia, como la habilidad de un sistema para recuperarse de una situación de estrés.

B.1. Niveles de Agregación

Inicialmente fue definido un agroecosistema, al que se denomina *sistema productivo*, que es el *nivel 1* del modelo. Se define como tal, al conjunto de los componentes e interacciones involucrados en el proceso productivo, así como también las entradas y salidas de interés de dicho sistema. Sus límites están dados por la extensión física del área destinada a producción.

Dicho agroecosistema se asume como un subsistema dentro de un sistema mayor, al cual se le denomina *sistema explotación*, correspondiente al *nivel 2* del modelo. En este nivel, se incluyen también al productor y su familia como tomadores de decisiones en función de sus objetivos. Desde aquí, emergen las decisiones sobre las entradas y salidas controlables que llegan y salen desde el nivel 1. Para este nivel de agregación se toman como límites el área total del predio, que incluye no sólo el área bajo producción (nivel 1), sino también área ocupada por instalaciones, casa, caminería, es decir, todo lo que ofrece servicio al productor.

En un *nivel 3*, se ubica al *sistema local*, el cual incluye a los niveles 1 y 2. El mismo contiene a los subsistemas sociales, de políticas y económico nacional. Estos subsistemas se interrelacionan entre sí, de lo cual surge un marco socio-económico que afecta al productor como actor social y tomador de decisiones sobre su sistema productivo. Los límites de este sistema son determinados por las fronteras del país.

Finalmente, el *nivel 4* de este modelo está comprendido por el *ecosistema general*, que puede ser definido tanto a nivel regional (por ejemplo: América del Sur), como global (por ejemplo: el mundo).

B.2. Componentes e Interacciones

Dentro del *nivel 1*, se distinguieron cuatro componentes del sistema como los principales. Estos son, los *subsistemas animal, vegetal, suelo y conjunto de residuos*. El *conjunto de residuos* está constituido por salidas del sistema que pueden estar dirigidas tanto hacia las aguas superficiales como subterráneas y de igual modo pueden ser liberadas a la atmósfera.

Considerando el *subsistema animal* dentro del sistema productivo, éste se relaciona con el vegetal, ya que los animales se alimentan de forraje; a su vez se da una relación inversa ya que los vegetales pueden aprovechar nutrientes resultantes de la descomposición del estiércol, orina y animales muertos.

El *subsistema suelo* en ambos casos interactúa mediante el aporte de soporte físico a la producción, y tanto el subsistema animal como el vegetal favorecen al reciclaje de nutrientes en un caso por la deposición de heces y orina y en el otro caso por rastrojos en superficie y raíces a ser descompuestas por la micro y mesofauna del suelo. Todos los subsistemas mencionados, liberan residuos al ambiente y la magnitud de estas emisiones

al ambiente es variable según eficiencia en el uso de nutrientes, y nivel de aporte de los mismos al sistema.

Se considera que la relación de cada subsistema con el conjunto de residuos que se genera durante el proceso productivo, es de ida y vuelta, ya que cantidades elevadas de residuos liberadas al ambiente, que superen la capacidad del mismo para detoxificarlas, irá en detrimento de la capacidad productiva futura del sistema de producción en su conjunto. El efecto benéfico del conjunto de residuos está dado cuando parte del mismo se incorpora al sistema como materia orgánica joven e incrementa de la fertilidad del suelo.

Una alta proporción de la magnitud de las interrelaciones y las relaciones causa-efecto dentro del *nivel 1*, se explican por el balance entre las entradas y salidas del sistema. Debe considerarse, que los tipos de entradas y salidas, dependerán del sistema productivo al que se esté haciendo referencia.

En el *nivel 2*, como se dijo anteriormente, se incluye al productor el cual toma decisiones sobre el predio en función de los objetivos que desea alcanzar. El mismo decide sobre el manejo del sistema, para lograr obtener determinado producto, que satisfaga sus necesidades, económicas y sociales.

El tipo de modelo construido en base al proceso anteriormente descripto, es un *Diagrama de flujos*, como se observa a continuación. Sin embargo, existen otras formas de modelar esta misma situación como se describe durante la revisión bibliográfica, en la cual se citan varios ejemplos (figura 1) .

Los *entradas al sistema* consideradas en este modelo son los insumos necesarios para el proceso productivo (nivel 1). Para el componente animal se definen entradas externas a los alimentos concentrados tanto proteicos como energéticos y forrajes conservados extraprediales y reposición de animales. Por otra parte, entradas internas son todos aquellos alimentos producidos y reservados en el predio. Lo importante de esta discriminación es que el balance entre insumos internos y externos puede ser un determinante de la sustentabilidad del sistema explotación.

Por parte del componente vegetal, se consideran los fertilizantes con nitrógeno y fósforo y la fijación biológica de nitrógeno (FBN). Dentro de éstos son considerados

insumos externos los fertilizantes químicos y las entradas internas están constituidas por la FBN.

Las *salidas* que emergen desde el nivel 1 se clasifican como positivas y negativas. Parte de estas salidas actúan en el nivel 2 condicionando la toma de decisiones.

Una de las salidas más importantes del nivel 1, según la revisión bibliográfica es la salud del mismo, debido a que es resultado del nivel de salud de cada uno de sus componentes e interacciones. Se maneja el concepto de salud como un estado momentáneo del sistema necesario en el largo plazo para la sustentabilidad del mismo.

Desde el componente animal las salidas clasificadas como positivas son los productos cuantificados como kg ha^{-1} $año^{-1}$ de carne y litros de leche ha^{-1} $año^{-1}$. En el componente vegetal las salidas positivas o productos son kg ha^{-1} $año^{-1}$ de grano y kg ha^{-1} $año^{-1}$ de forraje destinado a reserva bajo forma de silos, fardos y henilajes. Estos productos vegetales se consideran como salidas positivas en caso de ser vendidos; si por alguna razón esto no es así, se transforman en entradas internas potenciales para la producción en el siguiente ejercicio bajo forma de alimento para los animales y para el propio ejercicio serán considerados dentro del *P.E.N.S.S (producido en el ejercicio que no sale del sistema)* del nivel 1.

Todas las salidas identificadas como negativas en el nivel 1, se agrupan en el componente denominado *Residuos*. Los residuos están constituidos por los nutrientes de este nivel que van hacia la atmósfera y aguas superficiales y subterráneas. La decisión de agrupar en un único conjunto de residuos se basa en la necesidad de simplificar el modelo desarrollado a efectos explicativos del mismo.

Para el componente suelo se identifican como salidas pérdidas de suelo por erosión con su consecuente pérdida de materia orgánica y nutrientes que condicionan la capacidad productiva a futuro del suelo.

Las *entradas al conjunto de residuos* provienen de los componentes animal, vegetal y suelo. En términos generales, formarán parte del pool aquellos nutrientes que se pierden al ambiente y son de difícil cuantificación, los que constituyen el pool de nutrientes del suelo y por lo tanto quedan retenidos en el sistema y los nutrientes que se pierden por erosión que forman parte del pool de residuos.

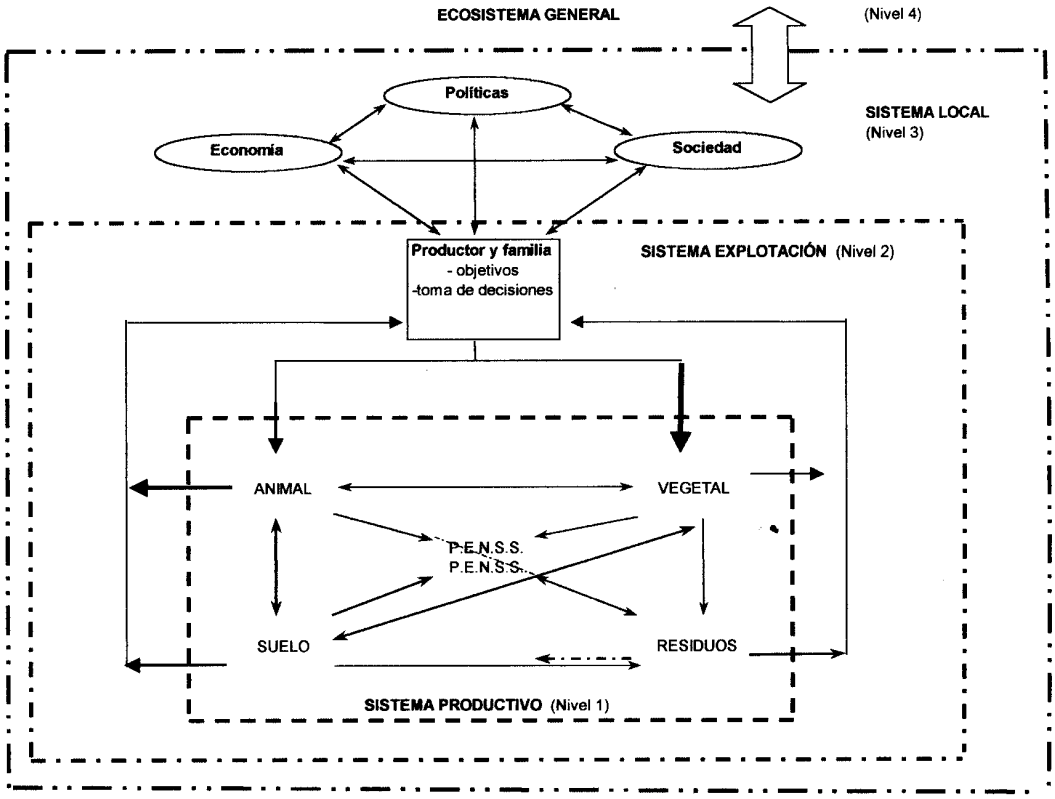


Figura 1. Diagrama de Flujos de interrelaciones dentro y entre sistemas a distintos niveles jerárquicos .Fuente: Larrosa, Lutz (2002).

C. ANÁLISIS DE REGISTROS DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN.

C.1. Cuantificación de Entradas de Nitrógeno y Fósforo al Sistema.

C.1.a. Subsistema Vegetal

C.1.a.1 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Fertilización y Refertilización.

Esta estimación fue realizada basándose en los registros disponibles respecto a la cantidad de fertilizante aplicado por fertilización y refertilización en cada sistema y según la fórmula empleada en cada caso. En el caso específico de fósforo el dato de obtenido fue en forma de P-P_2O_5. Este valor fue convertido a la forma de fósforo P utilizando la relación: $P_2O_5 = P * 2,29$

3.1.a.2 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Animales muertos.

Esta estimación se realizó basándose en el número de terneros muertos en cada sistema, se calcularon las cantidades de carne y hueso correspondientes. A partir de los kg de carne se obtuvo el valor de nitrógeno y de los kg de hueso el de fósforo.

Para obtener los kg de carne y hueso correspondientes se asignó una relación músculo hueso 2:1 (Crecimiento, 1997).

Procedimiento:

- *Cálculo de nitrógeno*
- Peso: kg. animal $^{-1}$
- kg músculo: kg. animal $^{-1}$ / 3 * 2 No se considera grasa porque son animales en activo crecimiento.
- Proteína en músculo 30%. (Crecimiento, 1997).
- kg Proteína: kg músculo * 0,30
- *Proteína cruda = N * 6,25*
- kg N = kg Proteína / 6,25
- *Cálculo de fósforo*
- Peso: kg. animal $^{-1}$
- kg hueso: kg. animal $^{-1}$ / 3.
- Contenido de fósforo total en hueso 66%. (FRANDSON, 1986)
- Fósforo asociado a calcio en el fósforo total 80%. (FRANDSON, 1986)
- Fósforo P en el fósforo asociado a calcio 23%. (Tabla periódica de los elementos)
- kg P = kg hueso * 0,66 * 0,80 * 0,23

C.1.a.3 Entradas de Nitrógeno por Fijación Biológica.

Procedimiento:

- Aporte de leguminosas a la materia seca total producida en pasturas mezcla de gramíneas y leguminosas: 30 % (Miscelánea N° 18.)
- kg materia seca de leguminosas: kg de materia seca total ofrecida * 0,30
- kg de N fijado por tonelada de materia seca de leguminosa: 31 (SAWCHIK, 2001).
- kg N = tt MS de leguminosas * 31 kg tt^{-1} de MS de leg.

C.1.b. Subsistema Animal.

C.1.b.1 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Alimentación.

❖ *Suplementación*

▪ *Cálculo de nitrógeno*

- kg de proteína cruda = kg de materia seca ofrecida de cada alimento * coeficiente de proteína cruda (S.T N° 44, 1994)
- kg N = kg Proteína / 6,25

▪ *Cálculo de fósforo*

- kg P = kg de materia seca ofrecida de cada alimento * coeficiente de fósforo (NRC. 1987)

❖ *Oferta forrajera*

▪ *Cálculo de nitrógeno*

- Materia seca total ofrecida de forraje (Taller IV, EEMAC)
- Coeficiente de proteína cruda ponderada para planta entera en estado vegetativo según composición de la oferta forrajera incluyendo campo natural y praderas. (S.T N° 44, 1994)
- Ponderación de coeficientes realizada según composición de pasturas y área ocupada por cada una de ellas.

- Para campo natural se consideró una producción anual de materia seca de 4.000 kg ha^{-1} año $^{-1}$ por encontrarse la mayoría de los predios sobre Fray Bentos. (Carámbula, 1997)
- kg N = kg de proteína cruda / 6,25

- *Cálculo de fósforo*
- Se consideró que el fósforo que no es aportado por el suplemento y que sale como producto animal es aportado por la pastura y no se cuantificó específicamente.

C.1.b.2 Entradas de Nitrógeno y Fósforo por Ingreso de animales.

Se realizó el mismo procedimiento para el cálculo de nitrógeno y fósforo que para animales muertos (C.1.a.2).

Las relaciones empleadas de músculo y hueso para la estimación de nitrógeno y fósforo fueron diferentes según categoría animal y tipo de maduración (Crecimiento, 1997) (cuadro 1).

Cuadro 1 Relación músculo hueso según categoría animal. Fuente: Crecimiento (1997)

Categoría	Músculo: Hueso
ADULTOS: Vacas en ordeñe, Vacas Secas, Vacas de descarte, Novillos + 3 años	4:1
EN CRECIMIENTO: Vaquillonas, Novillos < 3 años	3:1
Lactantes, terneras/os	2:1

Según tipo de maduración:

- Rápida: raza Jersey. Músculo 58 %, grasa 28 %, hueso 14 %.
- Lenta: razas Holando y Charolais. Músculo 60%, grasa 25 %, hueso 15 %.

C.2. Cuantificación de Salidas de Nitrógeno y Fósforo del Sistema.

C.2.a Salidas de Nitrógeno y Fósforo por Productos Vegetales

❖ *Grano producido*

- *Cálculo de nitrógeno*

- kg producidos (Taller IV, EEMAC) * contenido de N en grano (S.T. N° 44, 1994 y NRC, 1987)

- *Cálculo de fósforo*

- kg producidos (Taller IV, EEMAC) * contenido de P en grano (S. T. N° 44, 1994; NRC, 1987; www.inpofos.org)

❖ *Reservas forrajeras*

- *Cálculo de nitrógeno*

- Producción de fardos: se consideraron los contenidos de proteína cruda según la composición de los mismos (S.T. N° 44, 1994)
- Pérdidas por confección de silo de maíz: producción total de materia seca según registros * coeficiente de pérdida de 20 % * contenido de proteína cruda en planta entera de maíz (S. T. N° 44, 1994)
- Producción de semilla: se consideraron los casos donde se produce trigo, cebada y avena para semilla. Los coeficientes utilizados son los mismos que en el punto salida por granos.

- *Cálculo de fósforo*

- Pérdidas por confección de silo de maíz: idem al cálculo para nitrógeno
- Producción de semillas: idem al cálculo para salidas como grano.

C.2.b Salidas de Nitrógeno y Fósforo por Productos Animales.

❖ *Producción de leche*

La cantidad de leche considerada como salida es la que se remite a planta, los litros remitidos se obtuvieron de los registros. Para la estimación de las cantidades de nitrógeno y fósforo que salen del sistema por este medio se emplearon los siguientes coeficientes:

- Proteína total en leche: 3,2 % (32 $g.l^{-1}$) (ALAIS, 1985)
- Fósforo total en leche: 0,001 (ALAIS, 1985)

❖ *Producción de carne*

El procedimiento de cálculo para la estimación de salidas por este concepto es el mismo empleado en el punto C.1.a.2 y los coeficientes utilizados son los mismos que en el punto C.1.b.2. En este caso se incluyen aquellas categorías de animales destinadas al engorde para la venta de su carne y los animales consumidos en el predio.

❖ *Producción de lana*

- kg totales de lana vendida (Taller IV, EEMAC) * contenido porcentual de nitrógeno en lana (Lanas, 1990)

❖ *Alimentos no utilizados por los animales*

Estos valores se estimaron calculando materia seca rechazada. Para cada alimento se asumió un porcentaje de utilización, siendo materia seca consumida = materia seca ofrecida * porcentaje de utilización.

- kg de materia seca rechazada total = $\sum$ (kg de materia seca ofrecida – kg de materia seca consumida)

Los coeficientes empleados para el cálculo de nitrógeno y fósforo son los mismos descriptos anteriormente.

C.2.c Salidas de Nitrógeno y Fósforo por Pérdidas de Suelo por Erosión

- *Pérdidas de Suelo por Erosión.*

Se estimaron empleando el Programa Erosión versión 3.01 (1996) basado en la ecuación USLE-RUSLE. Para esto fue necesario definir localidad, unidad de suelo, pendientes y las rotaciones existentes en los sistemas bajo estudio. (CONEAT, 1979; Taller IV, EEMAC)

Para campo natural se asignaron pérdidas de suelo de 2 tt. ha $^{-1}$.año^{-1}.(S.T. N° 125, 2001)

- *Cálculo de nitrógeno*

Se estima el contenido de Carbono orgánico según los coeficientes presentados a continuación para distintas situaciones forrajeras y la cantidad de suelo perdido por erosión expresado en Mg.ha $^{-1}$.año^{-1} (cuadro 2)

Cuadro 2 Coeficientes de C orgánico según situación forrajera. Fuente: García Préchac (1992).

Situación forrajera	*C orgánico*
Rotación cultivo-pastura	1,51
Fase agrícola- cultivo continuo	1,33
Suelo desnudo	1,95
Campo natural	1,5
Siembra directa	1,8

A partir de la estimación anterior se obtiene el contenido porcentual de Materia orgánica en el suelo perdido utilizando la siguiente fórmula:

- Materia Orgánica (%) = C orgánico * 1,78

Conociendo el porcentaje de materia orgánica que se pierde en las distintas situaciones forrajeras, es posible establecer la cantidad de materia orgánica que se va con el suelo por erosión. Esto es variable según las particularidades de uso del suelo en cada sistema. La suma de la pérdida de materia orgánica de todas las rotaciones identificadas para un sistema y el campo natural corresponde a los megagramos de materia orgánica que se pierden por hectárea por año.

Empleando la relación C: N en la materia orgánica, es posible establecer la cantidad de N total que se pierde en el año en Mg. ha^{-1}. $año^{-1}$ y en Kg. ha^{-1}. $año^{-1}$

- Relación C: N en la Materia Orgánica = 10:1

- *Cálculo de fósforo*

La estimación de fósforo se realiza empleando un factor de enriquecimiento para fósforo según diferentes condiciones de manejo del suelo según laboreo convencional o siembra directa (cuadro 3)

Cuadro 3 Factor de enriquecimiento de P para cultivos según manejo del suelo. Fuente: Ernst (2002) *com. per.*

Manejo del suelo	Factor de enriquecimiento
Laboreo convencional	2
Siembra directa	10

Para las pasturas cultivadas se asumen los mismos valores que para cultivos según estas sean instaladas en laboreo convencional o siembra directa. Para campo natural el factor enriquecimiento es de 3 a 6 ppm, a efectos de cálculo en este trabajo se tomó el valor máximo.

C.3. Cuantificación de Nitrógeno y Fósforo en el P.E.N.S.S del Sistema.

C.3.a. Subsistema Vegetal

C.3.a.1 Nitrógeno y Fósforo P.E.N.S.S por Productos Vegetales.

En este caso se consideran los productos del ejercicio que no fueron consumidos o vendidos en el mismo y se difieren al ejercicio siguiente.

- *Grano producido*

- *Cálculo de nitrógeno*

- kg producidos (Taller IV, EEMAC) * contenido de N en grano (S. T. N° 44, 1994; NRC, 1987)

- *Cálculo de fósforo*

- kg producidos (Taller IV, EEMAC) * contenido de P en grano (S. T. N° 44, 1994; NRC, 1987; www.inpofos.org)

- *Reservas forrajeras*

- *Cálculo de nitrógeno*

- Producción de fardos: se consideraron los contenidos de proteína cruda según la composición de los mismos (S.T. N° 44, 1994)
- Producción de semilla: se consideraron los casos donde se produce trigo, cebada y avena para semilla. Los coeficientes utilizados son los mismos que en el punto salida por granos.
- Silo de maíz, idem a los cálculos anteriores.

- *Cálculo de fósforo*

- Pérdidas por confección de silo de maíz: idem al cálculo para nitrógeno
- Producción de semillas: idem al cálculo para salidas como grano.

C.3.b. Subsistema Animal

C.3.b.1 Nitrógeno y Fósforo P.E.N.S.S por Productos Animales.

- *Diferencia de inventario animal*

En este caso se considera el número de animales que constituyen la diferencia de inventario tanto en el rodeo destinado a la producción de leche como el que se destina a la producción de carne. Las categorías son terneros nacidos dentro del ejercicio en caso de la producción de leche y en la de carne considera principalmente aquellas categorías que no se terminaron en el transcurso del ejercicio y que permanecen aún en el sistema una vez terminado el mismo. Ejemplos son los novillos < 3 años, terneros machos destinados a engorde, vacas de invernada puestas a engorde dentro del ejercicio.

- Considerando las categorías y los coeficientes antes descriptos (C.1.b.2) de relación músculo: hueso y tipo de madurez, se estima nitrógeno y fósforo P.E.N.S.S utilizando el procedimiento descripto en el apartado C.1.a.2.

- *Leche P.E.N.S.S*

  - La cantidad de leche P.E.N.S.S se consideró a los efectos de este análisis como aquella que no se remite a planta y que es consumida en el predio por parte de los terneros que están en crecimiento (Taller IV, EEMAC)
  - La estimación de las cantidades de nitrógeno y fósforo P.E.N.S.S en el sistema por esta leche, se calculó utilizando los coeficientes citados anteriormente para este producto.

Entradas y Salidas del sistema es la suma de las entradas y salidas de cada subsistema. A su vez en cada subsistema los totales corresponden a la suma de las variables cuantificadas en el mismo. En el caso específico de oferta forrajera que es entrada para el subsistema animal desde el subsistema vegetal, ésta no fue considerada en la fórmula de entradas totales pero se cuantificó a efectos de mostrar en parte, la interacción entre subsistemas. Además sirvió de base para estimar el N- P.E.N.S.S del forraje resultante del ejercicio.

Los totales del sistema fueron cuantificados en kg. También se calcularon los kg ha^{-1}, tomando en cuenta el área total bajo producción en el predio. Luego, se cuantificaron los kg. ha^{-1} de cada subsistema, definiendo el área de cada uno; para el subsistema animal se consideró el área total bajo pastoreo lechero y ganadero, en el subsistema vegetal el área bajo producción vegetal la cual considera la superficie destinada a pasturas cultivadas y cultivos. Finalmente, para entradas y salidas de los subsistemas se realizó la estimación de cada uno en kg ha^{-1} referido al área en producción de todo el sistema; obteniéndose así los resultados en kg ha^{-1} $año^{-1}$ de N y P.

De la diferencia entre las entradas totales, salidas totales y P.E.N.S.S de N y P expresados en kg ha^{-1} $año^{-1}$ resulta el ***conjunto de RESIDUOS*** para los subsistemas animal, vegetal y suelo que hacen al pool de residuos total del sistema (nivel 1).

$$RESIDUOS\ (kg\ ha^{-1}\ año^{-1}\ de\ N\ o\ P) = Entradas\ (kg\ ha^{-1}\ año^{-1}\ de\ N\ o\ P) - Salidas(kg\ ha^{-1}\ año^{-1}\ de\ N\ o\ P) - P.E.N.S.S\ (kg\ ha^{-1}\ año^{-1}\ de\ N\ o\ P)$$

(Ver anexos 8 y 9)

D. ELABORACIÓN DE DESCRIPTORES E INDICADORES.

D.1. Balance de Nitrógeno y Fósforo de los sistemas.

Considerando la definición de balance propuesta en la revisión bibliográfica se procede a la estimación del mismo mediante la fórmula que se presenta a continuación:

$$Balance\ (kg\ ha^{-1}\ año^{-1}\ de\ N\ o\ P) = Entradas\ totales\ (kg\ ha^{-1}año^{-1}\ de\ N\ o\ P) - Salidas\ totales\ (kg\ ha^{-1}\ año^{-1}\ de\ N\ o\ P)$$

D.1.a. Descriptores e indicadores de Intensificación y Eficiencia

Se definen Intensificación y Eficiencia como descriptores de los sistemas productivos en evaluación y se establece la relación entre los mismos. Para cada uno de ellos se construye un grupo de indicadores. A continuación se presenta un diagrama que resume los descriptores e indicadores utilizados en el análisis de los resultados obtenidos (figura 2)

La mayoría de los indicadores fueron tomados de la propuesta de Ernst s/p. El esquema utilizado responde al árbol de indicadores según Oostergard, 1995, citado en la revisión bibliográfica.

D.1.a.1 Estimación de indicadores de Intensificación.

Carga: se estimó en UL. ha^{-1} SPL

Para esta estimación sólo se consideraron los animales del tambo y la SPL estimada para cada sistema. Los coeficientes en UL para cada categoría se presentan a continuación (cuadro 4)

Cuadro 4 Unidades Lecheras según distintas categorías de animales Fuente: Rivera y Carrau, Manual Técnico Agropecuario (2° ed.)

Categoría	Unidades Lecheras	Observación
Vacas en ordeñe	1,52 a 2,11	Según producción (l. $día^{-1}$)
Vacas secas y vacías	1,00	
Vacas secas y vaquillonas[1]	1,00	[1]Hasta 6° mes de gestación
Vacas secas y vaquillonas[2]	1,30	[2]Último tercio de gestación
Vaquillonas > 2 años	0,90	
Vaquillonas 1 – 2 años	0,90	Entore precoz
Vaquillonas 1- 2 años	0,70	
Terneros / as 4 – 12 meses	0,40	
Toros	1,80	Según peso hasta 1,80

Mejoramiento: se estimó en % del área útil para cada sistema. Comprende el área bajo praderas y verdeos según registros (Taller IV, EEMAC)

Fertilización: estimado en kg ha-1 año-1, comprende todas las fórmulas empleadas durante el ejercicio, incluye fertilización y refertilización, según registros (Taller IV, EEMAC)

Concentrado: estimación en kg l de leche^{-1} año^{-1}, se estimó en base a registros, ponderando la cantidad de suplementos concentrados energéticos y proteicos consumidos por los animales en relación a la producción de leche del ejercicio.

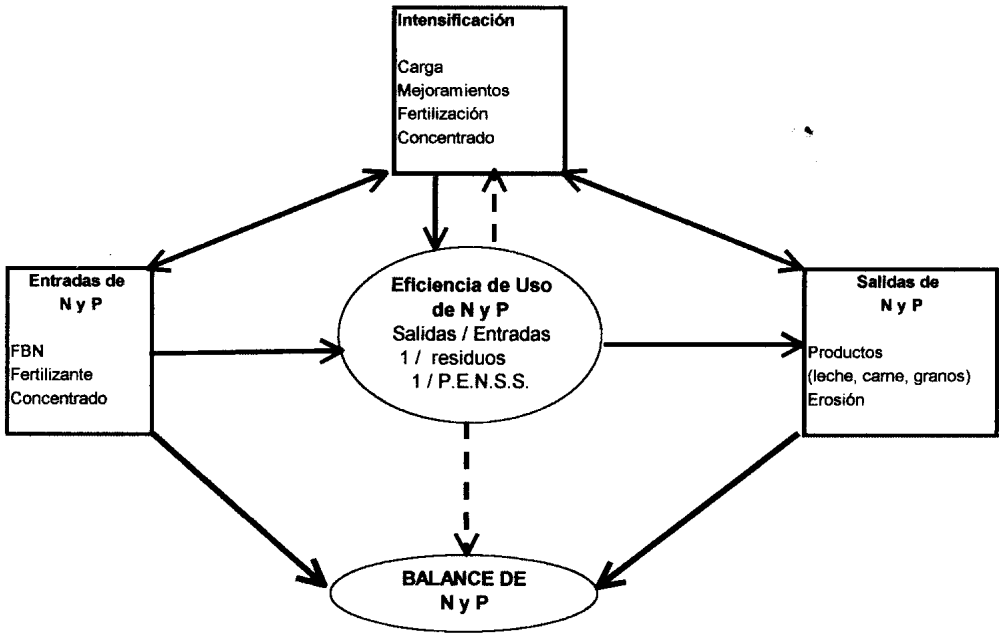


Figura 2. Diagrama de Indicadores de Intensificación y Eficiencia de Uso de N y P, Entradas y Salidas de N y P de los sistemas y Balance y sus correspondientes interacciones. Fuente: Larrosa, Lutz (2003).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. CARACTERIZACIÓN DE LA BASE DE DATOS

En el cuadro 1 se resumen las características de los sistemas agrícola lecheros analizados. El tamaño de los sistemas analizados se encuentra en un rango entre 25 y 1700 ha con una media de 724 ha.

Cuadro 1 Caracterización por uso del suelo y superficie en pastoreo de 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

SISTEMA	S. Útil (ha)	USO DEL SUELO (%)				DISTRIBUCIÓN DE LA SUPERFICIE ÚTIL			
	100%	Agricultura	Pradera	Verdeos	C Natural	SPL (ha)	% S.útil	SPG (ha)	% S. útil
1	1728	16	30	26	28	810	47	635	37
2	1532	21	26	3	50	667	44	537	35
3	1366	4	51	10	35	890	65	421	31
4	1105	0	63	12	25	950	86	155	14
5	340	9	84	2	5	327	96	0	0
6	157	0	48	6	46	93	59	64	41
7	143	0	50	18	32	143	100	0	0
8	122	9	43	10	38	122	100	0	0
9	25	0	73	12	15	25	100	0	0
CV%	96	120	36	68	47	85	31	128	104
Promedio	724	6,5	52	11	30	447	77	201	18

Para el promedio la relación SPL: SPG es 2,2:1 y varía entre 0 y 6:1. El área bajo agricultura varía entre 0 y 21 % de la superficie útil pero solo los 5 predios de más de 1300 ha realizan esta actividad en una superficie mayor a 10%. Las praderas ocupan entre 26 y 84 % del área útil, el valor promedio es 52 %. Para la misma muestra la superficie asignada a verdeos presenta un promedio de 11 % siendo el área destinada a verdeos la más variable dentro de los mejoramientos entre sistemas.

Todos los sistemas presentan área de campo natural, que varía desde 5 a 50 % del área útil con media 32,1 % y coeficiente de variación 47 %. No hay una tendencia clara entre tamaño de predio y proporción de área con campo natural Por ejemplo, el sistema 2 tiene 1500 ha y 50 % de campo natural, el sistema 5 con 340 ha y sólo 5 % de campo natural y el sistema 6 con 157 ha y 47% de campo natural

En todos los casos existe una relación negativa r = - 0,83 entre la proporción de superficie en campo natural y la de praderas.

A.1 Caracterización de los sistemas evaluados según los productos comercializables generados durante el ejercicio.

En el cuadro 2 se presentan los productos comercializables de cada sistema. En este caso se describen la producción de leche en l ha^{-1} SPL, carne kg ha^{-1} SPG y granos kg ha^{-1} SPA (superficie producción agrícola).

Cuadro 2 Caracterización de 9 sistemas Agrícola Lecheros por productos obtenidos como leche (l ha^{-1} SPL), carne (kg ha^{-1} SPG) y grano (kg ha^{-1} SPA) durante el ejercicio en evaluación.

SISTEMA	PRODUCCIÓN EN EL EJERCICIO		
	Leche l ha-1 SPL	Carne kg ha-1 SPG	Grano kg ha-1 SPA
1	1827	147	1180
2	2178	215	2400
3	2494	157	2500
4	2097	515	0
5	2966	0	2280
6	3147	143	0
7	2360	0	0
8	2263	0	1090
9	3820	0	0
CV %	24	128	100
Promedio	2265	235	1890

La producción de leche por hectárea de SPL presenta un coeficiente de variación de 24 %. Para los predios estudiados lo que predomina es la producción de leche, siendo la agricultura y la ganadería actividades secundarias o complementarias de la actividad principal. La producción de leche presenta un promedio ponderado de 2265 l ha^{-1} SPL para n = 9. El 33 % de los sistemas evaluados están por debajo del promedio. Este nivel de producción implica que la producción por superficie útil es de 1600 l ha^{-1} $año^{-1}$, lo cual está por encima del promedio nacional de 1500 l $ha^{-1}año^{-1}$ (Mattiauda y Chilibroste, 2002). Por otra parte, se encuentra por debajo del promedio registrado para tambos del suroeste del Uruguay 1960 l ha^{-1} $año^{-1}$ (Ernst *et al.*, 2000)

En cuanto a producción de carne el promedio es 235 kg ha^{-1} SPG para los sistemas bajo estudio. El 80 % de le los que producen carne están por debajo del promedio.

El sistema 4 es el mayor productor de carne ha^{-1} pero tiene solo 155 ha de SPG. Esto se debe a que se terminan los novillos Holando sobre pasturas sembradas suplementados con silo de maíz y grano húmedo de sorgo, ocasionalmente suplementa

con pulpa de citrus y raicilla de cebada a diferencia del resto de los sistemas que mayormente realizan la ganadería sobre campo natural.

El valor promedio de producción de granos es 1890 kg ha^{-1} de SPA. De los sistemas con agricultura, el 60 % se encuentra por encima de este valor.

A.1.a. Evaluación de indicadores de intensificación en relación a la producción de leche

Se realiza la evaluación de distintos indicadores de intensificación con respecto a la producción de leche para determinar cuál explica mejor los niveles de producción obtenidos en los distintos sistemas (cuadro 3). Se elige el producto leche debido a que es el que presenta menor variabilidad entre sistemas, es el producto principal de los mismos y en el caso de carne y granos la variabilidad es mayor porque no todos los sistemas tienen estas salidas, además se trata de actividades complementarias o secundarias (cuadro 2)

Cuadro 3 Indicadores de Intensificación y correlación con la producción de leche para los sistemas evaluados.

INDICADOR SISTEMA	Dotación UL ha-1 SPL	Mejoramiento %	Concentrado kg l leche -1	Fertilización kg ha-1
1	1,18	56	0,24	110
2	1,14	29	0,43	280
3	1,38	61	0,63	110
4	0,96	75	0,86	160
5	1,8	86	0,61	120
6	1,9	54	0,38	125
7	1,4	68	0,46	180
8	1,15	53	0,19	30
9	1,58	85	0,45	160
Coef. correlación (r 2)	0,59	0,29	0	0
Promedio	1,39	63	0,47	142

De los indicadores de intensificación estimados, las mejores correlaciones con la producción de leche se presentan para dotación con $r^2 = 0,59$ y mejoramiento con $r^2 = 0,27$. En el caso de fertilización y concentrado no hay correlación. Esto implica que la producción de leche está principalmente explicada por la dotación. (anexo 10 a)

B. BALANCE DE N Y P COMO INDICADOR DE EQUILIBRIO ENTRE ENTRADAS Y SALIDAS DE LOS SISTEMAS EVALUADOS

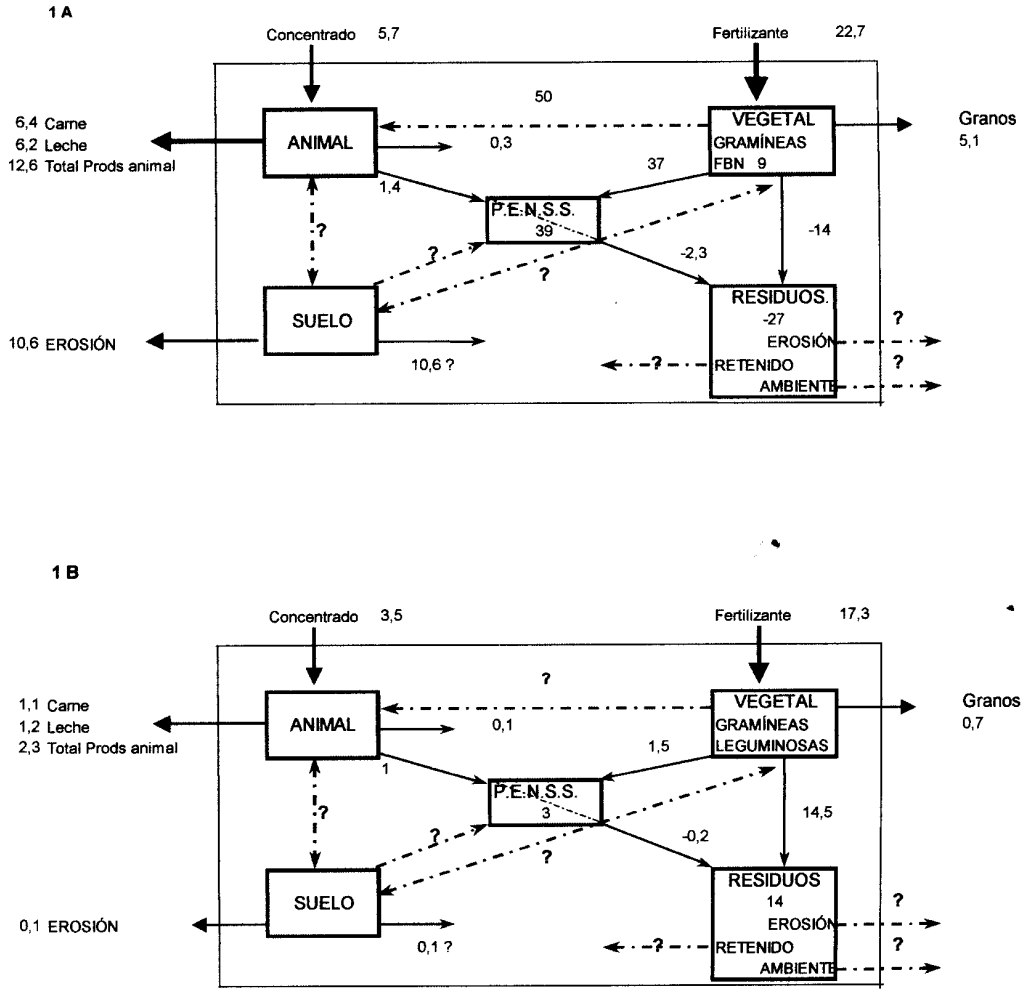
La diferencia entre entradas y salidas de nutrientes al sistema está determinada por la cantidad de nutrientes que se transforman en producto en el ejercicio y no salen del sistema (P.E.N.S.S) o que se pierden como residuos (cuadro 4). En la figura 1 se representan los componentes del sistema y sus interacciones cuantificadas para un sistema productivo construido con los promedios de cada predio ponderados por su superficie para N y P (figuras 1 a y 1 b).

Cuadro 4 Balance de N y P en kg ha^{-1}año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

	BALANCE (kg ha-1 año-1)	
Sistema	N	P
1	12	12
2	13	13
3	-3	27
4	-4	13
5	86	30
6	31	15
7	34	23
8	47	20
9	75	31
Promedio	32	20

Ambos nutrientes presentan balances positivos, lo que implica que entran más nutrientes que los que salen. Esto se cumple principalmente para P que es el menos variable entre sistemas (CV = 37%), mientras que para N se encuentran situaciones muy diferentes, con balances en que los sistemas están exportando en el caso de los balances negativos y casos en los que los sistemas reciben mucho N y sale muy poco (CV = 100%) (anexo 10 a)

En el diagrama se muestra el flujo de entradas y salidas del sistema y las interacciones dentro del mismo. De las interacciones debido a la información disponible sólo se identificaron algunas.



Nota: las líneas punteadas representan aquellas interacciones que no fueron cuantificadas.

igura 1 Diagrama ponderado de entradas, salidas, componentes e interacciones de N (A) y P 3) expresado en kg ha $^{-1}$ año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del ruguay.

El fertilizante representa la mayor parte de los ingresos de N y P a los sistemas; en l caso del N además presenta entradas por FBN. Las salidas son explicadas por los roductos del sistema (carne, leche y grano) y en el caso del N también por erosión.

Lo que diferencia a N y P respecto a erosión es el peso relativo de la misma en las salidas totales del sistema, que muestra claramente que es superior para N. La erosión es considerada una salida negativa del sistema (la única cuantificada), que además aporta al pool de residuos, la incógnita es si todo lo que sale por erosión se va del sistema o queda depositado en alguna parte del mismo. Lo mismo sucede con los residuos de los que no se sabe cuánto de lo que reciben se recicla dentro del sistema o se pierde al ambiente.

B.1. Variables determinantes del balance de Nitrógeno

En la Figura 2 se presenta la relación entre el Balance de N y los estimadores de intensificación que mostraron mayor correlación con la producción de leche l ha^{-1} SPL.

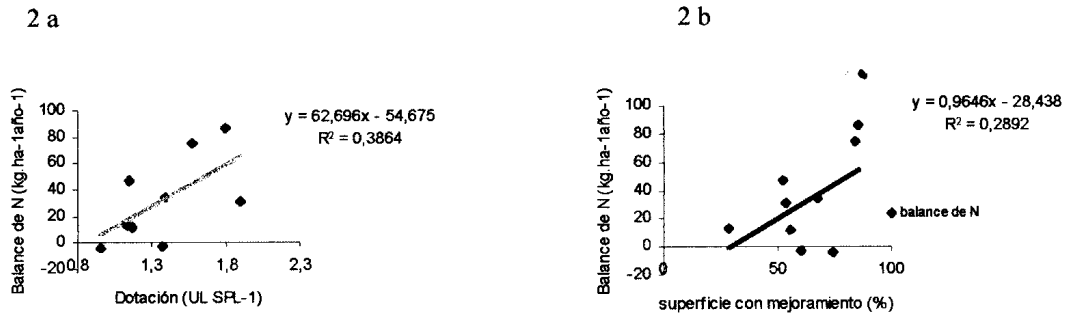


Figura 2 Relación entre balance de N (kg ha^{-1} $año^{-1}$) y dotación (UL ha^{-1} SPL) (a) y % de la superficie con mejoramiento (b) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

El balance de N se asocia positivamente con la dotación y con el % de superficie mejorada (figura 2) En ambos casos la correlación es baja, pero existe una tendencia creciente , lo que implica que el balance se incrementa en 62,7 kg $ha^{-1}$$año^{-1}$ (r^2 = 0, 39) por cada unidad que aumenta la dotación del sistema o en 1 kg $ha^{-1}$$año^{-1}$ por cada 1% de aumento del área mejorada (r^2= 0,29). Las correlaciones encontradas con producción de leche son más altas, esto se debe a que existen otras variables asociadas al resultado final del balance. No puede decirse que el aumento en el balance sea debido a un aumento de entradas de insumos a los sistemas determinados por mayores dotaciones, ya que no hay correlación entre estas variables (r^2= 0, 026) (anexo 10 b)

En la figura 3 se muestra la composición de los mejoramientos para los distintos sistemas, con claro predominio del área bajo praderas.

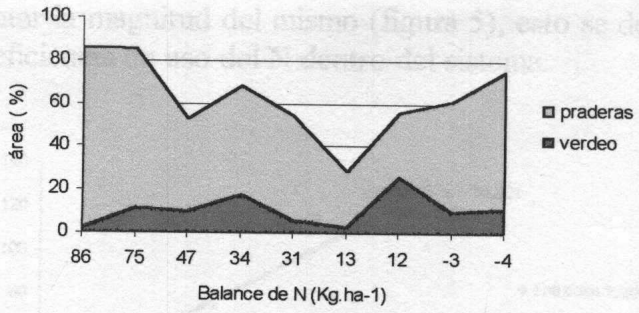


Figura 3 Porcentaje de área útil bajo praderas y verdeos en relación al Balance de N (kg ha^{-1} $año^{-1}$) de 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U.

La correlación entre el balance y el área destinada a verdeos y verdeos más agricultura son bajas y negativas (r^2=0,10 en ambos casos). Este resultado puede estar afectado porque algunos sistemas no tienen área agrícola y otros tienen muy bajo porcentaje de área útil bajo verdeos. En la Figura 4 se presenta la relación del Balance de N con el porcentaje de la superficie en praderas y con el porcentaje de la superficie en agricultura (grano y forraje).

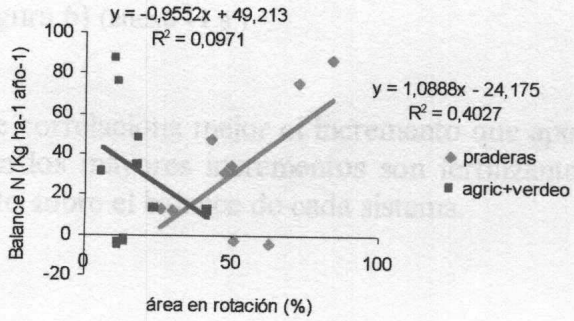


Figura 4 Balance de N (kg ha^{-1} $año^{-1}$) en relación al área destinada a verdeos + agricultura y praderas en porcentaje del área bajo rotaciones para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R. O. U.

El desbalance de N aumenta cuanto mayor es el porcentaje de la superficie bajo pasturas, lo que implica que la cantidad de N ingresada al sistema a través de ellas no se ve reflejada en un incremento proporcional de la salidas de N. El balance de N se asocia positivamente al ingreso total de N a los sistemas. Por cada unidad de N en kg $ha^{-1}año^{-1}$ que ingresa , el balance se incrementa en 0,87 kg ha^{-1} $año^{-1}$ (r^2 = 0,84). En tanto, las salidas no se correlacionan con el balance presentando un r^2 = 0,10 y una leve tendencia

decreciente al aumentar la magnitud del mismo (figura 5), esto se debe a que se produce una reducción en la eficiencia de uso del N dentro del sistema.

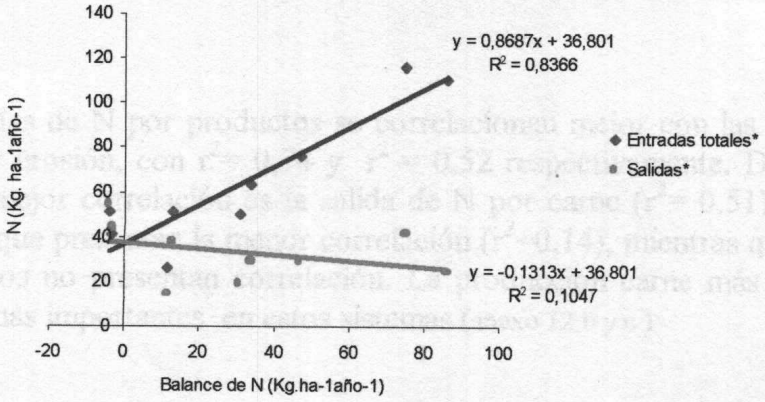


Figura 5 Relaciones entre entradas y salidas totales de N (kg ha $^{-1}$ año $^{-1}$) y el balance (kg ha $^{-1}$ año $^{-1}$) de 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de Uruguay.

De los componentes de las entradas el que se relaciona mejor es la FBN (r^2=0,76); por cada unidad en kg ha^{-1} año $^{-1}$ de N, 0,38 kg son aportados por FBN. En caso de entradas por concentrado y fertilizante el incremento por unidad de N que ingresa es 0,54 kg (r^2 = 0, 67) (figura 6) (anexo 11 a)

Si bien la FBN se correlaciona mejor el incremento que aporta al N total no es tan alto. Los que provocan los mayores incrementos son fertilizante y concentrado por lo tanto tienen más impacto sobre el balance de cada sistema.

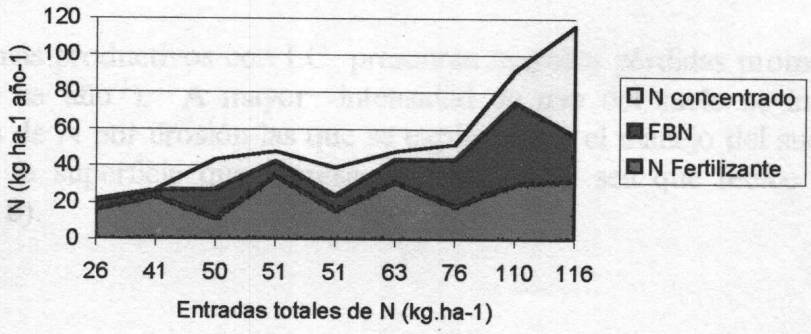


Figura 6 Entradas de N externo e interno (kg ha^{-1} año^{-1}) en relación a las entradas totales de N(kg ha^{-1} año^{-1}) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U.

La entrada de N por fertilización y refertilización es casi constante entre distintos niveles de entradas totales, por lo tanto no es el fertilizante el que explica la diferencia entre los sistemas (r^2 = 0,28) . Los que más aumentan son el N que ingresa por FBN (r^2= 0,76) y por concentrado (r^2= 0,56) determinando el incremento en las entradas totales. (anexo 11 b)

Las salidas de N por productos se correlacionan mejor con las salidas totales que las salidas por erosión, con r^2= 0,74 y r^2 = 0,52 respectivamente. De los productos el que presenta mejor correlación es la salida de N por carne (r^2= 0,51) siendo las salidas por leche las que presentan la menor correlación (r^2=0,14), mientras que las salidas de N mediante granos no presentan correlación. La producción carne más la erosión son la salidas de N más importantes en estos sistemas (anexo 12 b y c)

En resumen: a excepción de los sistemas 3 y 4, los demás aparecen como sistemas que estarían ganando N y por el valor absoluto se podría decir que están equilibrados.

Cuando no se considera la FBN en la estimación de los balances, igualmente estos presentan valores positivos, lo que indica que los sistemas se encuentran ganando N por fertilización y concentrado. Esto reafirma que si bien la FBN es importante en la contribución de N al sistema, no es suficiente para lograr los niveles de producción alcanzados.

B.1.a La erosión como factor determinante de las salidas de N de los sistemas

Para los casos estudiados la erosión está determinada por el manejo del suelo y por las pendientes, con r^2 = 0,96 y r^2= 0,98 respectivamente (figura 7) (anexo 12 a)

Los sistemas productivos con LC presentan mayores pérdidas promedio de N por erosión (18 kg $ha^{-1}año^{-1}$). A mayor intensidad de uso del suelo se incrementan las pérdidas totales de N por erosión las que se explican por el manejo del suelo (laboreo o no) y el % de la superficie que ingresa en rotación, o sea que recibe los diferentes manejos (figura 8).

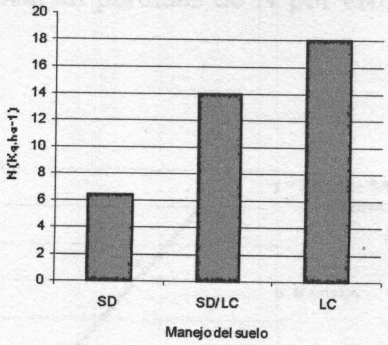


Figura 7 Pérdida de N promedio por erosión (kg ha^{-1} $año^{-1}$) en función de distintos manejos del suelo, siembra directa (SD), siembra directa y laboreo convencional (SD /LC) y laboreo convencional (LC) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R.O.U.

En los sistemas con SD, se registraron valores de erosión entre 3 y 13 kg ha^{-1} $año^{-1}$ de N con un promedio 11 kg ha^{-1} $año^{-1}$. En estos casos la erosión está asociada a las pendientes promedio del predio, que van de 2 a 6 % (r^2 = 0,85) (figura 9)

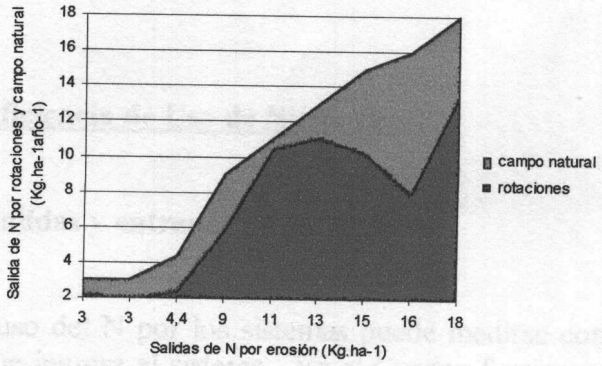


Figura 8 Salidas de N por erosión en el área bajo campo natural y rotaciones en kg ha^{-1} $año^{-1}$ estimados según la proporción de cada uno en el área útil para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

Para sistemas en los cuales se comparten el manejo entre LC y SD las pérdidas de N por erosión van de 11 a 16 kg ha^{-1} $año^{-1}$ con promedio de 14 kg ha^{-1} $año^{-1}$, todos estos

sistemas presentan pendientes de 6%. Esto indica que no es la pendiente el factor que está determinando la diferencia en pérdidas de N por erosión en estos sistemas y sí lo es el manejo del suelo.

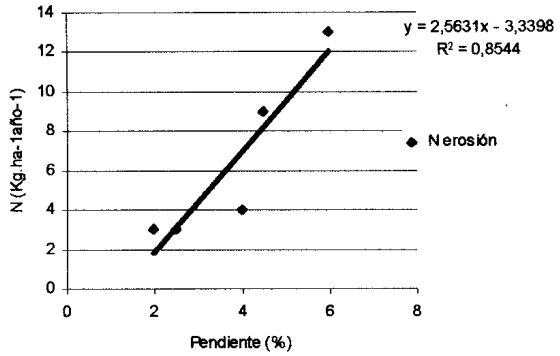


Figura 9 Nitrógeno (kg ha $^{-1}$ año $^{-1}$) perdido por erosión en función de la pendiente para sistemas bajo siembra directa de 5 predios Agrícola Lecheros evaluados del Litoral Oeste de R. O. U.

En conclusión, las salidas por erosión son 40% de las salidas totales, si se controla aumenta el desbalance y baja la eficiencia de uso del N

B.2. Indicadores de Eficiencia de Uso de Nitrógeno

B.2.a Relación entre salidas y entradas de Nitrógeno

La eficiencia de uso del N por los sistemas puede medirse como la relación entre el N que sale y el N que ingresa al sistema. En el Cuadro 5 se presenta la eficiencia de uso estimada contabilizando o no la salida de N por erosión. Los sistemas aparecen ordenados dentro de tres rangos de desbalance definidos por la media más y menos medio desvío estándar.

Cuadro 5 Indicadores de eficiencia de uso de N medido como salidas /entradas y salidas-erosión /entradas según balance de N en 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R. O. U

	Indicadores de Eficiencia		
	Total del sistema		Área intensiva
BALANCE (kg ha-1 año-1)	salidas/entradas	(salidas - (erosión))/entradas	(salidas-erosión)/entradas
N<=16	0,54	0,42	0,30
	0,75	0,43	0,22
	1,07	0,85	0,56
	1,08	0,73	0,58
16<N<=48	0,38	0,30	0,16
	0,46	0,22	0,15
	0,38	0,34	0,21
N > 48	0,22	0,12	0,12
	0,64	0,24	0,20
Promedio	***0,58***	***0,43***	***0,28***
Coef correlación (r2)	***0,74***	***0,70***	***0,55***

De estos dos indicadores de eficiencia para N el que mejor se correlaciona con el balance es salida / entradas (r^2 = 0,74). Al considerar salidas totales se incluyen las salidas por erosión y, si bien mejora la eficiencia promedio, éste es el resultado de identificar una salida negativa. Al no considerar erosión en las salidas totales el ajuste con el balance también es bueno (r^2 = 0,70) (figura 10).

Dentro del grupo de sistemas balanceados se observan reducciones importantes de eficiencia en el área intensiva, de 25 a 50 % respecto a la eficiencia total del sistema y esta reducción está dada por el área en campo natural. Tomando las eficiencias totales más altas de este grupo (0,73 y 0,85), al estimarlas para el área intensiva (área de praderas, verdeos y agricultura), se obtienen valores de eficiencia de 0,56, muy próximos al máximo teórico obtenido para esta muestra y esto se debe a que si bien sus áreas en campo natural son importantes (25 y 35% del área útil), obtienen productos con altos contenidos de N, carne y grano, comparados con el producto leche. En los sistemas intensivos no ocurre esta variación. Son de los que tienen más área bajo pradera, y poca agricultura.

Esto concuerda con las consideraciones de Van Keulen *et al* (____) , respecto a sistemas intensivos y extensivos, donde los extensivos compensan los niveles menores de entrada por unidad de superficie que llevan a menor productividad con su mayor área respecto a intensivos , lo que hace que a iguales entradas el balance sea el mismo debido a que el producto final es igual. Esto corrobora lo que dice Van Horn 1996, que los sistemas extensivos balancean mejor las entradas y salidas de N y su reciclaje en el sistema.

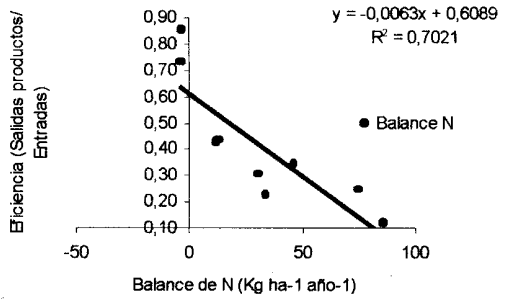


Figura 10 Relación entre eficiencia medida como (salidas en productos / entradas y balance de N (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

La eficiencia de uso del N varía entre 10% y 40% dentro de los predios con balance positivo y la máxima teórica es 60 %, superando el 70% solo los sistemas con balance negativo. El valor promedio de eficiencia de uso de N para estos sistemas al considerar N que sale en productos / N que entra es 0,43. Este valor se aproxima al reportado en la revisión bibliográfica de 0,40, para condiciones que asumieron pérdidas por lixiviación, desnitrificación y lavado (van Bruchem *et al,* ____)

En el cuadro 6 se presentan las entradas y salidas de los sistemas ordenados de acuerdo al valor del balance obtenido para los distintos sistemas.

Dentro del grupo de sistemas más balanceados (N<= 16) se encuentran aquellos que tienen una superficie útil mayor al promedio de la muestra (1700 a 1100 ha) y dotación inferior al promedio (0,96 a 1,38 UL SPL^{-1}) y producen menos leche ha^{-1} (1800 a 2500 l ha^{-1} SPL) (cuadro 3)

Con respecto a las entradas totales de N a los sistemas, este grupo presenta valores por debajo del promedio de la muestra (65 kg ha^{-1} $año^{-1}$). Las entradas por fertilizante implican de 56 a 67% , el máximo está dado por el sistema con mayor área bajo agricultura; los niveles de N que ingresan por concentrado son variables de 0 a 30 %. Las entradas por FBN son 15 a 17% de las entradas totales se encuentra por debajo del promedio de la muestra (17 kg ha^{-1} $año^{-1}$); este valor está afectado por la dilución que se realiza en el total de la superficie útil; en el área estrictamente de praderas los valores de fijación son variables entre 20 y 66 % de las entradas totales de N (8 a 33 kg ha^{-1} $año^{-1}$) Estos niveles de FBN están estrechamente relacionados al área bajo praderas que también es muy variable entre sistemas (26 a 63% del área útil)

Cuadro 6 Balance, Entradas y Salidas positivas y negativas de N en kg ha^{-1}año^{-1} para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

BALANCE de N (kg ha-1 año -1)	SISTEMA	ENTRADAS DE N (kg ha-1 año-1) FERTILIZANTE	CONCENTRADO	FBN	TOTAL	SALIDAS DE N (kg ha-1 año-1) POSITIVAS LECHE	CARNE	GRANOS	NEGATIVAS EROSIÓN	TOTAL
N<=16	1	16	1	4,6	26	4,3	1,5	4,7	3	14
	2	34	5	8,7	51	4,4	2,4	14,4	16	38
	3	23	0	3,9	41	7,8	5,5	1,7	9	44
	4	16	15	7,9	51	9,2	22,9	0	18	55
16<N<=48	6	11	16	16,5	50	8,8	2,8	0	4	19
	7	31	4	12,7	63	10,4	1	0	15	29
	8	18	8	25,6	76	10,9	3,35	0	3	29
N>48	5	30	17	44,7	110	1,8	4,4	2,8	11	24
	9	32	59	25	116	16,9	3,8	0	13	41
Promedio		23	6	9		6	6	5	11	

Las salidas positivas de N como productos son muy variables, entre 21 % y 52% por leche, 11% a 71% por carne y mediante granos sale de 11% a 68% del N. En los sistemas que producen carne y grano, juntos superan a las salidas de N por leche. La baja producción de leche puede atribuirse a una dotación baja , niveles de concentrado por litro de leche bajos y producción insuficiente de forraje y su consecuente baja FBN.

En cuanto al N que se va por erosión en el grupo de los balanceados se encuentran situaciones diferentes. Hay sistemas que presentan bajas salidas de N por este mecanismo (20% de las salidas totales) explicada por el uso de siembra directa para mejoramientos y agricultura. Los otros sistemas deben sus niveles de pérdidas superiores (33 a 42 % de las salidas totales) al sistema de laboreo (laboreo convencional) y las pendientes (6%). En estos últimos casos si se corrige la salida de N por erosión a un valor mínimo (3 kg ha^{-1} año^{-1}) si bien el balance cambia su valor porque se reducen las salidas los sistemas no dejan de estar equilibrados.

Los sistemas que producen grano y carne tienen salidas de N por estos productos en similar magnitud a lo que se pierde por erosión (por ejemplo: sistemas 2 y 4). Los sistemas más desbalanceados (N>48) presentan las mayores entradas de N de la muestra. Del N externo, 27% ingresa por fertilizante mientras que los niveles de concentrado son variables llegando hasta 51% de N total que ingresa.

Tienen alto porcentaje de área bajo pradera (84%) con buena producción de forraje que se expresa en niveles de FBN de 45 kg ha^{-1} $año^{-1}$. Asociado al área de mejoramientos se encuentran las pérdidas por erosión (46 % de las salidas totales) debidas al manejo del suelo (mezcla laboreo convencional y siembra directa) y las pendientes (6%). El manejo de dotaciones altas (1,8 UL ha^{-1} SPL) que se sostienen mediante el uso de concentrados determinan altos niveles de producción de leche que superan al promedio de la muestra con bajas eficiencias en el uso de N registrada como salidas (producto) / entradas del orden de 0,12 y 0,24 para los sistemas en este grupo. Tal como se cita en la revisión bibliográfica estos sistemas requieren mayor aplicación de fertilizante comercial y fijación biológica para producir (Van Horn , 1996)

De este análisis se desprende que los predios con altas entradas de N tienen mucha producción de leche con mucha pastura (85 % praderas + verdeos) y alta dotación. Son los sistemas que presentan las menores eficiencias de uso de N al medir el N que sale en los productos con respecto a las entradas totales

Esto implica que dotación y mejoramientos que son las variables que determinan el aumento en la producción de leche no provocan un aumento proporcional en las salidas y eso se debe a que el producto en sí tiene baja concentración de N. Sin embargo, cuando el producto es la carne se registran mayores salidas, si bien tampoco la relación es proporcional.

Los sistemas equilibrados tienen proporciones menores de pastura (55 % promedio) con baja producción de leche (por debajo del promedio de la muestra) y dotación media a baja (respecto al promedio de la muestra). Estos sistemas son los que presentan las mejores eficiencias de uso de N (salidas de producto / entradas totales) .

B.2.b Eficiencia del sistema en función del P.E.N.S.S y del Nitrógeno que va a los Residuos.

La figura 11 muestra el diagrama donde se representan los componentes del P.E.N.S.S y del Conjunto de Residuos.

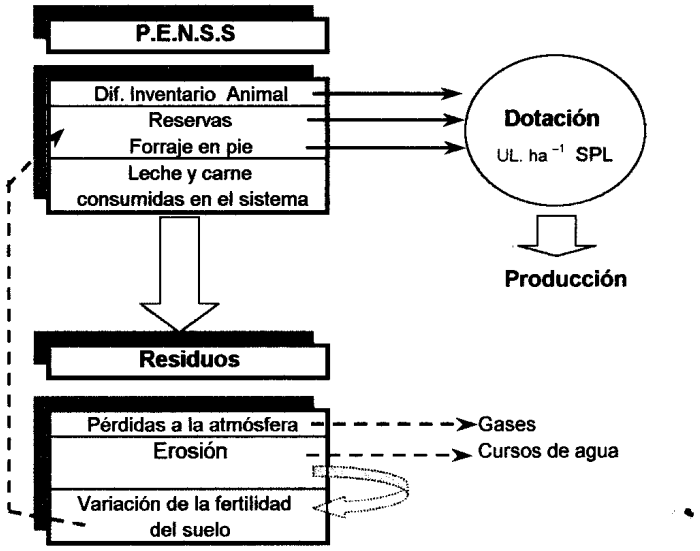


Figura 11 Representación esquemática del P.E.N.S.S. y Residuos, sus componentes y algunas interacciones de interés, en relación a la dotación como mejor indicador de intensificación relacionado a la producción de leche.

Los sistemas de producción necesitan inmovilizar nutrientes para reproducir el proceso productivo en cada ciclo (PENSS) y liberan al ambiente un residuo que, para los casos en estudio, pueden ser positivos como integrar N a la materia orgánica del suelo, o negativos como la emisión de N gaseoso, pérdidas por lavado y lixiviación y degradación de la materia orgánica.

En el Cuadro 7 se presenta el N inmovilizado en PENSS y el contabilizado como conjunto de residuos. En este último caso, se presenta considerando el N perdido por erosión dentro de los residuos o fuera de ellos.

Lo producido en el ejercicio que no sale del sistema está principalmente determinado por los P.E.N.S.S. a nivel del subsistema vegetal con $r^2 = 0, 99$ (figura 12) Esto es razonable ya que este subsistema es el responsable de la mayor parte de las entradas de N ya sea por fertilizante o FBN. En este subsistema está cuantificado el N contenido en las reservas forrajeras y el forraje en pie.

Cuadro 7 Nitrógeno que queda en el sistema como P.E.N.S.S o se va a los residuos en kg ha^{-1} $año^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

BALANCE kg ha-1año-1	SISTEMA	P.E.N.S.S.	POOL RESIDUOS	POOL RESIDUOS (s/erosión)
		kg ha-1 año-1 de N		
N<=16	1	63	-51	-48
	2	24	-11	5
	3	50	-54	-45
	4	2	-6	12
16<N<=48	6	25	6	2
	7	12	22	7
	8	33	14	11
N>48	5	78	9	-2
	9	9	66	53

El PENSS no se correlaciona con el balance (r^2 = 0,04). Constituye la base productiva que asegura la reproducción del sistema de producción y es particular de cada sistema. Considerando que los sistemas están estabilizados, el ejercicio anterior aporta al presente una cantidad de PENSS que éste reproduce para transferirlo al siguiente. Los sistemas con mayor PENSS necesitan mucho N inmovilizado en el subsistema vegetal para reproducir el proceso en cada año (anexo 11 a)

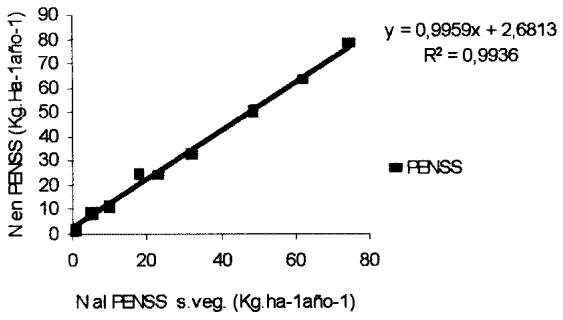
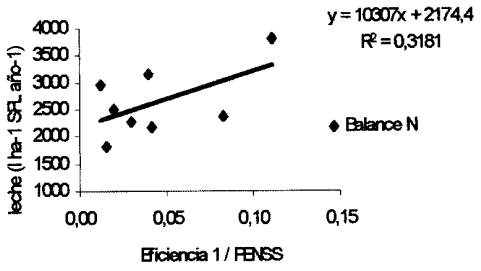


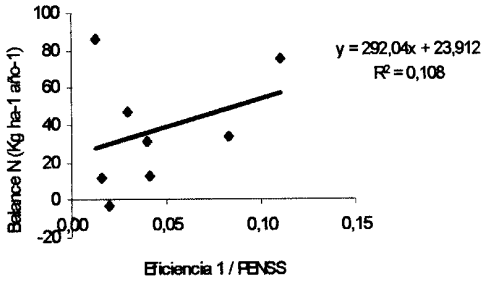
Figura 12 Aporte de N al P.E.N.S.S. total por el subsistema vegetal (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R. O. U.

En la Figura 13 se presenta la relación del Balance de N y la producción de leche ha^{-1} SPL con 1/PENSS, considerando a éste como un estimador de eficiencia de uso del N del sistema.

A



B



NOTA: No se incluye el Sistema 4 por presentar una relación 1/PENSS de 0,5.

Figura 13 Producción de leche en l ha $^{-1}$ SPL año $^{-1}$ (A) y Balance de N (kg ha^{-1}año^{-1}) (B) en relación a la eficiencia de uso de N medida como 1 / P.E.N.S.S.

El sistema 4 no tiene problema con las reservas forrajeras porque la suplementación es principalmente por silo maíz, sorgo grano húmedo que él produce en el predio. Consume todas sus reservas durante el ejercicio y al final del mismo le queda poco forraje en pie, por lo tanto su P.E.N.S.S es chico.

El desbalance de N del sistema tiende a hacerse más positivo cuanto menor es el N inmovilizado en P.E.N.S.S., sin embargo la dispersión de los datos es muy grande. Por otro lado, la producción de leche aumenta al aumentar 1/P.E.N.S.S., A más eficiencia (P.E.N.S.S. chico) más producto; cuanto más N se inmoviliza en el sistema por forraje y reservas el P.E.N.S.S. es mayor por lo tanto baja la eficiencia obteniéndose menos producto indicando que la producción de materia seca en pasturas y reservas de forraje que es necesaria para lograr las mayores producciones están asociadas a baja eficiencia de uso del N ingresado al sistema, ya que cuanto más se inmoviliza la relación 1/ P.E.N.S.S. es más baja por lo tanto la eficiencia es menor (anexo 13 a)

Al considerar el balance en función de la relación 1/ Residuos el ajuste es mejor (r^2 =0,4). Cuanto mayor es el N que se va al pool de residuos el desbalance es mayor. Por su parte la producción de leche es mayor a menor cantidad de nutrientes que se va al conjunto de residuos ya que la eficiencia aumenta. La correlación es mejor para balance que para leche (figura 14)

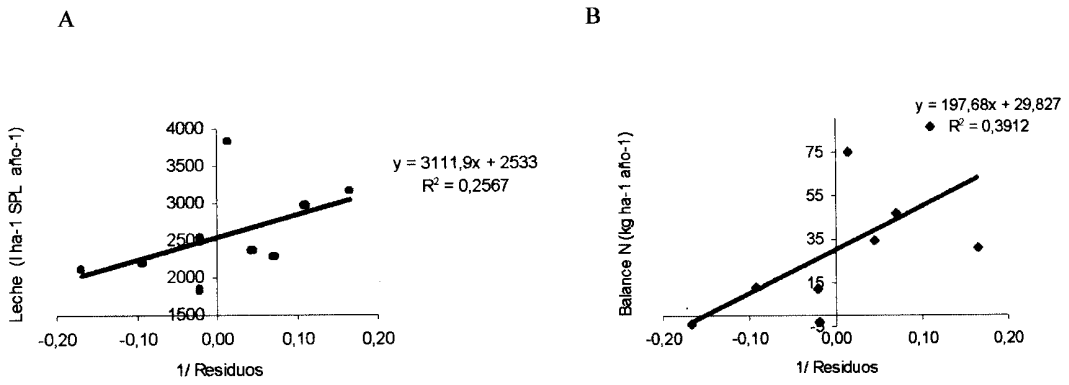


Figura 14 Producción de leche en l ha $^{-1}$ SPL año $^{-1}$ (A) y Balance de N (kg ha^{-1} año $^{-1}$) (B) en relación a 1/ Residuos para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

La ineficiencia medida como 1/ Residuos da una idea un poco más cercana de lo que puede ser el impacto ambiental de la eficiencia de uso de N por parte de los sistemas, con respecto a salidas / entradas que como se indica en la literatura es un indicador que incluye las interacciones suelo-planta-animal y las pérdidas en cada fase (van Keulen *et al* ____)

El desbalance crece al incrementarse el conjunto de residuos (1/ Residuos), implica que se aumenta la ineficiencia del sistema en obtener productos. Por la forma en que se confeccionó el Balance, el conjunto de residuos recibe el N que sobra o aporta el que falta entre la diferencia de Entradas (FBN + fertilizante + concentrado), Salidas (productos +erosión) y N en PENSS (anexo 13 b)

Cuando el P.E.N.S.S. se iguala a los residuos y éste es negativo se trata de un cantidad de N retenido anteriormente (materia orgánica en el suelo), que está aportando a la producción del nuevo P.E.N.S.S.

Algunos de los sistemas que presentan residuos de N negativos se mantienen negativos aun cuando se reste uno de los componentes identificados como lo es la erosión. Esto implica que el sistema está aportando como mínimo el N que falta ya sea por estar degradándose o movilizando reservas, es sabido que siempre existen estas pérdidas que no han sido cuantificadas.

Sistemas con área agrícola destinada a la producción de reservas forrajeras contribuyen al conjunto de residuos a través de la erosión y de pérdidas por confección de silo (4,5 kg ha^{-1} $año^{-1}$ de N) y fardos.

En algunos sistemas balanceados y en aquellos con balances intermedios los conjuntos de residuos son bajos (entre 6 y 22 kg ha^{-1} $año^{-1}$ de N) y decrecen cuando se les controlan las pérdidas por erosión, por lo tanto se mejora la situación de estos sistemas en cuanto a salidas no deseadas. Siendo este un caso de degradación.

Dentro de los sistemas desbalanceados se encuentran sistemas con residuos elevados y valores de eficiencia medidos como 1/ Residuos de 0,015. Al corregir la erosión (1/ Residuos – erosión) no se observa un incremento importante en la eficiencia de uso de este nutriente (0, 02).

La erosión explica 20 % de los residuos y es un factor controlable, el 80 % restante proviene principalmente del subsistema vegetal. Esta proporción de los residuos está compuesta por todas las pérdidas de N no cuantificables que se pierden al ambiente y lo que es retenido en el suelo bajo distintas formas. Lo deseable sería que fuera mayor la proporción de lo retenido en el suelo, ya que según Brennan y Evans (2001), el N que se agrega al suelo que pasa a formar parte del N orgánico permanece como residual en la capa arable lo que aumenta la eficiencia de uso del nutriente en el largo plazo. Por otra parte, Van Horn (1995), sugiere que la distribución homogénea de restos de pasturas favorecen el reciclaje y minimizan las pérdidas de nutrientes hacia aguas superficiales y subterráneas.

Según la bibliografía los incrementos en emisiones al ambiente son muy sensibles al ingreso de concentrado y fertilizante (van Bruchem *et al* ____); esto se confirma en este trabajo para aquellos sistemas con altas dotaciones, altos ingresos por concentrado y un nivel de mejoramientos elevado. En la revisión se registran valores de emisiones al ambiente de N del orden de 180 kg ha^{-1} $año^{-1}$ (van Bruchem *et al* ____) Los valores de eficiencia de uso de N son similares para los sistemas pero debe considerarse que el ingreso de N en los europeos es superior a los sistemas de producción en Uruguay.

Los valores de correlación corroboran que la erosión no es el factor determinante del conjunto de residuos (cuadro 8). Esta variable tiene mayor peso relativo en las salidas totales del sistema, por lo tanto se trata de un agente exportador de N y no afecta los residuos. Esto concuerda con Urquiaga y Zapata (2000), que dicen que en América Latina y el Caribe, las exportaciones de N por producto y erosión y otros procesos

superan ampliamente a las entradas por fertilizante, lo que hace que el riesgo de contaminación ambiental por este medio sea bajo. (anexo 11 b)

Cuadro 8 Indicadores de eficiencia de uso de N medido como 1/ Residuos y 1/ Residuos - erosión según balance de N en 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de R .O. U.

	Indicadores de Eficiencia	
BALANCE (kg ha-1 año-1)	1 / Residuos	1 / (Residuos - erosión)
N <= 16	-0,02	-0,02
	-0,09	0,2
	-0,02	-0,02
	-0,17	0,08
16 < N <= 48	0,17	0,5
	0,05	0,14
	0,07	0,09
N > 48	0,11	-0,5
	0,02	0,2
Promedio	0,01	0,05
Coef. Correlación (r2)	0,6	0,05

B.3 Variables determinantes del balance de Fósforo

Al igual que en el caso del N, el balance de P se asocia positivamente al ingreso total de este nutriente a los sistemas. Por cada kg adicional de P que ingresa, el balance se incrementa en 0,84 kg (r^2= 0,98). Por cada 1,17 kg ha^{-1} $año^{-1}$ que aumentan las entradas, las salidas lo hacen en 0,17 kg ha^{-1} $año^{-1}$, lo que implica que si bien a más entradas el desbalance es mayor, existe incremento en las salidas, siendo la correlación entre salidas y balance r^2 = 0,50 (figura 15)

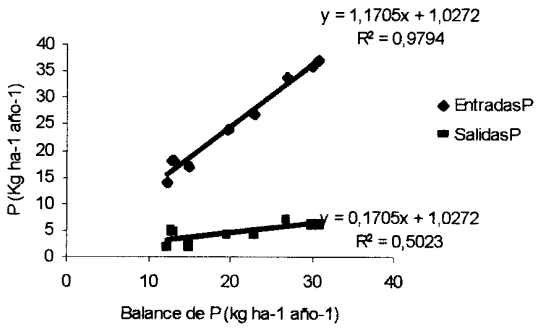


Figura 15 Fósforo que ingresa y sale de los sistemas (kg ha^{-1} $año^{-1}$) en función del Balance de Fósforo (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

En el cuadro 9 se presentan las entradas y salidas de P para los sistemas estudiados según las variables cuantificadas y los totales.

Cuadro 9 Entradas y Salidas positivas y negativas de P en kg $ha^{-1}año^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

	ENTRADAS DE P (kg ha-1 año-1)			SALIDAS DE P (kg ha-1 año-1)				
				POSITIVAS			NEGATIVAS	
SISTEMA	FERTILIZANTE	CONCENTRADO	TOTAL	LECHE	CARNE	GRANOS	EROSIÓN	TOTAL
1	11	3	14	0,83	s/d	0,76	0,06	2
2	15	2	18	0,86	1,4	2,38	0,13	5
3	32	0	34	1,54	1,6	0,34	0,07	7
4	9	6	18	1,79	1,3	0,00	0,10	5
5	26	7	36	0,36	3,3	0,48	0,05	6
6	13	3	17	1,76	s/d	0,00	0,10	2
7	23	1	27	2,04	0,8	0,00	0,09	4
8	21	2	24	2,12	1,9	0,00	0,07	4
9	26	10	37	3,31	2,2	0,00	0,31	6
Promedio	17	4		1,2	1,1	0,7	0,1	

De las entradas de P como fertilizante y concentrado el que más se correlaciona con las entradas totales a los sistemas es el P que ingresa como fertilizante con r^2= 0,85; por cada Kg de P que entra 0,82 kg son por medio del fertilizante (figura 16)

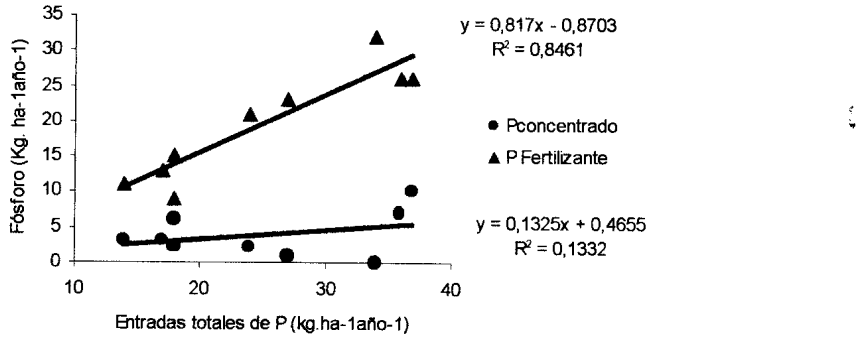


Figura 16 Fósforo (kg ha^{-1} $año^{-1}$) que ingresa por medio de fertilizante y concentrado en relación a las entradas totales de P (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros evaluados del Litoral Oeste del Uruguay.

Cada kg de P total que sale del sistema está dado en 54% por los productos (salidas positivas) (r^2=0,58) De los productos totales el que presenta mayor correlación con las salidas es el P que sale del sistema como hueso (r^2 = 0,64), de cada kg de P que sale como producto, 0,46 kg salen en hueso (figura 17). Esto es conceptualmente parecido a lo expresado por Díaz Zorita (2001) que indica que los sistemas productores de carne en Argentina exportan 12 % más de lo que se aplica como fertilizante dando la idea de sistemas altamente extractivos.

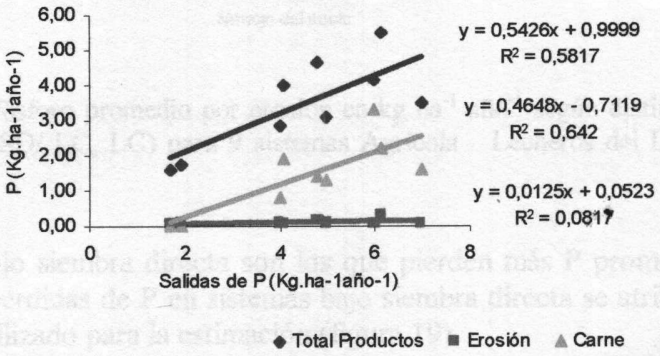


Figura 17 Contribución de los productos totales, carne y erosión a las salidas de fósforo total del sistema en kg ha^{-1} $año^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

B.3.a Salidas de Fósforo por erosión

Si bien las pérdidas de P por erosión no son una gran proporción de las salidas totales (2%) y su correlación es baja (r^2 = 0,16), se registra que a más salidas más pérdidas por este mecanismo. Esta es la única salida negativa cuantificada por lo que vale describirla ya que es una variable manejable que en el largo plazo puede determinar un impacto ambiental negativo por contaminación de cursos de agua tal como se cita en la revisión bibliográfica (Díaz Zorita, 2001), incluso habiéndose identificado pérdidas bajas en el ejercicio en estudio

En cuanto a las variables determinantes de la erosión la mayor correlación se registró entre del manejo del suelo y pérdida de P (r^2= 0, 45), siendo la correlación con la pendiente muy baja (r^2 = 0, 14) (figura 18)

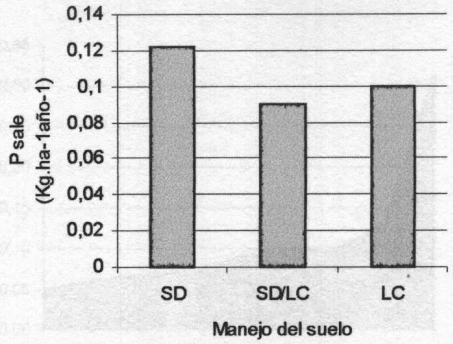


Figura 18 Pérdidas de fósforo promedio por erosión en kg ha^{-1} $año^{-1}$ según distintos sistemas de manejo del suelo (SD, SD/ LC, LC) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

Los sistemas bajo siembra directa son los que pierden más P promedio en Kg $ha^{-1}año^{-1}$. Las mayores pérdidas de P en sistemas bajo siembra directa se atribuyen al factor de enriquecimiento utilizado para la estimación (figura 19).

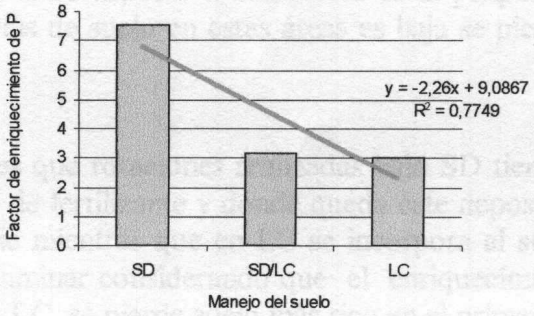


Figura 19 Factor de enriquecimiento según distintos sistemas de manejo del suelo (SD, SD / LC, LC) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

En promedio el factor de enriquecimiento es superior para los sistemas de SD, con $r^2 = 0, 77$. Lo que explica las mayores pérdidas registradas bajo este manejo del suelo (figura 20)

Se observa mayor contribución de las rotaciones a las pérdidas de P por erosión. El 78% de los sistemas se encuentran entorno al valor promedio de pérdidas 0,11 Kg ha^{-1} $año^{-1}$ de P.

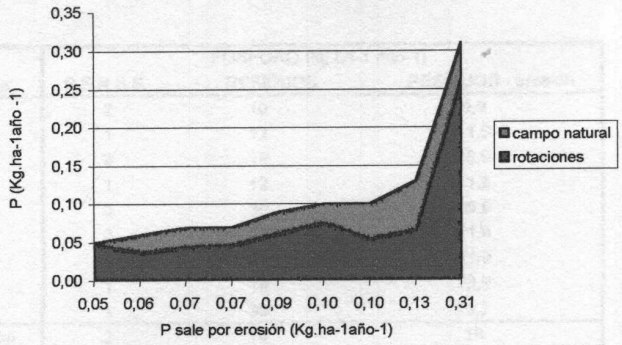


Figura 20 Contribución del área bajo rotaciones y campo natural a las salidas de fósforo de los sistemas por erosión en kg ha^{-1} $año^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

La diferencia entre los sistemas radica en el manejo del suelo. El sistema de SD pierde suelo más enriquecido en P que aquel bajo laboreo convencional, lo que hace que sistemas que usan 100% SD pierdan más que aquellos que mezclan siembra directa y laboreo convencional. Otro aspecto a considerar es la proporción de campo natural ya que si bien las pérdidas de suelo en estas áreas es baja se pierde suelo muy enriquecido en superficie con P.

El problema es que rotaciones realizadas bajo SD tienen mayores pérdidas de P lo cual se debe al uso de fertilizante y dónde queda éste depositado; en SD la deposición se realiza en superficie mientras que en LC se incorpora al suelo. Dado que lo que se estima es la erosión laminar considerando que el enriquecimiento es elevado cuando es SD y bajo en casos de LC, se pierde suelo más rico en el primer caso que en el segundo.

B.3.b. Fósforo constituyente del P.E.N.S.S y que entra a los Residuos

En el cuadro 10 se presentan las cantidades de P que quedan en P. E. N. S. S y se va al conjunto de residuos considerando o no la erosión.

Cuadro 10 Cantidad de fósforo que queda en el P.E.N.S.S. en el sistema y se pierde al conjunto de residuos considerado con y sin erosión (kg ha^{-1} $año^{-1}$)

	FÓSFORO (kg ha-1 año-1)		
Sistema	P.E.N.S.S.	RESIDUOS	RESIDUOS - erosión
1	2	10	9,9
2	1	12	11,9
3	8	19	18,9
4	1	12	11,9
5	0	30	29,9
6	3	12	11,9
7	1	22	21,9
8	1	19	18,9
9	1	30	29,7
Promedio	2	18	18

El P que se pierde al conjunto de residuos afecta más al balance que el que queda en el P.E.N.S.S. El pool aumenta en 0,97 kg ha^{-1} $año^{-1}$ por cada kg ha^{-1} $año^{-1}$ de P que aumenta el balance (r2 = 0,90) (figura 21).

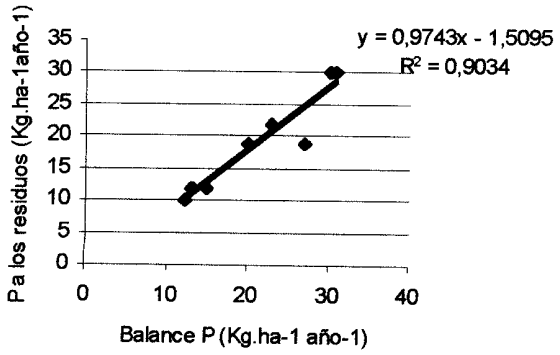


Figura 21 Fósforo que se va al conjunto de residuos según balance de P (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

Para el P se pudo identificar lo que se pierde a los residuos por erosión; lo que queda al restar la erosión al valor final de pool es lo que es parte de los residuos y no se puede cuantificar individualmente. Se trata de P que no sale del sistema y queda retenido en el suelo disponible o no, como consecuencia de la fertilización fosfatada y del traslado de fertilidad que realizan los animales por heces. Según la bibliografía este traslado de fertilidad implica la exportación de este nutriente fuera del área de pasturas (calles, sala de ordeñe, corrales de espera, camiones, etc). Otra forma de traslado es a

través de las reservas forrajeras confeccionadas dentro de los sistemas que en general son racionadas fuera del área donde se cultivaron y confeccionaron (Díaz Zorita, 2001).

No son ni la erosión ni las salidas de producto las que explican el balance sino las entradas de P. La diferencia entre entradas y salidas es el P cuyo destino se desconoce (retenido o que se pierde al ambiente), que puede estar mejorando la fertilidad o eutrificando las aguas según se cita en la literatura.

Por cada kg ha^{-1} $año^{-1}$ de P que ingresa al sistema como fertilizante, 76% queda en el conjunto de residuos del sistema ($r^2 = 0, 61$) (figura 22)

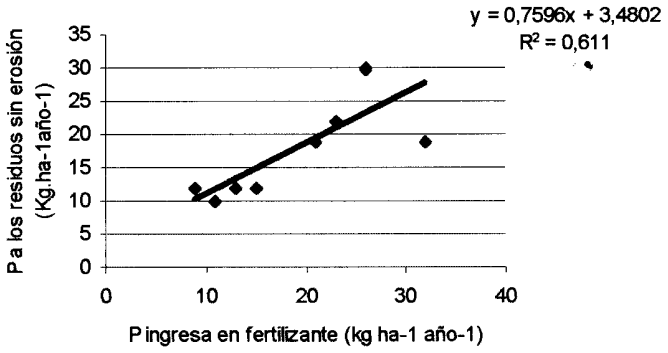


Figura 22 Relación entre el P que se pierde al conjunto de residuos y el P que ingresa a los sistemas como fertilizante en kg ha^{-1} año $^{-1}$ para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

Por cada kg adicional de fertilizante que ingresa al sistema, los residuos aumentan en 0,76 kg, lo que quiere decir que el mayor responsable de lo que va a los residuos es la rotación (agricultura, verdeos, pasturas). El P que va al conjunto de residuos proviene principalmente del subsistema vegetal ($r^2 = 0,87$). Si se tuviera en cuenta lo mencionado por Díaz Zorita (2001) en cuanto a los traslados de fertilidad dentro del sistema y donde menciona la importancia de considerar esta variable en el balance de P, sería posible controlar las pérdidas al conjunto de residuos en nuestros sistemas de producción.

El hecho de que todos los conjuntos de residuos sean positivos implica que las salidas y el P.E.N.S.S. son menores que las entradas totales. Es decir, entra P como fertilizante que no se expresa en más producto (leche, carne y granos) ni en lo producido en el ejercicio que no sale del sistema (reservas forrajeras, forraje en pie, leche y carne consumidas en el ejercicio, diferencias de inventario de rodeos, entre otros). No se

capitaliza todo lo que entra como insumos a la producción (figura 23). Esta es una diferencia con lo que cita Díaz Zorita (2001) para sistemas de producción intensiva en la pampa Argentina donde se exporta como productos más de lo que se fertiliza.

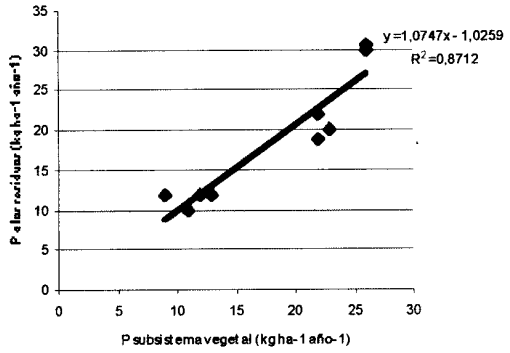


Figura 23 Contribución del subsistema vegetal al fósforo que se va al conjunto de residuos (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

B.4. Indicadores de Eficiencia de Uso de Fósforo

De los indicadores de eficiencia propuestos para P los que mejor se correlacionan con el balance son 1/ Residuos y 1/ Residuos – erosión con $r^2 = 0,90$, que resulta en una eficiencia promedio de 0,06 +/- 0,02 (figura 24). Utilizando estos indicadores no se encuentran diferencias entre lo que va al pool considerando o no lo perdido por erosión, esto se debe al poco impacto de la erosión en las pérdidas cuantitativas de P. En cuanto a las eficiencias registradas las salidas totales (incluyendo o no erosión) en relación a las entradas presentan correlaciones bajas (r^2 =0,10 en ambos casos)

Al aumentar el balance la eficiencia de uso del P decrece. Por cada kg más que aumente el balance la eficiencia se deprime en 0,0031 kg

En el cuadro 11 se muestran los valores de eficiencia obtenidos para P según los distintos indicadores evaluados (anexo 14 a y b)

Cuadro 11 Eficiencias de Uso de P medidas según distintos indicadores para los 9 sistemas evaluados

Sistema	Salidas / Entradas	(Salidas - (erosión)) / entradas	1 / Residuos	1 / Residuos - erosión
1	0,12	0,12	0,10	0,10
2	0,27	0,26	0,08	0,08
3	0,21	0,20	0,05	0,05
4	0,28	0,27	0,08	0,08
5	0,12	0,12	0,03	0,03
6	0,11	0,11	0,08	0,08
7	0,11	0,11	0,05	0,05
8	0,17	0,17	0,05	0,05
9	0,17	0,16	0,03	0,03
Promedio	0,17	0,17	0,06	0,06

Sobre el significado que tiene para P la eficiencia medida como 1/ Residuos se concluye que en este caso no quedan dudas que cuanto mayor es el conjunto de residuos, más ineficiente es el sistema en transformar el fósforo externo en productos. Otro modo de ver este mismo indicador es pensar que este fósforo que eficientemente compone el conjunto de residuos, sea mayormente retenido en el suelo y esté, en los sucesivos procesos productivos, aportando al P.E.N.S.S y por lo tanto, asegurándose la reproducción del sistema en si mismo.

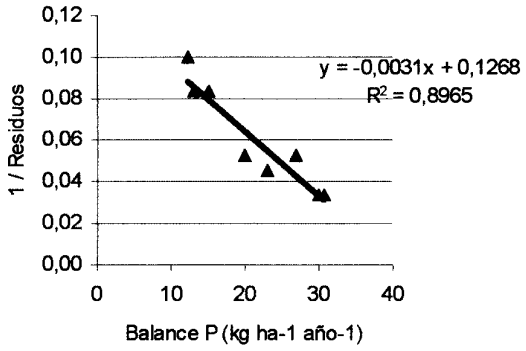


Figura 24 Eficiencia de uso de fósforo medida como 1 / Residuos en relación al balance de fósforo en kg ha^{-1} $año^{-1}$ para sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste de la R. O. U.

V. CONCLUSIONES

En general los sistemas están desbalanceados porque ingresan más nutrientes (N y P) que los que salen como productos. En N se encontraron sistemas extractivos y no fue así para P.

Los sistemas intensivos son más desbalanceados y esto se asocia a menores eficiencias en el uso de nutrientes.

Los sistemas extensivos son más balanceados que los intensivos, asociado a mayor eficiencia de uso de N y P. Sin embargo, si se considera solo el área intensiva la eficiencia de uso de N baja.

La diversificación de rubros se asocia a sistemas más balanceados.

Los desbalances tanto para N como para P se asocian a las entradas. En caso de N la correlación es mejor con las entradas internas (FBN). En P la asociación es mayor con las entrada externas (fertilizante)

Las entradas de N por fertilizante son similares en sistemas intensivos y extensivos; la diferencia está dada porque los sistemas intensivos tienen mayores entradas por FBN y concentrado.

Las salidas N en productos (salidas positivas) se explican por carne, mientras que las de leche son inferiores debido a la composición del producto en sí mismo. Para P las principal salida es por carne.

En sistemas intensivos las salidas de N por leche son superiores respecto a los extensivos asociado a mayores dotaciones y proporción de área bajo mejoramientos. Las mayores dotaciones se asocian a mayores entradas por concentrado.

Otra determinante de las salidas de N es la erosión (salidas negativas), siendo ésta consecuencia de manejos del suelo (laboreo o siembra directa) y pendientes. En el caso

del P las salidas por este mecanismo son de escasa magnitud, sin embargo su importancia no es menor del punto de vista del impacto ambiental.

La reproducción del sistema productivo está dada por el N P.E.N.S.S, éste no se asocia al balance pero sí a la productividad del sistema. La producción de leche se asocia positivamente a la eficiencia medida como 1/ P.E.N.S.S.

El conjunto de residuos no puede ser considerado como la suma de las ineficiencias del sistema, ya que una parte del mismo, la fase retenida, está aportando nutrientes o recibiendo los excesos de los mismos.

El desbalance de P está determinado por el contenido en los residuos y no por el contenido en P.E.N.S.S

Se necesitan distintos niveles de análisis para N y P; el mejor estimador de eficiencia de N es global (salidas / entradas) y el de P es particular (1 / Residuos).

VI. RESUMEN

Se evaluaron 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay con superficie útil entre 25 y 1700 ha y una relación SPL: SPG promedio de 2,2:1. La producción promedio de leche es de 2265 l ha^{-1} SPL $año^{-1}$ y 1600 l ha^{-1} de superficie útil; carne 235 kg ha^{-1} SPG $año^{-1}$ y grano 1890 kg ha^{-1} SPA $año^{-1}$. La producción de leche se asoció principalmente con la dotación r^2= 0,59 y el porcentaje de superficie mejorada r^2= 0,27.

El balance de N varió entre –3 a 82 kg ha^{-1} $año^{-1}$ (promedio = 32 kg ha^{-1} $año^{-1}$). El balance de N del sistema se asoció positivamente con la dotación y el área mejorada total con r^2= 0,39 y 0,29 respectivamente y con el área en pasturas sembradas (r^2= 0,84). Las entradas de N se explican principalmente por con FBN con r^2= 0,76 y concentrado con r^2= 0,56. Las salidas de N presentan mayor correlación con los productos totales r^2= 0,74 de los que la carne es el que presenta mejor ajuste r^2= 0,51, para la leche la asociación es baja r^2= 0,14. Las salidas de N con el suelo arrastrado por erosión constituyen el 40 % de las salidas totales. Los mejores indicadores de eficiencia para N para los sistemas en estudio fueron salidas/entradas y (salidas-erosión)/entradas con r^2= 0,74 y 0,70 respectivamente. Los valores de eficiencia obtenidos para este nutriente variaron de 10 a 40 % con máximo teórico 60 %. Solo los sistemas con balance negativo presentaron valores de eficiencia superiores a 70 %. Los sistemas más balanceados presentan mayores eficiencias de uso de N con promedio = 0,61 pero se redujo a 0,42 cuando se consideró sólo el área intensiva . Los sistemas balanceados son extensivos y diversificados, tienen bajas dotaciones entre 0,96 y 1,38 UL ha^{-1} SPL. Las entradas totales de N promedio a estos sistemas es 42 kg ha^{-1} $año^{-1}$, siendo la mayor proporción por fertilizante (56 a 67 %). Los sistemas desbalanceados presentan altos niveles de entradas de N, entre 110 y 116 kg ha^{-1} $año^{-1}$, 27 % de las entradas son por fertilizante y 51 % por concentrado. Logran niveles de FBN de 45 kg ha^{-1} $año^{-1}$ asociado a importante proporción del área útil bajo praderas (84 %). Los sistemas más balanceados aportan menos N a los Residuos, entre 6 a 22 kg ha^{-1} $año^{-1}$, siendo la erosión el principal mecanismo. Sistemas más desbalanceados liberan más N a los residuos. En términos generales, la erosión constituye 20 % de los residuos de N pero es un factor controlable; mientras el restante 80 % se produce en el subsistema vegetal y aparece condicionado por la forma y nivel de su producción.

Para P el balance es de 12 a 31 kg ha^{-1} $año^{-1}$ (promedio = 20 kg ha^{-1} $año^{-1}$). El balance se correlaciona positivamente con las entradas totales de P con r^2= 0,98, las que son explicadas principalmente por el ingreso de fertilizante con r^2= 0,85. Las salidas presentan la mejor correlación con los productos totales con r^2= 0,56 y la salida de P en hueso es 40% de las salidas como productos; la erosión constituye solo el 2 % de las salidas totales y se asocia a las mismas con r^2= 0,16. El mejor indicador de eficiencia para P es 1/ Residuos, su relación con el balance es r^2= 0,90. El valor de eficiencia de uso promedio es 0,06 +/- 0,02.

VII. SUMMARY

Nine Dairy Farms from the North West border of Uruguay were evaluated. Their useful areas are ranged from 25 to 1700 hectares, the average ratio dairy grazing area : cattle grazing area is 2.2 : 1. Milk average production is 2265 l ha^{-1} dairy area per year and 1600 l ha^{-1} total area; meat production is on average 235 kg ha^{-1} cattle grazing area per year and grains' is 1890 kg ha^{-1} agriculture area per year. Milk production is mostly associated to animal load per hectare with r^2= 0.59 and the improved area with r^2= 0.27.

The N balance varies from –3 to 82 kg $ha^{-1}year^{-1}$ (average = 32 kg $ha^{-1}year^{-1}$). The system's N balance is positively associated to the animal load and the improved total area with r^2= 0.39 and 0.29 respectively and with the cultured pastures area (r^2= 0.84). The N inputs are mainly explained by N biological fixation (NBF) with r^2= 0.76 and concentrate with r^2= 0.56. The N outputs are more correlated to total products with r^2= 0.74 from which meat is the more related one with r^2= 0.51, milk has a low relation (r^2= 0.14). The N outputs through soil carried by erosion makes 40% of the total outputs. The best indicators for N use efficiency are outputs / inputs and (outputs – erosion) / inputs with r^2= 0.74 and r^2= 0.70 respectively. The obtained efficiency values varies from 10 to 40% with a theoretical maximum of 60%. Only the negatively balanced systems have efficiencies over 70%. Balanced systems have higher efficiencies on average = 0.61 but it is reduced when only the intensive area is considered. Balanced systems are extensive and diverse, they have low animal loads among 0.96 and 1.38 dairy cows per hectare of dairy grazing area . The total N inputs are on average 42 kg $ha^{-1}year^{-1}$, and its mainly by fertilizers (56 to 67%). Not balanced systems have higher inputs levels of 110 to 116 kg $ha^{-1}year^{-1}$, 27% are by fertilizers and 51% by concentrate. They reach high amounts of biologicaly fixed N in close relation to the cultured pastures area (84%). Balanced systems have less N wastes, from 6 to 22 kg $ha^{-1}year^{-1}$, being erosion the main contributor. In general, erosion makes 20% of the total wastes and the missing 80% is caused by vegetal subsystem and it's conditioned to the way it's produced and its production level.

P balance is ranged from 12 to 31 kg $ha^{-1}year^{-1}$ (average = 20 kg $ha^{-1}year^{-1}$). This balance is positively correlated to P total inputs with r^2 = 0.98, this are mainly related to fertilizers with r^2= 0.85. The P outputs have higher correlation with total products with r^2= 0.56 and bones make 40% of the total P outputs through products; erosion makes only 2% of the P outputs and it's correlated with r^2= 0.16. The best indicator for P use efficiency is 1 / pool of wastes, this indicator is correlated to P balance with r^2 = 0.90. The average efficieny obtained is 0.06 + / - 0.02

VIII. BIBLIOGRAFÍA

1. 1960. A GLOSSARY OF AGRICULTURAL TERMS. In A GLOSSARY OF AGRICULTURAL TERMS english-spanish, spanish-english.

2. ALAIS, Ch.1985. Ciencia de la Leche. 4ª ed. España, Editorial REVERTÉ S.A. 873 p.

3. ALTIERI, M. 1992. El Rol Ecológico de la Biodiversidad en Agroecosistemas. Agroecología y Desarrollo 4: 2-11.

4. ANGUS, J.F. 1992. Nitrogen suplply and demand in Australian agriculture. Australian Journal of Experimental Agriculture 41: 277-288

5. ARBIZA AGUIRRE, S.I. 1996. Producción de carne ovina. México, Editores Mexicanos Unidos S.A. 169 p.

6. AVERY, D.T. 1995. Alimentos para pensar. Preservar la vida silvestre en la tierra con agroquímicos. Revista El Surco (Ecuador) 79: 8-9.

7. BAEZA LOPEZ, P. 1995. La nueva enfermedad: uniformidad. Revista El Surco (Ecuador) 79: 10-17.

8. BEJARANO ÁVILA, J.A. 1998. Un marco institucional para la gestión del medio ambiente y para la sostenibilidad agrícola. In Agricultura, Medio ambiente, y Pobreza Rural en América Latina. L.G. Reca y R.G. Echeverría comp. Washington D.C., Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Agrarias (IFPRI), Banco Interamericano de Desarrollo (BID). pp 191-205, 227-228.

9. BORDOLI, J.M. 1996. Dinámica de Nutrientes y Fertilización en Siembra Directa. In Curso de Actualización sobre MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS.18-19 de Octubre, Montevideo, UDELAR. pp 25-30.

10. BRENNAN, J.P.; EVANS, J. 2001. Measuring the relative economic costs of legume and fertilizer nitrogen. Australian Journal of Experimental Agriculture 41: 361-381.

11. CONSTANZA, R. 1997. La economía ecológica de la sostenibilidad. In Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible: Más allá del informe Brundtland. R.

Goodland, H. Daly, S. El Serafy y B. Von Droste eds. Madrid, Editorial Trotta. pp 153-169.

12. COZZOLINO, DANIEL; PIGURINA, GUILLERMO; METHOL, MARÍA; ACOSTA, YAMANDÚ; MIERES, JUAN; BASSEWITZ, HEINO. 1994. Guía para la alimentación de rumiantes. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Serie Técnica N° 44. 59 p.

13. DALY, H.E. 1997. De la economía del mundo vacío a la economía del mundo lleno. In Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible: Más allá del informe Brundtland. R. Goodland, H. Daly, S. El Serafy y B. Von Droste eds. Madrid, Editorial Trotta. pp 37-50.

14. DE BOER, I.J.M. 1997. Health and biophysical sustainability of agro-ecosystems. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen, Netherlands. pp 37-49

15. DEVOTO, M.; GONZÁLEZ, G. 1999. Evaluación del comportamiento productivo de la moha de Hungría (*setaria itálica* (l.) p. beauvois) en siembra directa. Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay, Facultad de Agronomía. 72 p.

16. DÍAZ ZORITA, M. Ciclado de Nutrientes en Sistemas Pastoriles. Bs. As. INTA General Villegas, mdzorita@servicoopsa.com.ar

17. DÍAZ ZORITA, M.; BARRACO, M. ¿Cómo es el Balance de P en los sistemas pastoriles de producción de carne en la región pampeana? Bs.As INTA General Villegas, suelos@servicoopsa.com.ar

18. DIJKSTRA, J.; FRANCE, J.; NEAL, H.; ASSIS A.G.; AROEIRA, L.J.M.; CAMPOS O.F. 1996. Simulation of digestión in cattle fed sugarcane; model development. Journal of Agricultural Science 127: 231-246.

19. EVANS, J.; Mc NELLY, A.M.; UNKOVICH, M.J.; FETTELL N.A.; HEENAN, D.P. 2001. Net nitrogen balances for cool season grain legume crops and contributions to wheat nitrogen uptake: a review. Australian Journal of Experimental Agriculture 41: 347-359.

20. FEIJÓ, S.; LINDOLFO, S.; DAL COL LUCIO, A.; LOVATO, C.; THOMAS NEWTON, M. 2001. Melhoría da qualidade de ensayos de avaliaçao de cultivares de milho a través de indicadores de fertilidade do solo. Ciencia Rural 2 (31): 225-230

21. FERNÁNDEZ, J.F. 1998. Del crecimiento económico a la supervivencia: una reflexión desde la economía ecológica. Universidad de Vigo, España. 18p.

22. FILLERY, I.R.P. 2001. The fate of biologically fixed nitrogen in legume-based dryland farming systems: a review. Australian Journal of Experimental Agriculture 41: 361-381.

23. FLORA, C.B.; KROMA, M.; MEARES, A. 1994. Indicators of Sustainability: Community and Gender. In Proceedings of the Indicators of Sustainability Conference and Workshop. August 1-5. SANREM CRSP. pp 81-94.

24. FRANDSON, R.D. 1986. Anatomía y Fisiología de los Animales Domésticos. 4ª Edición. México, Editorial Interamericana- Mac Graw Hill. 412 p.

25. GARCÍA, F.O. 2001. Balance de Fósforo en suelos de la región pampeana. INPOFOS/PPI/PPIC Cono Sur. http: // www.inpofos.com/

26. GARCÍA PRÉCHAC, F. 1992. Investigaciones Agronómicas N° 2. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias.

27. GAYOSO, J.; IROUMÉ, A. 1991. Metodología para estimar la fragilidad de terrenos forestales. Medio Ambiente 11 (2): 13-24.

28. GOMEZ, A.A.; SWEET KELLY, D.A.; SYERS, J.K.; COUGHLAN, K.J. 1996. Measuring Sustainability of Agricultural Systems at the Farm Level. In Methods for Assessing Soil Quality. J.W. Doran and A.J. Jones eds. USA, SSSA Special Publication Bo 49: 401-410.

29. GRASSMAN, J.; SCHIERE J.B. 1997. Agro – ecosystem health: aggregation of systems in time and space. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen, Netherlands. pp 23-36

30. HARTE, H.J. 1995. Ecology, sustainability and environment as capital/ Commentary. Ecological Economics 15: 157-164

31. HASSINK, J. 1997. Analyzing soil quality and soil health – emphasizing soil organisms, soil organic matter, nitrogen dynamics. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen Netherlands. pp 61-71

32. HERNÁNDEZ, J.; ZAMALVIDE, J.P. 1998. Procesos de rentención de fósforo por los suelos evaluados a través de parámetros de suelo y planta. Agrociencia 1 (2): 48-63

33. HERRIDGE, D.F.; TURPIN, J.E.; ROBERTSON, M.J. 2001. Improving nitrogen fixation of crop legumes through breeding and agronomic management: analysis with simulation modelling. Australian Journal of Experimental Agriculture 41: 391-401.

34. KOOPS, W. 1997. Analyzing agro – ecosystem health. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen Netherlands. pp 51-59

35. LEWANDOWSKI, I.; HARDTLEIN, M.; KALTSCHMITT, M. 1999. Sustainable Crop Production: Definition and Methodological Approach for Assessing and Implementing Sustainability. Crop Science 39 (1): 184-193.

36. LONGO DE TOMASINI, L.; TOMASINI, D.H. 1996. Uso de un modelo multicriterio para valorar el mejor manejo económico y ecológico de la tierra agrícola. Revista Argentina de Economía Agraria 9: 1-11

37. MARTELLOTTO, E.; SALAS, H.; LOVERA, E. 2001. El monocultivo de Soja y la Sustentabilidad de la Agricultura Cordobesa. http: // www.elsitioagricola.com

38. MARTINO, D.L. 1996. Siembra Directa en los Sistemas Agrícola Ganaderos del Litoral. In Curso de Actualización sobre MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELOS.18-19 de Octubre. _____ , Montevideo, UDELAR. pp 41-58.

39. MATTIAUDA, D.; CHILIBROSTE, P. 2002. Effects of foraging management on ingestive behaviour, rumen fermentation and nutrient suplí of dairy cows grazing mixed pastures in temperate regions of South America. *PhD* Project Poposal. Netherlands, Wageningen University.

40. MORÓN, A.; MARTINO, D.L.; SAWCHIK, J. 1996. Manejo y Fertilidad de suelos. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Serie Técnica Nº 76. 167 p.

41. MUNDSTOCK, C.M.; BREDMEIER, CH. 2001. Disponibilidade de nitrogeno e sua relaçao com o afilhamento e o rendimiento de graos de aveia. Ciencia Rural 2 (31): 205-211

42. OOSTERGARD, V. 1995. Indicators to describe sustainability in dairy farming. In Applied Research for Sustainable Dairy Farming. Proceedings of the Symposium 1. Netherlands. pp 94-97.

43. PEOPLES, M.B.; BLADOCK, J.A. 2001. Nitrogen dynamics of pastures: nitrogen fixation inputs, the impact of legumes on soil fertility, and the contributions of fixed nitrogen to Australian farming systems. Australian Journal of Experimental Agriculture 41: 327-346.

44. PEREIRA dos SANTOS, H.; BARRENECHE LHAMBY, J.C.; IGANCZAK, J.C.; SCHNEIDER, G.A. 2001. Conversao e balance energético de sistemas de sucessao e rotaçao de culturas. Ciencia Rural 2 (31): 191-198

45. PINHEIRO MACHADO, L.C. 1975.Los Cerdos.1ª Edición. Argentina, Editorial Hemisferio Sur. 528p

46. PRUGH, Th. 2002. Bountiful Dream, or endless nightmare? Choices for sustainable development. In Bountiful Dream, or endless nightmare? Choices for sustainable development , (1ª, 2002, MONTEVIDEO). Montevideo, Ministerio de Relaciones Exteriores – Embajada de Estados Unidos de América. sp

47. PRUGH, Th. 2002. Desarrollo Sostenible. In Conferencia sobre Desarrollo Sustentable, (2ª, 2002, MONTEVIDEO). Montevideo, Universidad de la República, Facultad de Ciencias - Embajada de Estados Unidos de América. sp

48. RENKEMA, J.A. 1997. Some comments from a socio – economic point of view. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen, Netherlands. pp 93-96

49. RIVERA, C.; CARRAU, A. Manual Técnico Agropecuario. 2° Edición. Uruguay, Editorial Hemisferio Sur. 809p.

50. RUDAS LLERAS, G. 1998. El análisis económico y la política ambiental. Cuadernos de Desarrollo Rural 40: 7-15.

51. SARANDÓN, S. 1998. El desarrollo y uso de indicadores de sustentabilidad: una necesidad para la evaluación de la agricultura orgánica. In Documento del curso de postgrado a distancia en Agroecología y Agricultura Sustentable. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. UNLP. La Plata, Argentina.

52. SARANDÓN, S. 1998. El impacto ambiental de la agricultura; el enfoque agroecológico como requisito para el desarrollo de una agricultura sustentable. In Documento del curso de postgrado a distancia en Agroecología y Agricultura Sustentable. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. UNLP. La Plata, Argentina.

53. SMYTH, J.A.; DUMANSKI, J. 1995. A framework for evaluating sustainable land management. Canadian Journal of Soil Science 75: 401-406.

54. TERRA, J.A.; GARCÍA PRÉCHAC, F. 2001. Siembra Directa y Rotaciones Forrajeras en las lomadas del este: síntesis 1995 - 2000. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Serie Técnica N° 125. 100 p.

55. TORQUEBIAU, E. 1992. Are tropical agroforestry home gardens sustainable?. Agriculture, Ecosystems and Environment 41: 189-207.

56. TRUJILLO, A.I.; CARRIQUIRY, M.; FERNÁNDEZ, M.; MARICHAL, M.J. 2000. Curso Teórico Práctico. Facultad de Agronomía. Montevideo, UDELAR. 75 p.

57. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY) FACULTAD DE AGRONOMÍA.1990. Uso de Técnicas de Regresión. Montevideo. v.1

58. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY) FACULTAD DE AGRONOMÍA.1997. Crecimiento. Montevideo. 101 p

59. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY) FACULTAD DE AGRONOMÍA.1998. Recopilación de tablas de requerimientos de animales domésticos. Montevideo. 37 p

60. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY) FACULTAD DE AGRONOMÍA.1998. Utilización de pasturas. Montevideo. 145 p

61. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY) FACULTAD DE AGRONOMÍA.1998. Alimentos. Montevideo. 28 p

62. UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA (URUGUAY) FACULTAD DE AGRONOMÍA.1991. Lanas. Montevideo. 178 p

63. URQUIAGA, S. 2000. Consumo de fertilizantes en América Latina y el Caribe. In Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Segundo Urquiaga y Felipe Zapata eds. Brasil, Editorial Génesis. pp 15-18.

64. URQUIAGA, S. 2000. Pérdidas de nitrógeno en el sistema suelo- planta. In Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Segundo Urquiaga y Felipe Zapata eds. Brasil, Editorial Génesis. pp 89-94

65. URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. 2000. Eficiencia de la fertilización nitrogenada y su relación con la productividad agrícola sostenible. In Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Segundo Urquiaga y Felipe Zapata eds. Brasil, Editorial Génesis. pp 19-23

66. URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. 2000. Fertilización nitrogenada en sistemas de producción agrícola. In Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Segundo Urquiaga y Felipe Zapata eds. Brasil, Editorial Génesis. pp 77-86

67. URUGUAY. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA. COMISIÓN NACIONAL DE ESTUDIO AGROECONÓMICO DE LA TIERRA. 1979. Indices de Productividad Grupos CO.N.E.A.T. Montevideo. 167 p.

68. URUGUAY. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA. CENTRO DE INVESTIGACIONES AGRÍCOLAS "Alberto Boerger". _____ . Pastuas IV. Miscelánea N° 18. Montevideo. 266 p.

69. URUGUAY. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA. CENTRO DE INVESTIGACIONES AGRÍCOLAS "Alberto Boerger". Rotaciones. Miscelánea N° 24. EELE. 39 p.

70. VAN BRUCHEM, J. 1997. Excecutive summary – Priorities for future research. Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen, Netherlands. pp 1-7

71. VAN BRUCHEM, J. 1997. Some comments from a biophysical point of view. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen, Netherlands. pp 97-103

72. VAN BRUCHEM, J.; BOSCH, M.W.; OOSTING, S.J. _____ Nitrogen efficiency of grassland – based dairy farming – new perspectives using an integrated approach. Wageningen Institute of Animal Sciences. pp 99-101

73. VAN BRUCHEM, J.; VERHOEVEN, F.P.M.; REIJS, J.W.; OVERVEST, J.; LANTINGA, E.A.; WISKERKE, J.S.C. 2000. An ecocentric approach to effectively reducing excessive nutrient emissions to the environment in Deutsch dairy farming. VEL /VANLA proyect.

74. VAN HAAFTEN, E.H.; VAN DER VIJVER F.J.R. 1997. Psychological stress and marginalization as indicators of human carrying capacity. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Wageningen, Netherlands. pp 73-92

75. VAN HORN, H.H.; NEWTON, G.L.; KUNKLE, W.E. 1996. Rumiant nutrition from an Environmental Perspective: Factors Affecting Whole-Farm Nutrient Balance. Journal of Animal Science. 74: 3082-3102.

76. VAN KEULEN, H.; VAN der MEER, H.G.; DE BOER, I. _____ Nutrient balances of livestock production systems in Netherlands. The Netherlands. pp 3-18

77. VELLINGA, Th. V. 1995. Grassland nitrogen fertilization from economical and environmental point of view. In Applied Research for Sustainable Dairy Farming. Proceedings of the Symposium 1. Netherlands. pp 8-12.

78. VENTIMIGLIA, L.A.; CARTA, H.G.; RILLO, S.N. 2001. Exportación de nutrientes en los campos agrícolas. http: // www.elsitioagricola.com

79. VERBOON, M.C.; LUTEN W.; SCHUKKING, S. 1995. Conclusive remarks on sustainability in dairy farming. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Netherlands. pp 114-116.

80. WALTNER- TOEWS, D. 1997. Agro - ecosystem health: concept and principles. In Agro Ecosystem Health. Proceedings of a seminar held in Wageningen, September 26th, 1996. Netherlands. pp 9-22

81. ZAPATA, F. 2000. La fertilización nitrogenada y la protección del medio ambiente. In Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Segundo Urquiaga y Felipe Zapata eds. Brasil, Editorial Génesis. pp 99-102.

82. ZAPATA, F. 2000. Metodologías Isotópicas para estudios de la eficiencia de la fertilización nitrogenada y otros procesos del ciclo del nitrógeno. In Manejo Eficiente de la Fertilización Nitrogenada de Cultivos Anuales en América Latina y el Caribe. Segundo Urquiaga y Felipe Zapata eds. Brasil, Editorial Génesis. pp 25-29.

IX. ANEXOS

ANEXO 1

Cuadro 1a. Enfoques, objetivos y técnicas usualmente utilizados en un sistema agrícola realizado con un enfoque "tipo revolución verde o intensiva" y uno "agroecológico". Adaptado de Sarandón (1998).

Revolución Verde Agricultura Intensiva	Enfoque Agroecológico Agricultura Sostenible

ENFOQUE

Reduccionista	Holístico
Falta de una óptica sistémica	Empleo de una óptica sistémica
Importancia de los componentes	Importancia de las interrelaciones
Reducción o mala definición de los límites del sistema	Ampliación y redefinición de los límites del sistema

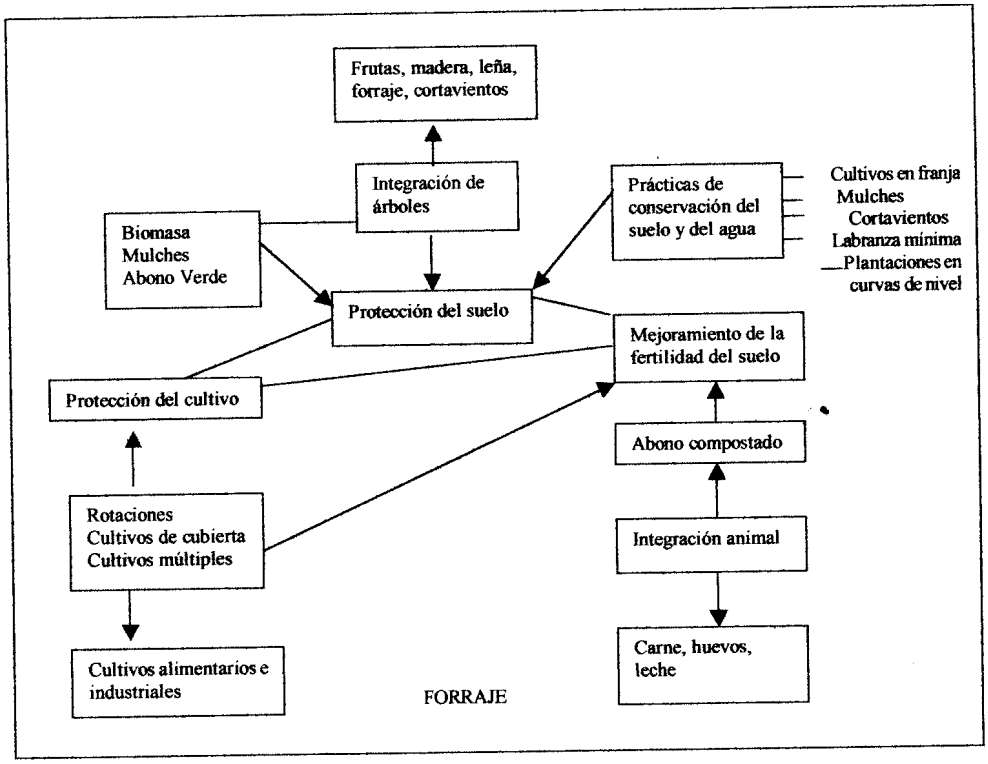
OBJETIVOS

A corto plazo	A largo plazo
Concepto productivista	Concepto sostenible
Énfasis en el rendimiento	Énfasis en el ecosistema y ecosistemas relacionados
No-incorporación del costo ambiental	Incorporación del costo ambiental
Sistemas simples, baja diversidad (alta inestabilidad)	Sistemas complejos, alta diversidad. Alta estabilidad
Biodiversidad como fuente de genes	Biodiversidad como sistema de cultivo

TÉCNICAS

Fertilizantes sintéticos	Fertilizantes orgánicos Reciclado de nutrientes
Uso intensivo del suelo	Uso conservacionista del suelo
Agricultura permanente	Rotación cultivo – pradera
Monocultivos	Policultivos
Control químico de plagas	Manejo Integrado de Plagas
Plantas transgénicas para el control de plagas	Manejo de la biodiversidad para el control de plagas.
Conservación de la biodiversidad en bancos de germoplasma	Conservación de la biodiversidad *in situ*
Esterilización del suelo para control de patógenos	Aumento de la biodiversidad de microorganismos de suelo para control de patógenos

Figura 1b. Las Interacciones complementarias en los sistemas de cultivos diversificados resultan en el mejoramiento de la protección y fertilidad del suelo y en la protección biológica de los suelos. Adaptado de Altieri (1992).



ANEXO 2

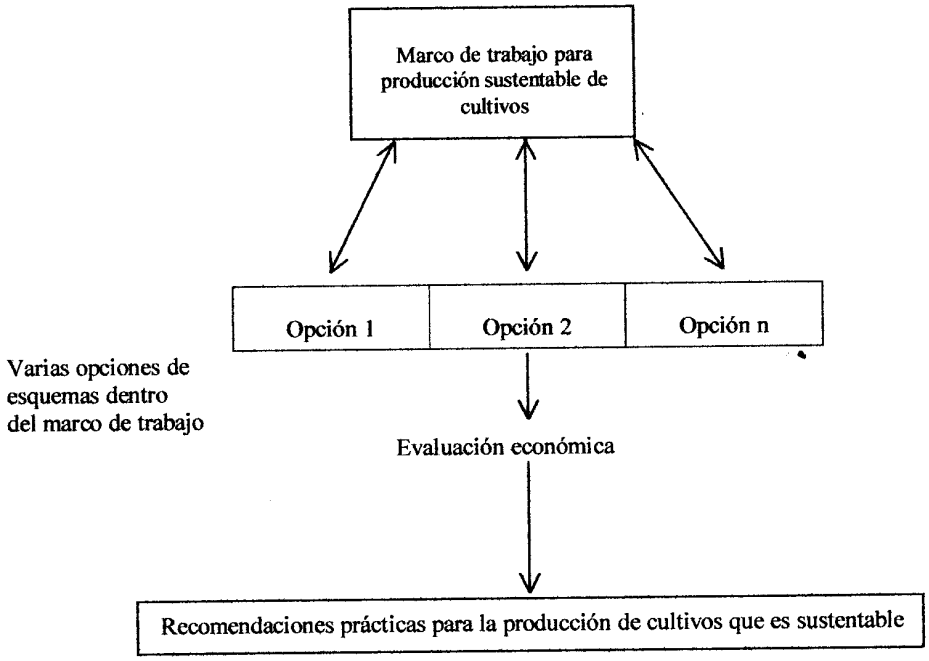
Cuadro 2a. Indicadores de sustentabilidad para "home gardens". Adaptado de Torquebiau (1992)

RECURSO	*DESCRIPTOR*	*INDICADOR*
I. SUELO	1)EROSIÓN SUELO	tasa de erosión del suelo
	2) MO suelo	contenido de MO en suelo
		densidad del suelo
	3) HUMEDAD SUELO	nivel de humedad del suelo
	4) TEMPERATURA SUELO	temperatura del suelo
II. CLIMA	5) LUZ	Luz PAR, albedo, temperatura a nivel del suelo, rendimiento como biomasa / hectárea
	6) AGUA	lluvia bajo el canopy y reserva de agua de lluvia bajo cultivo
III. BIOLÓGICOS	7) PLANTAS Y ANIMALES	diversidad de plantas y animales útiles
	8) ENTRADAS	insumos por hectárea (inputs) internos y externos
IV. MANEJO socio económico	9)TRABAJO	mano de obra por mes, Mano de obra por hectárea, género / edad de trabajador, uso tecnología tradicional y prácticas
	10) DINERO	ingreso dinero por actividad[1] por hectárea y por mes
V. DESEMPEÑO técnico	11) SALIDAS biofísicas	Rel. biomasa por energía solar, análisis nutricional de dieta aportada por productos del "home garden", radio equivalente de tierra.
VI. DESEMPEÑO económico	12) SALIDAS socio-eco[2]	valor de producción /hectárea, por mes y año, ingreso por hectárea, mes y año, beneficios sociológicos de la actividad
VII. IMPACTO en otros sistemas	13) BOSQUES y reservas	cantidad de combustible leña recolectado de la actividad tiempo utilizado para recolectar el combustible leña
	14) VIDA silvestre	densidad de especies salvajes / hectárea
	15) INDUSTRIAS rurales	industrias rurales y sus fuentes de materia prima

[1] Actividad refiere a la producción en los "home gardens"
[2] socio-eco quiere decir socio-económicas

ANEXO 3

Figura 3a . Derivación de esquemas de producción adecuados que se mantienen dentro del marco de trabajo de producción sustentable de cultivos. Adaptado de Lewandowski et al. (1999).



ANEXO 4

Cuadro 4a. Flujos anuales de nitrógeno (FN, Kg. Ha^{-1}) con alto (A) y bajo (B) niveles de inputs en producción de leche y la sensibilidad de índices (%) para la eficiencia de utilización de N (EUN) y emisión (EM). Adaptado de van Bruchem et al. (.....)

	A- FN	$SI_{EUN/EM}$	B-FN	$SI_{EUN/EM}$
alimento				
del predio	361+		244+	
importado	244+	16 / 37	93+	14 / 23
Producto				
Leche / carne	104--		53--	
Estiércol	501+		284+	
pérdidas (25%)	125--	13 / 3	71--	14 / 3
fertilizantes	364+	21 / 65	273+	22 / 78
deposición	43+		43+	
de pastoreo / cosecha (75%)	59+		40+	
(pérdidas)				
Suelo	842+		569+	
acumulación (5%)	42--		28--	
pérdidas (40%)	337--	66 / 14	228--	80 / 14
Cultivos forrajeros	463+		313+	
pastoreo / cosecha pérdidas (17%)		79--	12 / 3	53--
	15 / 3			
pérdidas de conservación (5%)	23--	5 / 1	16--	7 / 1
	361		244	
NUE- animal (%)	17.2	92 / 19	15.8	92 / 16
NUE- sistema (%)	17.1		14.5	
Emisión al ambiente	504		313	

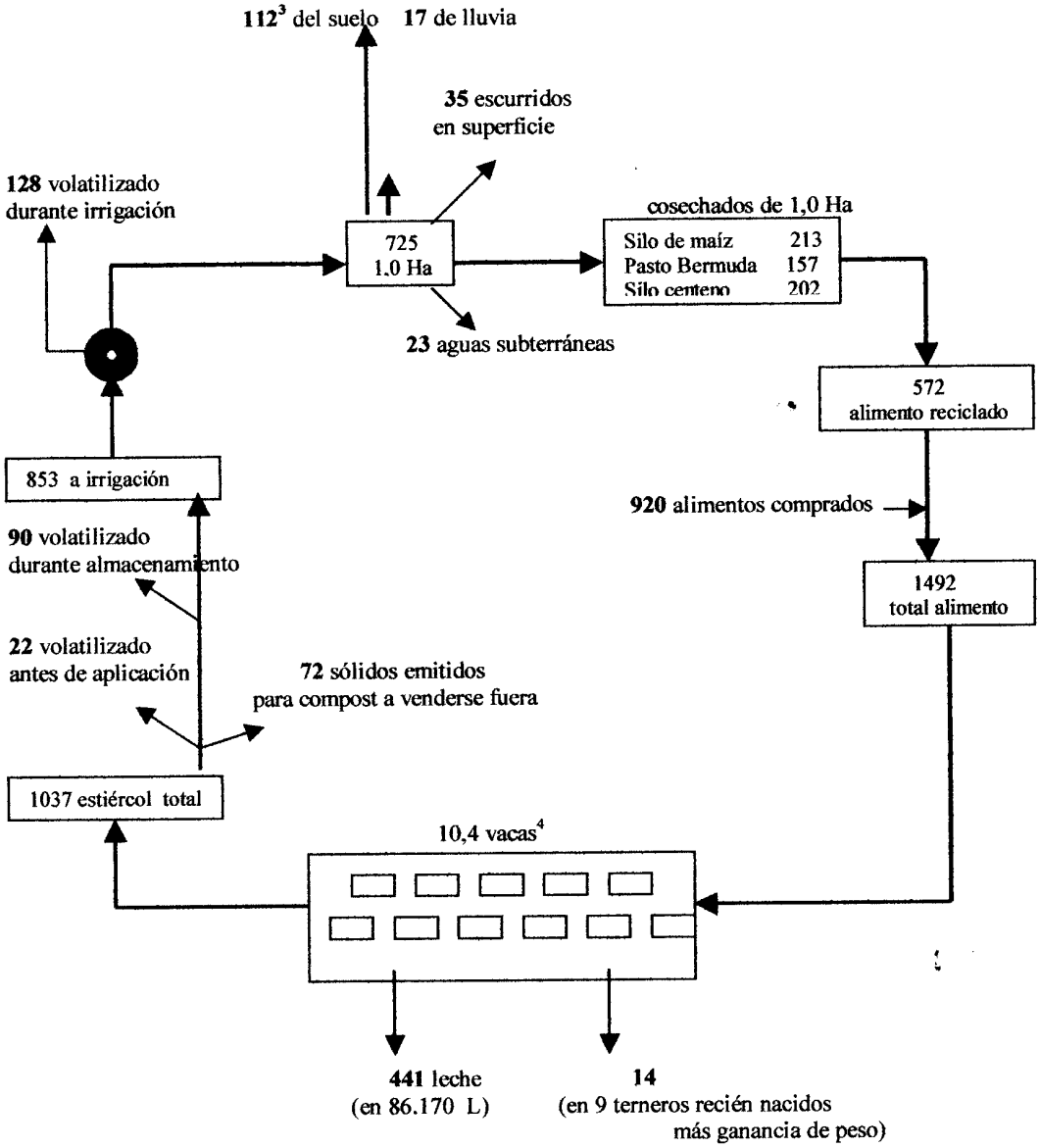
ANEXO 5

Cuadro 5a. Extracción de fósforo en grano de maíz, trigo, soja y girasol. Fuente: García (2001).

Cultivo	*Extracción de fósforo*
	Kg. ton^{-1} de grano
Maíz	2,7-3,3
Trigo	3,5-4,0
Soja	6,4-7,0
Girasol	3,7-4,2

ANEXO 6

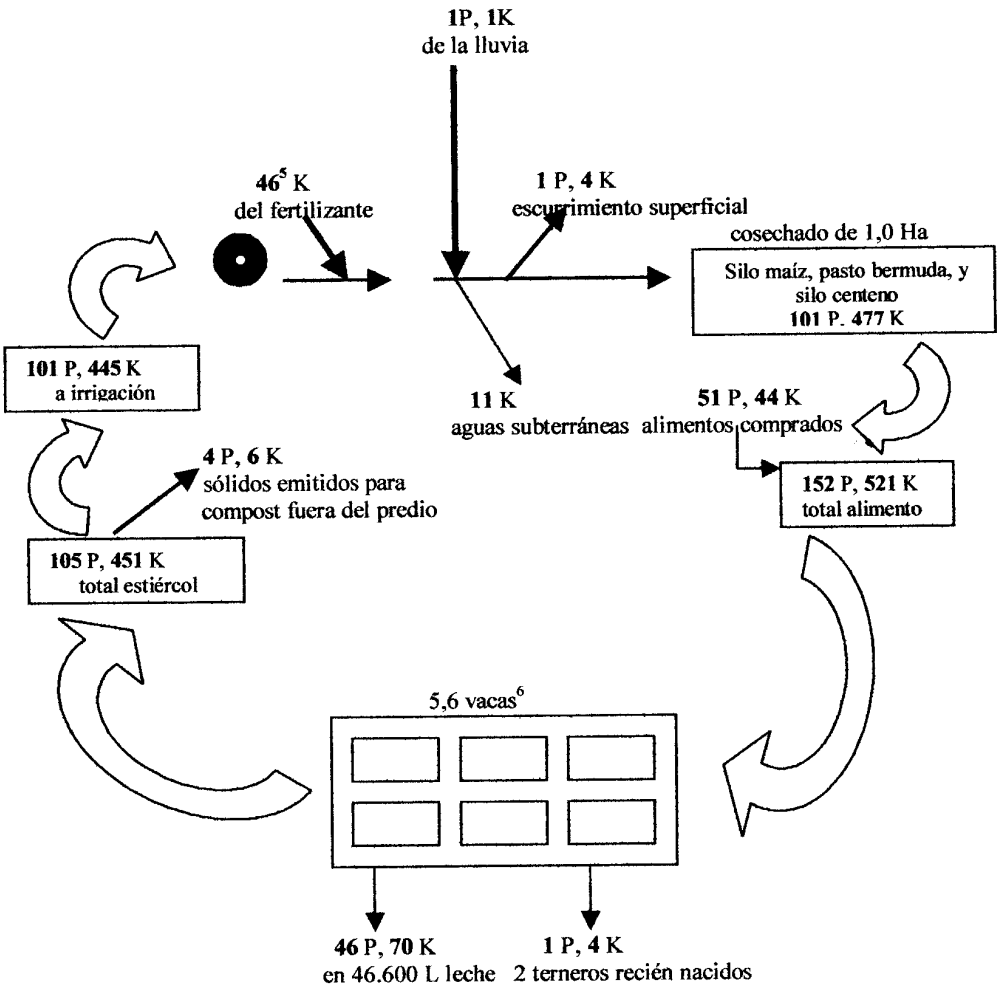
Figura 6a. Ejemplo de balance de N para un sistema de pulverización estiércol de lechería. Adaptado de van Horn et al. (1995).



[3] Nota: los números solos representan Kg de N. El N cosechado y las pérdidas de N del suelo por desnitrificación derivan de datos experimentales. Las pérdidas de N a aguas subterráneas fueron estimadas en 10 ppm de $N\text{-}NO_3$ sumado a lo estimado en aguas subterráneas. No se utilizó fertilizante comercial en cultivos y todo el forraje cosechado se le dio como alimento a los animales; el forraje cosechado fue 29 toneladas cúbicas de materia seca (MS), la producción promedio por vaca es 22,7 Kg de leche y consumo 17,87 Kg $MS.d^{-1}$ (NRC, 1989).

[4] Nota: cada rectángulo representa 1 vaca.

Figura 6b. Ejemplo de balance de P y K para un sistema de pulverización estiércol de lechería en el cual primero se balanceó ambientalmente el P y segundo el K. Adaptado de van Horn et al. (1995).



[5] Notas: los números solos representan Kg de P o K. El cultivo cosechado por hectárea fue derivado de datos experimentales. El P y K cosechados por hectárea en el cultivo fue extraídos de datos experimentales de Newton et al. (1995). Estos balances asumen que 5,6 vacas consumieron toda la materia seca del forraje cosechado (29 toneladas), más 7,4 toneladas de alimentos comprados.

[6] Nota: cada rectángulo representa una vaca.

ANEXO 7

Cuadro 7a. Consumo anual de nutrientes (NPK)1 por los diferentes países de la América Latina y el Caribe, 1997-98. Adaptado de Urquiaga, 2000.

País o continente	Población 1000 hab.	Área arable + Cult. Perm. 1000 Ha	Consumo de NPK 1000 t	NPK[7] Kg. Ha^{-1}	NPK Kg. $hab.^{-1}$	Maíz Kg. Ha^{-1}
Mundo	5.848.739	1.510.442	130.682,2	8.652	22,3	4.182
EE.UU.	267.839	179.000	20.300	113,40	75,8	7.974
América Latina						
Argentina	35.671	27.200	845	3.107	237	4.792
Bolivia	7.774	1.840*[8]	3*	17*	4	2.190
Brasil	163.132	65.300	5.018	7.685	308	2.554
Chile	14.625	2.297	423	1.842	289	8.241
Colombia	37.068	4.43	570	1.287	154	1.658
Costa Rica	3.575	505	142	2.812	397	1.833
Ecuador	11.937	3.001	116	386	97	1.049
El Salvador	5.928	816	80	980	135	1.640
Guatemala	11.242	1.905	177	929	157	1.971
Honduras	5.981	2.045	802	3.902	1.332	1.563
México	92.711	27.300	1.300	476	140	2.471
Nicaragua	4.632	2.746	38	138	82	1.218
Panamá	2.719	655	192	2.902	702	1.483
Paraguay	4.200	2.285	382	1.662	902	2.748
Perú	24.371	4.2	182	433	75	1.990
Uruguay	3.185	1.307	107	819	336	2.193
Venezuela	22.777	3.4	290	853	127	2.726
Países del caribe						
Cuba	11.190	4.450	235	528	121	1.200
Haití	7.395	910	3.6*	39*	5*	749
República Dominicana	8.097	1.500	100	66.7	12.4	1.177

[7] NPK, expresados como N, P2O5 y K2O, respectivamente;

[8] Valores estimados por los autores

Algunos países de la región no aparecen en esta tabla, debido a la falta de informaciones completas. Fuente: FAO (1999); IFA (1999).

ANEXO 8

Planillas de caracterización y resultados obtenidos para N y P en cada sistema.

SISTEMA 1

Superficie	Ha
Total	1768
Util	1728
Subs. Vegetal	1244
Subs. Animal	1445

Indicadores					
	N externo	17 Kg.ha-1año-1	Agricultura	16%	
	Pexterno	14 Kg.ha-1año-1	Concentrado	0,24	Kg.l leche-1
	Fertilización	110 Kg.ha-1	SPL	810	ha
	CN	28 %	SPG	635	ha
	Mejoramiento	56 %			
	Carga	1,18 Ul. ha-1	SPL		

ENTRADAS AL SISTEMA

	Kg totales		Kg. Ha -1subs		Kg. Ha -1subs/total		pp/total	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	27079	19490						
Animales muertos	0	0						
FBN (Kg.año-1)	7923							
Sub Total	*35002*	*19490*	*28*	*16*	20	11	0,78	0,83
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	8591	3868						
Oferta forrajera	154373	0						
Compra animales	1192	0						
Sub Total	*164156*	*3868*	*7*	*3*	6	2	0,22	0,17
ENTRADAS TOTALES	***199158***	***23358***			***26***	***14***	1	1

SALIDAS DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Venta de granos	8180	1309						
Sub Total	*8180*	*1309*	*7*	*1*	5	1	0,34	0,36
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	1529	795						
Venta de leche	7341	1434						
Venta de carne	2500	0						
Sub Total	*11370*	*2228*	*8*	*2*	7	1	0,47	0,61
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	4773	103						
Sub Total	*4773*	*103*	*3*	*0,06*	3	0,060	0,20	0,03
SALIDAS TOTALES	***24323***	***3640***			***14***	***2***	1	1

P.E.N.S.S. DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	104577	0						
Paja de cultivos	1571	0						
Sub Total	*106148*	*0*	*84*	*0*	61	0	0,98	0
SISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	122	24						
Dif. inventario rodeo	2087	2639						
Sub Total	*2209*	*2663*	*2*	*2*	1	2	0,02	1
P.E.N.S.S. TOTALES	***108357***	***2663***			***63***	***2***	1	1

PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS

SUBSISTEMA VEGETAL			-63	15	-46	11	1	1
SISTEMA ANIMAL			-3	-1	-2	-1	0	0
SUBSISTEMA SUELO					-3	-0,06	0	-0,01
PERDIDA TOTAL	***66478***	***17054***			***-51***	***10***	1	1

SISTEMA 2		Indicadores	N externo	39	Kg.ha-1año-1	carga	1,14Ul.ha-1 SPL
Superficie	Ha		Pexterno	17,31	Kg.ha-1año-1	mejoramientos	29 %
Total	1573		Concentr.	0,43	Kg.l leche-1	CN	50 %
Util	1532		Fertilizac.	280	Kg.ha-1	Agricultura	21 %
Subs. Vegetal	767		SPL	667	ha		
Subs. Animal	1204		SPG	537	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA	**Kg totales**		**Kg. Ha -1subs**		**Kg. Ha -1subs**		**pp/total**	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	52346	22310						
Animales muertos	95	19						
FBN (Kg.año-1)	13280							
Sub Total	*65721*	*22329*	*86*	*29*	43	15	0,83	0,81
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	11365	3947						
Oferta forrajera	58362	0						
Compra de animales	1622	1368						
Sub Total	*71349*	*5314*	*11*	*4*	8	3	0,17	0,19
ENTRADAS TOTALES	***137070***	***27644***			***51***	***18***	1	1
SALIDAS DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Pérdidas silo maiz	464	81						
Venta granos	22072	3656						
Sub Total	*22536*	*3737*	*29*	*5*	15	2	0,38	0,46
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	1811	706						
Venta de leche	6783	1325						
Venta de carne	3656	2102						
Sub Total	*12249*	*4133*	*10*	*3*	8	3	0,21	0,51
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	23861	196						
Sub Total	*23861*	*196*	*16*	*0,13*	16	0,13	0,41	0,02
SALIDAS TOTALES	***58646***	***8065***			***38***	***5***	1	1
P.E.N.S.S. DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	27600	0						
Silo maiz	2321	404						
Paja de cultivos	5720	0						
Sub Total	*35641*	*404*	*46*	*1*	23	0	0,97	0,42
SUBSISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	656	128						
Dif. inventario rodeo lechero	69	87						
Dif. inventario rodeo carne	242	341						
Sub Total	*967*	*556*	*1*	*0*	1	0	0,03	0,58
P.E.N.S.S. TOTALES	***38608***	***960***			***24***	***1***	1	1
PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS								
SUBSISTEMA VEGETAL			10	24	5	12	-0,46	0,98
SISTEMA ANIMAL			0	1	0	0	0,01	0,03
SUBSISTEMA SUELO			16	0,13	-16	-0,13	1,44	-0,01
PERDIDA TOTAL	*41816*	*18618*			*-11*	*12*	1	1

SISTEMA 3		Indicadores	N externo	23	Kg.ha-1año-1	carga	1,38 Ul.ha-1 SPL
Superficie	Ha		Pexterno	32	Kg.ha-1año-1	mejoramientos	61 %
Total	1656		Concentr.	0,63	Kg.l leche-1	CN	35 %
Util	1366		Fertilizac.	110	Kg.ha-1	Agricultura	4 %
Subs. Vegetal	886		SPL	667	ha		
Subs. Animal	1311		SPG	537	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA	**Kg totales**		**Kg. Ha -1subs**		**Kg. Ha-1subs/total**		**pp/total**	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	30737	43726						
Animales muertos	0	0						
FBN (Kg.año-1)	5353							
Sub Total	*36090*	*43726*	*35*	*49*	26	32	0,65	0,93
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	15369	710						
Oferta forrajera	48700	0						
Compra de animales	4009	2536						
Sub Total	*68078*	*3246*	*15*	*2*	14	2	0,35	0,07
ENTRADAS TOTALES	***104167***	***46972***			***41***	***34***	1	1
SALIDAS DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
pérdida confección silo	20564	3579						
Venta de productos grano	2253	461						
Sub Total	*22817*	*4041*	*26*	*5*	17	3	0,38	0,42
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	6581	1214						
Venta de leche	10658	2082						
Venta de carne	7479	2249						
Sub Total	*24718*	*5545*	*21*	*4*	18	4	0,41	0,57
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	12211	108						
Sub Total	*12211*	*108,3*	*9*	*0*	9	0	0,20	0,01
SALIDAS TOTALES	***59747***	***9694***			***44***	***7***	1	1
P.E.N.S.S. DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	14610	0						
Silo de maíz	51410	8948						
Silo de sorgo	91	0						
Paja de cultivos	1225	0						
Sub Total	*67336*	*8948*	*76*	*10*	49	7	0,97	0,84
SUBSISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	707	138						
Dif. inventario rodeo lechero	4	4						
Dif. inventario rodeo carne	1565	1510						
Sub Total	*2276*	*1653*	*2*	*1*	2	1	0,03	0,16
P.E.N.S.S. TOTALES	***69613***	***10601***			***51***	***8***	1	1
PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS								
SUBSISTEMA VEGETAL			-67	35	-40	23	0,73	1,15
SISTEMA ANIMAL			-6	-3	-6	-3	0,10	-0,15
SUBSISTEMA SUELO					-9	0	0,165	-0,004
PERDIDA TOTAL	***-25192***	***26678***			***-54***	***20***	1	1

SISTEMA 4		Indicadores N externo	31	Kg.ha-1año-1	carga	0,96Ul.ha-1 SPL
Superficie	Ha	Pexterno	14,65	Kg.ha-1año-1	mejoramientos	75 %
Total	1248	Concentr.	0,86	Kg.l leche-1	CN	25 %
Util	1105	Fertilizac.	160	Kg.ha-1	Agricultura	0 %
Subs. Vegetal	826	SPL	950	ha		
Subs. Animal	1105	SPG	155	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA

	Kg totales		Kg. Ha -1subs		Kg. Ha -1subs		pp/total	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	17970	10249						
Animales muertos	680	138						
FBN (Kg.año-1)	8794							
Sub Total	*27444*	*10386*	*33*	*13*	25	9	0,48	0,53
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	29310	9381						
Oferta forrajera	1960	0						
Sub Total	*31270*	*9381*	*27*	*8*	27	8	0,52	0,47
ENTRADAS TOTALES	***58714***	***19768***			***51***	***18***	1	1

SALIDAS DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pérdidas silo maíz	817	142						
Sub Total	*817*	*142*	*1*	*0*	1	0	0,01	0,03
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	5019	1941						
Venta de leche	10105	1974						
Venta de carne	25277	1453						
Sub Total	*40401*	*5368*	*37*	*5*	37	5	0,66	0,95
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	19588	110,71						
Sub Total	*19588*	*110,71*	*18*	*0,10*	18	0,10	0,32	0,020
SALIDAS TOTALES	***60807***	***5621***			***55***	***5***	1	1

P.E.N.S.S. DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	588	0						
Silo maíz	383	67						
Sub Total	*971*	*67*	*1*	*0*	1	0	0,58	0,08
SUBSISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	95	18						
Dif. inventario rodeo lechero	115	146						
Dif. inventario rodeo carne	501	605						
Sub Total	*711*	*770*	*1*	*1*	1	1	0,42	0,92
P.E.N.S.S. TOTALES	***1682***	***836***			***2***	***1***	1	1

PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS

SUBSISTEMA VEGETAL			31	12	23	9	-4,47	0,76
SISTEMA ANIMAL			-11	3	-11	3	2,06	0,24
SUBSISTEMA SUELO					-18	0	3,42	-0,01
PERDIDA TOTAL	***-3775***	***13310***			***-5***	***12***	1	1

SISTEMA 5		Indicadores					
Superficie	Ha	N externo	47	Kg.ha-1año-1	carga	1,8Ul.ha-1 SPL	
Total	348	Pexterno	33	Kg.ha-1año-1	mejoramientos	86 %	
Util	340	Concentr.	0,61	Kg.l leche-1	CN	5 %	
Subs. Vegetal	340	Fertilizac.	120	Kg.ha-1	Agricultura	9 %	
Subs. Animal	327	SPL	327	ha			
		SPG	0	ha			

ENTRADAS AL SISTEMA	**Kg totales**		**Kg. Ha -1.subsist.**		**Kg. Ha -1subs/total.**		**pp/total**	
	N	P	N	P	N	P	N	P
SUBSISTEMA VEGETAL								
Fertilización y Refertilización	10332	8758						
Animales muertos	576	117						
FBN (Kg.año-1)	15211							
Sub Total	*26119*	*8875*	*77*	*26*	*77*	*26*	0,70	0,73
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	10962	3321						
Oferta forrajera	34778	0						
Compra de animales	19	11						
Sub Total	*45758*	*3331*	*35*	*10*	33	10	0,30	0,27
ENTRADAS TOTALES	***71877***	***12206***			***110***	***36***	1	1
SALIDAS DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Venta de productos grano	964	164						
Sub Total	*964*	*164*	*3*	*0*	3	0	0,12	0,08
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	1184	498						
Venta de leche	618	121						
Venta de carne	1499	1140						
Consumo de animales	4	8						
Sub Total	*3305*	*1766*	*10*	*5*	*10*	*5*	0,41	0,91
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	3723	15						
Sub Total	*3723*	*15*	*11*	*0*	11	0,045	0,47	0,008
SALIDAS TOTALES	***7992***	***1946***			***24***	***6***	1	1
P.E.N.S.S. DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	10433	0						
Producción semilla	235	40						
Paja de cultivos	365	0						
Fardos	14071	0						
Sub Total	*25104*	*40*	*74*	*0*	*74*	*0*	0,95	0,42
SUBSISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	1306	41						
Dif. inventario rodeo	7	6						
Sub Total	*1313*	*47*	*4*	*0*	4	0	0,05	0,58
P.E.N.S.S. TOTALES	***26417***	***87***			***78***	***0***	1	1
PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS								
SUBSISTEMA VEGETAL			0	26	0	26	0,02	0,85
SISTEMA ANIMAL			21	5	20	4	2,19	0,15
SUBSISTEMA SUELO					-11	0	-1,21	-0,002
PERDIDA TOTAL	***37468***	***10173***			***9***	***30***	1	1

SISTEMA 6		Indicadores	N externo	27	Kg.ha-1año-1	carga	1,9 Ul.ha-1 SPL
Superficie	Ha		Pexterno	16,29	Kg.ha-1año-1	mejoramiento	54 %
Total	233		Concentr.	0,38	Kg.l leche-1	CN	46 %
Util	157		Fertilizac.	125	Kg.ha-1	Agricultura	0 %
Subs. Vegetal	85		SPL	93	ha		
Subs. Animal	157		SPG	64	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA

	Kg totales		Kg. Ha -1subs		Kg. Ha -1subs/total		pp/total	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	1800	2009						
Animales muertos	162	33						
FBN (Kg.año-1)	2596							
Sub Total	*4558*	*2042*	*54*	*24*	29	13	0,58	0,75
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	3186	549						
Oferta forrajera	8475	0						
Compra animales	162	137						
Sub Total	*11823*	*686*	*74*	*3*	21	4	0,42	0,25
ENTRADAS TOTALES	***16381***	***2727***			***50***	***17***	1	1

SALIDAS DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Sub Total	*0*	*0*	*0*	*0*	0	0	0	0
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	504	1						
Venta de leche	1373	277						
Venta de carne	439	0						
Sub Total	*2316*	*278*	*15*	*2*	15	2	0,77	0,95
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	693	14,73						
Sub Total	*693*	*14,73*	*4*	*0,094*	4	0,094	0,23	0,05
SALIDAS TOTALES	***3009***	***292***			***19***	***2***	1	1

P.E.N.S.S. DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	2542	0						
Silo pack moha	15	0						
Fardos	256	0						
Sub Total	*2814*	*0*	*33*	*0*	18	0	0,72	0
SISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	34	7						
Dif. inventario rodeo lechero	162	182						
Dif. inventario rodeo carne	892	350						
Sub Total	*1088*	*539*	*7*	*3*	7	3	0,28	1
P.E.N.S.S. TOTALES	***3902***	***539***			***25***	***3***	1	1

PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS

SUBSISTEMA VEGETAL			21	24	11	13	1,75	1,08
SISTEMA ANIMAL			53	-2	0	-1	-0,06	-0,07
SUBSISTEMA SUELO					-4	-0,094	-0,70	-0,008
PERDIDA TOTAL	***9470***	***1896***			***6***	***12***	1	1

SISTEMA 7		Indicadores	N externo	35	Kg.ha-1año-1	carga	1,4Ul.ha-1 SPL
Superficie	Ha		Pexterno	24,32	Kg.ha-1año-1	mejoramientos	68 %
Total	148		Concentr.	0,46	Kg.l leche-1	CN	32 %
Util	143		Fertilizac.	180	Kg.ha-1	Agricultura	0 %
Subs. Vegetal	97		SPL	143	ha		
Subs. Animal	143		SPG	0	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA

	Kg totales		Kg. Ha -1subs		Kg. Ha -1subs/total		pp/total	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	4461	3243						
Animales muertos	144	29						
FBN (Kg.año-1)	1821							
Sub Total	*6426*	*3272*	*66*	*34*	45	23	0,71	0,85
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	2589	570						
Oferta forrajera	2826	0						
Sub Total	*5415*	*570*	*18*	*4*	18	4	0,29	0,15
ENTRADAS TOTALES	***11841***	***3843***			***63***	***27***	1	1

SALIDAS DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pérdidas silo maíz	18	3						
Sub Total	*18*	*3*	*0*	*0*	0	0	0,00	0,01
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	403	107						
Venta de leche	1493	292						
Venta de carne	147	124						
Sub Total	*2044*	*523*	*14*	*4*	14	4	0,49	0,97
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	2103	13,00						
Sub Total	*2103*	*13,00*	*15*	*13,00*	15	0,091	0,50	0,024
SALIDAS TOTALES	***4165***	***539***			***29***	***4***	1	1

P.E.N.S.S. DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	717	0						
Silo maiz	569	99						
Grano sorgo	92	10						
Sub Total	*1378*	*109*	*14*	*1*	10	1	0,82	0,67
SUBSISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	234	46						
Dif. inventario rodeo	78	7						
Sub Total	*312*	*53*	*2*	*0*	2	0	0,18	0,33
P.E.N.S.S. TOTALES	***1690***	***162***			***12***	***1***	1	1

PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS

SUBSISTEMA VEGETAL			52	33	35	22	1,59	1
SISTEMA ANIMAL			2	0	2	0	0,07	0
SUBSISTEMA SUELO					-15	-0,091	-0,67	-0,004
PERDIDA TOTAL	***5987***	***3141***			***22***	***22***	1	1

SISTEMA 8		Indicadores	N externo	26	Kg.ha-1año-1	carga	1,15Ul.ha-1 SPL
Superficie	Ha		Pexterno	23	Kg.ha-1año-1	mejoramientos	38 %
Total	142		Concentr.	0,19	Kg.l leche-1	CN	53 %
Util	122		Fertilizac.	30	Kg.ha-1	Agricultura	9 %
Subs. Vegetal	75		SPL	122	ha		
Subs. Animal	122		SPG	0	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA	**Kg totales**		**Kg. Ha -1subs**		**Kg.Ha-1subs/total**		**pp/total**	
	N	P	N	P	N	P	N	P
SUBSISTEMA VEGETAL								
Fertilización y Refertilización	2209	2613						
Animales muertos	93	117						
FBN (Kg.año-1)	3121							
Sub Total	*5422*	*2731*	*72*	*36*	44	22	0,58	0,94
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	3854	165						
Oferta forrajera	12255	0						
Sub Total	*16108*	*165*	*32*	*1*	32	1	0,42	0,06
ENTRADAS TOTALES	***21530***	***2895***			***76***	***24***	1	1
SALIDAS DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Venta de fardos	685	0						
Sub Total	*685*	*0*	*9*	*0*	6	0	0,19	0,00
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	610	12						
Venta de leche	1325	259						
Venta de carne	409	235						
Carne consumida	173	6						
Sub Total	*2516*	*512*	*21*	*4*	21	4	0,70	0,98
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	377	8,32						
Sub Total	*377*	*8,32*	*3*	*0,07*	3	0,068	0,11	0,02
SALIDAS TOTALES	***3578***	***520***			***29***	***4***		
P.E.N.S.S. DEL SISTEMA								
SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	3676	0						
Producción semilla	246	46						
Sub Total	*3922*	*46*	*52*	*1*	32	0	0,97	0,40
SUBSISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	49	10						
Dif. inventario rodeo	63	60						
Sub Total	*112*	*69*	*1*	*1*	1	1	0,03	0,60
P.E.N.S.S. TOTALES	***4034***	***116***			***33***	***1***	1	1
PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS								
SUBSISTEMA VEGETAL			11	36	7	22	0,49	1,19
SISTEMA ANIMAL			10	-3	10	-3	0,74	-0,18
SUBSISTEMA SUELO					-3	-0,068	-0,23	0,00
PERDIDA TOTAL	***13918***	***2260***			***14***	***19***	1	1

SISTEMA 9		Indicadores					
Superficie	Ha		N externo	90	Kg.ha-1año-1	carga	1,58 Ul.ha-1 SPL
Total	27		Pexterno	36,48	Kg.ha-1año-1	mejoramiento	85 %
Util	25,4		Concentr.	0,45	Kg.l leche-1	CN	15 %
Subs. Vegetal	21		Fertilizac.	160	Kg.ha-1año-1	Agricultura	0 %
Subs. Animal	25,4		SPL	25,4	ha		
			SPG	0	ha		

ENTRADAS AL SISTEMA

	Kg totales		Kg. Ha -1subs		Kg.Ha-1 subs/total		pp/total	
SUBSISTEMA VEGETAL	N	P	N	P	N	P	N	P
Fertilización y Refertilización	786	653						
Animales muertos	0	0						
FBN (Kg.año-1)	639							
Sub Total	*1425*	*653*	*67*	*31*	56	26	0,48	0,69
SUBSISTEMA ANIMAL								
Suplementación	1525	289						
Oferta forrajera	1650	0						
Sub Total	*3175*	*289*	*125*	*11*	60	11	0,52	0,31
ENTRADAS TOTALES	***4600***	***942***			***116***	***37***	1	1

SALIDAS DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pérdida de silo de maíz	19	3						
Sub Total	*19*	*3*	*1*	*0*	1	0	0,02	0,02
SUBSISTEMA ANIMAL								
Alimentos no utilizados	172	16						
Venta de leche	429	84						
Venta de carne	96	56						
Venta de lana	17							
Sub Total	*715*	*156*	*27*	*7*	27	6	0,67	0,93
SUBSISTEMA SUELO								
Erosión	319	7,806773309						
Sub Total	*319*	*8*	*13*	*0,31*	13	0,31	0,31	0,05
SALIDAS TOTALES	***1053***	***167***			***41***	***6***	1	1

P.E.N.S.S. DEL SISTEMA

SUBSISTEMA VEGETAL								
Pastura no utilizada	121	0						
Sub Total	*121*	*0*	*6*	*0*	5	0	0,52	0
SISTEMA ANIMAL								
Leche consumida en el predio	68	13						
Dif. inventario rodeo lechero	41	4						
Dif. inventario ovinos	4	2						
Dif. inventario suinos	0	0						
Sub Total	*113*	*19*	*4*	*1*	4	1	0,48	1
P.E.N.S.S. TOTALES	***234***	***19***			***9***	***1***	1	1

PERDIDAS DEL SISTEMA A LOS RESIDUOS

SUBSISTEMA VEGETAL			60	30	51	26	0,77	0,84
SUBSISTEMA ANIMAL			94	4	28	5	0,43	0,17
SUBSISTEMA SUELO					-13	-0,31	-0,19	-0,01
							0	0
PERDIDA TOTAL	***3312***	***755***			***66***	***30***	1	1

ANEXO 9

Cuadro 9 a Coeficientes utilizados para la estimación de los distintos valores de N y P para los sistemas.

						FUENTE información	
FORRAJES CONSERVADOS							
alimento	%MS	%DMO	%PC	%P	% utilización	N	P
fardos	0,9	0,48	0,12		0,9	ST 44	
fardo trigo	0,89	0,678	0,219	0,0022	0,95	ST 44	
fardo paja trigo y avena	0,8755	0,412	0,047		0,8	ST 44	
fardos	0,896	0,481	0,12		0,8	ST 44	
fardos moha	0,88	0,6	0,07		0,8	Devoto y González, 1999	
fardo alfalfa	0,899	0,678	0,219	0,0022		ST 44	
fardos	0,85	0,6	0,16		0,8	ST 44	
fardos	0,89	0,58	0,16		0,8	ST 44	
fardos avena	0,877	0,439	0,058		0,8	ST 44	
fardo paja trigo	0,874	0,385	0,036		0,8	ST 44	
CONCENTRADOS ENERGÉTICOS							
silo maíz	0,33	0,62	0,079	0,0022	0,7	ST44	NRC
suero leche	0,035	1	0,00544	0,001	1	Alais, 1985.	
ración ternero	0,875	1	0,18	0,0032	0,95	registros taller iv	
sorgo grano	0,885	0,672	0,088	0,0038	0,85	ST44	NRC
ración CALPA	0,91	0,9	0,13	0,012	0,95	registros taller iv	
maíz quebrado	0,89	0,72	0,14	0,003	0,8	ST44	NRC
afr trigo+arroz qdo	0,89	0,68	0,14		0,7	ST44	NRC
silo pack trigo	0,269	0,568	0,094	0,004	0,9	St44	
gh maíz	0,226	0,86	0,014	0,003		st44	NRC
sorgo grano+maíz	0,5555	0,766	0,1045	0,0034	0,85	sT44	NRC
Concentrado	0,89	0,68	0,11595	0,0023	0,95	registros taller iv	
silo maíz gh	0,15	0,86	0,121	0,003	0,9	ST44	NRC
CONCENTRADOS PROTEICOS							
Pellet girasol	0,9033	0,6455	0,3111	0,0099	0,85	NRC	NRC
Urea	0,99		2,81	0	1	ST44	
semilla algodón	0,91		0,23	0,006	0,85	NRC	NRC
GRANOS							
cultivo		%N	%PC	% P			
trigo		0,025		0,004		elsitioagrícola	
cebada			0,116	0,0038		ST44	
Girasol		0,025		0,004		elsitioagrícola	
Avena		s/d	s/d	s/d			

ST = Serie técnica. MS= materia seca. DMO=digestibilidad de la materia orgánica. PC= proteína cruda. P= fósforo. N=nitrógeno

ANEXO 10

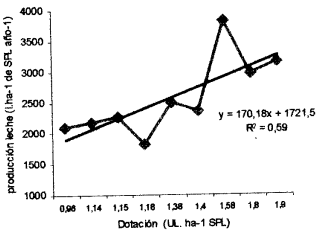


Figura 10 a Producción de leche (l ha^{-1} de SPL) según dotación (UL ha^{-1} de SPL) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

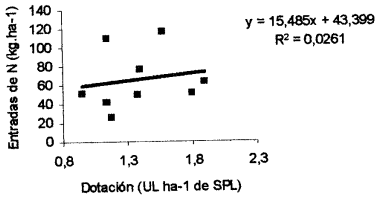


Figura 10 b Relación entre las entradas de N (kg ha^{-1} $año^{-1}$) en función de la dotación (UL ha^{-1} de SPL) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

ANEXO 11

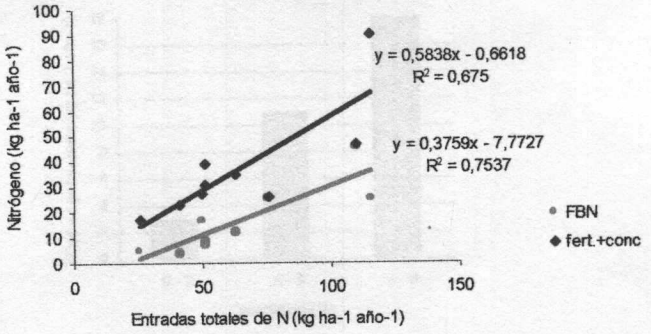


Figura 11 a Nitrógeno que ingresa a los sistemas (kg $ha^{-1}año^{-1}$) por fertilizante + concentrado y FBN en relación a las entradas totales de N a los sistemas (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

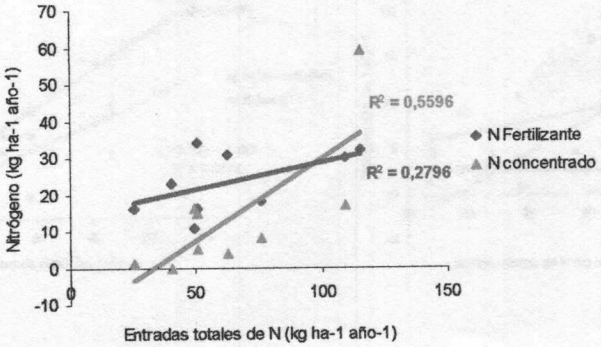


Figura 11 b Nitrógeno que ingresa a los sistemas (kg $ha^{-1}año^{-1}$) por fertilizante y concentrado en relación a las entradas totales de N a los sistemas (kg ha^{-1} $año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

ANEXO 12

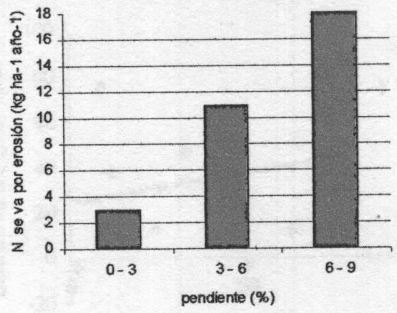


Figura 12 a Nitrógeno que se va de los sistemas (kg $ha^{-1}año^{-1}$) por erosión en relación a las rangos de pendientes promedio registrados para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

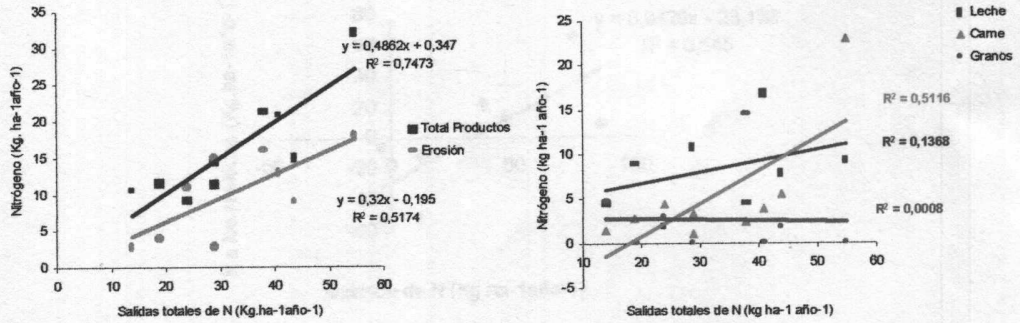


Figura 12 b y c Nitrógeno que se va de los sistemas (kg $ha^{-1}año^{-1}$) por productos totales (leche+ carne+ granos) y por erosión (kg ha^{-1} $año^{-1}$) (B) y por cada producto (C), con respecto a las salidas totales de N (kg $ha^{-1}año^{-1}$) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

ANEXO 13

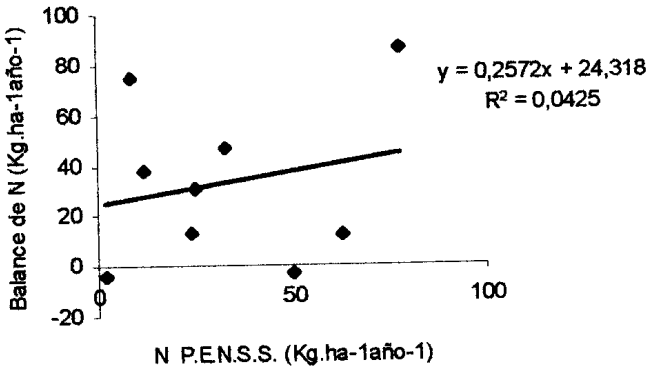


Figura 13 a Balance de N (kg ha-1año-1) en relación al N inmovilizado en el P.E.N.S.S. (kg ha-1 año-1) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

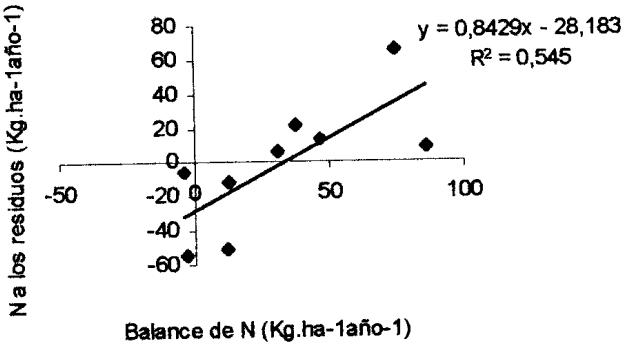


Figura 13 b Nitrógeno que se va a los residuos (kg ha-1año-1) en relación al Balance de N (kg ha-1 año-1) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

ANEXO 14

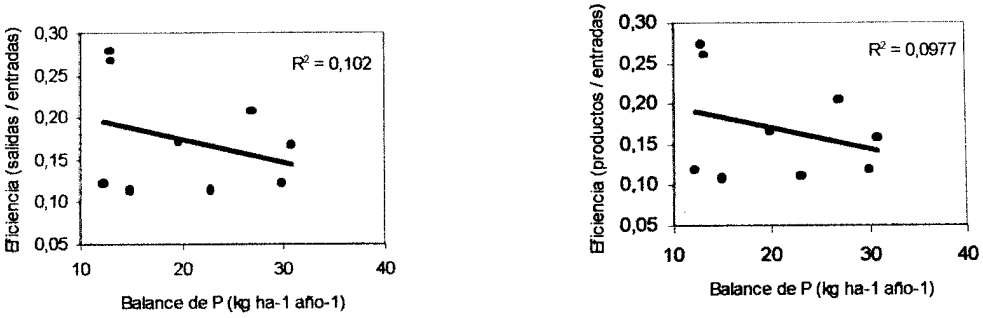


Figura 14 a Relaciones de eficiencia medidas como salidas / entradas de P (A) y productos / entradas de P (B) en función del Balance de P (kg ha-1 año-1) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.

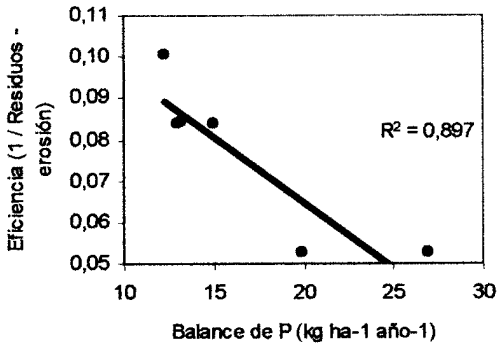


Figura 14 b Relaciones de eficiencia medidas como 1 / Residuos de P en función del Balance de P (kg ha-1 año-1) para 9 sistemas Agrícola Lecheros del Litoral Oeste del Uruguay.