

C O N T E N I D O

I. INTRODUCCION

II. REVISION DE LITERATURA

A. PRINCIPIOS DEL RECICLAMIENTO DE NUTRIMENTOS

1. Compartimientos en el sistema de pasturas

- a. Planta
- b. Animal
- c. Suelo

B. FUENTES DE NUTRIMENTOS EN EL SISTEMA DE RECICLAMIENTO

1. Retorno de nutrientes en las excreciones de los animales en pastoreo

- a. Distribución de las excreciones
- b. Composición química de las excreciones
- c. Partición de los nutrientes de las plantas entre las heces y la orina
- d. Pérdidas de nutrientes de las excreciones depositadas en el suelo
- e. Valor de las excreciones como fertilizantes

2. Fertilizantes

3. Alimentación suplementaria

4. Nutrientes de la atmósfera

- a. Precipitación atmosférica
- b. Fijación simbiótica y no simbiótica del nitrógeno

C. MODELOS EN EL RECICLAMIENTO DE NUTRIMENTOS

D. NUTRIMENTOS ESPECIFICOS

1. Nitrógeno
 - a. Entradas
 - b. Salidas
2. Fósforo
 - a. Entradas
 - b. Salidas
3. Potasio
 - a. Entradas
 - b. Salidas
4. Azufre
 - a. Entradas
 - b. Salidas

III. ESTRATEGIAS PARA LOGRAR UN RECICLAJE MAS EFICIENTE DE NUTRIMENTOS EN PASTURAS TROPICALES

A. SELECCION DE ESPECIES

1. Tolerancia a la acidez
2. Tolerancia a la baja fertilidad del suelo
3. Tolerancia a factores bióticos
4. Combinación de especies

B. EL MANEJO DE LA FERTILIDAD

1. Fertilidad relativa
2. Niveles críticos
3. Requerimientos de mantenimiento
4. Fuentes de nutrientes menos solubles (y menos costosos)
5. La importancia de micorriza en el reciclaje

C. EL MANEJO DE LA PRADERA

1. Cobertura
2. Balance
3. El manejo de los residuos

IV. UN MODELO DE RECICLAMIENTO DE NUTRIMENTOS EN PASTURAS DEL TROPICO HUMEDO

- A. LA IMPORTANCIA DE LOS RESIDUOS DE LA PLANTA
- B. LA CONCENTRACION DEL RECICLAMIENTO EN LA ZONA DE LOS RESIDUOS

V. CONCLUSIONES

VI. BIBLIOGRAFIA

EL RECICLAJE DE NUTRIMENTOS EN PASTOS TROPICALES¹

J.M. Spain y J.G. Salinas²

I. INTRODUCCION

La gran mayoría de los pastos tropicales en América se encuentran en suelos que por su ubicación en zonas de frontera y/o condiciones químicas, problemas de drenaje, o una topografía muy accidentada, se consideran como marginales. Casi sin excepción, son suelos ácidos, pobres en nutrientes esenciales y caracterizados por arcillas de baja actividad. Por lo tanto, el reciclaje eficiente de nutrientes tiene una importancia especial y a la vez, representa un gran desafío. El factor económico impide el uso de grandes cantidades de fertilizantes y cal para corregir los problemas químicos. La conservación de la fertilidad nativa y de los nutrientes provenientes de pequeñas cantidades de fertilizantes usadas en forma estratégica es vital para que los pastos sean productivos, estables y persistentes y que resulten rentables.

II. REVISION DE LITERATURA

La presente revisión de literatura ha revelado algunas lagunas grandes en la investigación relacionado con pastos tropicales. El reciclaje de nutrientes ha sido poco estudiado en forma directa; se ha tratado de incluir los trabajos que en una manera indirecta contribuyen a un mejor entendimiento del tema.

-
- 1/ Trabajo a ser presentado en el "Simposio de reciclagem de nutrientes e agricultura de baixos insumos nos tropicos" en la XVI Reuniao Brasileira de Fertilidade do solo. 22-27 Julio 1984.
 - 2/ Científicos de suelos, Programa de Pastos Tropicales, Centro Internacional de Agricultural Tropical (CIAT)- Cali, Colombia. Se ha estudiado ampliamente el requerimiento nutricional de

pastos en la etapa de establecimiento pero no en la etapa de producción, bajo pastoreo. Así que no existen datos muy confiables sobre los requerimientos nutricionales de mantenimiento.

A. PRINCIPIOS DEL RECICLAMIENTO DE NUTRIMENTOS

Los nutrientes, esenciales para el crecimiento de las plantas y animales, son transferidos a través del sistema suelo, planta, animal, residuos de origen planta y animal y el suelo otra vez. Esta secuencia de transferencias, a través de una serie de compartimientos, representa en la forma más simple reciclaje de nutrientes. En la práctica, tanto con sistemas naturales como con los controlados por el hombre, hay muchos más compartimientos y transferencias envueltas en el reciclaje de los nutrientes que las indicadas en este esquema simplificado.

Muchos ciclos son policíclicos, lo que significa que un elemento puede ciclar a través de varios procesos dentro de un compartimiento (i.e. suelo) antes de ser pasado al próximo compartimiento (i.e. planta). El tiempo requerido para un nutriente completar un ciclo varía de minutos en transferencias que envuelven microorganismos, a meses para la absorción y crecimiento de las plantas en cultivos anuales, a años para el consumo y crecimiento de animales y a miles y millones de años para las transferencias que envuelven el ambiente físico (i.e. de la atmósfera a la tierra y el mar y la formación de las rocas). Por lo tanto, la escala de tiempo del ciclo de cualquier nutriente bajo estudio debe ser cuidadosamente definido. Cualquier medida en un constante de tiempo el cual es único, usualmente descuida algunos aspectos de la naturaleza dinámica del reciclaje de los nutrientes minerales (Newbould, 1978).

1. Compartimientos en el sistema de pasturas.

Para comprender y cuantificar el reciclaje de cualquier elemento es necesario diseñar un modelo conceptual para representar los principales compartimientos y transferencias. Muchos modelos descriptivos, con varios grados de complejidad, han sido descritos en revisiones recientes (Tell and May, 1973; Mott, 1974; Heady, 1975).

Wilkinson y Lowrey (1973) adoptaron un modelo muy refinado con tres compartimientos o "pools" principales: planta, animal y suelo, siendo este último dividido en tres sub-pools: disponible, no disponible (minerales del suelo) y residuos (materia orgánica del suelo).

Newbould (1978) reportó que para cuantificar el reciclaje de los nutrimentos, se requiere conocimiento del elemento bajo estudio, los compartimientos y senderos entre ellos, la cantidad y velocidad de transferencia de los nutrimentos a través de ellos, la referencia del período de tiempo y definición del área y límites del sistema bajo consideración (i.e. pastura, granja o ecosistema agrícola).

Las características más importantes de los elementos, las cuales determinarán su patrón de reciclamiento, son: solubilidad en agua, volatilidad y su potencial electroquímico o grado de reactividad química. Por ejemplo, el nitrógeno y sus compuestos gaseosos son volátiles y sus compuestos sólidos tienen una alta solubilidad en agua; lo que implica que ciclos del nitrógeno sean extremadamente dinámicos y tengan muchos complicados senderos y transferencias. Los ciclos del fósforo, en cambio, son menos vistosos que los del nitrógeno debido a que los compuestos del fósforo tienen una baja solubilidad en agua. Los ciclos del potasio son intermedios en complejidad porque a pesar de que los compuestos potásicos generalmente no son volátiles, estos tienen una relativa alta solubilidad en agua (Newbould, 1978).

a. Compartimiento de la planta. Este incluye todas las partes de la planta (parte aérea y las raíces vivas). En la mayoría de las praderas intensamente pastoreadas, los nutrimentos duran una pequeña parte del tiempo total del ciclo en el compartimiento de la planta. Sin embargo, en el caso de vegetación nativa subutilizada o de bosques, los nutrimentos pueden permanecer en el compartimiento de la planta por largos períodos de tiempo. En estos casos, es a menudo difícil definir el tamaño del pool. Es a veces provechoso dividir la planta en pools de nutrimentos sostenidos en la parte aérea y los sostenidos en las raíces. (Wilkinson y Lowrey, 1973; Newbould, 1978).

b. Compartimiento del animal. Este consiste en los nutrimentos sostenidos en los animales que consumen los productos de las plantas. La absorción de los nutrimentos por las plantas y su consumo por los animales bajo pastoreo, sólo representa un retraso temporal en su flujo en el sistema. La retención de los nutrimentos por el animal bajo pastoreo es sólo una muy pequeña parte de la cantidad consumida y la mayoría son retornados al suelo en las heces y la orina del animal (Watkins, 1954; Herriott et al., 1959; Herriott y Wells, 1963; Newbould, 1978). Al momento que las excreciones del animal alcanzan la superficie del suelo, se convierten en parte del pool del suelo. (Newbould, 1978)

c. Compartimiento del suelo. Este incluye los residuos de las plantas y animales, los nutrimentos disponibles y los no disponibles.

La reserva mineral del suelo esta en un estado de equilibrio con el pool de los residuos, la cual ha sido definida por Till et al. (1970) como la fracción orgánica en el suelo, material muerto de las plantas, organismos, excreciones, etc. Este pool representa un estado transitorio, debido a que los residuos constituyen el sendero principal para el retorno de los nutrimentos dentro del ciclo. Las plantas obtienen sus nutrimentos de la reserva disponible del suelo. Por lo tanto, es posible considerar el suelo como un solo compartimiento constituido de tres sub-pools: disponible, no disponible y residuos. Es importante considerar el pool de residuos como una entidad separada porque es muy aviable y además porque se necesita un tiempo largo antes que los nutrimentos sean mineralizados y transferidos al pool de nutrimentos disponibles (Wilkinson y Lowrey, 1973; Newbould, 1978).

Un concepto simplificado del mecanismo de reciclaje para un ecosistema de pastura es ilustrado en la Figura 1.

B. FUENTES DE NUTRIMENTOS EN EL SISTEMA DE RECICLAMIENTO

La fuente primaria de los nutrimentos esta constituida por los materiales parentales, de los cuales los suelos fueron originalmente derivados. A continuación se intentará revisar las fuentes internas

de los nutrimentos involucrados en el sistema de reciclamiento y las adiciones de los nutrimentos al sistema desde afuera.

1. Retorno de Nutrimentos en las Excreciones de los Animales en Pastoreo

El retorno de los nutrimentos en las excreciones de los animales representa un sendero crítico en su reciclaje en un ecosistema de pastura. Debido a que el animal es móvil, el reciclaje de los nutrimentos de los residuos del animal será una función de esa movilidad, mientras que el reciclaje de los nutrimentos minerales de los residuos de las plantas no es complicado por factores de movilidad. El valor de la excreción del animal como fuente de nutrimentos, depende principalmente de su distribución sobre la pradera y su composición química.

a. Distribución de las excreciones. El área afectada por cada excreción, la frecuencia y distribución de las excreciones en relación con el área de pastura, son críticos para la eficiencia en el reciclaje de los nutrimentos.

Wilkinson y Lowrey (1973) reportaron que los principales factores que afectan la distribución de las excreciones son: la carga, patrón de pastoreo que sigue los animales, área de descanso, tipo de animal (especies, sexo) y la cantidad y frecuencia de las excreciones. Los sistemas de manejo también afectaran los patrones de la distribución de las excreciones.

El número de excreciones producidas diariamente por el ganado vacuno en pastoreo, ha sido estudiada por algunos investigadores. Waite et al. (1951) reportaron que en promedio, una vaca adulta puede defecar cada 2 horas y producir una micción cada 3 horas.

Petersen et al. (1956) y más tarde Lotero et al. (1966) reportaron que el ganado vacuno adulto, de más o menos 2 años de edad, produce en promedio 56 libras (25.5 kg) de estiércol y 20 libras (9 kg) de orina por día.

En la literatura se reportan algunas estimaciones del área cubierta por excreciones individuales. Así, el área cubierta por una defecación varía desde

0.049 a 0.129 m² (Petersen et al., 1956); mientras que el área cubierta por una micción individual varía de 0.189 a 0.419 m² (Doak, 1956).

b. Composición química de las excreciones. Lotero et al. (1966) señalaron que una parte significativa de los nutrimentos contenidos en un forraje, son retornados a la pradera en las excreciones de los animales en pastoreo. Ha sido estimado que aproximadamente el 75% del N, el 80% del P y el 85% del K que ingieren los rumiantes en el forraje, son retornados a la pastura en el estiércol y la orina (Salter y Schollenberger, 1939; Peterson, Woodhouse y Lucas, 1956).

La composición química de excreciones frescas varía, dependiendo del alimento y la clase de animal. En promedio, éstas contienen 0.38%N, 0.18% P₂O₅ y 0.22% K₂O, mientras que la orina fresca contiene aproximadamente 1.10% N, 0.01% P.O y 1.15% KO (Doak, 1952; MaClusky, 1960).

c. Partición de los nutrimentos de las plantas entre las heces y la orina. La remoción más grande ocurre con el calcio y el fósforo (Handreck y Godwin, 1970). La retención mineral por los animales está influenciada por su edad, condición, estado de lactancia, etc., y por el nivel de consumo. En la etapa de crecimiento de los animales, se espera que la retención mineral sea mayor; de igual manera, esta sería mayor en vacas lecheras que en ganado de carne (Wilkinson y Lowrey, 1973).

Barrow y Lambourne (1962) reportaron que el K y el B son fácilmente absorbidos por el animal y son excretados en la orina; mientras que el P, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn y Cu son principalmente excretados en las heces. De igual manera, ellos reportaron que el 55% del S fue excretado en las heces. Esto último fue más tarde confirmado por Hansard y Mohammed's (1969).

Los nutrimentos de las plantas que son excretados en la orina, son considerados estar en una forma más fácil disponible para las plantas (Wilkinson y Lowrey, 1973).

d. Pérdidas de nutrimentos de las excreciones depositadas en el suelo. Existen varias formas por medio de las cuales los nutrimentos presentes en la zona de las raíces se pueden perder: volatilización, lixiviación, fijación y

remoción por el cultivo. Esto dependerá de las condiciones ambientales existentes y de la naturaleza de los nutrientes.

La relación entre concentración residual en la zona radicular y el tiempo después de la aplicación de los nutrientes, ha recibido mucha atención por parte de algunos investigadores. Krantz et al. (1943) indicaron que las pérdidas por unidad de tiempo del nitrógeno son proporcionales a la concentración de este elemento en la zona radicular. Aunque no hay una evidencia directa, existen algunas indicaciones de que la pérdida de potasio, desde la zona de las raíces, también es proporcional a su concentración (Seay et al. 1949).

Lotero (1966) indicó que la tasa de desaparición desde la zona de las raíces, de elementos contenidos en la excreción depositada directamente por animales en pastoreo, parece ser una función lineal del tiempo, comenzando desde el primer mes siguientes a la deposición de la orina.

La suma total de pérdidas de nutrientes de las excreciones depositadas por animales en pastoreo, pueden ser significativas. Algunos autores han reportado que la pérdidas de nitrógeno de las excreciones son altas y que el efecto benéfico que puede ser esperado de las heces y orina en la pastura es muy poco (Peterson, Woodhouse y Lucas, 1956; Jonsson, 1963). Sin embargo, otros autores sugieren que las pérdidas son muy pequeñas y que una gran cantidad del N de las excreciones es absorbida; ya sea por las plantas de la pradera o por la materia orgánica del suelo (Richardson et al., 1939; Harmsen et al., 1955).

During y MaNaught citados por Lotero (1966), demostraron indirectamente que, con aplicaciones de orina en cantidad y concentración equivalentes a las deposiciones de animales en pastoreo, la recuperación en el forraje, fue sólo del 10% para el N y 23% para el K. En este mismo estudio, se encontró que el efecto del N de la orina sobre la producción de forraje y la concentración en el pasto, se perdió a los 2 meses, mientras que el efecto del K fue significativo durante 2 años.

Doak (1952) reportó que la concentración de N en el área cubierta por una micción, puede variar de 200 a 550 kg/ha y que es lógico asumir que con concentraciones de N de tales proporciones, puedan ocurrir grandes pérdidas. El mismo investigador sugirió que el N podía perderse de la orina, por diferentes caminos: 1) En forma de amonio, desde las hojas del pasto, 2) En forma de amonio o N gaseoso, desde el suelo por denitrificación o reacción del nitrato con úrea, 3) Por lixiviación como úrea, nitrito o nitrato.

Valor de las excreciones como fertilizantes. Lotero (1966) indicó que la disponibilidad del N de las excreciones puede variar, desde fácilmente aprovechable en la orina hasta muy lentamente aprovechable en las heces.

Sears et al. (1949), en Nueva Zelandia, reportaron que la producción de las pasturas, fue significativamente incrementada por las excreciones de ovejas en pastoreo. Luego, Sears y Thurston (1953), no encontraron aumento en la producción total del forraje debido a las excreciones pero sí en la calidad.

Herriott y Wells (1963) realizaron estudios que incluyeron el retorno y no retorno de las excreciones sobre un período de 5 años. En estos estudios, los contenidos de materia seca, N, P y K en el tratamiento que incluyó las excreciones, fueron mayores que los del tratamiento sin excreciones.

Algunos investigadores (Peterson, Woodhouse y Lucas, 1956; McClusky, 1960; Lotero et al., 1966) han indicado que las concentraciones de los nutrimentos en las excreciones son altas, pero los efectos de éstos en la fertilidad total de la pastura, puede ser de poca importancia porque las excreciones están muy localizadas y mal distribuidas.

2. Fertilizantes

Aunque las cantidades de fertilizantes que se utilizan en los pastos en regiones tropicales son inferiores a las que se utilizan en las regiones templadas, las respuestas son generalmente más grandes que las obtenidas en las regiones templadas. El uso estratégico de pequeñas cantidades de fertilizantes es vital en muchos suelos. Este tópico no será tratado en más detalle porque escapa a los lineamientos de este trabajo.

3. Alimentación Suplementaria

Alimentos transportados al sistema desde fuentes externas pueden constituir una significativa contribución a las reservas de nutrimentos. Los nutrimentos en las excreciones del animal, generados de una alimentación suplementaria (granos, heno, minerales, etc.), entran el sistema de reciclamiento y aumentan la cantidad y calidad del forraje producido y el producto animal por unidad de área (Wilkinson y Lowrey, 1973).

Para mayores detalles sobre el efecto residual de la alimentación suplementaria sobre la productividad de la pastura y la composición nutricional del suelo, se recomienda los trabajos de Benacchio et al. (1969) y Benacchio, Baumgardner y Mott (1970).

4. Nutrimentos ue la Atmósfera

a. Precipitación atmosférica. Las cantidades, principalmente de N, depositadas en la precipitación sobre la superficie de la tierra varía grandemente de acuerdo a las localidades. Henzell y Norris (1962) indicaron deposiciones de N menores de 1 kg/ha/año a casi 50 kg. La cantidad normal añadida al sistema por esta fuente externa, no es probablemente significativa como para producir mucha influencia en praderas manejadas intensivamente.

b. Fijación simbiótica y no simbiótica del N. Adiciones de N por fijación simbiótica a la reserva de nutrimentos del suelo ha sido bien documentada; pero estimativos de la cantidad de N añadida varía grandemente, dependiendo de varias circunstancias y diferentes especies de plantas. Se estima que la cantidad, añadida por la simbiosis leguminosa-Rhizobium, varía entre 200 y 300 kg N/ha/año (Mott, 1974). Sin embargo, cantidades más grandes han sido reportadas en la literatura (Henzell y Norris, 1962).

Pequeñas cantidades de N (10-15 kg N/ha/año) pueden ser fijadas por otros géneros de bacteria como las Azotobacter en forma no simbiótica. Sin embargo, estos organismos son de dudosa importancia económica debido a que el ambiente del suelo, con respecto al pH, temperatura y competición con otros microorganismos del suelo por el carbono orgánico no les favorece.

C. MODELOS EN EL RECICLAMIENTO DE NUTRIMENTOS

Según Wilkinson y Lowrey (1973), los modelos pueden ser estáticos o dinámicos. Los modelos estáticos no estiman el flujo entre compartimientos; mientras que los dinámicos si lo estiman. Los modelos son de mucha ayuda en la organización de datos y en la predicción de efectos de cambios en las entradas del sistema.

Van Dyne en 1969, citado por Wilkinson y Lowrey (1973), presentó un macromodelo generalizado de un ecosistema de pastura; el cual entre otras cosas, presentaba 4 funciones de control. Las 4 funciones de control estaban representadas por: la comunidad vegetal, comunidad animal, comunidad microbial y los efectos de la manipulación humana. Los efectos de la comunidad vegetal incluían: competición por nutrientes, características en la absorción de nutrientes, morfología, longevidad y distribución de las raíces, requerimiento de nutrientes para el óptimo crecimiento de las plantas, etc. Los efectos de la comunidad animal incluían: patrones de pastoreo y deposición de las excreciones, los cuales afectarían la eficiencia del reciclamiento de los nutrientes. Los submodelos de interacción microbial incluían: efectos antibióticos, antagonismo y sinergismo. El submodelo de manipulación humana por último abarca: prácticas de manejo y experimentación, las cuales incluyen fertilización, irrigación, movimiento del ganado, siembra y cosecha de cultivos, etc.

El arte y la ciencia en el desarrollo de modelos, es relativamente nueva y no es la intención de este trabajo, la discusión de las ventajas y requerimientos de los modelos, sistemas de análisis, desarrollo de modelos y simulación de sistemas. Para una amplia discusión de estos tópicos, se recomienda la revisión de los trabajos de Dale (1970); Jeffers (1978) y Webster et al. (1979).

D. NUTRIMENTOS ESPECIFICOS

1. Nitrógeno

Las tres principales fuentes de disponible para el crecimiento de las pasturas tropicales son: a) materia orgánica del suelo; b) leguminosas

noduladas, y c) fertilizantes nitrogenados sintéticos. En la Figura 2 se presenta un diagrama con los más importantes compartimentos y senderos que sigue el N en una mezcla de gramínea-leguminosa bajo pastoreo. El ciclo del N es abierto; hay cantidades significantes del elemento que pueden ser añadidas al ecosistema de fuentes externas como son: NH_4^+ y NO_3^- de la atmósfera, N_2 de la fijación por leguminosas, adición de fertilizantes nitrogenados sintéticos, excreciones de los animales en pastoreo, etc. Sin embargo, hay cantidades significantes también de N que se pueden perder del sistema por: lixiviación, volatización, desnitrificación, etc.

a. Entradas al sistema. La principal fuente de N para los cultivos es comúnmente la materia orgánica del suelo, la cual es en gran parte un producto residual de adiciones previas de los residuos de plantas y animales. Normalmente, la materia orgánica del suelo es convertida, por el proceso de mineralización, en amonio y entonces en nitritos y nitratos, los cuales son formas disponibles para las plantas. La tasa de mineralización del N bajo praderas no disturbadas es muy baja, usualmente menos de 1% por año para todo el perfil y un poco mas alta para la capa superficial del suelo. Por lo tanto, la cantidad de N disponible para el crecimiento de la planta es usualmente menos de 100 kg-ha-año y a veces solamente de 10 a 20 kg (Brockington, 1960; Norman, 1963). Tasas un poco más altas de mineralización ocurren por un corto período después que los suelos han sido disturbados en cultivación o desmonte, pero bajo pasturas ellas usualmente persisten por solamente muy pocos años (Henzell, 1977).

La cantidad de N añadida a una pradera tropical como consecuencia del polvo y/o la lluvia, podría ser alrededor de 5 kg-ha-año y será generalmente menos de 10 kg-ha-año (Henzell y Norris, 1962a, b; Jones y Bromfield, 1970). La cantidad de N que puede ser aportado por la precipitación, varía con la localidad. Robinson y Robbins en 1968, citados por Jones y Woodmansee (1979), reportaron valores de 2 a 3 kg N-ha-año para la parte noroeste de California, donde los efectos de contaminación ambiental son mínimos. Los mismos investigadores reportaron valores de 5-10 kg N-ha-año para el valle de San Joaquín donde existe una mayor contaminación de fuentes urbanas y agrícolas.

Absorción directa de NH_3 de la atmósfera por el forraje, ha sido estudiada por muchos investigadores; algunos de los cuales han llegado a sugerir

que las cantidades de N recibidas por este sendero pueden constituir una porción significativa del N total absorbido por la planta (Porter et al., 1972; Denmead et al., 1976); sin embargo, no han sido hasta el momento totalmente cuantificadas.

La fijación de N_2 , por leguminosas noduladas puede jugar un importante rol en el mejoramiento de pasturas, especialmente en el trópico. La tasa de fijación de N por leguminosas, que se desarrollan naturalmente, está gobernada por el rendimiento total de plantas de leguminosas noduladas. Praderas tropicales no mejoradas, a menudo contienen una proporción tan pequeña de leguminosa que las ganancias de N por esta fuente debe ser insignificante (Henzell, 1977).

Henzell en 1968, citado por Jones y Woodmansee (1979), estimó que en suelos deficientes en N en Australia, el promedio anual de fijación de N por leguminosas tropicales en pasturas (bajo pastoreo), fue del orden de los 20 a 180 kg/ha. Valores más altos pueden ser expresados con especies de crecimiento más rápido y bajo condiciones climáticas más favorables. Nutman (1976) reportó que el promedio de N fijado por las leguminosas Centrosema pubescens, Stylosanthes spp. y Pueraria phaseoloides es de 259, 124 y 99 kg-ha-año. La cantidad de N fijado depende de varios factores tales como: especies de leguminosa, efectividad de la inoculación con Rhizobium, cepas y un número de condiciones ambientales (Dawson, 1974).

Resulta más difícil evaluar el rol de los organismos que fijan N en forma no simbiótica (Moore, 1966). Bacterias fijadoras de N de los géneros Azotobacter y Beijerinckia son conocidas por ocurrir en suelos de praderas tropicales (Becking, 1961), pero todavía no se ha podido probar con exactitud que ellas puedan fijar una cantidad importante de N bajo condiciones prácticas. Ganancias excediendo los 100 kg-ha-año han sido reportadas (Moore, 1966); pero un trabajo más reciente ha indicado que las cantidades anuales son usualmente menores de 10 kg N-ha-año en suelos muy bien drenados bajo pastoreo (Kass et al., 1971). Cantidades más altas parecen más probable en suelos inundados, donde los residuos de las plantas son descompuestos anaeróbicamente (Porter y Grable, 1969; Clark y Paul, 1970), pero en suelos bien drenados es

probable que las cantidades sean insignificantes (Michustin y Shilnikova, 1969).

La mayoría del N que pasa a través de las plantas y animales en un ecosistema de pastura, subsecuentemente es retornado al suelo en los residuos de las plantas y excreciones de los animales. La cantidad de N retornado al suelo en la forma de residuos de plantas, constituye, sin lugar a dudas, una considerable porción del N total removido por las plantas. Esta cantidad varía grandemente con el tipo de planta, condiciones climáticas, rendimientos y el nivel original de N asimilado por la planta (Jones y Woodmansee, 1979). Whitney y Kanehiro (1967) encontraron que la caída de hojas fue una fuente más importante de transferencia que el lavado de la parte aérea de 5 leguminosas o la liberación de nódulos y raíces después de la defoliación.

La presión de pastoreo tiene una importante influencia sobre el mecanismo de transferencia. Bajo una alta presión de pastoreo habrá una muy poca caída de hojas, pero probablemente un más rápido "turnover" de raíces y nódulos (Henzell, 1977).

Los animales excretan la mayoría del N que ellos ingieren. Aparentemente, la proporción que es digerida y excretada en la orina aumenta con la concentración de N en la dieta (Milford y Haydock, 1965; Robinson y Stewart, 1968), y el N en la orina es más fácilmente disponible para la absorción por la planta que el de las heces (Doak, 1952; Wilkinson y Lowrey, 1973; Hanzell, 1977).

Sin embargo, el N en las heces y la orina es depositado sobre la pastura en una forma muy heterogénea. Lotero, Woodhouse y Petersen (1966) reportaron que aún con altas capacidades de carga, las excreciones solamente afectan el suministro de N en una fracción muy pequeña del área total de pastoreo.

b. Salidas del sistema. Williams et al. (1964) reportaron algunas evidencias de que las pérdidas de N por lixiviación pueden ser sustanciales, dependiendo de la cantidad y distribución de las lluvias. En un estudio usando lisímetros, alrededor de 70 kg N-ha-año fue lixiviado sobre un período de 4 años (Jones et al., 1974). Este valor es probablemente alto porque lisímetros

tienden a intensificar los procesos de lixiviación (Allison, 1965). Henzell y Ross (1973) indicaron que pérdidas sustanciosas de N por lixiviación son probablemente restringidas a sistemas intensivos de agricultura, los cuales reciben grandes cantidades de N, ya sea de fertilizantes sintéticos o leguminosas noduladas en regiones con altas precipitaciones.

Las pérdidas de N por erosión, no han sido medidas directamente pero parecen ser menores debido a que la erosión es prácticamente nula excepto bajo circunstancias no muy usuales, tales como cuando el suelo ha sido disturbado por cultivación o los árboles han sido removidos (Jones y Woodmansee, 1979).

Las pérdidas de N por volatilización es el área de mayor inseguridad en el conocimiento actual del ciclo del N bajo un ecosistema de pasturas, principalmente por la dificultad en medir los flujos de los gases de nitrógeno en el campo (Ross et al., 1968).

Con pastura, pérdidas de N hasta un 60% fueron reportadas de fertilización con urea (Simpson, 1968), más de un 50% de orina (Watson y Lapins, 1969) y hasta de un 80% de heces (Gillard, 1967). La mayoría de este N fue perdido en forma de amoníaco.

Denmead et al., 1974, también opinaron que las pérdidas gaseosas de compuestos nitrogenados de pasturas pueden constituir una gran parte del N en el sistema.

Hanck y Bremner en 1969, citado por Henzell (1977), indicaron que debido a las bajas concentraciones de N mineral que normalmente se encuentra en el suelo de praderas tropicales no mejoradas, las pérdidas por volatilización o desnitrificación son probablemente muy pequeñas.

El N también se pierde cuando las praderas son quemadas (Henzell y Ross, 1973), aunque la cantidad de N que queda en la parte aérea de la planta al final de la época seca (cuando ellas son normalmente quemadas) puede ser solamente casi 1/3 de la cantidad presente en la estación de crecimiento (Norman, 1963). Alrededor de 5 kg N/ha se perdieron por la quema de una pastura nativa en Katherine, Australia (Norman y Wetselaar, 1960).

La remoción de N de la pradera en forma de leche o carne es probable pequeña bajo condiciones extensivas. El ganado vacuno contiene alrededor de 2.4% de N en su cuerpo vivo (Agricultural Research Council, 1965) así que la remoción de nitrógeno de los sistemas que despachan menos de 100 kg-ha-año de peso vivo sería menos de 2 kg-ha-año (Henzell, 1977). La leche de la vaca contiene de 0.5 a 0.6% N por peso (Henzell, 1977).

Walker et al. (1956) reportaron que un animal de engorde puede excretar más del 90% del N ingerido y que una vaca lechera, alrededor del 75%. Esto fue más tarde confirmado por los trabajos de Dean et al. (1975) y Woodmansee (1978), quienes estimaron que alrededor del 17% del N ingerido por novillos fue retenido en los tejidos de los animales en crecimiento.

2. Fósforo

El reciclaje del P está gobernado por su estabilidad (baja solubilidad) y su baja movilidad en los suelos (Wilkinson y Lowrey, 1973). El P es relativamente inmóvil en formas disponibles para los organismos y no tiene fases gaseosas. Como resultado, el P tiende a existir en cantidades relativamente constantes en cualquier ecosistema dado sobre períodos de años (Jones y Woodmansee, 1979). Sin embargo, las cantidades de P en los diferentes compartimientos pueden variar de año en año.

La remoción de P por la cosecha, origina la mayoría del requerimiento de P de tales sistemas, mientras que en situaciones de pastoreo el retorno de P a través de los residuos de las plantas y animales resulta en un ciclo relativamente cerrado (Odum, 1969; Mays et al., 1980).

La Fig. 3 representa un diagrama simplificado en el cual se presentan los procesos más importantes relacionados con el reciclamiento del P en un sistema suelo-planta-animal.

Según Mays et al. (1980) el objetivo deseado en el manejo de pastura, es mantener la tasa de transferencias del P de los residuos y del P no disponible del suelo a la reserva del P disponible del suelo bastante alta para suplir

adecuado P y así mantener un crecimiento suficiente de la planta para un buen pastoreo. El ganado leonés, en el sistema de pastoreo extensivo, es un ejemplo de un sistema de producción de leche que puede ser considerado como un sistema de producción de leche de bajo costo. Entradas al sistema. Jones y Woodmansee (1979) reportaron que la mayoría del P disponible, es el reciclado de la mineralización de la materia orgánica del suelo. Grandes esfuerzos han sido realizados para identificar los compuestos orgánicos de P que se encuentran en los suelos (Blain et al., 1976). Se ha determinado que en algunos suelos, compuestos tales como los fosfatos de inositol representan hasta el 50% del P orgánico (Anderson, 1967). Estos estudios han llevado a la creencia de que la contribución de P de esta fuente a las plantas, es de poca importancia en regiones templadas (Russell, 1973); aunque esto puede ser significativo en áreas tropicales (Williams, 1967).

Mays et al. (1980) indicaron que factores tales como el contenido inicial de P orgánico, fósforo total, el contenido de agua de los residuos y la temperatura y el tiempo, son los que determinan si ocurre o no mineralización neta de P de los residuos de plantas y animales. Floate (1970) reportó que de 3 a 30% del P orgánico original en las heces de ovejas y de 2 a 5% del P orgánico en los residuos de la planta fue mineralizado. Él sugirió que no es probable que la mineralización neta positiva ocurra cuando los contenidos de P orgánico son menos de 0.09% durante las primeras semanas de descomposición.

Blair et al. (1976) reportaron que existe considerable evidencia de que hay un reciclaje significativo de la materia orgánica en el suelo, y que hay fuertes interacciones entre la mineralización y los procesos de absorción. Sobre esta base, el P orgánico del suelo fue considerado un componente importante para la producción de pasturas.

La proporción del P, retornada por los animales, depende principalmente de la cantidad de pasto utilizado por los rumiantes en pastoreo. Minderboud et al. en 1975, citado por Mays et al. (1980), indicaron que los animales raramente pastorean mas del 60% del pasto. El P de la planta consumida por el animal, es reciclado a través de las excreciones; mientras que el P de la planta no consumida, es reciclado a través de los residuos de la planta (litter, raíces, etc.). El P es excretado principalmente en las heces, con

solamente trazas en la orina (Barrow y Lambourne, 1962). La distribución en espacio y tiempo de los residuos de la planta y del animal es muy distinta.

Jones y Woodmansee (1973) reportaron que alrededor del 77% del P en el litter y 79% en las raíces muertas, se vuelve disponible para el crecimiento de la planta en el próximo año. Del total de P en la parte aérea de la planta, del 60 al 80% es soluble en agua y la mayoría es inorgánico (Bromfield y Jones, 1970).

Numerosos ensayos han sido conducidos en pequeñas parcelas donde el estiércol del animal ha sido retornado mecánicamente, manualmente o no ha sido retornado. Muchos de estos ensayos han sido revisados por Wilkinson y Lowrey (1973). En general, los resultados sugieren que solamente a largo plazo el retorno de P en el estiércol afectará significativamente los requerimientos de fertilizantes fosfatados. Esto se explica por la distribución desigual y la baja movilidad del P en las heces. El P si puede reciclar en forma mas eficiente bajo una alta carga que conduce a un uso más intensivo de la pradera.

Carter (1965) y Ozanne y Hower (1971) sugirieron que bajo pastoreo, el requerimiento de P de una pastura es aumentado. Estos resultados fueron asociados con la necesidad por una mayor absorción de P bajo condiciones donde la redistribución del P absorbido dentro de la planta es prevenida por la defoliación. En contraste, McLachlan y Norman (1966) y McLachlan (1968) sugirieron que una presión alta de pastoreo puede reducir los requerimientos de P de la pastura debido a una mayor cantidad de P acumulado en la superficie del suelo, como resultado de un reciclaje de P más intenso.

Bromfield (1961) y Bornemissza y Williams (1970) reportaron que la disponibilidad de P en las heces mezclada con el suelo, es alta pero la inaccesibilidad y baja movilidad del P en las heces depositadas sobre la superficie del suelo resulta en una baja disponibilidad para la absorción por las raíces y reciclaje. Escarabajos del estiércol, lombrices de tierra y otros organismos del suelo aumentan la velocidad de mineralización de las heces por medio del enterramiento.

El ingreso de P de la atmósfera en el polvo y/o en la lluvia que cae es mínimo. Jones y Woodmansee (1979) indicaron que la contribución del polvo en el aporte de P a las praderas de California es probablemente insignificante en la mayoría de los casos. La lluvia puede contribuir con 0.04 a 0.5 kg P-ha-año, según Katznelson (1977). Ingresos de 0.2 a 0.6 kg P-ha-año han sido reportadas por Duvigneaud y Denalyer-De Smet en 1970, citados por Wilkinson y Lowrey (1973).

Cole et al. (1977) y Katznelson (1977) indicaron que los aportes de P en los ecosistemas de pasturas de la meteorización de los minerales primarios del suelo serán de muy poca significancia en el reciclamiento del P.

b. Salidas del sistema. En suelos arables y bien drenados, el P no está sujeto a grandes pérdidas por lixiviación o volatización (Black, 1968; Mays et al., 1980). Wilkinson y Lowrey (1973), utilizando un sistema hipotético de pasturas con vacas y terneras, determinaron que las pérdidas de P del sistema a través de lixiviación fueron del orden de los 0.3 kg P/ha. A corto plazo, las pérdidas por lixiviación y erosión parecen ser insignificantes en praderas anuales; pero la evidencia para esto es parcialmente indirecta (Jones y Woodmansee, 1979).

Según Alexander (1977) no hay evidencia de que el P es perdido en forma gaseosa; aún bajo condiciones anaeróbicas.

En cosecha de heno o forraje verde, se remueven grandes cantidades de P; pero muy poco es removido por los productos del animal. Wilkinson y Lowrey (1973) reportaron contenidos de P en animales y sus productos de 6.71, 6.76, 4.93, 4.53, 0.31 y 1.03 kg/1.000 kg para becerros, novillos, corderos, ovejas, lana sin lavar, y leche de vaca, respectivamente.

Katznelson (1977) reportó pérdidas en los productos del animal de 1 a 10 kg P-ha-año, dependiendo de la producción de la pastura y la carga animal.

Bromfield (1961) reportó que del 69 al 80% del P total en la planta puede ser lavado de la vegetación cuando está en estado latente o muerta. La intensidad y duración de la lluvia, y el intervalo entre la dormancia o

senescencia del tejido y la primera precipitación, afectan las cantidades de P retornado al suelo o perdido por escurrimiento.

3. Potasio

El K es normalmente el mineral más abundante en el tejido vegetal. Se presenta en el suelo en cantidades que varían de menos de 0.05% a mayores de 2.5% (Chapman y Pratt, 1961). Este contenido está relacionado con el material parental y con el grado de meteorización.

Las formas intercambiables y disueltas de K son consideradas disponibles para la absorción por las raíces, mientras que las formas de potasio no disponibles están constituidas principalmente por los minerales del suelo que contienen potasio y las sales insolubles que se han formado de complejos con hierro y aluminio (Black, 1968).

La cantidad de K disuelta en la solución del suelo es muy pequeña en relación a la cantidad de K absorbido por la planta; por lo tanto, es necesario una transferencia continua entre las diferentes formas para suplir los requerimientos de potasio de la planta.

La transferencia entre el K no intercambiable, el K intercambiable y el K en la solución del suelo procederá hacia las formas más disponibles a medida que el K es removido de la solución del suelo por la absorción de la planta o lixiviación. Similarmente, el reciclaje o la adición de K al suelo llevará este equilibrio hacia las formas intercambiables y no intercambiables (Wilkinson y Lowrey, 1973).

a. Entradas al sistema. El K, a diferencia del N, P y S, no entra en la formación de compuestos orgánicos. Este elemento permanece activo en la planta y puede muy fácilmente quedar en libertad cuando los restos vuelven al suelo.

Salter y Schollenberger (1939) estimaron que aproximadamente el 85% del K que ingieren los rumiantes en el forraje, es retornado a la pastura. Barrow y Lambourne. (1962) reportaron que el K es excretado principalmente en la orina.

El contenido de K₂O en la orina es de 1.15%; mientras que en las heces es de 0.22% (Doak, 1952).

Watkin (1957) evaluó el retorno de estiércol y orina a tratamientos en pequeñas parcelas y observó que la orina resultó en un aumento marcado en el contenido de K de la pastura.

Estudios realizados por Wolton (1963) establecieron la significancia del retorno de la orina en aumentar el nivel de K disponible en el suelo. El mismo investigador sugirió que el retorno de la orina puede resultar en un aumento en la disponibilidad del K debido a que la presencia del amoníaco en la orina reduce la cantidad de K fijado por los coloides de arcilla en el suelo. Este mismo mecanismo puede también favorecer las pérdidas por lixiviación.

Petersen, Woodhouse y Lucas (1956) indicaron que los animales que pastorean libremente, distribuyen fertilizantes en una forma no eficiente, el grado varía con el tamaño del área efectivamente fertilizada por cada excreción y con la tasa de pérdida de cada elemento después de la aplicación. El mayor beneficio del retorno de las excreciones de elementos como el K, parece ser bajo condiciones de alta carga y largos períodos de pastoreo.

Whitehead (1966) estimó el rango normal de K en las plantas forrajeras entre 1 a 4%, y el valor bajo es aún sustancialmente más grande que el requerimiento estimado para ganado de leche o carne.

Ritchey (1979) indicó que la tasa de descomposición de los minerales que contienen K, determina la cantidad de K disponible en el suelo. Esta tasa es controlada por varios factores, incluyendo la concentración de K en la solución del suelo y la abundancia, naturaleza y finura de los minerales potásicos presentes en el suelo.

Ingresos de K de la atmósfera fueron estimados en 1.2 kg-ha-año basado en 1208 mm de lluvia conteniendo alrededor de 0.1 ppm K. (Wilkinson y Lowrey, 1973).

b. Salidas del sistema. Vicente-Chandler et al. (1974) reportaron que la extracción anual de K por forraje de cortes fertilizados intensivamente en un

ultisol de Puerto Rico tuvo un rango de 401 a 565 kg-ha de K. Las especies utilizadas fueron Elefante, Guinea y Pangola.

Las pérdidas de K del sistema de reciclamiento por remoción de los productos animal serían insignificantes; en cambio, si el forraje es mecánicamente cosechado y removido del ecosistema, las pérdidas de K del reciclamiento serían de consideración (Wilkinson y Lowrey, 1973).

Wilkinson y Lowrey (1973), usando un hipotético ecosistema de pastura, estimaron las pérdidas por lixiviación en 139.2 kg K-ha-año; lo cual representaba un 11.3% de la reserva de reciclamiento. Este estimado fue derivado sobre la base de un drenaje de 254 cm de agua, con una concentración de 54.8 ppm de potasio. Sin embargo, Terman y Allen (1970) encontraron que cantidades insignificantes de K fueron lixiviadas de un suelo arenoso que soportaba un crecimiento vigoroso de bermuda grass.

Brady (1974) opinó que las pérdidas anuales de K disponibles por lixiviación y erosión exceden grandemente esas de N y P. Pérdidas de K por escurrimiento superficial de un suelo bajo pastura, probablemente no exceden de 5 a 6 kg-ha-año (Kilmer, 1974).

El encalado de suelos ácidos puede reducir la pérdida de K por lixiviación. Por ejemplo, Shaw y Robinson (1960) encontraron que la pérdida de K por lixiviación de un suelo franco en Tennessee fue reducida de 58 kg-ha en el suelo que no fue tratado (pH 4.5) a 9 kg-ha en el mismo suelo después de una aplicación fuerte de cal dolomita.

Chung Sang Sang Long (1971) reportó que el K fue perdido a una tasa de 0.0780 y 0.1049 kg/ha/día para la deposición de orina en los períodos secos y de lluvias, respectivamente. En el mismo estudio, se indicó que el efecto de la orina decreció rápidamente con el tiempo después de la deposición. Fue sugerido que la tasa de pérdida diaria de K correspondiente a los dos períodos, estaría asociada íntimamente con la tasa de crecimiento de la planta. Además, parece que las condiciones que favorecen el crecimiento de las plantas, tienden a incrementar la tasa de pérdidas de los elementos, especialmente en época de lluvia.

4. Azufre

El S es esencial para el crecimiento de todos los organismos y es requerido en aproximadamente las mismas cantidades que el P. Jones(1964) indicó que el S es un elemento que frecuentemente limita la producción de praderas. El S es absorbido por las raíces de las plantas casi exclusivamente en forma de ión sulfato (SO_4^{-2}). La corteza terrestre contiene aproximadamente un 0.06% de S, el cual se halla presente en forma de sulfuros, sulfatos y en combinación orgánica con carbono y nitrógeno.

Aunque el S no es fijado simbióticamente por rhizobia u otros microorganismos del suelo, como en el caso del N, hay similitudes muy claras entre el reciclaje de los dos. Además, así como hay una íntima relación entre el N disponible del suelo y el contenido de N de la leguminosa, hay también una íntima relación entre el S disponible del suelo y el N de la planta debido al rol esencial del S en la síntesis de proteínas (Dawson, 1974).

El reciclamiento del S en una pastura, es un sistema interactivo compuesto de varias reservas de azufre en el suelo, plantas y animales. La Fig. 4 representa un diagrama simplificado del flujo del S en una pradera compuesta por una mezcla de gramínea y leguminosa en pastoreo.

a. Entradas al sistema. Las plantas derivan la mayoría de su S del suelo en la forma de sulfato y el reabastecimiento de esta reserva disponible es de gran importancia. La reserva disponible en el suelo es reabastecida por varias "entradas", las cuales serán consideradas a continuación.

Mucho del S total que se halla en la superficie de los suelos de las regiones húmedas está en forma orgánica. De aquí que, en la mayor parte de las praderas en pastoreo, las plantas deban derivar la mayoría de su S en la mineralización y de las aplicaciones de fertilizantes (Jones et al., 1971).

El S orgánico es convertido a sulfato inorgánico, principalmente por microorganismos del suelo; por lo tanto, cualquier variable que afecte el crecimiento de los microorganismos afectará la tasa de mineralización del S

orgánico en el suelo. Entre estos factores tenemos: temperatura, humedad, pH, aeración, tipo de residuo orgánico y el efecto de las plantas.

Muchos experimentos con suelo incubado y en macetas han sido realizados para determinar la tasa de mineralización (Barrow, 1960; Stewart et al., 1966). Sin embargo, la interpretación de tales estudios, en términos de pasturas, es frecuentemente difícil porque en la mayoría de los casos, solamente una mineralización neta o producción de sulfato es medida, y esto en la ausencia de procesos competitivos tales como la absorción por la planta y el pastoreo (Till, 1975).

Otra fuente de S del suelo es la atmósfera. El sulfuro de hidrógeno (H_2S) es introducido a la atmósfera, tanto desde el mar como de la tierra; pero éste es rápidamente convertido a SO_2 , SO_3 y SO_4 por procesos que ocurren en la atmósfera. Instalaciones industriales, en los que el carbón y otros productos que contienen S son quemados, también introducen grandes cantidades de S a la atmósfera cada año, y gran parte de este gas es devuelto más tarde a la tierra en la precipitación (Tisdale y Nelson, 1970).

La cantidad de S que es aportada en la precipitación puede variar desde 1.0 kg-ha-año en áreas alejadas de sitios industriales, hasta más de 50 kg-ha-año en áreas próximas a centros industriales. McKell y Williams (1960) reportaron que 23.5 kg S-ha fue añadido en la lluvia de 1957-1958 en un rancho de San Joaquín, California. Sin embargo, Williams et al. (1964) reportaron, para el mismo lugar, valores de 3.6, 4.6 y 1.6 para los años 1958-1959, 1959-1960 y 1960-1961, respectivamente. Estos valores fueron similares a los encontrados por Jones y Woodmansee (1979) en Hopland, California, donde para un período de 17 años, 1958-1975, la media fue de 3 kg S-ha-año.

La absorción foliar, ya sea a través de los estomas y/o por disolución de SO_2 , dentro de pequeñas películas de agua sobre las hojas puede ser un significativo punto de entrada al sistema del reciclamiento cerca de áreas altamente industrializadas (Wilkinson y Lowrey, 1973).

La cantidad total de S que puede ser liberada por el proceso de meteorización de los minerales del suelo que contienen S, es tan pequeña que no sería un aporte significativo en un ecosistema de pastura (Till, 1975).

El animal, por medio del estiércol y la orina, retorna S al suelo al igual que otros nutrimentos. La mayor cantidad de S es retornada a la pastura a través de la orina. Walker (1957) reportó que del 70 a 85% del S ingerido por el animal es retornado a la orina y que aproximadamente 90% de este S es en forma de sulfatos, siendo así fácilmente disponible para las plantas. Barrow y Lambourne (1962) indicaron que la cantidad de S en las heces es relativamente constante, pero que la cantidad de S en la orina depende del contenido de S en la pastura. Los mismos investigadores indicaron que la proporción total del S total excretado en la orina varía de 6 a 90%, con un rango para una pastura no deficiente, siendo de 50 a 60%.

Bornemissza y Williams (1970) demostraron la importancia del contacto de las heces con el suelo y de la mezcla de ambas partes para una mayor disponibilidad de S. Ellos también reportaron que escarabajos, lombrices y otros organismos del suelo aumentan la disponibilidad del azufre en las heces.

b. Salidas del sistema. Pérdidas de S por volatización en una pastura, representa una porción extremadamente pequeña del S total en el sistema de reciclamiento (Jones et al., 1971). Wilkinson y Lowrey (1973) indicaron que la volatización de S en forma de H_2S podría ser de consideración solo en suelos bajo condiciones de reducción.

Datos sobre las pérdidas de S, debido al escurrimiento superficial o erosión, no son fácilmente disponibles; pero excepto en el caso de una muy alta carga animal las pérdidas por erosión son probablemente pequeñas. Kilmer (1974) estimó que las pérdidas por erosión serán menores de 5 kg-ha-año en suelos bajo pastura. Till (1975) estimó que la pérdida de S de una pastura sería de 0.1 kg-ha-año; cantidad insignificante.

A causa de su naturaleza aniónica y de la alta solubilidad de la mayor parte de sus sales comunes, las pérdidas de S por lixiviación de los sulfatos puede ser de consideración. Existe mucha evidencia, tanto directa como indirecta, de que el S se pierde por lixiviación a través del suelo (Williams et al., 1964; Jones et al., 1968). En estudios con lisímetros, de 10 a 90% del S 35 aplicado fue lixiviado en períodos de hasta 4 años, dependiendo del desarrollo de la planta y si el S fue aplicado en forma elemental o en forma

de gypsum (McKell y Williams, 1960; Williams et al., 1964). Utilizando un ecosistema hipotético de pastura, Wilkinson y Lowrey (1973) estimaron pérdidas de S por lixiviación de 40 kg-ha-año.

La cantidad de S que se pierda por lixiviación dependerá del tipo de suelo, la temperatura, la cantidad y distribución de las lluvias, formas químicas del S en el suelo, tasa de fertilización y la vegetación creciendo sobre el suelo. Todos estos factores y las interacciones entre ellos, son probablemente los responsables de los resultados muy variables que con respecto a los estudios de movimiento del S a través del suelo aparecen en la literatura.

Las pérdidas de S del sistema de reciclamiento por remoción de los productos animal son insignificantes. Wilkinson y Lowrey (1973) estimaron pérdidas de S por remoción de los productos animal de 0.8 kg-ha-año. En cambio, si el forraje es cosechado mecánicamente y removido del sistema, las pérdidas de S son de mayor consideración.

Till (1975) sugirió que para un sistema de pastoreo estable, las pérdidas de S debido a los productos animal, volatilización, erosión y absorción por el suelo, serán tan pequeñas que se podrían estimar o ignorar.

III. ESTRATEGIAS PARA LOGRÁR UN RECICLAJE MAS EFICIENTE DE NUTRIMENTOS EN PASTURAS TROPICALES

Especies forrajeras tropicales ofrecen muchas ventajas potenciales en cuanto a la eficiencia del reciclamiento de nutrientes. La realización de este potencial depende en gran parte de la selección de especies adecuadas al medio, su combinación en asociaciones potencialmente productivas, estables y persistentes, el uso estratégico de fertilizantes y un manejo inteligente de las praderas.

A. SELECCION DE ESPECIES

1. Tolerancia a la acidez.

Uno de los factores mas importantes en la adaptación de especies al medio trópico húmedo es su tolerancia al Al (la "acidez" de los suelos fuertemente ácidos, con pH por debajo de 5.0). No todos los suelos son tan ácidos, pero la mayoría de los que se dedican a pastos si lo son. En muchos casos, la cal resulta muy costosa por la lejanía de fuentes y/o la falta de vias adecuadas de comunicación. De todas maneras, la encalada es efectiva solo hasta la profundidad de la labranza, y por lo general, el subsuelo sigue siendo muy ácido. Por lo tanto, si las especies no son tolerantes, no serán capaces de aprovechar la humedad del subsuelo durante periodos de sequía, y no aprovechando la humedad, tampoco van a poder absorber nutrimentos que alcanzan a lixiviarse a través del perfil. Otro aspecto de la tolerancia a la acidez es que aparentemente, no tiene correlación con el potencial de rendimiento de la especie como suele ser la tolerancia de plantas a bajos niveles de elementos esenciales como el fósforo. La planta tiende a compensar la escasez del elemento por un crecimiento más lento y por tanto, una menor demanda.

El escoger germoplasma tolerante a la acidez no es difícil. (Spain, 1979). Existen miles de introducciones de leguminosas y gramíneas en los bancos de germoplasma de especies forrajeras de CENERGEM y CIAT en Brasil y Colombia, respectivamente. Son plantas recolectadas en su mayoría de regiones tropicales húmedas, caracterizadas por suelos pobres y ácidos. Las plantas han evolucionado durante milenios en un medio en el cual el persistir requería adaptarse al medio ácido. La resistencia a la acidez no quiere decir que las plantas son inmunes a las deficiencias de Ca y Mg que, casi siempre acompañan el suelo ácido. Pero son requeridos con Nutrimentos y no como enmiendas; por lo tanto, las aplicaciones requeridas se miden en kilos y no en toneladas.

La no necesidad de encalar tiene otra ventaja: Niveles marginales de micronutrimentos que se encuentran comúnmente en suelos del trópico húmedo se vuelvan muy limitantes al encalar el suelo. El elemento mas notorio en relación a este efecto es el Zn. Investigadores trabajando en Carimagua con especies forrajeras tolerantes al Al (acidez), no han podido producir deficiencias a micronutrimentos aún en parcelas pequeñas bajo corte, siendo removida toda la cosecha durante mas de cuatro años. (CIAT-1982). En cambio,

algunos cultivos anuales sembrados en el mismo suelo y que requieren cal, se muestran muy deficientes al Zn en el primer año.

2. Tolerancia a la baja fertilidad del suelo.

La adaptación de plantas a suelos pobres es una de las características más importantes que influyen en la eficiencia del reciclamiento de nutrientes en tal medio. Las plantas tienen diferentes mecanismos de adaptación a este limitante que casi siempre incluyen la capacidad de persistir en un medio muy pobre, compensando la baja disponibilidad de nutrientes por un crecimiento muy lento. Algunas plantas crecen lentamente toda su vida y, por lo tanto, producen poca biomasa. Las plantas forrajeras más interesantes son las que tienen la capacidad de crecer lentamente durante una etapa de acumulación de nutrientes en la biomasa pero una vez acumulados los minerales suficientes, entran en otra etapa de crecimiento mucho más rápido y por tanto, tienen un potencial productivo bueno. Además de su alta producción de biomasa, muchas especies tienen un requerimiento de mantenimiento bajo debido a su eficiente reciclaje de la fertilidad en la propia biomasa y la recuperación de lo poco que escapa al suelo por su sistema radicular eficiente y las simbiosis que existen entre la planta y ciertos microorganismos, especialmente la micorrhiza. La producción es uno de los componentes claves de la eficiencia, junto con la conservación de los minerales en el sistema. Una planta o un complejo de vegetación puede ser muy eficiente en la conservación pero si produce poca o nada no sería considerado eficiente.

3. Tolerancia a factores bióticos.

En la práctica, ha sido mucho más difícil encontrar germoplasma tolerante a enfermedades e insectos que los factores edáficos y climáticos. El problema de enfermedades es especialmente grave en el ecosistema de sabanas. Es obvia la importancia de la tolerancia a factores bióticos porque la planta tiene que crecer vigorosamente (cuando haya humedad suficiente) para cumplir su función en el sistema de reciclamiento y conservación de recursos. Una planta enferma o fuertemente agobiada por un ataque de insectos no será muy eficiente. El uso de productos químicos para el control de plagas y enfermedades es generalmente antieconómico en praderas tropicales, salvo en casos excepcionales. Por lo tanto, la selección de ecotipos resistentes o tolerantes a las enfermedades y plagas que se presentan pareciera el camino más viable a seguir. En el

Cuadro 1, se presenta una lista de especies forrajeras promisorias y su adaptación o no a tres ecosistemas.

4. Combinación de especies.

Además de seleccionar especies adaptadas al medio y tolerantes a factores adversos, es necesario combinarlas en asociaciones en que las especies no solo sean compatibles sino que también alcancen una especie de simbiosis entre sí. La simbiosis leguminosa-rhizobia es muy conocida, pero también puede existir entre leguminosa y gramíneas. La leguminosa suministra en N a la gramínea, generalmente se encarga de mantener el suelo cubierto entre las matas de gramínea, factor muy importante en el medio caluroso y lluvioso. La gramínea crece vigorosamente en presencia de N adecuado, reduciendo el peligro de una invasión de malezas, y no se vuelve dominante. La gramínea también sirve de soporte para las leguminosas volubles. El sistema radicular de la gramínea generalmente es más extenso que el de la leguminosa. Andropogon gayanus y Panicum maximum fueron muy eficientes en acumular Ca y Mg en la capa superior de un Oxisol en Carimagua durante cuatro años de pastoreo (CIAT-1982). Se supone que las raíces profundas absorben el agua en el subsuelo durante la sequía y por flujo masal también absorben las bases bivalentes que se mueven en el perfil por lixiviación. La mayor concentración de bases que resulta en el suelo superficial pareciera favorable durante la época lluviosa, pero el empobrecimiento del subsuelo podrá ser factor negativo en la época seca. Stylosanthes capitata también es capaz de extraer agua hasta más de 1.80m de profundidad en el mismo Oxisol. (CIAT-1979).

La gramínea provee la mayoría del forraje durante la época de lluvias cuando su calidad es adecuada. La leguminosa juega un papel especial durante la época seca cuando la calidad de la gramínea se deteriora y es necesario la suplementación con un forraje de mas alto contenido de proteína.

B. EL MANEJO DE LA FERTILIDAD

de especies forrajeras.
adaptación a los sistemas ecosistémicos.

1. Fertilidad relativa.

Conceptos de fertilidad:

La fertilidad del suelo es relativa, dependiendo de la planta que se cultive (Spain, 1981). Un suelo totalmente marginal para la producción de maíz o soya puede ser excelente para especies forrajeras perennes con alto potencial. En la Figura 5 se comparará la fertilidad de dos suelos en términos de su aptitud para la siembra de dos cultivos contrastantes.

2. Niveles críticos.

La Figura 6 muestra la probable relación entre niveles críticos de P y la acumulación de este elemento en la fitomasa de acuerdo a la fase de desarrollo de la planta. La plántula recién germinada tiene un requerimiento relativamente alto en términos de concentración de nutrimentos en la solución del suelo, debido al sistema radicular pequeño y la demora en el desarrollo de las simbiosis con la micorriza y otros microorganismos. A medida que la plántula se desarrolla, su requerimiento se va bajando por el desarrollo del sistema radicular y la formación de las simbiosis efectivas. Posteriormente, en la fase de "gran crecimiento" las especies más vigorosas en esta etapa tienen requerimientos más altos de nutrimentos mientras se acumula la biomasa. Cuando la fertilidad está por debajo del óptimo, esa fase se alarga mucho y la planta demora mucho más en acumular los nutrimentos necesarios para que funcione bien. En la fase de producción bajo pastoreo, los requerimientos en términos de concentraciones en la solución del suelo son mucho más bajos que inicialmente, porque la planta ya tiene acumulado en la fitomasa los nutrimentos requeridos, están funcionando las simbiosis, y el reciclaje de nutrimentos bajo un buen manejo es eficiente.

Cuando las concentraciones de nutrimentos en la solución del suelo son óptimas para el máximo crecimiento de plantas, existe un potencial de lixiviación. Este potencial sería proporcional a la concentración en la solución de cada elemento. Las concentraciones requeridas por las especies forrajeras adaptadas son bajas, asegurando que las pérdidas de nutrimentos por lixiviación sean mínimas. Esas bajas concentraciones requeridas se deben al reciclaje eficiente comentado arriba. Además, el requerimiento de la planta en términos de tasa de flujo en un momento dado es muy bajo, comparado con cultivos anuales. El pasto

esta siendo consumido durante todo el año y el rastrojo más el excremento del animal son retornados al suelo continuamente. Por lo tanto, una vez acumulados nutrimentos suficientes en la biomasa de la planta y en la materia orgánica y rastrojo fresco, el papel de la solución del suelo se reduce al mínimo, como se muestra en la Figura 6 en forma esquemática.

3. Requerimientos de mantenimiento.

Parece ser una situación paradójica, pero las pérdidas de nutrimentos de las pasturas alcanzan su rango mínimo cuando la productividad esta llegando a su máximo. Tiene varios aspectos interesantes: (a) Mientras se mantiene productivo el pasto, se mantiene una cobertura completa con todas las ventajas: alta tasa de infiltración, protección contra erosión, poca escorrentia. (b) Las plantas vigorosas tienen sistemas radicales eficientes, capaces de mantener en forma efectiva las simbiosis, fijando nitrógeno suficiente, absorbiendo eficientemente el fósforo y otros nutrimentos, con una pérdida mínima por lixiviación, aún de los nutrimentos mas móviles (potasio, nitratos). (c) Las pérdidas del sistema llegan a un mínimo cuando los nutrimentos extraídos en el producto constituyen el principal componente de pérdida y las pérdidas por lixiviación, escorrentia y erosión llegan a un mínimo. (d) A niveles máximos de producción se requieren concentraciones mas altas en la solución del suelo y, por lo tanto, es probable que las pérdidas por lixiviación se aumenten algo, especialmente de los nutrimentos mas móviles, a medida que se acerca al 100%. La Figura 7 muestra esas relación en forma hipotética.

4. Fuentes de nutrimentos menos solubles (y menos costosos)

Las características edáficas del medio son muy favorables para el uso de fuentes poco solubles y menos costosas de nutrimentos, fuentes que son ideales para suministrar las necesidades de la planta a través de muchos años. La acidez fuerte, junto con las concentraciones muy bajas en la solución del suelo de los diferentes nutrimentos, conducen a una solubilidad adecuada de materiales como la roca fosfórica y los feldespatos de potasio de poca utilidad en suelos de menos acidez. Por otro lado, las especies forrajeras adaptadas tienen una tasa de demanda mas baja y tienen mas tiempo para acumular los nutrimentos requeridos que las plantas anuales.

El efecto de la asociación MVA en la absorción de P de diferentes fuentes en el crecimiento inicial de la planta y en la nodulación (en el caso de leguminosas) de varias especies forrajeras en un Oxisol no esterilizado, ha sido recientemente presentado por Saif (1983). La fuente mas efectiva de P fue una roca fosfórica y su efectividad se aumento en mas del 50% en términos de producción de materia seca en el campo, cuando se inoculó con micorriza.

5. La importancia de micorriza en el reciclaje.

El papel de asociaciones de raiz-micorriza vesículo-arbuscular (MVA) ha sido ampliamente documentado. Mosse (1981) ha revisado la literatura con énfasis especial en suelos tropicales. La Figura 8 muestra esquemáticamente como el micelio del hongo del MVA penetra el suelo desde la raiz y mediante una red de hifa y efímera, absorbe nutrimentos y los transporta a la raiz. Este aumento en la superficie efectiva de absorción de la raiz es especialmente importante para los elementos menos móviles (P, Zn, Cu) que son absorbidos en muy baja proporción por el flujo masal, y en suelos tropicales donde la disponibilidad de tales elementos es casi siempre limitante.

La mayoría de las plantas tropicales son micorrizales en la naturaleza; parece ser una simbiosis fundamental para que las plantas sobrevivan y persistan en el medio. Sin embargo, hasta ahora no ha sido posible manipular o manejar la MVA en forma práctica, principalmente porque no se ha podido producir el inóculo del hongo en ausencia de la huésped en un medio artificial. Pero por ser tan ubicuita la asociación MVA en especies forrajeras tropicales, y esencial en muchos casos, parece lógico seguir estudiándola para entender mejor el efecto de diferentes aspectos del manejo del sistema suelo-planta-animal en su eficacia.

C. EL MANEJO DE LA PRADERA.

El manejo es el ingrediente mas importante en todo el sistema y el que más determina el éxito o no del pasto en términos de eficiencia de reciclamiento. Desafortunadamente, es el área tal vez más débil en cuanto al conocimiento actual, y por lo tanto, donde mas frecuentemente se falla. Se han

empezado estudios sobre la interacción entre carga y sistema de pastoreo y de estos dos factores con las especies en asociación. Observaciones preliminares indican que son herramientas muy poderosas para la conservación del balance entre leguminosa y gramínea y en asegurar una persistencia de la pradera durante largo tiempo.

1. Cobertura.

Además de la importancia de la cobertura en el control de la escorrentia y la erosión, juega otro papel vital en el pasto; el de amortiguadora de la temperatura, la humedad (tanto del suelo como del atmósfera) y la luz, manteniendo un ambiente favorable para una actividad biótica intensiva en la superficie del suelo, siendo las demás condiciones favorables. La cobertura es de importancia especial durante la época de lluvias cuando la humedad es suficiente para un crecimiento vigoroso de las raíces superficiales. No es tan importante hacia finales de la época seca cuando el factor agua es el más limitante y hay poca o ninguna actividad de raíces en la superficie. La cobertura se determina principalmente mediante la carga animal. Es afectada por el sistema de pastoreo pero en una manera menos directa. La máxima productividad de una pastura durante la época de lluvias se lograría, manteniendo una cobertura constante sobre el suelo. Existe la tentación de aprovechar más el pasto, forzándolo y dejando el suelo parcialmente expuesto, pero el efecto a largo plazo de esa presión, sería una menor eficiencia en el reciclaje, requerimientos mas altos de mantenimiento en pastos menos estables y una producción menor.

2. Balance.

El balance entre leguminosa y gramínea es muy importante en la nutrición animal; también juega un rol fundamental en el reciclaje eficiente de nutrimentos mediante su efecto en el suministro de N en el sistema. El N controla fuertemente el vigor de la gramínea en el sistema, así influye en el desarrollo del sistema radicular de la planta y su habilidad de absorber los demás nutrimentos de un gran volumen de suelo. El contenido de N en el suelo esta muy ligado a la proporción de leguminosa en la pradera y a la

productividad de la misma. La relación C/N en la materia orgánica afecta directamente la tasa de mineralización de ella.

El sistema de pastoreo pareciera ejercer un efecto muy fuerte en el balance entre especies. Es una interacción no muy bien comprobada; hay varios trabajos de campo en progreso para lograr un mejor entendimiento de ella. La carga también afecta el balance, mas en algunas asociaciones que en otras. Sea como sea, el lograr mantener el balance es fundamental para la productividad, estabilidad y eficiencia de las pasturas.

3. El manejo de los residuos.

Durante le época de lluvias, el reciclaje de nutrimentos en una pastura bien manejada se concentra mucho en el colchón de rastrojo y raíces sobre y en la superficie del suelo (Figuras 10 y 11) . Es el sitio donde las condiciones de humedad, temperatura, aereación, y concentraciones de nutrimentos son mas favorables. Para que se mantenga este ambiente, tiene que haber una cobertura y un retorno constante de residuos, tanto animal como vegetal. Estos sufren una descomposición rápida, favoreciendo una actividad intensa de la macro- y micro- flora y fauna. Lombrices, cucarrones, termitas, hormigas y otra fauna se encargan de mezclar el detritus y el suelo mineral y en el proceso, realizan una "labranza" muy efectiva de los primeros 5 a 10 centímetros del perfil. Así el suelo se mantiene poroso y receptivo para la infiltración de agua, aun cuando el pasto esta bajo pastoreo, logrando niveles altos de producción. En suelos de baja fertilidad, baja capacidad de intercambio catiónico y alta capacidad de fijación de fósforo, esta concentración del proceso de reciclaje en la superficie podría ser esencial para una conservación de los recursos minerales del suelo. No seria muy distinta de la situación encontrada en el bosque húmedo en que el reciclaje también esta concentrado en la hojarasca y en los primeros centímetros del suelo.

En resumen, los objetivos del manejo de una pastura son de asegurar una cobertura constante sobre el suelo, mantener el balance entre leguminosa y gramínea y proveer un retorno constante de residuos al suelo, creando condiciones ambientales y nutricionales óptimas para el bien del mundo macro- y microbiano, esencial para el buen funcionamiento del sistema.

IV. UN MODELO DEL RECICLAMIENTO DE NUTRIMENTOS EN PASTURAS DEL TROPICO HUMEDO

El modelo propuesto en la Figura 9 es parecido a otros modelos encontrados en la revisión de la literatura. Sin embargo, tiene algunas diferencias que son de mucha importancia.

A. LA IMPORTANCIA DE LOS RESIDUOS DE LA PLANTA

Una de las vías más importantes de reciclaje de nutrientes es la caída de hojas y tallos verdes, igual que el detritus de la planta. A veces, se piensa que es un desperdicio de forraje causado por el pisoteo del animal y que a través del manejo, se espera reducirlo al mínimo. La hipótesis presentada es de que ese "desperdicio" y los residuos de origen animal son vitales para el buen funcionamiento del sistema, siendo el alimento de la población macro- y microbiana que se encuentra en la interfase entre suelo y cielo.

B. LA CONCENTRACION DEL RECICLAMIENTO EN LA ZONA DE LOS RESIDUOS

En una pastura bien manejada, parece que gran parte del reciclaje fuera concentrado sobre y en la superficie del suelo en la zona de residuos, al igual que ha sido reportado para el sistema bosque húmedo tropical. Así que el proceso funciona casi independientemente del suelo mineral, con ventajas importantes. La fijación de P por los coloides sería mínima, una vez entre el mineral en la biomasa. Las pérdidas por lixiviación se minimizan aun a niveles de producción cerca al máximo potencial de la planta, porque las concentraciones de nutrientes en la solución del suelo se mantienen bajas sin perjudicar la planta, siendo que ella esta derivando la gran mayoría de sus nutrientes del detritus de su propia biomasa en un reciclaje casi totalmente cerrado. En un medio lluvioso, con suelos altamente porosos, el potencial de lixiviación es alto y la única forma de contrarrestarla es mediante sistemas de producción que no requieran de altas concentraciones de nutrientes en la solución del suelo.

V. CONCLUSIONES

Pasturas tropicales, basadas en leguminosas y gramíneas adaptadas al medio, tienen el potencial de ser extremadamente eficientes en el uso y conservación de los recursos, incluyendo la fertilidad nativa y nutrientes adicionados al sistema. Se presentan una serie de ventajas, especialmente cuando se comparan con cultivos anuales y con algunos perennes:

- El pasto bien manejado protege el suelo contra la erosión.
- La presencia de una cobertura constante y de una capa de hojarasca sobre la superficie aseguran una alta tasa de infiltración y, por lo tanto, poca escorrentía.
- Los productos de los pastos, sea la carne o la leche, resultan en muy poca extracción de minerales de la pastura porque están compuestos principalmente de carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno que son extraídos del agua o del aire. El nitrógeno, calcio, fósforo, potasio, azufre y magnesio extraídos en el cuerpo del rumiante se muestran en la Figura 10. Excluyendo el N, la cantidad extraída en 400 kilos de peso vivo, que es una muy buena producción por hectarea/año, toda sumada, no alcanza los 10 kilos.
- La leguminosa en la asociación mediante la simbiosis rizobial, fija nitrógeno suficiente para sus necesidades en la producción de un forraje de alta calidad. Además, sobra N que da lugar a un crecimiento vigoroso de la gramínea que la acompaña.
- Gramíneas tropicales perennes del tipo C-4 son de los convertidores más eficientes de la energía solar.
- Por la cobertura, la presencia de rastrojo, un balance favorable de carbono y nitrógeno y el sistema radicular eficiente de las plantas forrajeras, existe el potencial de un reciclaje muy eficiente de nutrientes que resultan de los residuos de origen animal y vegetal. Este proceso se concentra en los horizontes A₀ y A₁ en un ambiente de intensa actividad biológica.

- En este ambiente, las raíces de las plantas, directamente y mediante la simbiosis de la micorriza, son muy eficientes en la absorción de los nutrientes en general y del fósforo en especial, dándole poca oportunidad para que este se fije en forma inorgánica en el suelo. Es probable que la gran mayoría del reciclaje de fósforo toma lugar independientemente del suelo inorgánico, siendo concentrado en los residuos vegetal y animal en vía de descomposición sobre y en la superficie del suelo.

LITERATURA CITADA

- Agricultural Research Council. 1965. The nutrient requirements of farm livestock. Technical Reviews and Summaries. Agric. Res. Council, London.
- Alexander, M. 1977. Introduction to Soil and Microbiology. John Wiley & Sons, Inc., N.Y., pp. 333-349.
- Allison, F.E. 1965. Evaluation of incoming and outgoing processes that affect soil nitrogen. In: W.V. Bartholomew and F.E. Clark (eds.), Soil Nitrogen. Am. Soc. Agr. pp. 573-606.
- Anderson, G. 1967. Nucleic acids, derivatives, and organic phosphates. In: A.D. McLaren and G.A. Petersen (Eds.), Soil Biochemistry, Marcel Dekker, N.Y., pp. 78-85.
- Barrow, N.J. 1960. A comparison of the mineralization of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials. Aust. J. Agric. Res. 11: 960-969.
- Barrow, N.J. y L.J. Lambourne. 1962. Partition of excreted nitrogen, sulphur, and phosphorus between the feces and urine of sheep being fed pasture. Aust. J. Agric. Res. 13: 461-471.
- Becking, J.H. 1961. Studies on nitrogen fixing bacteria of the genus *Beijerinckia*. I. Geographical and ecological distribution in soils. Plant and Soil, 14: 49-81.
- Benacchio, S.S., M.F. Baumgardner y G.O. Mott. 1970. Residual effect of grain-pasture feeding system on the fertility of the soil under a pasture sward. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34: 621-624.
- Benacchio, S.S., G.O. Mott, D.A. Huber y M.F. Baumgardner. 1969. Residual effect of feeding grain to grazing steers upon the productivity of pasture. Agron. J. 61: 271-274.
- Black, C.A. 1968. Potassium. In: Soil Plant Relationships, John Wiley & Sons, Inc., N.Y., pp. 558-653.
- Blair, G.J., A. Till y R.C.G. Smith. 1976. The phosphorus cycle - What are the sensitive areas? In: G.J. Blair (Ed.), Prospects for improving efficiency of phosphorus utilization: Review in Rural Science II. Univ. of New England, Armidale, Australia, pp. 9-13.
- Blaser, R.E. y E.L. Kimbrough. 1968. Potassium nutrition of forage crops with perennials. In: V.J. Kilmer, S.E. Younts, y N.C. Brady (Eds.), The Role of Potassium in Agriculture. Am. Soc. Agron., Madison, Wis., pp. 423-445.

- Bornemissza, G.F. y C.H. Williams. 1970. An effect of dung beetle activity on plant yield. *Pedobiologia*, 10: 1-7.
- Brady, N.C. 1974. *The Nature and Properties of Soils*. MacMillan Publishing Co., Inc., N.Y., pp. 480-482.
- Brockington, N.R. 1960. Studies on the growth of a *Hyparrhenia* dominant grassland in Northern Rhodesia. I. Growth and reaction to cutting. *J. Brit. Grassl. Soc.*, 15: 323-338.
- Bromfield, S.M. 1961. Sheep feces in relation to the phosphorus cycle under pastures. *Aust. J. Agric. Res.* 12: 111-123.
- Bromfield, S.M. y O.L. Jones. 1970. The effect of sheep on the recycling of phosphorus in hayed-off pastures. *Aust. J. Agric. Res.* 21: 699-711.
- Carter, E.D. 1965. Some relationships between superphosphate use and consequent animal production from pasture in South Australia. *Proc. 9th. Int. Grassl. Congr.*, Sao Paulo, Brazil, pp. 1027-1032.
- Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 1979 y 1982. *Informes Anuales del Programa de Pastos Tropicales*. Cali, Colombia.
- Chapman, H.D. y P.F. Pratt. 1961. Potassium. In: *Methods of Analysis for Soils, Plants, and Waters*, Univ. Calif. Press., Div. Agric. Sci., pp. 175.
- Chung Sang Sang Long, G.M. 1971. Efecto de la orina depositada por vacas de pastoreo sobre la fertilidad del suelo. M.S. Tesis., Univ. Nacional, Bogotá, Colombia.
- Clark, F.E. y E.A. Paul. 1970. The microflora of grassland. *Adv. Agron.* 22: 375-435.
- Cole, C.V., J.G. Innis y J.W.B. Stewart. 1977. Simulation of phosphorus cycling in semi-acid grasslands. *Ecology*. 58: 1-15.
- Dale, M.B. 1970. Systems analysis and ecology. *Ecology*. 51: 1-6.
- Dawson, M.D. 1974. Recycling nitrogen and sulphur. *Sulphur Inst. J.* 2: 2-3.
- Dean, R., J.E. Ellis, R.W. Rice y R.E. Bement. 1975. Nutrient removal by cattle from a shortgrass prairie. *J. Appl. Ecol.* 12: 25-29.
- Denmead, O.T., S.R. Simpson y J.R. Freeney. 1974. Ammonia flux into the atmosphere from a grazed pasture. *Science*. 185 (4151): 609-610.
- Doak, B.W. 1952. Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine when voided on pasture. *J. Agr. Sci.* 42: 162-171.

- Floate, M.J.S. 1970. Decomposition of organic materials from hill soils and pastures. II. Comparative studies on the mineralization of carbon, nitrogen and phosphorus from soil. *Soil Biol. Biochem.* 2: 173-185.
- Gillard, P. 1967. Coprophagous beetles in pasture ecosystems. *J. Aust. Inst. Agric. Sci.* 33: 30-34.
- Handreck, K.A. y K.O. Godwin. 1970. Distribution in the sheep of selenium derived from ^{75}Se labelled ruminal pellets. *Aust. J. Agric. Res.* 21: 71-84.
- Hansard, S.L. y A.S. Mohammed. 1968. Maternal-fetal utilization of sulfate sulfur by the gravid ewe. *J. Nut.* 96: 247-254.
- Harmsen, G.W. y D.A. van Schreven. 1955. Mineralization of organic nitrogen in soil. *Adv. Agron.* 7: 300-398.
- Heady, H.F. 1975. *Rangeland Management*. McGraw Hill, Maidenhead, pp. 73-87
- Henzell, E.F. 1970. Problems in comparing the nitrogen economics of legume-based and nitrogen-fertilized pasture systems. *Proc. Xlth Int. Grassl. Congr. Surfers Paradise, Qd. Aust.*, pp. A112-A120.
- Henzell, E.F. 1977. Nitrogen nutrition of tropical pastures. In: P.J. Skerman Cell, *Tropical Forage Legumes - FAO*, Rome, pp. 86-96.
- Henzell, E.F. y D.O. Norris. 1962a. Processes by which nitrogen is added to the soil/plant system. *Bull. Com. Bureau Post. and Fld. Crops*, No. 46: 1-18.
- Henzell, E.F. y D.O. Norris. 1962b. A review of nitrogen in the tropics with particular reference to pastures. *Bull. Com. Bureau Post. and Fld. Crops*, No. 46: 1-18.
- Henzell, E.F. y P.J. Ross. 1973. The nitrogen cycle of pasture ecosystems. In: G.W. Buttler y R.W. Bailey (Eds.), *Chemistry and Biochemistry of Herbage*. Academic Press, London, pp. 227-244.
- Herriott, J.B.D. y D.A. Wells. 1963. The grazing animal and sward productivity. *J. Agr. Sci.* 61: 89-99.
- Herriott, J.B.D., D.A. Wells y J. Dilnot. 1959. The grazing animal and sward productivity. *J. Brit. Grassl. Soc.* 14: 191-198.
- Jansson, S.L. 1963. Balance sheet and residual effects of fertilizer nitrogen in a 6-year study with N^{15} . *Soil Sci.* 95: 31-37.
- Jeffers, J.N.R. 1978. *An Introduction to System Analysis: with Ecological Applications*. University Park Press, Baltimore, Maryland.

- Jones, M.B. 1964. Effect of applied sulfur on yield and sulfur uptake of various California drylands pasture species. *Agron. J.* 56: 235-237.
- Jones, M.J. y A.R. Bromfield. 1970. Nitrogen in the rainfall at Samaru, Nigeria. *Nature*, London, 227: 86.
- Jones, M.B., W.E. Martin y W.A. Williams. 1968. Behavior of sulfate sulfur and elemental sulfur in three California soils in lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 32: 535-540.
- Jones, M.G., J.E. Street, y W.A. Williams. 1974. Leaching and uptake of nitrogen applied to annual grass and clover-grass mixtures in lysimeters. *Agron. J.*, 66: 256-258.
- Jones, M.B., W.A. Williams y W.E. Martin. 1971. Effect of waterlogging and organic matter on the loss of applied sulfur. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 343-346.
- Jones, M.B. y R.G. Woodmansee. 1979. Biogeochemical cycling in annual grassland ecosystems. *The Botanical Rev.* 45 (2): 111-141.
- Kass, D.L., M. Drosdoff y M. Alexander. 1971. Nitrogen fixation by *Azotobacter paspoli* in associations with Bahiagrass (*Paspalum motatum*). *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 35: 286-289.
- Katznelson, J. 1977. Phosphorus in the soil-plant-animal ecosystem, an introduction to a model. *Ecologia*, 26: 325-334.
- Kilmer, V.J. 1974. Nutrient loser from grasslands through leaching and runoff. In: D.A. Mays (Ed.), *Forage Fertilization*. Am. Soc. Agron., pp. 341-359.
- Krantz, B.A., A.J. Ohlrogge y G.D. Scarseth. 1943. Movement of nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 8: 189-195.
- Lotero, J. 1966. The magnitude and duration of the effect of urine applied by grazing cattle on the N and K of pasture swards. Thesis Ph.D., University of North Carolina, U.S.A., 86 p. (Mimeografiada).
- Lotero, J., W.W. Woodhouse, Jr., y R.G. Petersen. 1966. Local effect on fertility of urine voided by grazing cattle. *Agron. J.* 58: 262-265.
- MacClusky, D.S. 1960. Some estimates of the areas of pasture fouled by the excreta of dairy cows. *J. Brit. Grassl. Soc.* 15: 181-188.
- Mays, D.A., S.R. Wilkinson y C.V. Cole. 1980. Phosphorus nutrition of forage. In: *The Role of Phosphorus in Agriculture*. Am. Soc. Agron., pp. 834-840.

- McKell, C.M. y W.A. Williams. 1960. A lysimeter study of sulfur fertilization of an annual-range soil. *J. Range Management*. 13: 113-117.
- McLachlan, K.D. 1968. Stocking rate and the superphosphate requirements of sown pasture on an acid soil. *Aust. J. Exp. Agr. Anim. Husb.* 8: 33-38.
- McLachlan, K.D. y B.W. Norman. 1966. Observations on the superphosphate requirements of two grazing experiments. *Aust. J. Exp. Agr. Sci. Anim. Husb.* 6: 22.
- Milford, R. y K.P. Haydock. 1965. The nutritive value of protein in subtropical pasture species grown in Southeast Queensland. *Aust. J. Exp. Agr. Sci. Anim. Husb.* 5: 13-17.
- Mishutin, E.N. y V.K. Shilnikova. 1969. The biological fixation of atmospheric nitrogen by free-living bacteria. *Soil Biology*. 65: 150.
- Morvie. A.W. 1966. Non-symbiotic nitrogen fixation in soil and soil-plant systems. *Soils and Fertilizers*. 29: 113-128.
- Mosse, B. 1981. Vesicular-arbuscular mycorrhiza research for tropical agriculture. *University of Hawaii Research Bulletin* 194.
- Mott, G.O. 1974. Nutrient recycling in pastures. In: D.A. Mays (Ed.), *Forage Fertilization*. Am. Soc. Agron., Madison, Wis., pp.323-339
- Nelson, W.L. 1968. Plant factors affecting potassium availability and uptake. In: V.J. Kilmer, S.E. Younts y N.C. Brady (Eds.), *The Role of Potassium in Agriculture*. Am.Soc.Agron., Madison, Wis., pp. 355-383.
- Newbould, P. 1978. Principles of nutrient cycling. In: M.J. Frissel (Ed.), *Cycling of Mineral Nutrients in Agricultural Ecosystems*.
- Norman, M.J.T. 1963. The pattern of dry matter and nutrient content changes in native pastures at Katherine, N.T. Aust, *J. Exp. Agr. Sci. Anim. Husb.* 3: 119-124.
- Norman, M.F.T y R. Wetselaar. 1960. Losses of nitrogen on burning native pasture at Katherine, N.T. *J. Aust. Inst. Agr. Sci.* 26: 272-273.
- Nutman, P.S. 1976. BP field experiments on nitrogen fixation by nodulated legumes. In: P.S. Nutman (Ed.), *Symbiotic Nitrogen Fixation by Plants*, Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 211-237.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.
- Ozanne, P.G. y M.W. Hower. 1971. The effects of grazing on the phosphorus requirement of an annual pasture. *Aust. J. Agr. Res.* 22: 81-92.

- Peterson, R.G., H.L. Lucas y W.W. Woodhouse. 1956. The distribution of excreta by freely grazing cattle and its effect on pasture fertility. I. Excretal distribution. *Agron. J.* 48: 440-444.
- Peterson, R.G., W.W. Woodhouse y H.L. Lucas. 1956. The distribution of excreta by freely grazing cattle and its effect on pasture fertility. II. Effect of returned excreta on the residual concentration of some fertilizer elements. *Agron. J.* 48: 444-449.
- Porter, L.K. y A.R. Grabbie. 1969. Fixation of atmosphere nitrogen by nonlegumes in wet mountain meadows. *Agron. J.* 61: 521-523. Porter, L.K., F.G. Viets y G.L. Hutchinson. 1972. Air containing nitrogen-15 ammonia: foliar absorption by corn seedlings. *Science*, 175: 759-761.
- Reid, R.L. y G.A. Jung. 1974. Effects of elements other than nitrogen on the nutritive value of forage. In: D.A. Mays (Ed.), *Forage Fertilization*. Am. Soc. Agron., pp. 410-416.
- Reusenauer, H.M. 1966. Mineral nutrients in soil solution. In: P.L. Altman y D.S. Dettmer (Eds.), *Environmental Biology*, Fed. Am. Soc. Exp. Biol., Bethesda, Md., pp. 507-508.
- Richardson, H.L. 1939. The N cycle in grassland soils with special reference to Rothamsted Park Grass Experiment. *J. Agr. Sci.* 28: 73-121.
- Ritchey, K.D. 1979. Potassium fertility in Oxisols and Ultisols of the humid tropics. *Cornell Int. Agr. Bull.* 37:17-23.
- Robinson, D.W. y G.A. Stewart. 1968. Protein digestibility in sheep and cattle in Northwestern Australia. *Aust. J. Exp. Agr. Anim. Husb.* 8: 419-424.
- Ross, P.J., A.E. Martin y E.F. Henzell. 1968. Gas lysimetry as a technique in nitrogen studies on the soil: plant: atmosphere system. *Trans. 9th. Int. Congr. Soil Sci.*, Adelaide, 2: 487-494.
- Russell, E.W. 1973. *Soil conditions and plant growth*. Longman, N.Y., p. 263.
- Saif, S.R. 1983. Respuesta de plantas forrajeras tropicales a las aplicaciones de roca fosfórica y micorriza en un oxisol no esterilizado. *Memorias de la "Conferencia Latinoamericana de Roca Fosfórica. Oct.10-15, 1983, Cochabamba, Bolivia. En imprenta.*
- Salter, M. y C.J. Schollenberger. 1939. *Farm manure*. Ohio Agr. Sta. Bull. 605: 69 p. Sanchez, P.A. 1981. *Suelos del tropico: Características y manejo*. IICA, San Jose, Costa Rica, p. 600.
- Sears, P.S., V.C. Goodall y R.P. Newbold. 1949. The effect of sheep droppings on yield and botanical composition of pasture. *N.Z.J. Sci.* 30: 231-250.

- Sears, P.S. y W.G. Thu-ston. 1953. Effect of sheep droppings on yield, botanical composition and chemical composition of pasture. III. Results of field trial at Lincoln, Canterbury, for the years 1944-1947. N.Z.J. Sci. Techn. Ser. A. 34: 445-459.
- Seay, W.A., O.J. Attow y E. Troug. 1949. Correlation of potassium content of alfalfa with that available in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 14: 245-249
- Shaw, W.M. y B. Robinson. 1960. Reaction efficiencies of liming materials as indicated by lysimeter leachate composition. Soil Sci. 89: 209-218.
- Spain, J.M. 1979. Establecimiento y manejo de pastos en los Llanos Orientales de Colombia. pp. 181-190. En: L.E. Tergas y P.A. Sánchez, Eds. Producción de Pastos en Suelos Acidos de los Trópicos. CIAT, Cali, Colombia.
- Spain, J.M. 1981. Agricultural potential of low activity clay soils of the humid tropics. Proceedings, Fourth International Soil Classification Workshop. SSMS-USDA, Washington, D.C.
- Stewart, B.A., L.K. Porter y F.G. Viets. 1966. Effect of sulphur content of straws on rates of decomposition and plant growth. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30: 355-358.
- Sympson, J.R. 1968. Loss of urea nitrogen from the surface of pasture soils. Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci., Adelaide, 2: 459-466.
- Terman, G.L. y S.E. Allen. 1970. Leaching of soluble and slow-release N and K fertilizers from Lakeland and under grass and fallow. Proc. Soil Crop Sci. Soc., Florida, 30: 130-140.
- Till, A.R. 1975. Sulphur cycling in grazed pastures. In: K.D. McLachlan (Ed.), Sulphur in Australasian Agr., Sydney University Press, pp. 68-73.
- Till, A. y P.E. May. 1970. Nutrient cycling in grazed pastures. II. Further observations with (³⁵S). Gypsum Aust. J. Agr. Res. 21: 253-260.
- Till, A.R., P.F. May e I.W. McDonald. 1970. The use of tracer techniques to study the sulfur cycle in grazed pastures. Symposium on Sulfur in Nutrition, Avi Publishing Co., Westport, Conn., pp. 182-195.
- Tisdale, S.L. y W.L. Nelson. 1970. Fertilidad de los suelos y fertilizantes. Montaner y Simon, S.A., Barcelona, Espana, pp. 310-316.
- Vicente-Chandler, J., F. Abruna, R. Caro-Costas, J. Figarella, S. Silva y R.W. Pearson. 1974. Intensive grasslands management in the humid tropics of Puerto Rico. Univ. Puerto Rico, Agr. Exp. Sta. Bull. pp. 223.

- Waite, R., W.B. MacDonal y W. Holmes. 1951. Studies on grazing management. III. The behavior of dairy cows grazing under the close-folding and rotational system of management. *J. Agr. Sci.* 41: 163-178.
- Walker, T.W. 1957. The sulphur cycle in grassland soils. *J. Brth. Grassl. Soc.*, 12(1)
- Walker, T.W., H.D. Orchiston y A.F. Adams. 1956. The nitrogen economy of grass-legume associations. *J. Brit. Grassl. Soc.* 9: 249-274.
- Watkins, B.R. 1954. The animal factor and levels of nitrogen. *J. Brit. Grassl. Soc.* 9: 35-46.
- Watkins, B.. 1957. The effect of dung and urine and its interactions with applied nitrogen, phosphorus and potassium on the chemical composition of pasture. *J. Brit. Grassl. Soc.* 12: 264-278.
- Watson, E.R. y P. Lapins. 1969. Losses of nitrogen from urine on soils from South-western Australia. *Aust. J. Exp. Agr. Anim. Husb.* 9: 85-91.
- Webster, J.R., J.B. Waide y B.C. Patten. 1979. Nutrient recycling and the stability of ecosystems. In: H.H. Shugart y R.V. O'Neill (Eds.), *Systems Ecology*. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc., Pennsylvania, pp. 136-159.
- Whitehead, D.C. 1966. Nutrient minerals in grassland herbage. *Comm. Agr. Bur. Mem. Pub. No. 1*, Farnham Royal, England.
- Whitney, A.S. y Y. Kanehiro. 1967. Pathways of nitrogen transfer in some tropical legume-grass associations. *Agron. J.* 59: 585-588.
- Wilkinson, S.R. y R.W. Lowrey. 1973. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: G.W. Butler y R.W. Bailey (Eds.), *Chemistry and Biochemistry of Herbage*. Academic Press, London, pp. 247-325.
- Williams, C.H., C.M. McKell y J.N. Reppert. 1964. Sulfur fertilization of an annual-range soil during years of below normal rainfall. *J. Range Management*, 17: 1-5.
- Wolton, K.M. 1963. An investigation into the simulation of nutrient returns by the grazing animal in grassland experimentation. *J. Brit. Grassl. Soc.* 18: 213-219.
- Woodmansee, R.G. 1978. Addition and losses of N in grassland ecosystems. *Bioscience*, 28: 448-453.