

DISTRIBUCION DE LAS FORMAS INORGANICAS DEL NITROGENO EN LOS FLUJOS HIDRICOS DE UN AGROECOSISTEMA TROPICAL

DISTRIBUTION OF INORGANIC NITROGEN ON THE HYDROLOGICAL FLOWS OF A TROPICAL AGROECOLOGICAL SYSTEM

Infante, Carmen*^a, López Hernandez, Danilo*, Medina, Ernesto**^a, Escalante, Gladys**

**Universidad Central de Venezuela, Instituto de Zoología Tropical, Apartado Postal 47058,
Caracas 1041-A, Venezuela*

***Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Centro de Ecología y Ciencias Ambientales,
Apartado Postal 21827, Caracas 1020-A, Venezuela.*

RESUMEN

Se estimaron los flujos de nitrógeno inorgánico (NO_3^- y NH_4^+) en la deposición atmosférica total (seca y húmeda), escurrimiento foliar y percolación en un agroecosistema de caña de azúcar, ubicada en la región de San Felipe (Venezuela). Para el año 1985, las entradas por deposición atmosférica fueron de $26,3 \text{ kg N ha}^{-1}$, casi exclusivamente en forma de amonio. En las aguas de escurrimiento foliar se registró una disminución significativa del amonio y un aumento del nitrato. Se detectó lavado foliar de nitrato ($4,2 \text{ kg N ha}^{-1}$) y retención de amonio ($16,2 \text{ kg N ha}^{-1}$). En total la cantidad de N que ingresa al suelo para el año 1985 fue de $14,3 \text{ kg N ha}^{-1}$. La forma iónica predominante en las aguas de lixiviación fue el nitrato. Por lixiviación salen del agroecosistema $5,1$ y $0,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ al año en forma de nitrato y amonio, respectivamente.

En comparación con flujos de N medidos en otros ecosistemas las entradas por precipitación se consideran elevadas, posiblemente debido a los efectos combinados de la emisión de gases nitrogenados a la atmósfera de las industrias petroquímicas cercanas, la alta actividad agrícola y pecuaria en la zona, y la quema de grandes extensiones del cultivo previo a la cosecha. Las salidas por lixiviación resultaron relativamente bajas, lo cual puede ocurrir si existe una alta incorporación radical por el cultivo. El balance de nitrógeno en el agroecosistema es positivo, superando la entrada por precipitación a las pérdidas por lixiviación.

ABSTRACT

The present study measured inorganic nitrogen flux in bulk precipitation, throughfall and leaching in a tropical sugar cane agroecosystem, located near San Felipe, Yaracuy State, Venezuela. For 1985, the dry and wet deposition inputs were $26.3 \text{ kg N ha}^{-1}$ which is almost entirely due to ammonium. Nitrate throughfall water concentration was increased and ammonium concentration decreased with respect to the rainfall concentration. The amount of nitrate leached by foliage was $4,2 \text{ kg ha}^{-1}$ and the absorbed ammonium was $16,2 \text{ kg ha}^{-1}$. The total $\text{N}(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)$ inputs into soil were $14,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ year. Annual leaching losses were $5,1$ and $0,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ as nitrate and ammonium, respectively.

The nitrogen inputs for wet and dry deposition were high compared to other ecosystems. This is probably due to the high local agricultural activity, burning of large sugar cane crops in the area, and the nearby petrochemical industry activity. The leaching outputs were low, due to high root uptake. The net balance was positive with precipitation inputs being higher than the losses due to leaching.

^aDirección actual: INTEVEP, S.A. Centro de Ecología, Tecnología y Control, Apartado Postal 76343. Caracas 1070A, Venezuela

INTRODUCCION

Las entradas de nitrógeno (amonio + nitrato) vía precipitación son consideradas de importancia en la economía del N en ecosistemas naturales, no así en los agroecosistemas, donde estos aportes pueden ser insignificantes en comparación con los requeridos para la producción de cultivos (Stevenson 1982). No obstante, en ciertas zonas, las contribuciones suelen ser importantes como consecuencia de las actividades agrícolas y pecuarias, cercanía al mar y a centros industriales (Sanhueza 1982; Soderlund 1981).

El nitrógeno disuelto en el agua de lluvia puede ser retenido por las hojas de cultivo, en cuyo caso ocurre una absorción o fertilización natural (Alcock y Morton 1985). También puede extraerse N del cultivo por escurrimiento foliar, con lo cual se incorpora más nitrógeno al suelo del presente en el agua de lluvia. La magnitud del lavado foliar depende de la edad, estado fisiológico y fenológico, composición y morfología de la vegetación, así como de la frecuencia, duración e intensidad de la precipitación (Tukey 1970).

⁴ En el suelo, el nitrógeno puede ser perdido principalmente bajo la forma de nitrato; las formas amoniacal y orgánica presentan menor movilidad (Khanna 1981). Las cantidades lixiviadas varían dependiendo de las propiedades físico-químicas del suelo, así como del clima de la región. En áreas tropicales se estima que las pérdidas de nitrógeno son siempre mayores que en las zonas templadas, sin embargo, esto sólo parece ocurrir cuando la pluviosidad es alta (> 2000 mm al año) y se trata de un suelo de alta permeabilidad y baja capacidad de intercambio catiónico (Ng Kee Kwong y Deville 1984; Omoti et al, 1983). En algunos estudios se han registrado bajas pérdidas en zonas tropicales con alta precipitación (> 3000 mm) en comparación con ecosistemas de zonas templadas o incluso tropicales que reciben menor precipitación (Ng Kee Kwong y Deville 1984). Los estudios cuantitativos de las transferencias de nitrógeno mineral en el agua, entre las fases atmósfera-planta-suelo en agroecosistemas tropicales, son escasos.

El presente estudio aporta información, sobre las entradas de N mineral atmosférico (deposición seca y húmeda) su variación al ser interceptada por el

cultivo (absorción y lavado foliar) así como las pérdidas por lixiviación en un agroecosistema tropical (caña de azúcar).

MATERIALES Y METODOS

El estudio se desarrolló en la hacienda Santa Fé, de la región de San Felipe (Edo. Yaracuy, Venezuela) en las coordenadas 10° 29' 44" Norte y 68° 31' 44" Oeste, situada a 70 m.

Se seleccionaron 4 parcelas de 300 m² c/u, dentro de un área experimental de 4,5 ha cultivado con *Saccharum officinarum*. Dos de las parcelas estaban sembradas con la variedad PR 1028 y las otras dos con la V 58-4. La realización de este estudio abarcó parte de la 2da. y 3ra. soca.

El suelo del área pertenece al orden Mollisol, Haplaquoll, franca fina, isohipertérmica, moscovítica montmorrilonítica, caolínica (J.L. Berroterán, comunicación personal). Presenta una textura franco-limosa a limosa en los primeros horizontes, pH de 7,4 y mediana a alta CIC, con un contenido de N entre 0,1 y 0,2%.

El clima de la zona se caracteriza por ser húmedo, con altas precipitaciones anuales (1400- 1600 mm) y una temperatura promedio de 26,5° C. Se presenta un período húmedo de aproximadamente 9 meses desde Mayo a Enero y un período seco muy corto de Febrero a Abril (Ovalles 1983).

Los muestreos de la deposición atmosférica total (seca y húmeda), escurrimiento foliar (agua interceptada por el cultivo) y percolación se realizaron semanalmente desde Junio 1984 a Enero 1985 y de Abril a Diciembre 1985, para un total de 17 meses. La época de cosecha y quema del cultivo impidió tomar muestra durante los meses de Febrero y Marzo de 1985.

Características de los recolectores empleados

a. Deposición atmosférica total

Los colectores de lluvia (deposición seca + húmeda), consistían de un embudo plástico (Cloruro de Polivinilo, PVC) de 18,5 cm de diámetro interno, ubicado a 4,5 m de altura mediante un soporte metálico. El embudo se conectó a una botella de

plástico (polietilentereftalato, PET) mediante una manguera de plástico. La capacidad del envase recolector era de 2 litros. Se instalaron 5 recolectores, distribuidos al azar en las cuatro parcelas.

b. Escurrimiento foliar

Para recoger el agua que escurre o pasa a través del cultivo, se utilizó el mismo tipo de botella empleado en la recolección de muestra de agua de lluvia. En este caso el embudo se sitúa a 30 cm del nivel del suelo y se conecta directamente a la botella de plástico. Se instalaron 20 recolectores repartidos al azar entre y sobre las hileras del cultivo.

Los embudos utilizados en los recipientes para lluvia y escurrimiento foliar, presentaban en su interior una fina malla de 0,1 mm de apertura que impedía la entrada de insectos y otros animales o restos vegetales a la muestra.

c. Percolación

Se utilizaron 10 lisímetros libres de tensión (modificados del modelo de Jordan 1968) ubicados al azar a 30 cm de profundidad. Estos consistían en un envase plástico (PET) de 23 cm de largo y 12,4 cm de diámetro. En la parte superior se colocaba un embudo del mismo material que el resto del envase, el cual se cubría con lana de vidrio y una malla de 0,5 cm de apertura. Este diseño facilitaba la entrada de agua e impedía el paso de partículas de suelo al interior del recipiente.

Para extraer el agua del lisímetro se utilizó una pequeña bomba de vacía manual, la cual se conectaba al interior del lisímetro por medio de una manguera plástica. Esta muestra era utilizada para los análisis de N mineral. El volumen de agua de percolación fue estimada mediante balances hídricos (Porte et al. 1972). Por ello se elaboraron balances hídricos diarios para la zona durante el período de muestreo. Los detalles del mismo se reportan en (Infante 1988).

Procesamiento de las muestras

a. Tratamiento previo al análisis químico

Las muestras de agua se recogieron semanalmen-

te. Antes de las 24h después de la recolección, se medía el pH y se agregaba acetato fenil mercúrico 0,01% en dioxano, en una proporción de 1 ml por litro de muestra.

Seguidamente eran filtradas con filtros de fibra de vidrio (0,45 μ m). Posteriormente las muestras se unían obteniendo una muestra compuesta representativa de un mes para cada recolector, las cuales se almacenaban bajo refrigeración (10°C) hasta el momento del análisis.

b. Análisis químico

Se determinaron las concentraciones de nitrógeno, como amonio y nitrato en cada una de las muestras de agua, mediante métodos colorimétricos. En el caso del nitrato, el método se basa en la reducción del ion por una columna de cadmio; el nitrito resultante reacciona con sulfanilamida bajo condiciones ácidas para formar un compuesto que finalmente produce un color púrpura rosado, el cual es leído a 520 nm (Technicon Auto Analyzer II, 1973).

Las concentraciones de $N-NO_3$ y $N-NH_4^+$ en cada una de las aguas muestreadas, multiplicado por el volumen correspondiente, da un estimado de los flujos de nitrógeno en el agroecosistema.

c. Análisis estadístico

Se realizaron comparaciones entre niveles de amonio y nitrato (concentración y flujos) entre compartimientos (atmósfera-planta-suelo) y dentro de un mismo compartimiento (por ejemplo, niveles de amonio-nitrato en escurrimiento foliar) mediante análisis de varianza de una vía. Los mismos se efectuaron con el programa SPS diseñado para la microcomputadora Apple IIS+TH. El nivel de confianza establecido fue $P < 0,01$.

RESULTADOS Y DISCUSION

Deposición atmosférica total (seca y húmeda)

La forma iónica predominante en el agua de precipitación la constituyó el amonio. La concentración promedio fue de 1,29 ppm, presentándose los máximos en el mes de septiembre para ambos años de muestreo (1,75 y 3,28 ppm para el año 1984 y 1985 concentraciones de N-amonio fueron mayores

que en el año 1984. Igualmente las tasas de deposición resultaron mayores para los meses del año 1985. Estas diferencias deben estar relacionadas con condiciones atmosféricas particulares en cada caso. Variaciones similares han sido encontradas por

Alcock y Morton, 1985, en la localidad de Ascot (Berkshire, Inglaterra). Los autores registran un incremento de 5,8 a 20 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en dos años consecutivos de medición.

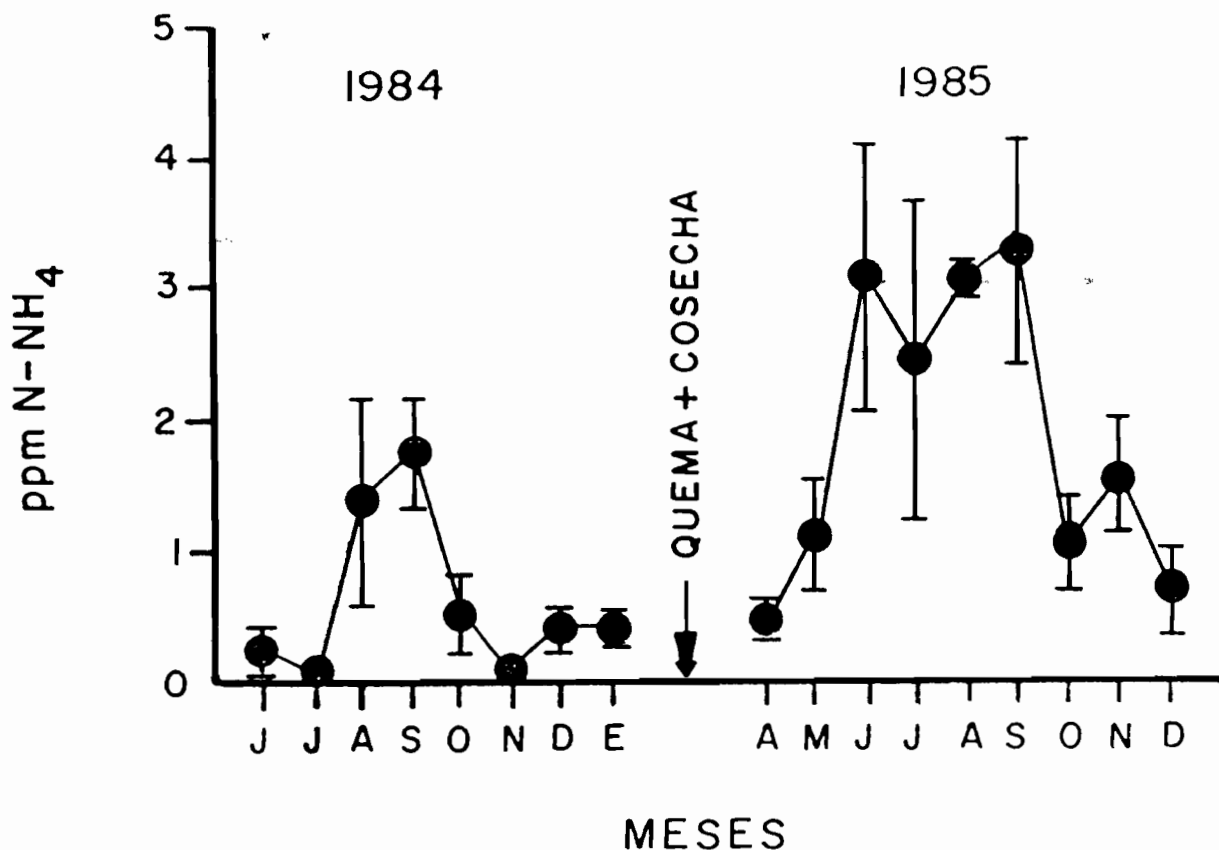


Figura 1. Concentración de N-NH₄ en la deposición atmosférica total (seca y húmeda).

El nitrato representó una fracción muy pequeña en el agua de lluvia; solamente para los meses de agosto y septiembre se detectó nitrato dentro del intervalo de sensibilidad del método. En este caso, la concentración estuvo por debajo de 0,03 ppm, por lo que los flujos resultaron muy bajos (<0,06 kg N ha⁻¹ al mes, Tabla 1). Cabe señalar que el pH de la solución en la deposición total (seca y húmeda) estuvo entre 3,9 y 4,5, por lo que la actividad microbiana pudo estar reducida al mínimo.

La alta proporción de amonio en las aguas de lluvia puede deberse a varios factores que actúan en conjunto: a) cercanía de la zona al mar, en donde los

productos de descomposición de la materia orgánica pueden liberar amoníaco a la atmósfera; b) emisión de gases nitrogenados a la atmósfera de las industrias petroquímicas cercanas al área de estudio; c) alta actividad agrícola y pecuaria en la zona, lo cual induce a pérdidas gaseosas de N como amoníaco. Estos factores han sido reiteradamente señalados en la literatura como fuentes de amonio a la atmósfera, el cual es reciclado en las lluvias (Sanhueza 1982; Soderlund 1981). Es conocido también que en ciertos ecosistemas se ha presentado una predominancia del amonio sobre el nitrato (Herrera y Jordan 1981; Timmons y Dylla 1983).

Tabla 1. Flujos hídricos (mm) y transferencia de nitrógeno (kg N ha⁻¹ mes⁻¹)

| | E | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | TOTAL |
|---------------------------------------|------|---------|---------|------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| Deposición atmosférica (secay húmeda) | | | | | | | | | | | | | |
| mm | 27,1 | 24,1 | 47,8 | 173 | 154,2 | 33,2 | 111,8 | 231,3 | 146,4 | 230,7 | 216,1 | 356,1 | 1751,8 |
| N-NH ₄ | 0,12 | 0,31(1) | 0,62(1) | 0,90 | 1,74 | 1,03 | 2,75 | 7,17 | 4,80 | 2,45 | 1,82 | 2,53 | 26,2 |
| N-NO ₃ | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,06 |
| Escurremientto foliar | | | | | | | | | | | | | |
| mm | 9,0 | 12,1 | 43,7 | 165 | 118,4 | 18,0 | 44,4 | 140,2 | 75,8 | 132,4 | 86,7 | 274,4 | 1124,3 |
| N-NH ₄ | 0,03 | 0,03(2) | 0,62 | 1,04 | 1,30 | 0,32 | 0,47 | 1,53 | 0,76 | 1,18 | 0,61 | 2,09 | 9,98 |
| N-NO ₃ | 0,06 | 0,08(2) | 0,00 | 0,31 | 0,17 | 0,05 | 0,17 | 0,39 | 0,80 | 0,50 | 0,65 | 1,10 | 4,28 |
| Lixiviación | | | | | | | | | | | | | |
| mm | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 16,8 | 69,7 | 0,00 | 0,00 | 104,8 | 6,5 | 83,3 | 69,6 | 270,9 | 627,6 |
| N-NH ₄ | | | | 0,01 | 0,02 | | | 0,09 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 0,19 |
| N-NO ₃ | | | | 0,02 | 1,27 | | | 2,9 | 30,0 | 10,1 | 10,16 | 0,62 | 5,12 |

(1) Valores estimados, utilizando la concentración promedio para los 17 meses de muestreo

(2) Valores estimados, utilizando la concentración del mes que precede (enero)

Tabla 2. Deposición atmosférica (seca y húmeda) de N inorgánico

| Localidad | kg N ha ⁻¹ año ⁻¹ | Referencia |
|--------------------------------------|---|-------------------------|
| Noroeste de E.U. Minnesota | 5,0 | Timmons y Dylla (1983) |
| E.U. Campo Branck | 7,2 | Kelly (1988) |
| E.U. Campo Creer | 7,3 | Kelly (1988) |
| E.U. Manhattan Kansas | 12,0 | Seastedt (1985) |
| Venezuela Amazonas (Caatinga) | 21,0 | Herrera y Jordan (1981) |
| Venezuela Amazonas (Tierra firme) | 11,0 | Jordan et al (1982) |
| Venezuela San Felipe | 26,3 | Presente estudio |

No se registró un patrón definido entre precipitación y concentración de N-amonio durante la época de muestreo. Igualmente los flujos mensuales no presentaron una relación clara y definida con la pluviosidad (Tabla 1). Se presentaron períodos de alta y baja precipitación (194,8 y 33,2 mm), con similares tasas de deposición: 1,07 y 1,03 kg ha⁻¹ para los meses de Octubre del 1984 y Junio del 1985, respectivamente. En este último mes, la relativa alta concentración de N-amonio (3,08 ppm), aún cuando la precipitación fue baja (33,2 mm), da por resultado una tasa de deposición de nitrógeno relativamente alta.

Los resultados encontrados son coherentes con lo señalado en la literatura. En áreas que reciben poca precipitación, las tasas de deposición son bajas, aun cuando la concentración del elemento en el agua de lluvia sea alta (Allen et al. 1968; Soderlund 1981). Las variaciones también dependen de momento en que se presenten las lluvias. Kellman (1982) en Honduras, registra mayores aportes de N en los primeros días de lluvia al comienzo de la estación húmeda, pero no encuentra relación alguna en los

meses sucesivos. Alcock y Morton (1985) y Henderson et al. (1977), encuentran una correlación negativa entre precipitación y concentración del elemento, lo cual sugiere que pequeñas cantidades de lluvia son suficientes para lavar los nutrientes de la atmósfera, por lo que las lluvias subsiguientes presentan concentraciones mucho más bajas.

La entrada total de nitrógeno (amonio- nitrato) fue de 26,3 kg N ha⁻¹ para el año 1985. Este valor resulta superior a los registrados para zonas templadas, posiblemente debido a la mayor pluviosidad que se presenta en los trópicos (Tabla 2). Dentro de los ecosistemas tropicales, el valor es ligeramente superior al indicado por Herrera y Jordan (1981), para la vegetación de Caatinga (Venezuela).

Escurrecimiento foliar

Tanto la concentración como los flujos de amonio en las aguas de escurrecimiento foliar, resultaron menores que en la deposición atmosférica. La concentración promedio de amonio en el escurrecimiento foliar fue de 0,77 ppm, presentándose el máximo

valor en el mes de Junio del 1985 a partir del cual se registra una disminución paulatina (Fig. 2a). Para el año 1984, las concentraciones fueron menores como una consecuencia de la menor concentración en el agua de lluvia. En efecto, se registró una correlación positiva ($r=0,88 P<0,01$) entre concentración de amonio en las aguas de escurrimiento foliar y de precipitación.

El flujo para el año 1985 fue de $9,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabla 1). Comparando este valor con la entrada de N-amonio vía deposición atmosférica, se estima una retención por el cultivo de $16,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}$. Esta retención podría considerarse como una absorción o fertilización natural a nivel de las hojas del cultivo de caña, aun cuando no se demuestra que sea incorporado o asimilado por la planta. Igual información se ha señalado en la literatura (House et al. 1984). De la misma manera, en cultivos de caña de azúcar se ha empleado la fertilización foliar, encontrándose que la úrea puede ser absorbida por las hojas del cultivo (Wittwer 1972).

La concentración de N-NO_3 en el agua de escurrimiento foliar fue en promedio $0,49 \text{ ppm}$,

experimentando un incremento significativo con relación a los niveles en la deposición atmosférica (Fig. 2b). Igualmente, los flujos resultaron mayores en las aguas de escurrimiento foliar. La concentración, al igual que los flujos mensuales, mostraron una relación positiva con la edad del cultivo. A medida que las hojas envejecen, se hacen más susceptibles a pérdidas por lavado, por lo cual, el flujo de nitrato incrementa con el desarrollo del cultivo. Los resultados coinciden con lo señalado por Tukey (1970), el cual indica que las pérdidas por lavado de un nutriente dependen de la edad de las hojas, siendo generalmente pequeñas cuando jóvenes e incrementan con la madurez hasta alcanzar un máximo durante la senescencia.

La incorporación de nitrato al suelo, proveniente del escurrimiento foliar, fue de $4,3 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$ para el año 1985, mientras que el aporte por deposición atmosférica fue aproximadamente de $0,1 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabla 1). Estos resultados indican un lavado foliar de $4,2 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$ para ese año. El lavado foliar de NO_3^- ha sido reseñado en la literatura por varios autores (Adams y Attiwill 1986; Eaton et al. 1973; House et

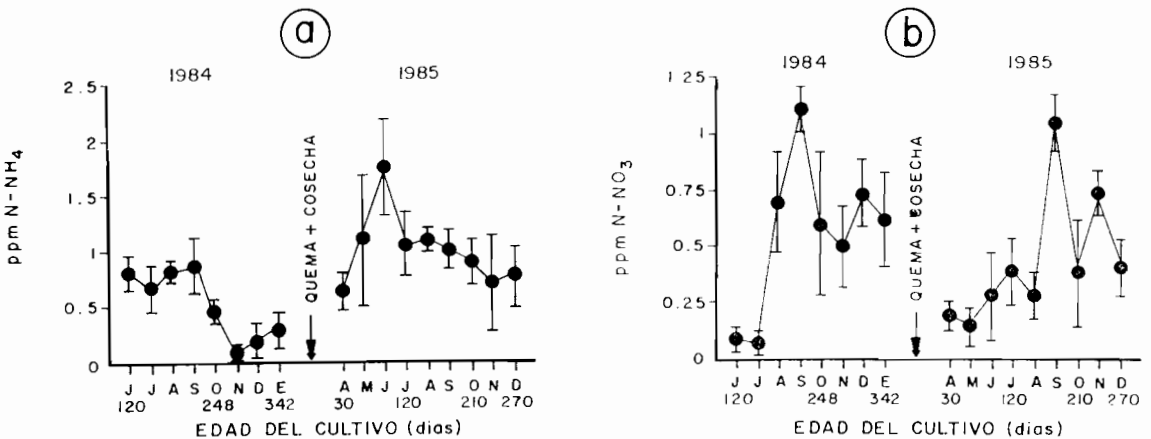


Figura 2. Concentración de nitrógeno en el escurrimiento foliar.

DISTRIBUCION DE LAS FORMAS INORGANICAS DEL NITROGENO

al. 1984); sin embargo, otros han sugerido una absorción del ion por la vegetación (Seastedt 1985; Stinner et al. 1984).

De la cantidad de N-amonio que ingresa al agroecosistema por deposición atmosférica, sólo un 36% llega al suelo, ya que el resto es retenido por las hojas del cultivo. Con el nitrato prácticamente el

100% de la cantidad que ingresa al suelo proviene de un lavado foliar, ya que los aportes por deposición atmosférica son insignificantes.

La cantidad total de N proveniente del escurrimiento foliar fue de 14,3 kg N ha⁻¹ al año, valor que se encuentra dentro del margen reportado en otros tipos de ecosistemas (Tabla 3).

Tabla 3. N inorgánico en aguas de escurrimiento foliar

| Localidad | Ecosistema | kg N ha ⁻¹ año ⁻¹ | Referencia |
|-----------------------------------|------------------------------|---|-------------------------|
| E.U. Manhattan-Kansas | Pradera de Gramíneas | 2,7-5,0 | Seasted (1985) |
| Venezuela-Amazonas | Bosque lluvioso-Tierra firme | 25,3 | Jordan et al. (1982) |
| Venezuela-San Carlos de Río Negro | Bosque Caatinga | 8,8 | Herrera y Jordan (1982) |
| Venezuela-San Felipe | Cultivo de caña | 14,3 | Presente estudio |

Lixiviación

El nitrato fue la forma predominante en las aguas de lixiviación (Fig. 3). No se observó relación alguna entre concentración y flujos de nitrato con el agua que egresa del sistema por percolación. De esta manera, períodos de mayor percolación no estuvieron asociados con mayores pérdidas por lixiviación. Los resultados coinciden con lo encontrado por Ng y Deville (1984) para zonas tropicales.

La concentración promedio del N-nitrato fue de 0,99 ppm, valor que se encuentra por debajo del señalado por otros autores. Bergstrom y Brink (1986) registraron valores en el orden de 1,35-6,80 ppm, a un nivel de fertilización de 150 kg N ha⁻¹. Kissel et al. (1974) registraron valores de 5 y 12 ppm antes y después de aplicar fertilizantes al suelo. En agroecosistemas de labranza convencional y con mínima labranza, Stinner et al. (1984) señalan 7,87 y 4,58 ppm, respectivamente.

Como consecuencia de la baja concentración de nitrato en las aguas de percolación, los flujos mensuales y la pérdida total anual (5,3 kg N ha⁻¹, Tabla 4) son bajos, aun cuando sobre el sistema se aplican dosis importantes de fertilizantes nitrogenados. Suponemos que existe una alta tasa de nitrificación

en estos suelos (Infante 1988). Las pérdidas por desnitrificación pueden considerarse bajas, ya que las épocas donde las condiciones del suelo favorecerían el proceso, la producción de nitratos es baja. Por otra parte se determinó que estos suelos tienen la capacidad de fijar y liberar cantidades apreciables de amonio, el cual se supone proviene de la fertilización (Infante 1988). Esto, en conjunto con la aplicación del fertilizante en dosis repartidas, probablemente permite una reducción de las pérdidas por lixiviación en este agroecosistema. Es sabido que la repartición o división del fertilizante nitrogenado reduce las salidas por lixiviación (Arora y Juo 1982).

En la literatura se indica que las pérdidas de N por lixiviación son significativas en sistemas fertilizados (Groffman et al. 1986; sin embargo, son muchos los casos donde las pérdidas son bajas. Al respecto en plantaciones de cacao en Brasil, Santana y Cabal-Rosand (1982) encontraron que las cantidades de nitrato lixivadas en áreas fertilizadas son bajas y menores a las registradas en el área no fertilizada. Se atribuyó este hecho a un gran desarrollo del sistema radicular, específicamente de raicillas en un área fertilizada, lo cual permitía una mayor incorporación de N a la planta, disminuyendo así las pérdidas por lixiviación.

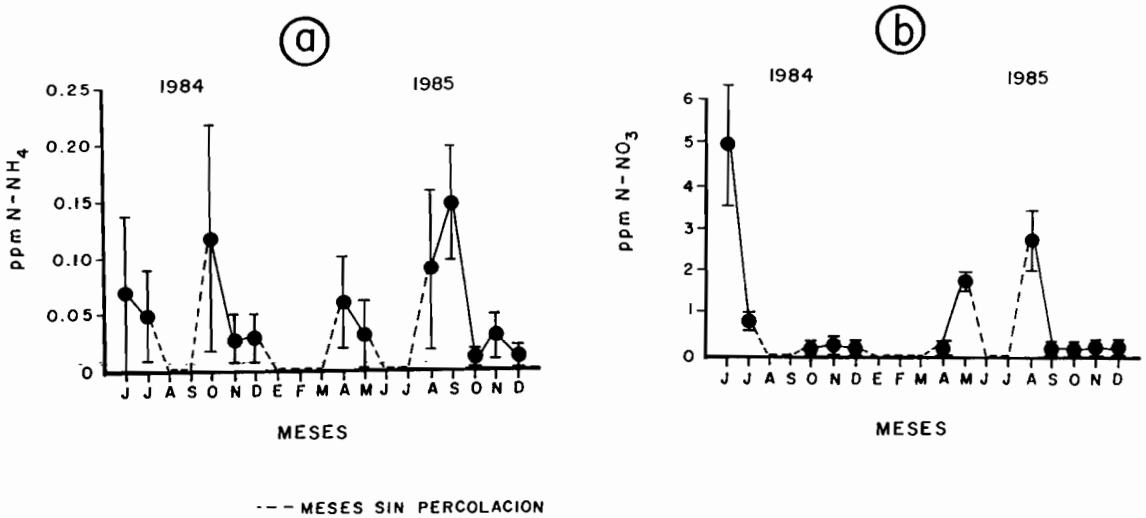


Figura 3. Concentración de nitrógeno en las aguas de percolación.

Tabla 4. N inorgánico en aguas de lixiviación.

| Localidad | Cultivo del suelo | Textura (cm) | Profundidad $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ | N Lixiviado | Referencia |
|----------------------|--------------------------|------------------------------|---|-------------|---|
| Nigeria | Palma | Arenosa | 60 | 54 | Omoti et al. (1983) |
| E.U.A. | Maíz | Franco Arenosa | 120 | 29-112 | Timmons y Dylla (1983) |
| E.U.A. | Sorgo Soya Centeno | Franco Arcilla Arenosa | 60 | 5-19 | House et al (1984) Stimer et al (1984) |
| Islas Mauricios | Caña de Azúcar | Arcillosa | 30 | 3,1-20,5* | Ng Kee Kwong y Deville (1984) |
| San Felipe Venezuela | Caña de Azúcar | Franco Limosa | 30 | 5,3 | Presente estudio |

* Promedio para un suelo rocoso y no rocoso, respectivamente.

En cultivos de caña de azúcar de Islas Mauricio, Ng y Dabille (1984) atribuyen las bajas pérdidas de nitrato a la inmovilización biológica del fertilizante. Los autores señalan que este hecho ocasiona que aun en zonas con más de 3000 mm de precipitación promedio anual, las pérdidas no sean mayores a las registradas para zonas templadas o incluso para zonas tropicales de menor precipitación.

En el presente estudio, las pérdidas de nitrato por lixiviación aparentemente no representan problema en relación con la economía del fertilizante y contaminación de aguas subterráneas.

Balance de N en el agroecosistema

Se puede establecer el balance de N considerando las entradas al sistema por deposición atmosférica y las salidas por lixiviación. En este caso el balance es positivo (véase tabla 5). En el compartimiento suelo-planta se acumulan 21,0 kg N ha⁻¹ año⁻¹. De esta cantidad anualmente 9,0 kg N ha⁻¹ quedan en el suelo y 12,0 kg de N ha⁻¹ son retenidos por la vegetación cuando la precipitación es interceptada. Es importante destacar que, aun cuando se trata de un agroecosistema, el balance es positivo. Por lo general, cuando se establece el balance de N tomando en

cuenta sólo las entradas por precipitación y las salidas por lixiviación, el balance es positivo para los ecosistemas naturales y negativo para los agroecosistemas. En el caso de los ecosistemas naturales, las pérdidas por lixiviación son bajas y menores a las entradas por precipitación; ejemplos de éstos se encuentran citados en el trabajo de Jordan et al. (1982) para bosques tropicales y de las zonas templadas.

Por el contrario, para los agroecosistemas, el balance es negativo dado que siempre se ha señalado el proceso de lixiviación de gran magnitud en las salidas de N del agroecosistema y al mismo tiempo, las entradas por precipitación se han considerado insignificantes. Lamentablemente son pocos los estudios realizados en agroecosistemas tropicales donde se evalúen, tanto las entradas como las salidas de N en los flujos hídricos; los estudios que existen son más bien de procesos aislados o no presentan un registro completo que permitan obtener los flujos anuales.

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, es posible encontrar balances positivos de N en agroecosistemas, siempre que existan pérdidas reducidas por lixiviación y entradas significativas por precipitación.

Tabla 5. Balance de nitrógeno en el agroecosistema de caña de azúcar. Valores en kg N ha⁻¹ año⁻¹.

| | N-NO ₃ | N-NH ₄ ⁺ | Total |
|---|-------------------|--------------------------------|-------|
| Deposición atmosférica | 0,1 | 26,2 | 26,3 |
| Escurrimiento foliar | 4,3 | 10,0 | 14,3 |
| Lixiviación | 5,1 | 0,2 | 5,3 |
| | Entradas | Salidas | |
| Balance en sistema suelo-planta | 26,3 | 5,3 | 21,0 |
| Balance en sistema planta (parte aérea) | 26,3 | 14,3 | 12,0 |
| Balance en sistema suelo | 14,3 | 5,3 | 9,0 |

BIBLIOGRAFIA

- ADAMS, M.A., y P.M. ATTIWILL 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia. I. Nutrient cycling and nitrogen turnover. *Plant and Soil* 92: 319-339.
- ALCOCK, M.R., y J.R. MORTON, 1985. Nutrient content of throughfall and stemflow in woodland recently established on heath land. *Journal of Ecology* 73: 625-632.
- ALLEN, S.E., A. CARLISLE, E.J. WHITE y C.C. EVANS 1968. The plant nutrient of rainwater. *Journal of Ecology* 52: 497-504.
- ARORA, Y., y A.S.R. JUO 1982. Leaching of fertilizer ions in a kaolinitic Ultisol in the high rainfall tropics: leaching of nitrate in field plot under cropping and bare fallow. *Soil Science Society American Journal* 46: 1212-1218.
- BERGSTROM, L., y N. BRINK 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. *Plant and Soil* 93: 333-345.
- EATON, J.S., G.E. LIKENS, y F.H. FORMANN 1979. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 61: 495-508.
- GROFFMAN, P.M., G.J. HOSE, P.F. HENDRIX, D.E. SCOTT y D.A. CROSSLEY, Jr. 1986. Nutrient Cycling as affected by interactions of components in a Georgia Piedmont Agroecosystem. *Ecology* 67: 80-87.
- HENDERSON, G.S., W.F. HARRIS, D.E. TODD y T. GRIZZARD 1977. Quantity and chemistry of throughfall as influenced by forest type and season. *Journal of Ecology* 65: 365-374.
- HERRERA, R., y C.F. JORDAN 1981. Nitrogen cycle in a tropical Amazonian Rain Forest: The Caatinga of low mineral nutrient status, p. 493-505. *En: Clark, F.E. and T. Rosswall. (Eds). Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecological Bulletins N° 33. Stockholm.*
- HOUSE, G.J., B.R. STINNER, D.A. CROSSLEY Jr., y E.P. ODUM 1984. Nitrogen cycling in conventional and no-tillage agro-ecosystems: Analysis of pathways and processes. *Journal Applied of Ecology* 21: 991-1012.
- INFANTE, C. 1988. Ciclo del nitrógeno en un cultivo de caña de azúcar (San Felipe, Estado Yaracuy). Tesis Doctoral, Universidad Central de Venezuela.
- JORDAN, C.F. 1968. A simple tension-free lysimeter. *Soil Science* 105: 81-86.
- JORDAN, C., W. CASKEY, G. ESCALANTE, R. HERRERA, F. MONTAGNINI y C. UHL 1982. The nitrogen cycle in a "Tierra Firme" rainforest on oxisol in the Amazon Territory of Venezuela. *Plant and Soil* 67: 325-332.
- KELLMAN, M. 1982. Temporal variability in Atmospheric Nutrient Influx to a tropical ecosystem. *Biotropica* 14: 1-9.
- KELLY, J.M. 1988. Annual elemental Input/Output estimates for two forested watersheds in Eastern Tennessee. *Journal Environmental Quality* 17: 463-468.
- KISSEL, D.E., J.T. RITCHIE y E. BURNETT 1974. Nitrate and chlo ride leaching in a swelling clay soil. *Journal Environmental Quality* 4: 401-404.
- KHANNA, P.K. 1981. Leaching of nitrogen from terrestrial ecosystem patterns. *Mechanisms and Ecosystem Responses*, p. 343-352. *En: Clark, F.E. y Rosswall, T (Eds), Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecological Bulletins, Stockholm.*
- NG KEEKWONG, K.F., y J. DEVILLE 1984. Nitrogen leading from soils cropped with sugarcane under the humid tropical climate of mauritius. *Indian Ocean. Journal Environmental Quality* 13: 471-474.
- OMOTI, U., D.O., ATAGA y A.E. ISENMILA 1983. Leaching losses of nutrients in oil palm plantations determined by tension lysimeters. *Plant and Soil* 73: 365-37.
- OVALLES, O. 1983. Informe técnico sobre aspectos edafológicos, climatológicos y agroeconómicos de la zona de caña del área de influencia del central Río Yaracuy. Informe Técnico N° 20. Mimeografiado pp. 86. Central Azucarero, Río Yaracuy.
- RUSSEL, A.E., y J.J. EWEL 1985. Leaching from a tropical andepto during big storms: a comparison of three methods. *Soil Science* 139: 181-189.
- SANHUEZA, E. 1982. The role of the atmosphere in nitrogen cycling. *Plant and Soil* 67: 61-71.
- SANTANA, M.B.M. y P. CABALA-ROSAND 1982. Dynamics of nitrogen in cacao. *Plant and Soil* 67: 271-281.
- SEASTEDT, T.R. 1985. Canopy interception of nitrogen in bulk precipitation by annually burned and unburned tallgrass prairie. *Oecologia* 66: 88-92.
- SODERLUND, R. 1981. Dry and wet deposition on nitrogen compounds, p. 123-130. *En: Clark, F.E. y Rosswall, T. (Eds), Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecological Bulletins N° 33. Stockholm.*
- STEVENSON, F.J. 1982. Origin and distribution of nitrogen in soil, p. 1-39. *En: Stevenson, F.J., J.M. Bremer, R.D. Hauck and D.R. KEENEY, (Eds), Nitrogen in agricultural soils. N° 22 in the agronomy series. American Society of Agronomy. Wisconsin. USA.*
- STINNER, B.R., D.A. CROSSLEY Jr, E.P. ODUM, R.L. TODD 1984. Nutrient budgets and internal cycling of N, P, K, Ca and Mg in conventional tillage, no-tillage and old field Ecosystems on the Georgia Piedmont. *Ecology* 65: 345-369.
- Technicon Auto Analyzer II 1973. Nitrate and nitrite in water wastewater. Technicon Industrial System. Tarrytown. N.Y.
- TIMMONS, D.R. y A.S. DYLLA 1983. Nitrogen inputs and outputs for a irrigated corn ecosystem in the northwest corn belt, p. 225- 244. *En: Lowrance R. et al. (Eds), Nutrient Cycling in Agricultural Ecosystems. The University of Georgia.*
- TUKEY, H.B. 1970. The leaching of substances from plants. *Annual Review Plant Physiology* 21: 305-322.
- WITTEWER, S.H., y F.G. TEUBNER. 1959. Foliar absorption of mineral nutrients. *Annual Review Plant Physiology* 10: 13-32.