



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México
Unidad Académica Mazatlán



**DINÁMICA DE NUTRIENTES EN UN CULTIVO AGRÍCOLA
EXPERIMENTAL CON RIEGO DE GRAVEDAD Y POR GOTEO:
FLUJO DE N Y P DESCARGADO A LOS CUERPOS DE AGUA
RECEPTORES**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de
Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

p r e s e n t a

IBQ. DULCE FABIOLA BORREGO BELMAR

Director de tesis:

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Comité tutorial:

**DR. CARLOS RENÉ GREEN RUIZ
DR. MARTIN MERINO IBARRA
DRA. LETICIA ROSALES HOZ
DR. MARTIN F. SOTO JIMÉNEZ**

Mazatlán, Sin., Enero de 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A Dios por darme los medios para desempeñarme en la vida

A mi Mamá por ser un ejemplo de vida, de lucha, de tenacidad, de amor, de fortaleza, de ganas de vivir y por ser como fue

A mi Papá por su amor, y su lucha constante por sacarnos adelante

A mis hermanos, por darme su amor, por prestarme sus oídos, por tenderme la mano cuando los necesito

A Luis, mi esposo, amigo, confidente, compañero, por ser como eres y demostrarme tu amor de mil maneras, Te amo

A mi hija, Angela, por llenar de luz y alegría mi vida

A mis amigos por estar ahí y ser parte de mi mundo, en especial a Fabi, Kory, Mafe, Mariana, Miguel, Paola, Paty, Pepe, Rodrigo, Yara

Al Dr. Federico Páez Osuna, por darme la oportunidad y la confianza de trabajar con él

A los Drs. Carlos Rene Green Ruiz, Martín Federico Soto Jiménez, Martín Merino Ibarra, Leticia Rosales Hoz por acceder a ser parte de mi comité tutorial

A la Sra. María Clara Ramírez Jáuregui por su apoyo incondicional en la búsqueda de bibliografía pero sobre todo por su calidez humana

Al matemático German Ramírez Reséndiz por su apoyo en la estadística y en todo lo que se le solicita

A la Sra. Herlinda Rojas Virgen por su apoyo con trámites escolares y por su amistad

A la M.C. Korinthia López Aguiar, por su apoyo con las técnicas de laboratorio

Al Químico Humberto Bojorquez Leyva, por su apoyo en el trabajo de laboratorio

Dedico este trabajo a quienes con su apoyo hicieron posible su realización Luis Ricardo Martínez Félix, Nadia Margarita Borrego Belmar y a mis Padres

8.6.1 Nitrógeno total en biomasa - cosecha	65
8.6.2 Fósforo total en biomasa - cosecha	67
8.7 Balance de masas	69
8.7.1 Flujos de N y P en el sistema de riego por gravedad	72
8.7.2 Flujos de N y P en el sistema de riego por goteo	74
8.7.3 Balance de masas de nitrógeno	76
8.7.4 Balance de masas de fósforo	78
8.8 Producción de grano de maíz	80
9. Conclusiones	84
10. Literatura citada	86

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Microorganismos involucrados en la fijación biológica de N	9
Tabla 2. Concentraciones de nitrógeno y fósforo de los diferentes tipos de cultivo	30
Tabla 3. Tasa de fertilización aplicada en el estudio	37
Tabla 4. Cantidad de agua aplicada en el riego por goteo y niveles de nitrógeno aplicado por tratamiento	38
Tabla 5. Características de las técnicas analíticas utilizadas en este estudio	43
Tabla 6. Volumen de agua aplicado (m ³ /ha) en el sistema de riego por gravedad	48
Tabla 7. Aportación de nutrientes en el agua de riego a lo largo del ciclo de cultivo en el sistema de riego por gravedad	49
Tabla 8. Aporte derivado de la precipitación y contenido de N y P en el agua de lluvia recolectada a lo largo del ciclo de cultivo	51
Tabla 9. Flujos de N y P suministrados a través del agua de lluvia a lo largo del ciclo de cultivo para los dos sistemas de riego	52
Tabla 10. Flujos de salida de N y P a través del escurrimiento superficial del riego por gravedad a lo largo del ciclo de cultivo en el sistema de riego por gravedad (g/ha)	54
Tabla 11. Balance de nitrógeno en los dos sistemas de riego estudiados y para las tres dosis de fertilización.	77
Tabla 12. Balance de fósforo en los dos sistemas de riego estudiados y para las tres dosis de fertilización.	79
Tabla 13. Producción del cultivo (ton/ha)	81
Tabla 14. Estimado de nitrógeno y fósforo exportados al ambiente para producir 1 tonelada de grano de maíz	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación esquemática del ciclo del nitrógeno	8
Figura 2. Representación del ciclo del fósforo en suelo, agua, planta y animales	17
Figura 3. Distribución de los elementos químicos que constituyen las plantas	20
Figura 4. Representación de la distribución del diseño del experimento	36
Figura 5. Puntos de muestreo a lo largo del surco o la cama de siembra	40
Figura 6. Puntos de muestreo en el perfil del suelo en el sistema de riego por gravedad	40
Figura 7. Colocación del gotero y puntos de muestreo en el perfil del suelo en el sistema de riego por goteo	41
Figura 8. Nitrógeno y fósforo aportados por el agua de riego en el sistema de riego por goteo	50
Figura 9. División del agua superficial	55
Figura 10. Interacción entre los efectos de riego y dosis de fertilizante aplicada de nitrógeno total en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final) en los dos sistemas de riego y para las tres dosis de fertilización	58
Figura 11. Efecto de los dos sistemas de riego sobre el contenido de nitrógeno en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha	58
Figura 12. Efecto de la dosis de fertilización sobre el contenido de nitrógeno en el suelo antes de la adición de fertilizante y después de la cosecha	59
Figura 13. Interacción entre los efectos de riego y dosis de fertilizante aplicado de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final) en los dos sistemas de riego y para las tres dosis de fertilización	61
Figura 14. Efecto de los dos sistemas de riego sobre el contenido de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha	61
Figura 15. Efecto de la dosis de fertilización empleada en el contenido de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha	62
Figura 16. Interacción del contenido de fósforo en el suelo entre los efectos de riego y dosis de fertilizante aplicado de nitrógeno total en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final) en los dos sistemas de riego y para las tres dosis de fertilización.	63
Figura 17. Efecto de los dos sistemas de riego sobre el contenido de fósforo en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha	64
Figura 18. Efecto de la dosis de fertilización empleada en el contenido de fósforo en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha	64
Figura 19. Contenido de nitrógeno total en la biomasa cosechada (fruto, tallo, espiga y hojas) para las diferentes dosis de fertilización y los dos sistemas de riego	66
Figura 20. Efecto del sistema de riego en el contenido de nitrógeno total de la biomasa cosechada	66
Figura 21. Efecto de la dosis de fertilización en el contenido de nitrógeno total de la biomasa cosechada	67
Figura 22. Contenido de fósforo total en la cosecha para las diferentes dosis de fertilización y los dos sistemas de riego	68
Figura 23. Efecto del sistema de riego en la concentración de fósforo total de la biomasa cosechada	68
Figura 24. Efecto de la dosis de fertilización en el contenido de fósforo total de la biomasa cosechada	69
Figura 25. Balance de N para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por gravedad (kg N/ha), las letras en negritas indican los porcentajes cuando es considerado el nitrógeno total contenido en el suelo, las letras sin negritas indican los porcentajes cuando es considerado el contenido de nitrógeno	

	como nitratos en el suelo y las letras en cursiva indican los porcentajes sin considerar el contenido de nitrógeno en el suelo	73
Figura 26.	Balance de fósforo para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por gravedad (kg P/ha), las letras en negritas indican los porcentajes cuando es considerado el suelo, las letras sin negritas indican los porcentajes cuando es ignorado el suelo	74
Figura 27.	Balance de N para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por goteo (kg N/ha), las letras en negritas indican los porcentajes cuando es considerado el nitrógeno total contenido en el suelo, las letras sin negritas indican los porcentajes cuando es considerado el contenido de nitrógeno como nitratos en el suelo y las letras en cursiva indican los porcentajes sin considerar el contenido de nitrógeno en el suelo	75
Figura 28.	Balance de fósforo para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por goteo (kg P/ha), las letras en negritas indican los porcentajes cuando es considerado el suelo, las letras sin negritas indican los porcentajes cuando es ignorado el suelo	75

Resumen

El exceso de fertilización nitrogenada en las prácticas agrícolas constituye una importante fuente de contaminación difusa que contribuye al aumento de la concentración de nitratos en las aguas superficiales y subterráneas. La precisión en la dosificación de los fertilizantes, y la optimización de los sistemas de riego, son aspectos que deben ser tratados con el fin de minimizar los procesos de lixiviación de nutrientes hacia los acuíferos. Por su parte, el conocimiento de la dinámica de los nutrientes en los suelos agrícolas es un requisito indispensable para la obtención de balances de masas. Con el objetivo de analizar la dinámica del nitrógeno y el fósforo, se desarrolló un trabajo experimental de diciembre de 2004 a julio de 2005, en los terrenos de la facultad de agronomía de la Universidad Autónoma de Sinaloa, donde el suelo es de textura arcillosa. Se aplicaron tres riegos para el sistema de riego de gravedad y diez para el sistema de riego por goteo. El cultivo experimental fue de maíz blanco, se incluyeron tres niveles de fertilización nitrogenada (200, 300 y 400 kg/ha) y un nivel de fertilización fosfatada (60 kg/ha); en el cual se midieron los principales componentes de entrada y salida de nitrógeno y fósforo. Las concentraciones más altas de N total, nitratos y P total se encontraron en el agua subterránea. El sistema de riego por goteo tuvo mejores rendimientos que el sistema de riego por gravedad, la mejor dosis de fertilización en términos económicos para ambos riegos resultó ser la de 300 kg N/ha, sin embargo en términos de eficiencia tanto agrícola como ambiental fue las dosis de fertilización de 200 kg N/ha. En los balances de masas de nitrógeno realizados se encontró que para el sistema de riego por gravedad, ignorando el suelo; las pérdidas por volatilización y lixiviación más las perdidas por escurrimientos superficiales fueron de 20.7, 93.9 y 194.5 kg N/ha para las dosis de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. Considerando el contenido de nitratos en el suelo; la suma de las pérdidas por lixiviación, volatilización y escurrimientos fueron de 5.7, 21.9 y 170.5 kg N/ha para las dosis de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente. Considerando el contenido de nitrógeno total en el suelo las pérdidas de lixiviación, volatilización y escurrimientos fueron de 1368.7, 1569.9 y 1627.5 kg N/ha para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. Para el caso de riego por goteo, las pérdidas por lixiviación y volatilización de nitrógeno ignorando el suelo fueron de 10, 94 y 191 kg N/ha para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente. Considerando el contenido de nitratos en el suelo las ganancias por lixiviación y volatilización fueron de -102, -71 y -153 kg N/ha, lo que indica que hubo mineralización de los nutrientes del suelo. Considerando el contenido de nitrógeno total en el suelo las pérdidas por lixiviación y volatilización fueron de 1031, 979 y 1128 kg N/ha para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. En los balances de masas de fósforo se encontró que para el sistema de riego por gravedad, ignorando el suelo, las pérdidas por lixiviación y escurrimientos fueron de 18, 17 y 11 kg P/ha. Considerando el contenido de fósforo total en el suelo las ganancias fueron de -54, -710 y -311 kg P/ha para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg P/ha, lo que indica, que el suelo es enriquecido en fósforo al final del cultivo. Para el sistema de riego por goteo las pérdidas de fósforo por lixiviación cuando se ignora el suelo fueron de 12, 6 y 7 kg P/ha para las dosis de 200, 300 y 400 kg P/ha respectivamente, y considerando el contenido de nitrógeno en el suelo las pérdidas por lixiviación fueron 391, 263 y 123 kg P/ha para las dosis de 200, 300 y 400 kg P/ha, respectivamente.

1. INTRODUCCION

El enriquecimiento de nutrientes que exhiben las aguas dulces sigue siendo uno de los problemas más serios que enfrenta el manejo de las aguas superficiales. Las medidas efectivas de remediación/conservación requieren de conocimiento preciso tanto cuantitativo como cualitativo de las fuentes de nutrientes, mecanismos de transporte, transformación y dinámica (espacial y temporal) de las diferentes formas de nitrógeno y fósforo.

La concentración de nutrientes en ríos son de gran importancia para la ecología de estos mismos, pero el transporte fluvial de nutrientes es también relevante para los cuerpos de agua que lo reciben después: lagos, estuarios, lagunas y mares cerrados. La determinación cualitativa y cuantitativa de los nutrientes es requerida para caracterizar y predecir los sistemas responsables. Como consecuencia, es necesario efectuar estimaciones precisas de las pérdidas de nutrientes hacia las cuencas de drenaje, así como la identificación de los principales factores que controlan la contribución del medio terrestre. En áreas rurales, la contribución de N y P como una fuente difusa toma una particular importancia. Resoluciones a escalas espaciales y temporales apropiadas son requeridas para identificar correctamente las principales fuentes de nutrientes y los principales factores involucrados en el transporte de tales elementos.

La contaminación de aguas subterráneas por nitratos es un problema global y comúnmente es asociado con orígenes difusos tales como la agricultura intensiva (Spalding y Exner, 1993). El exceso en la utilización de fertilizantes, puede producir un incremento de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas. Estas aguas subterráneas ricas en nitratos, pueden causar problemas de salud a animales y humanos, o contribuir a la eutrofización de los cuerpos de agua receptores (McLay et al., 2001).

Altas cantidades de N son regularmente adicionadas en los suelos de los sistemas de producción agrícola en Norteamérica y Europa occidental. Esto ha conducido a considerables problemas ambientales tales como la eutrofización de aguas terrestres y costeras y a una depresión potencial de la capa de ozono en la estratosfera. Por lo anterior, diversas prácticas de agricultura han sido desarrolladas, todas con la meta principal de reducir las emisiones nocivas de N a un mínimo. Para que tales prácticas sean efectivas, necesitamos que se comprendan no solo los procesos de transformación del N, sino también la cantidad de interacciones de los componentes del ciclo del N (Ritter y Bergstrom, 2001).

Entre los principales problemas ambientales generados por la aplicación de fertilizantes en las prácticas agrícolas, el de mayor trascendencia es la contaminación del agua por nitratos (Mateo, 1999). Las alteraciones que se producen por contaminación sobre los recursos biológicos y en los ecosistemas acuáticos, así como los diversos usos a que se destina el agua, son de gran importancia. Las altas concentraciones de compuestos de nitrógeno en las aguas produce el fenómeno conocido como eutrofización, que causa trastornos negativos en el equilibrio de los organismos presentes en el agua y en la calidad de esta última. La ingesta de nitratos y nitritos, de agua contaminada para beber, puede inducir metahemoglobinemia en humanos por la reducción de nitratos a nitritos, bajo condiciones anaeróbicas en el tracto digestivo, y el subsecuente bloqueo de la capacidad de carga de oxígeno de la hemoglobina, resultando en metahemoglobina.

Además, aunque no se ha podido demostrar claramente las relaciones causales, un excesivo contenido en nitratos en el agua para consumo humano pueden ser graves ya que también tiene un papel potencial en el desarrollo de cáncer en el tracto digestivo a través de la contribución bacteriana en la formación de compuestos del nitrógeno tales como las nitrosaminas, que es uno de los agentes carcinógenos más potentes conocidos en mamíferos (Camargo y Alonso, 2006). Al igual que ocurre

con otras prácticas agrícolas, gran parte de los efectos negativos de la fertilización se deben a una realización incorrecta de la misma. Por lo tanto, la pérdida de nitratos por lixiviación del suelo, representa además de un riesgo de contaminación de las aguas, un despilfarro económico gravoso para el agricultor.

El fósforo (P) es un nutriente mayoritario importante en la producción agrícola y los ecosistemas naturales. Este es esencial para todas las formas de vida y no tiene efectos tóxicos. El fósforo es un elemento esencial requerido por todas las plantas para su crecimiento ya que es uno de los nutrientes mayoritarios de ellas, el fósforo también es un importante nutriente en la dieta de los animales y contribuye a su crecimiento, mantenimiento y producción. Por estas razones la adición de fósforo en el suelo y en la dieta de los animales es necesaria. Aún cuando se aplica por debajo de las buenas prácticas de manejo, este puede resultar en un exceso de P disponible para moverse del área de producción agrícola, especialmente en áreas donde son usados los desechos animales como fertilizantes (Sharpley et al., 1996). Además de estos importantes papeles en la producción agrícola, el P tiene una importante influencia en el crecimiento y la combinación de ambos ecosistemas naturales altiplanicies y humedales. Esto es especialmente cierto en ecosistemas que tienen desarrollado condiciones específicas donde el P es el nutriente limitante para el crecimiento de la planta (Campbell y Edwards, 2001).

La presencia de P en los cuerpos de agua superficiales es reconocida como un problema significativo de la calidad del agua en muchas partes del mundo. Algunas formas de P se encuentran disponibles. Si estas formas son llevadas a las aguas superficiales, pueden resultar condiciones eutróficas que impactan severamente la calidad del agua. Las entradas de fósforo pueden incrementar la productividad biológica de los sistemas acuáticos, cambiando en ellas las especies de plantas o, limitando en ellas el uso para pesquerías, recreación, industria o agua para beber (Campbell y Edwards, 2001).

Los impactos del P en los sistemas acuáticos dependen de muchos factores y de las relaciones entre la cantidad de plantas, agua, suelo y fósforo. Más comúnmente, el fósforo es el nutriente que limita el crecimiento en los sistemas acuáticos de agua dulce (Daniel et al., 1996). El fósforo es un elemento que naturalmente se encuentra en los suelos. Este elemento está presente en diferentes formas en el suelo, principalmente en formas no disponibles para las plantas. Estas formas de P pueden ser clasificados como fósforo particulado y disuelto (Sharpley, 1995). El P orgánico representa cerca del 50% del total de P en los suelos y varía típicamente entre el 15 y 80%; (en la mayor parte de los suelos, el fósforo orgánico se puede encontrar como fosfolípidos y fosfonúcleotidos) (Havlin et al., 1999).

Las estrategias efectivas para controlar el fósforo dependen en gran medida de su destino y transporte en el agua. Los manejos efectivos del fósforo para la calidad del agua implican dos acciones fundamentales: (1) limitar las entradas de P al sistema a través de un uso más eficiente, y (2) minimizando el transporte del P fuera del sitio por el uso de técnicas de manejo, llamadas también buenas practicas de manejo (BMPs por sus siglas en ingles), para reducir la cantidad de P llevado por el agua. A diferencia del caso de N, las pérdidas de P no ocurren en forma gaseosa (Campbell y Edwards, 2001).

En los estados de Sinaloa y Sonora la agricultura es el principal contribuyente de carga ambiental de N y P, aportando entre 56.9% y 80.9% del N y entre 73.3 y 33.8 % del P, respectivamente (Páez-Osuna, 2001). La costa del noroeste de México está caracterizada por la presencia de una vasta zona de agricultura, donde se cultivan principalmente, trigo, maíz, arroz, soya, caña de azúcar y hortalizas. Estas actividades se han incrementado de manera significativa a partir de la segunda mitad del siglo XX, y debido a que la agricultura se ha desarrollado mayormente sobre la planicie costera, los estados costeros de eminente vocación agrícola, son los que más contribuyen con la carga de nutrientes. Sinaloa y Sonora comprenden cerca de

1' 680, 000 ha de tierras de irrigación que son intensivamente explotadas; el aporte anual estimado que proviene de la agricultura de estos dos estados es de 49,356 ton de N y 26,119 ton de P (Páez Osuna et al, 1999).

2. ANTECEDENTES

2.1. Eutrofización

La eutrofización es el enriquecimiento de nutrientes, principalmente N y P, en los ecosistemas acuáticos que conduce a florecimientos algales y a un aumento en la producción de materia orgánica, disminución de la transparencia del agua y a una fuerte demanda de oxígeno necesaria para descomponer los desechos orgánicos generados (Vollenweider, 1992). Los síntomas y manifestaciones normales de la eutrofización son: (1) el incremento en la producción de fitoplancton; (2) el aumento visible en la frecuencia de los florecimientos algales (*i.e.*, mareas rojas y espumas coloridas); y (3) el desarrollo masivo de comunidades algales sumergidas o flotantes acompañadas por el crecimiento bacteriano y fungal. Estas manifestaciones provocan en el agua una reducción de la transparencia, manchas, hediondez y zonas de bajo (hipoxia) o nulo (anoxia) contenido de oxígeno en las aguas del fondo, causando eventualmente la muerte de peces (Aubert, 1988).

Además, el material algal y los altos valores de pH pueden causar dermatitis y conjuntivitis, y la ingestión de las algas puede causar diarrea en personas sensibles. Los florecimientos algales al descomponerse conducen al agotamiento de las reservas de oxígeno de las masas de agua, lo que a su vez provoca una serie de problemas secundarios como la mortalidad de peces y la liberación de gases corrosivos y otras sustancias indeseables, como CO₂, CH₄, H₂S, NH₃, sustancias organolépticas (que dan sabor y olor), toxinas, ácidos orgánicos etc. (Vollenweider et. al., 1992). El problema de la eutrofización ha sido resaltado en años recientes a causa de que cada vez se manifiestan más florecimientos de fitoplancton tóxico en muchas áreas costeras del mundo (Valiela, 1995; Alonso-Rodríguez et al., 2000).

Tales florecimientos pueden provocar impactos significativos sobre el valor comercial y la calidad de los mariscos para el consumo humano, además, por ingestión de alimento marino contaminado se pueden producir intoxicaciones por DSP (envenenamiento tipo diarreico), NSD (envenenamiento neurotóxico), PSP (envenenamiento paralítico), ASP (envenenamiento amnésico) y ciguatera, siendo a veces letales para el hombre (Vollenweider, 1992).

Las causas más importantes que contribuyen a la eutrofización son el aporte excesivo y la acumulación de nutrientes en áreas de reducida circulación del agua, la tasa limitada de renovación y de mezclado vertical de la columna de agua que restringe la dispersión de nutrientes y el fitoplancton, la reducida disponibilidad de oxígeno para la respiración en las capas profundas (Vollenweider, 1992).

2.2. Nitrógeno

Este elemento se encuentra disuelto o en forma de particulado, que a su vez, se dividen en compuestos orgánicos e inorgánicos. Los principales compuestos inorgánicos son: nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), amonio (NH_4^+) y amoníaco (NH_3). También se encuentran pequeñas cantidades de óxidos del nitrógeno (N_xO), hidroxilamina (NH_2OH) e iones de hipónitrato ($\text{N}_2\text{O}_2^{2-}$). El problema con los compuestos de nitrógeno es que este elemento puede existir en 9 estados de oxidación diferentes, por lo que es difícil cuantificarlo en sus diferentes formas moleculares. Las formas orgánicas de nitrógeno son la urea (NH_2CONH_2), ácido úrico ($\text{C}_5\text{H}_4\text{N}_4\text{O}_3$) y aminoácidos ($\text{NH}_2\text{-CHR-COOH}$) (Millero, 1992).

El nitrógeno es uno de los nutrientes mayoritarios para todos los organismos vivientes y uno de los factores limitantes más importantes en los campos de cultivo. Por lo que se han emprendido esfuerzos considerables intentando aclarar todos los

procesos que controlan el ciclo del N en varios ecosistemas. La biogeoquímica del ciclo del N es muy compleja debido a sus múltiples estados de valencia, los cuales dependen del potencial de oxidación-reducción. Algunos procesos ocurren solo aeróbicamente y otros solo anaeróbicamente, son regulados en gran medida por procesos microbianos que se llevan a cabo en estructuras de suelo complejas (Ritter y Bergstrom, 2001).

El ciclo del N en el sistema suelo-planta-ambiente (Figura 1) involucra muchas transformaciones del N entre formas orgánicas e inorgánicas. El ciclo del N puede ser dividido en entradas o ganancias de N, salidas o pérdida de N y el ciclo del N dentro del suelo, donde el N es ganado o perdido. Excepto la combustión y la fijación industrial, todas estas transformaciones ocurren naturalmente (Havlin et al., 1999).

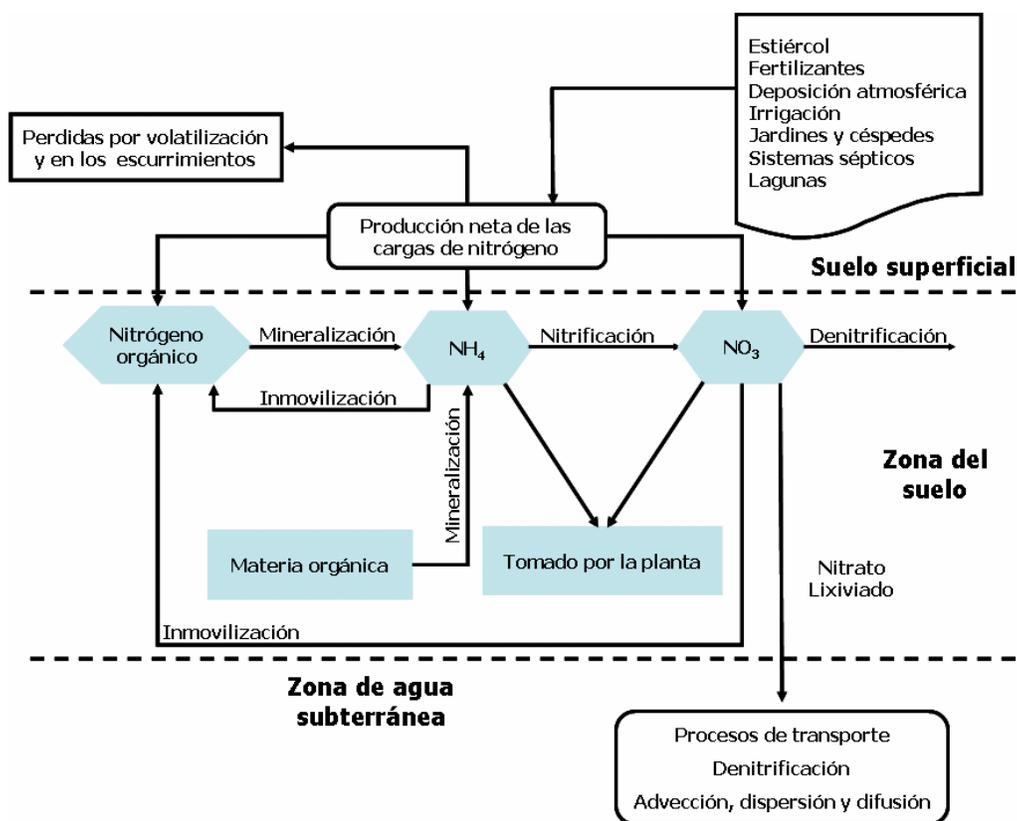


Figura 1. Representación esquemática del ciclo de nitrógeno (Almasri, 2007).

Sin embargo, la influencia humana afecta estos procesos a través de las actividades del manejo de cultivos y del suelo. Las plantas normalmente contienen de 1 a 5% de N, este es absorbido por las raíces de las plantas generalmente bajo las formas de NO_3^- y NH_4^+ (Havlin et al., 1999).

Fijación del nitrógeno molecular

Fijación biológica asimbiótica. Muchos organismos tienen la habilidad de fijar N_2 atmosférico (Tabla 1). Estimaciones de la fijación biológica anual en el mundo se encuentran en el intervalo de 130 a 180 X 10^6 toneladas métricas, de las cuales cerca de la mitad de esta cantidad es fijada por *Rhizobium*. La fijación de N en el suelo es también llevada a cabo por ciertas bacterias que se encuentran viviendo libres y algas verde azules. Las algas verde azules son autótrofas, requieren solamente luz, agua, CO_2 y los elementos minerales esenciales, estas son normalmente abundantes en suelos bien drenados (Havlin et al., 1999).

Tabla 1. Microorganismos involucrados en la fijación biológica de N (Havlin et al., 1999).

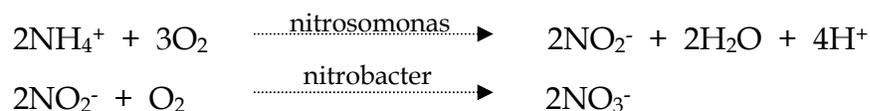
Organismos	Propiedades generales	Uso en Agricultura
<i>Azotobacter</i>	Aeróbicos, fijadores libres, viven en el suelo, agua rizosfera (área que envuelve a la raíz) y en la superficie de las hojas	Los propósitos benéficos para los cultivos no han sido confirmados; Efecto hormonal en la raíz y crecimiento de la planta
<i>Azospirillum</i>	Micro aeróbicos, fijadores libres o encontrados en asociación con raíces de céspedes	Uso potencial en el incremento de campos de céspedes; cultivos de inoculación benéfica
<i>Rhizobium</i>	Fijadores de N en simbiosis de Leguminosas- <i>Rhizobium</i>	Cultivos de leguminosas son beneficiados por inoculación
<i>Actinomyces</i> , <i>Frankia</i>	Fijadores de N en simbiosis con no leguminosas bosque de árboles - <i>Aliso</i> , <i>Myrica</i> , <i>Casuarina</i>	Potencialmente importante en la reforestación y producción de bosques
Algas verde azules <i>Anabaena</i>	Contienen clorofila, como en las plantas superiores acuáticas y terrestres	Incrementan la producción de arroz

Fijación biológica simbiótica. Bacterias simbióticas (*Rhizobium*) fijan N₂ en nódulos presentes en las raíces de leguminosas. Este N puede ser utilizado por la planta hospedadora, excretado de los nódulos dentro del suelo y puede ser usado por otras plantas cercanas o liberados como nódulos o residuos descompuestos de leguminosas después las plantas muertas lo incorporan al suelo (Havlin et al., 1999).

Fijación no biológica. El nitrógeno puede ser arrastrado directamente al suelo por las aguas de lluvia como NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, óxidos de nitrógeno (N₂O), y nitrógeno orgánico (Havlin et al., 1999). La presencia natural de NO₃⁻ de la atmósfera ha sido atribuida a la formación de este durante las descargas eléctricas atmosféricas pero estudios recientes sugieren que solo (cerca del 10 al 20% del NO₃⁻ en el agua de lluvia proviene de esta fuente). El remanente viene de gases resultantes por la quema de combustibles fósiles, emisiones de suelos agrícolas y ganaderos. El amonio proviene en gran parte de sitios industriales donde el NH₃ es usado o producido. El amonio también escapa (volatilización) de la superficie del suelo. El N orgánico acumulado, como residuos orgánicos divididos finamente, es arrastrado hacia la atmósfera desde la superficie de la tierra.

Nitrificación

Este proceso se refiere a la oxidación del ión amonio a nitrato. Se desarrolla en dos etapas. En un primer paso, el ión amonio es oxidado a nitrito. Esta reacción es catalizada por bacterias nitrosomonas que son autótrofas. En la segunda fase el nitrito pasa a nitrato por la acción de la bacteria nitrobacter, de acuerdo con las reacciones:



La fuente de NH_4^+ puede ser la mineralización de N orgánico o estar contenida en los fertilizantes. Ambas reacciones requieren O_2 molecular por tal motivo estas se llevan a cabo en suelos bien aireados. Como la nitrificación es un proceso microbiano, las condiciones ambientales del suelo ejercen influencia sobre la tasa de nitrificación. Generalmente los factores ambientales que se encuentran favoreciendo el crecimiento de las plantas son los que también favorecen la actividad de las bacterias nitrificantes. Los factores que contribuyen a la nitrificación en el suelo son la adición de NH_4^+ , la población de organismos nitrificantes, el pH del suelo, la aireación del suelo, la humedad del suelo y la temperatura (Havlin et al., 1999).

Denitrificación

Cuando los suelos comienzan a saturarse de agua se produce un empobrecimiento en oxígeno y algunos organismos anaeróbicos tienen la capacidad de obtener el oxígeno de los nitratos y nitritos con liberación simultánea de nitrógeno gaseoso y de óxido nitroso. El camino biogeoquímico más probable en esta pérdida es:



Las bacterias responsables de la denitrificación pertenecen a los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus* y *Paracoccus*. Diversas autótrofas también se encuentran involucradas en la denitrificación incluidas *Thiobacillus denitrificans* y *T. thioparus*. Grandes poblaciones de organismos denitrificantes existen en el suelo arable y son más numerosos en la proximidad de la raíz de las plantas.

Los factores que afectan la denitrificación son la materia orgánica presente, la humedad del suelo, la aireación, el pH, la temperatura y el nivel y forma de N inorgánico (Havlin et al., 1999), a continuación se describen dichos factores:

1. Humedad. El agua contenida en el suelo es uno de los más importantes factores que determina las pérdidas por denitrificación. Las bacterias nitrificadoras permanecen activas en condiciones bastante secas pero son inactivas en suelos inundados.
2. Aireación. La formación de NO_3^- y NO_2^- depende grandemente de la presencia de oxígeno. La denitrificación procede solamente cuando el O_2 suministrado es más bajo que los requerimientos de los microorganismos.
3. El pH del suelo. El suelo acidificado puede influenciar la denitrificación, las bacterias responsables son sensibles a valores de pH bajos. La denitrificación es pasada por alto en suelos con valores de pH igual 5 pero muy rápida en suelos con valores de pH altos.
4. Temperatura. La denitrificación es muy sensible a la temperatura del suelo, incrementando rápidamente en un intervalo de 2 a 25°C. La denitrificación puede llevarse a cabo a tasas menores cuando la temperatura es incrementada en un intervalo de 25 a 60°C. Esta es inhibida a temperaturas por encima de los 60°C.
5. Nivel y forma de N orgánico e inorgánico. La denitrificación ocurre a medida que las bacterias del suelo oxidan los residuos orgánicos. Mayores cantidades de residuos en combinación con bajos niveles de oxígeno en el suelo aumentan las reacciones de denitrificación y las pérdidas de N. Altas concentraciones de NO_3^- incrementan las tasas de denitrificación y ejercen una fuerte influencia en las tasas de N_2O a N_2 relacionadas con la denitrificación.

Mineralización – Inmovilización

La mineralización del nitrógeno es el proceso a través del cual el N orgánico, el cual es el constituyente mayor de N en el sistema terrestre, es convertido a nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$). Este proceso es principalmente realizado por los microorganismos. El subsecuente destino de $\text{NH}_4\text{-N}$ en el suelo depende de diversos

factores bióticos y abióticos y de los procesos que compiten por la disponibilidad de $\text{NH}_4\text{-N}$ (e.g., nitrificación y lo que toma la planta). Estos procesos dan como resultado niveles muy bajos de $\text{NH}_4\text{-N}$ en los suelos agrícolas cultivados. En muchos casos las concentraciones de nitrógeno amoniacal son menores a 5 mg N/kg de suelo (Bowen y Smith, 1981).

La inmovilización del N es la conversión del N inorgánico (NH_4^+ o NO_3^-) a N orgánico y es básicamente el reverso de la mineralización (Havlin et al., 1999). La relación de carbono/nitrógeno de un sustrato además de la descomposición de microorganismos es determinante para la mineralización o inmovilización del N en el suelo (Jansson y Pearson, 1982). Si el sustrato tiene una relación de C/N baja, el exceso de N puede estar disponible y estar relacionado con el $\text{NH}_4\text{-N}$. La mineralización neta (diferencia entre mineralización e inmovilización) ocurre principalmente por la materia orgánica del suelo. En la descomposición reciente de materia orgánica, en la cual el N está concentrado dentro de la biomasa microbiana y posteriormente son productos de la descomposición de esta, el carbono es mineralizado a CO_2 . La liberación de $\text{NH}_4\text{-N}$ de los microorganismos es resultado del catabolismo de sustratos de nitrógeno tales como aminoácidos cuando estos son asimilados en exceso a la demanda de crecimiento (Alexander, 1977).

Volatilización de amonio

La volatilización de amonio hacia la atmósfera es un proceso complejo controlado por una combinación de factores biológicos, químicos y físicos (Freney et al., 1981). Ejemplos de tales factores es el balance entre amonio-amoniaco, el cual es afectado por el valor de pH; la presencia o ausencia de plantas; la velocidad del viento; y la concentración de amonio en el espacio de aire adyacente a la superficie del suelo.

La principal fuente de la volatilización de amonio de la agricultura es el excremento de animales. De hecho, un promedio del 50% del nitrógeno excretado por las granjas de animales es usado en la agricultura intensiva esta relacionado a la atmósfera directamente de graneros de animales durante el almacenamiento, la pastura, y después de la aplicación del estiércol al suelo. Sin embargo, cantidades substanciales de amonio emitidas a la atmósfera también son originadas por la descomposición microbiana de aminoácidos y proteínas de residuos de plantas muertas, fauna del suelo y microorganismos. Se ha estimado que cerca del 90% de toda la volatilización de amonio en Europa occidental es originada por las tierras de agricultura (Kirchmann et al., 1981). Esto corresponde a cerca de 11 y 1 kg N/ha/año. Sin embargo, pueden ocurrir emisiones considerablemente grandes cerca de las granjas de animales, encontrándose niveles tóxicos para la vegetación que les rodea. Los desechos domésticos se han convertido en una de las principales fuentes de amonio en los últimos años. De tales desechos, 20-70% del nitrógeno total presente inicialmente en los desechos es típicamente perdido como NH_3 (Kirchmann et al., 1981).

El amonio emitido es altamente soluble en agua, por lo que puede regresar a la superficie del suelo por precipitación tanto seca como húmeda. Debido a que el amonio es un compuesto básico en la atmósfera, este puede formar sales con los gases ácidos que pueden ser transportados a grandes distancias, especialmente en la ausencia de nubes. La mayor consecuencia ambiental directa del depósito atmosférico es que este contribuye a la eutrofización de aguas dulces y ecosistemas marinos. Esta eutrofización puede conducir a la disminución de la diversidad biológica y también al incremento de carbono en sedimentos y suelos del bosque, los cuales, a largo plazo pueden afectar el presupuesto global del carbono. También, la depositación de amonio desde la atmósfera contribuye a la acidificación de los suelos si luego este es nitrificado y lixiviado (Ritter y Bergstrom, 2001).

Asimilación de las plantas

A través de la fotosíntesis, las plantas verdes convierten la energía suministrada por la luz del sol en energía química. Por este hecho, las plantas juegan un papel importante en la mayor parte de los ecosistemas, puesto que es el principal proveedor de energía a los organismos heterótrofos del suelo. Las plantas y sus residuos también son fuentes fundamentales y fijadores de nutrientes (Hansson, 1987). Considerando la demanda de nutrientes por las plantas, el N es claramente uno de los más críticos de todos los elementos esenciales en el efecto del crecimiento. Olson y Kurtz (1982), resumieron las funciones del N en el crecimiento de las plantas de la siguiente manera: componente de la molécula de clorofila, de aminoácidos y de la síntesis de proteínas, esencial para la utilización de carbohidratos, componente de enzimas, estimulante para el desarrollo y la actividad y soporte para la toma de otros nutrientes.

2.3. Fósforo

El fósforo es un elemento que se encuentra naturalmente en el suelo. Estas formas del P pueden ser clasificadas como fósforo particulado y disuelto. El P en el suelo es originado del intemperismo de suelos y otros materiales geológicos. Normalmente la mayoría del P que se encuentra en el suelo en formas relativamente estables no se encuentra fácilmente disponible para las plantas o solubles en agua. Esto generalmente resulta en bajas concentraciones de P disuelto en la solución del suelo. Excepciones de esto puede ocurrir en suelos orgánicos, donde la materia orgánica puede acelerar los movimientos de P hacia abajo, y en suelos arenosos, donde la baja capacidad de adsorción del suelo resulta en P más susceptible al movimiento (Sharpley, 1995).

Las lluvias, los residuos de plantas, los fertilizantes comerciales, los desechos animales y municipales, la agricultura y los desechos industriales son las mayores fuentes de P que puede ser introducido dentro del ecosistema, además de los procesos naturales de intemperismo de suelos. El uso y manejo de la tierra determinan cual de estas fuentes de P son más importantes en una localidad. Como el P es solubilizado por los procesos físicos y químicos del intemperismo o adicionado por alguna de las otras fuentes de entrada, este es acumulado por las plantas y animales, revirtiéndolo a formas estables en el ecosistema, o es transportado por agua o erosión dentro de los sistemas acuáticos donde este es disponible para las plantas y animales acuáticos o depositado en los sedimentos (Campbell y Edwards, 2001).

El ciclo del fósforo (Figura 2) incluye interacciones y transformaciones que ocurren a través de una variedad de procesos físicos, químicos y microbiológicos que determinan las formas de P, si este se encuentra disponible para las plantas, y si este es transportado en los escurrimientos o lixiviados. El fósforo orgánico es mineralizado a través de la actividad microbiana. A través de los procesos de inmovilización el fósforo inorgánico puede ser convertido a fósforo orgánico bajo ciertas condiciones. El P inorgánico es convertido de las formas minerales a formas biodisponibles y solubles por disolución a través de los procesos de intemperismo (Sharpley, 1995).

A través de una gran variedad de reacciones químicas referidas colectivamente como fijación o precipitación de P, las formas solubles y biodisponibles de P dependen del tipo del suelo en que se encuentren. La presencia de arcillas, Al, Fe, C orgánico y CaCO_3 en el suelo afecta grandemente la porción de fósforo soluble y biodisponible a través de las relaciones de adsorción y des - adsorción. La solución de P disponible en el suelo es rápidamente tomada por las plantas y transportada por el agua de lixiviación o escurrimientos superficiales (Sharpley, 1995).

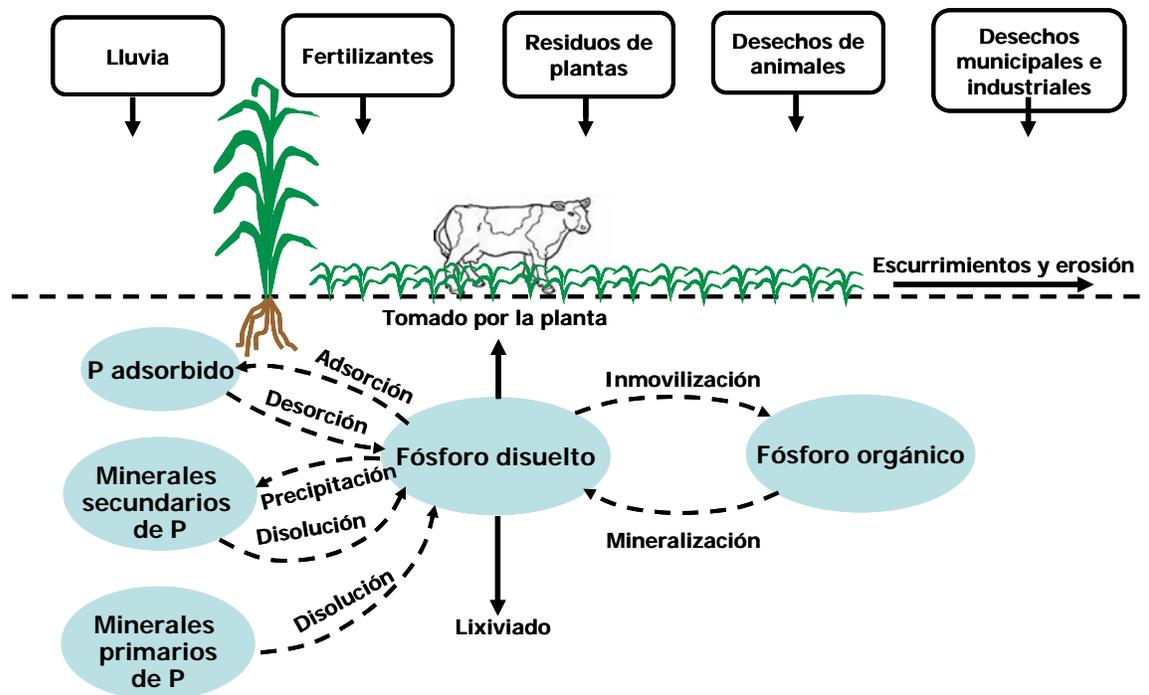


Figura 2. Representación del ciclo del fósforo en suelo, agua, planta y animales (Campbell y Edwards, 2001).

Parte del fósforo que es tomado por la planta es removido en la cosecha del cultivo, parte de este puede ser reciclado en la superficie del suelo como desecho de animal de ganado, y parte puede regresar al suelo en residuos de plantas remanentes en la superficie y la degradación de la masa de la raíz. El fósforo transportado del sistema del suelo en forma soluble o adsorbido o erosionado del sedimento puede ser atrapado temporalmente o permanentemente en uno de los diversos destinos, escurrimientos, hacia lagos o estuarios (Sharpley, 1995).

Los destinos potenciales del P incluyen la fijación en el suelo, depósito por sedimentación en áreas bajas de las capas de tierra; y el depósito o lo que toma la planta de los humedales y de la zona de raíz. Todos estos destinos potenciales tienen límites superiores a la cantidad de P que pueden ser retenidos y pueden ser más o menos efectivos dependiendo de un rango de condiciones.

El fósforo que es transportado a través de todos estos destinos potenciales dentro de los escurrimientos o lagos puede ser adsorbido por los sedimentos del fondo, guardados por periodos de tiempo significantes, y después removidos de nuevo dentro del agua. Algo de este P puede permanecer en los sedimentos del fondo por largo tiempo (Campbell y Edwards, 2001).

2.4. Agricultura y fertilizantes

Sinaloa sobresale a nivel nacional por la importancia de su actividad agrícola, al ocupar uno de los primeros lugares en varios tipos de cultivos, situación que le permite mantener un liderazgo en la producción de alimentos y materias primas agrícolas. El maíz es el cultivo más extendido de Sinaloa, sus volúmenes de producción y rendimientos han aumentado debido a factores como el riego, la alta tecnología y el uso de semilla híbrida, toda esta tecnología empleada en la producción de maíz se traduce en una producción media de 8-12 ton/ha (Aguilar, 2004).

El estado de Sinaloa durante la temporada agrícola 2005 tuvo una superficie sembrada total de 1' 266 751 ha (68.2% de riego y 31.8% de temporal), de las cuales 516 000 ha corresponden al cultivo de maíz (40.73%). Dentro de las zonas agrícolas más importantes del estado se encuentran la zona norte y centro; que incluye los valles del Fuerte y Culiacán. La superficie fertilizada durante este período fue de 1' 262 301 ha (834 042 ha de riego y 428 259 ha de temporal). Los principales cultivos que se siembran de acuerdo a su superficie fertilizada son: en cultivos cíclicos; maíz (40.8%), sorgo grano (20.85%), frijol (6.67%), garbanzo (5.02%), tomate rojo (2.07%), chile (1.81%), sorgo forrajero (1.78%), papa (1.16%), tomate verde (0.68%), pepino (0.36%), y resto de cultivos cíclicos (10.47%). Los cultivos perennes (pastos, mango, caña de azúcar, alfalfa, papaya y otros) representaron el 8.04% (INEGI, 2006).

De acuerdo con el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP, 2003), en el valle agrícola de Culiacán se aplican grandes cantidades de compuestos de N y P en cultivos de tomate (325-370 y 230-265), caña de azúcar (200-400 y 26.2-87, (Domínguez-Vivancos, 1997), maíz (250-350 y 35), soya (45-75 y 50), chile verde (260-300 y 211-251) Kg de N y P/ha respectivamente.

El maíz es un producto de enorme importancia social y económica en México; ocupa el 62% de la superficie cultivada y representa la mitad del volumen total de alimentos que consumen los mexicanos a nivel nacional cada año. Su cultivo se extiende a lo largo de todo el territorio nacional, sobre distintos contextos geográficos, ecológicos, técnicos y sociales. México es el centro de origen del maíz y sigue siendo el mayor centro de diversidad de la especie, además es el quinto productor a nivel mundial (Saad, 2004).

Los fertilizantes son productos químicos que aportan nutrientes para el desarrollo de las plantas. Las plantas sintetizan sus alimentos a partir de elementos químicos que toman del aire, agua y suelo (Figura 3). Un elemento mineral es considerado esencial para el crecimiento y desarrollo de la planta si este elemento está envuelto en las funciones metabólicas de las plantas y la planta no puede completar su ciclo de vida si este no está presente. Dieciséis elementos son considerados esenciales para el crecimiento de la planta: C, H y O son los más abundantes en las plantas. Los trece elementos esenciales restantes son clasificados como macronutrientes y micronutrientes, y esta clasificación está basada en la abundancia relativa de ellos en las plantas. Los macronutrientes son; N, P, K, S, Ca, y Mg. Comparada con la de los macronutrientes, la concentración de los siete micronutrientes; Fe, Zn, Mn, Cu, B, Cl y Mo es muy pequeña (Havlin et al., 1999).

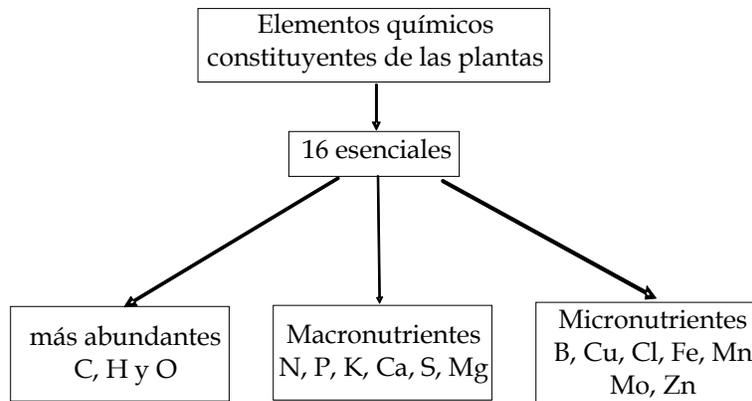


Figura 3. Distribución de los elementos químicos que constituyen las plantas.

Los fertilizantes contienen N, P, K, bien por separado, o en productos formados por mezclas de diversos elementos. Esto pueden ser minerales (inorgánicos) u orgánicos. A los que, en función de los nutrientes contenidos, se les denomina: simples (con uno sólo de los elementos primarios) o compuestos (con 2 o los 3 elementos primarios). Se habla de fertilizantes complejos cuando contienen elementos mayoritarios junto a algunos minoritarios. Los fertilizantes sintéticos o químicos son la fuente más importante de N. Sobre los últimos 20 años, el consumo de N en el mundo se ha incrementado de 22 a 80 millones de toneladas métricas (Havlin et al., 1999). Por conveniencia, los diferentes fertilizantes compuestos de N son agrupados en tres categorías: amoniacal, nitrato y de baja disponibilidad. La urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), uno de los fertilizantes más usados en todo el mundo, es la principal forma de fertilizante seco. Cuando la urea se aplica en el suelo es hidrolizada por la enzima ureasa y es transformada a NH_4^+ . Dependiendo del pH del suelo, el NH_4^+ puede formar NH_3 , el cual puede ser volatizado de la superficie del suelo como se representa en la siguiente reacción:



La hidrólisis de la urea procede rápidamente en ambientes calidos y suelos húmedos. La ureasa, enzima que cataliza la hidrólisis de la urea, es abundante en los suelos, un gran número de bacterias, hongos y actinomicetes del suelo poseen la ureasa. La actividad de la ureasa incrementa con el tamaño de la población microbiana en el suelo y con el contenido de materia orgánica. La presencia de residuos de plantas frescas frecuentemente resulta en suplementos de urea. Aunque las temperaturas por encima de los 37°C favorecen la actividad de la ureasa, la hidrólisis de la urea ocurre a temperaturas bajas. Los efectos de la humedad del suelo en la actividad de la ureasa son generalmente pequeños en comparación con la influencia de la temperatura y el pH. Las tasas de hidrólisis son grandes en suelos con contenido de humedad óptimo para las plantas. El NH₃ libre inhibe la acción enzimática de la ureasa. Las concentraciones significativas de NH₃ libre pueden ocurrir desde valores de pH cercanos a 7, en ocasiones hay inhibición temporal de la ureasa por NH₃ libre, si el pH del suelo presenta valores por encima de 9. Altas tasas de fertilización de urea en lugares localizados puede crear condiciones restrictivas para la acción de la ureasa (Havlin et al., 1999).

El fósforo se puede encontrar de manera natural en el suelo, pero muchas veces este fósforo no es suficiente para el desarrollo de cultivos constantes, así que es necesario agregar fertilizantes que son ricos en fósforo, con estas aplicaciones, la disponibilidad de fósforo en el suelo se incrementa, cuya magnitud depende de las características físicas y químicas del suelo. El fósforo inorgánico está considerado como la mayor fuente disponible natural del P para las plantas, de ahí que los fertilizantes se compongan de fósforo inorgánico, aunque también en algunos casos se utilizan abonos orgánicos (Sharpley y Rekolainen, 1997).

El fósforo es después del nitrógeno, el segundo elemento en importancia para el crecimiento de las plantas. La falta de este elemento en el suelo, puede impedir que otros sean absorbidos por las plantas (por ejemplo, las leguminosas necesitan

determinada cantidad de fósforo para poder fijar nitrógeno). Los términos usados para describir el contenido de fósforo en fertilizantes son solubilidad en agua, solubilidad en citrato, insolubilidad en citrato, disponible y P total (como P_2O_5). El contenido de P en los fertilizantes es expresado como P_2O_5 en lugar de P elemental. Las características químicas del suelo y de la fuente del fertilizante de P determinan las reacciones suelo-fertilizante, las cuales están influenciadas por la disponibilidad del fertilizante para las plantas. Los fertilizantes de P granulados comúnmente usados son 90 a 100% solubles en agua y se disuelven rápidamente cuando son puestos en suelos húmedos (Havlin et al., 1999).

Un factor muy importante para el transporte de P en el suelo es la precipitación, así como las propiedades del suelo. Por ejemplo, en suelos turbosos y ácidos, la afinidad de absorción por el fósforo es baja debido a la predominante carga negativa superficial y los complejos de Al y de Fe por la materia orgánica (Duxbury y Peverly, 1978; Miller, 1979; White y Thomas, 1981). Similarmente el fósforo es más susceptible de moverse en suelos arenosos con baja capacidad de absorción del fósforo. Otro factor que determina la magnitud de las pérdidas de fósforo, es el tipo de cultivo, la cantidad de fertilizante agregado y las variaciones climáticas.

Para el transporte químico del fertilizante hay tres rutas: sedimento, las corrientes superficiales, y las corrientes subsuperficiales. Para determinar las rutas de los componentes del fertilizante, es de gran utilidad conocer el coeficiente de partición K, el cual puede estar definido como una razón de la concentración de un químico adsorbido al suelo entre la concentración del químico disuelto en el agua. Por lo tanto, los fertilizantes con un alto valor de K son fuertemente adsorbidos al suelo y son transportados principalmente por el sedimento (nutrientes particulados), así que los fertilizantes con bajo coeficiente K, indica que son principalmente transportados por las corrientes superficiales (Donigian et al., 1977; Ahuja y Lehman, 1983).

2.5. Estudios realizados en México

En México son pocas las investigaciones hechas sobre la dinámica del flujo de nutrientes procedente de la agricultura y la gran mayoría de estas se realizan en base a modelos que toman en cuenta condiciones de otros países.

Se considera que la agricultura es una de las principales fuentes de contaminación de los humedales y de las zonas costeras. De acuerdo con Páez-Osuna et al. (1999) las zonas agrícolas del noroeste que están alterando los ecosistemas costeros a través de la contribución de nutrientes son los valles de Mexicali, B. C., del Yaqui y el Mayo, Sonora, del Carrizo, del El Fuerte y de Culiacán, Sinaloa, además de otras áreas pequeñas en que se practica la agricultura intensiva. La carga de nutrientes total estimada en los estados de Sinaloa y Sonora llegan a constituir 20,920 ton y 28,436 ton para el nitrógeno y, 24,388 ton y 1,731 ton para el fósforo, respectivamente. Estas estimaciones se realizaron con una serie de consideraciones tales como que las practicas de fertilización que se efectúan en la región del noroeste de México se dan de acuerdo con la guía de campo elaborada por el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (Anónimo, 1985), donde se señalan las dosis de fertilización según el tipo de cultivo y la época del año, que solamente el 50% de los nutrientes aplicados durante la fertilización fueron asimilados por los cultivos (Gánem, 1990), que durante el transporte de las tierras agrícolas hasta las aguas costeras adyacentes ocurre la “autopurificación” tanto del nitrógeno como del fósforo, siendo esta 50 y 25% respectivamente (Ackefors y Enell, 1990), y que la superficie agrícola que contribuye con la carga de nutrientes fue la registrada por el INEGI (Anónimo, 1988; 1994).

El lixiviado de nitratos puede representar un amplio intervalo de pérdidas substanciales de fertilizante. Riley et al., (2001), realizaron una investigación en el noroeste de México estimando la lixiviación de nitrógeno y los niveles de nitrito,

nitrate y amonio sobre trigo irrigado. En esta investigación se registraron pérdidas estacionales (1995-96 y 1997-98) de N por lixiviación en sistemas de trigo irrigado en el Valle del Yaqui que cubren una gran mayoría de la producción de la tierra. Específicamente, se estimaron las pérdidas por lixiviación de N en cuatro tratamientos experimentales (dos tratamientos en cada una de las dos estaciones) y dos campos de cultivo (en una estación) por combinación de medidas de lisímetro, con un modelo de simulación de transporte de agua (NLOSS). Dicho trabajo es parte de una extensa investigación de emisiones de gases traza de N, ciclo de N en el suelo, pérdidas de N por lixiviación, campo de cultivo y calidad del grano, y los impactos económicos de las alternativas de estrategias de manejo en la región. En el Valle del Yaqui ocurren cuatro principales rotaciones de cultivo: algodón - trigo (16 meses de rotación), en el verano maíz - trigo (12 meses de rotación), en el otoño maíz - trigo (16 meses de rotación), y trigo - trigo (20 meses de rotación). Comúnmente el promedio de las dosis de aplicación de N es cerca de 250 kg/ha por ciclo de cultivo, con la práctica más común comenzando con aplicación de urea al voleo o inyección de amonio anhídrido seguido por irrigación. La primera fertilización e irrigación ocurre cerca de las tres semanas después de la siembra y la segunda fertilización e irrigación ocurre cerca de las cinco semanas después de la siembra. El área experimental fue plantada con trigo (*Triticum aestivum* "Rayón F89") seguido por rotación de frijol soya para el ciclo de cultivo 1995-96 y después una rotación con maíz sin fertilizar para el ciclo de cultivo 1997-98. Todos los experimentos recibieron 20 kg P/ha como triple superfosfato, incorporado con la formación de 75 cm de capa arable. El trigo fue sembrado en dos hileras de 20 cm de separación sobre la cima de la capa arable a una tasa de 100 kg/ha. En el ciclo de cultivo de 1995-96, los tratamientos incluyeron; (1) las prácticas típicas de cultivo que fueron llamadas FP9596 (250 kg N/ha, con 75% aplicado tres semanas después de la siembra y 25% cinco semanas después de la siembra), (2) una alternativa, referida como ALT9596, (250 kg N/h, con 33% aplicado al momento de la siembra y 67% cinco semanas después de la siembra). En el ciclo de 1997-98, para FP9798 se utilizó el mismo

procedimiento que en el ciclo anterior y para la alternativa ALT9798 se aplicó 180 kg N/ha, con 33% aplicado en el momento de la siembra y 67% en la quinta semana después de la siembra. Para el estudio se utilizó un diseño de bloques completos al azar con 4 repeticiones. Los resultados de este estudio indican que el manejo del fertilizante pueden influenciar substancialmente las pérdidas de N por lixiviación. Usando el modelo NLOSS se estimó que durante el ciclo 1995-96 cerca de 5 y 2% del N aplicado es lixiviado del sistema entre la siembra y el comienzo del siguiente crecimiento estacional subsecuente para FP9596 y ALT95-96 respectivamente, esto indica que la alternativa reduce en aproximadamente 60% las pérdidas de N por lixiviación. Durante el ciclo 1997-98 la alternativa (ALT9798) redujo las perdidas por lixiviación cerca del 95% comparado con las prácticas de manejo típicas (FP9798).

En el noroeste de México, se estima que las áreas de humedales son 236,000 ha. Estos sistemas han experimentado alteraciones significativas en las últimas cinco décadas por las actividades antropogénicas tales como la agricultura, procesos industriales, desarrollo urbano y acuacultura. El sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, localizado en el estado de Sinaloa, asociado a los escurrimientos del valle de Culiacán, ha sido especialmente afectado por la entrada de nutrientes derivada de más de 130,000 ha de tierras de agricultura, por lo que el sistema lagunar muestra hoy en día una tendencia a la eutrofización (Soto-Jiménez et al, 2003).

2.6. Estudios realizados en otros países

La agricultura por sí sola es una gran fuente de P hacia las aguas superficiales en Dinamarca, Suecia, Noruega y Finlandia. En la región Nórdica, el registro de las pérdidas de P difiere de condado a condado y de región a región. Las diferencias son causadas por varias condiciones naturales, tales como clima, suelo y topografía, pero también por las diferentes prácticas agrícolas. La pérdida total estimada de P, en

Dinamarca fue de 0.23-0.34 kg/ha (1989-1992), en Finlandia de 0.57 kg/ha (1965-1974), en Suecia de 0.01-0.6 kg/ha (1988-1994), en campos experimentales de diversas localidades de la región Nórdica fue de 0.01-2.7 kg/ha (1988-1994), y en Noruega de 0.7-1.4 kg/ha (1981-1989). La composición del suelo en los condados Nórdicos no es homogénea, pero son suelos predominantemente arcillosos (Rekolainen et al., 1997).

En un estudio intensivo de las entradas y pérdidas de N que ocurren en seis subcuencas de drenaje y en la principal cuenca de drenaje, del río Auli (366 km²) en el Suroeste de Noruega de 1992 a 1995, se encontró que el total de N transportado en el río principal fue de 20.6, 19.1 y 26.5 kg N ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente, para las temporadas agro hidrológicas de 1992/93 a 1994/95. Aproximadamente el 85% del total de las entradas de N en las áreas de las cuencas de drenaje fueron relacionadas con las actividades agrícolas, de las cuales el 65-70% se deriva de fertilizantes minerales (Høyas et al., 1997).

Neely et al, (1898) encontraron que en las llanuras de tierra húmeda es común que se produzca una contaminación significativa por agroquímicos. Estos contaminantes pueden ser llevados desde los campos de cultivo y entrar a los humedales a través de los sedimentos, derrames superficiales y drenaje subsuperficial. La forma de transporte es determinada principalmente por las propiedades del suelo y del contaminante tales como infiltración, adsorción del suelo y persistencia. El NH₄⁺-N y los pesticidas son acarreados predominantemente por corrientes superficiales, PO₄³⁻-P es transportado principalmente por sedimentos, y NO₃⁻-N es perdido predominantemente a través del drenaje subsuperficial. Las pérdidas de N inorgánico por medio del drenaje de la agricultura pueden representar entre un 10 y un 50% del N aplicado, en el P inorgánico y pesticidas las pérdidas son usualmente menores al 5 y 2% respectivamente.

Bechmann et al. (1998) evaluaron el balance de nitrógeno en cuatro cuencas de drenaje del sureste de Noruega donde descargan 4 áreas agrícolas de cultivo de cereales con características similares de suelo y con precipitaciones en el año equivalentes, el balance lo calcularon de la siguiente manera; los flujos de entrada, fertilizantes (fertilizante artificial y estiércol), depósito y fijación son igual a los flujos de salida, producto cosechado, lixiviados (incluye drenaje y agua superficial), pérdidas de nitrógeno gaseoso, incremento de nitrógeno en el suelo:

$$N_{\text{fertilizante}} + N_{\text{deposición}} + N_{\text{fijación}} = N_{\text{cosechado}} + N_{\text{lixiviado}} + N_{\text{gaseoso}} + N_{\text{incremento en el suelo}}$$

El balance de nitrógeno en el suelo (N_{sb}) fue definido por N de fertilizantes más N por deposición menos N cosechado, y el balance de nitrógeno en el campo es definido por; N_{sb} menos N de los lixiviados:

$$N_{sb} = N_{\text{fertilizante}} + N_{\text{depositado}} - N_{\text{cosechado}}$$

$$N_{cb} = N_{sb} - N_{\text{lixiviados}}$$

El promedio para las cuatro cuencas en los diferentes años (1992-1996) de N_{sb} es de 59.18 kg de N/ha con un intervalo de 48.75 a 67 kg de N/ha y de N lixiviado es de 42.51 kg de N/ha con un intervalo de 19.6 a 76.1 kg de N/ha. Como resultado el balance de N en el campo es de 11.25 kg de N/ha en promedio con un intervalo de -1 a 36 kg de N/ha. El balance de N en el campo, que incluye las pérdidas de N y los cambios de N en el contenido de los suelos, varía de un alto excedente a un moderado déficit.

Los balances de nitrógeno son calculados como una herramienta para monitorear las pérdidas regionales y nacionales de N hacia el ambiente. En los países bajos el 70% de las pérdidas de N proviene de la agricultura, principalmente en suelo

y aguas subterráneas, analizando los datos de un periodo de diez años (1986-1996 en los países bajos) el promedio de las entradas de N fue de 1023.72 kton N/año, con un intervalo de 997-1107 kton N/año; el promedio de las salidas fue de 478.90 kton N/año, con un intervalo de 447-522 kton N/año; como resultado del balance de entradas menos las salidas se tiene un promedio de 544 kton N/año, con un intervalo de 502-618 kton N/año. Este balance representa un promedio de 274.45 kg N/ha/año, con un intervalo de 252-306 kg N/ha/año. (Van Eerdt y Fong, 1998).

La agricultura es ahora el mayor emisor de N a las aguas superficiales en Holanda. La contribución estimada de las tierras de agricultura fue más del 50% del total de carga de N de aguas superficiales nuevas (lagos, ríos, canales), la contribución estimada de P se ha incrementado del 20% en 1986 a más del 40% en 1995 (Oenema et al., 1998).

En el oeste de Europa, la intensificación de la producción de ganado y cultivos, especialmente durante la segunda mitad del siglo veinte ha venido acompañada por un incremento en la cantidad de fertilizantes inorgánicos aplicados. Sin embargo el incremento de la entrada de nutrientes vía fertilizantes y estiércol excede a la salida de nutrientes vía productos cosechados (Wolf et al., 2004). Este balance ocurre en grandes áreas del oeste de Europa y es mayor en Holanda aproximadamente de 295 kg N/ha por año y 31 kg P/ha por año en 1995. Parte de este exceso es contenido en el suelo, pero una cantidad significativa es transportada (por lixiviación y erosión) hacia las aguas subterráneas y superficiales. Comúnmente muchas aguas superficiales y de áreas costeras muestran signos de eutrofización en Europa.

La contaminación de aguas subterráneas y subsuperficiales que provienen de nitratos de la agricultura ha sido incrementada en el sur de Ontario, Canadá y esto ha conducido a hacer un llamado para revisar o crear nuevas prácticas de manejo de la agricultura y la tierra. Un paso esencial hacia la justificación en el desarrollo de

nuevas prácticas es un buen entendimiento de la dinámica del nitrógeno y el agua que proviene de los campos de la agricultura. La dinámica del agua determina la partición de agua entre los derrames superficiales, almacenamiento en la raíz, la descarga y percolación profunda del agua subterránea. La proporción de agua que esta cayendo dentro de cada una de estas categorías afecta directamente a la productividad de los cultivos en la zona de raíz e indirectamente a través de la erosión de parte del suelo. La dinámica del N es igualmente importante porque este es un nutriente esencial que determina la calidad y producción del cultivo, tanto como una fuente potencial de contaminantes como de aguas subterráneas y superficiales. En un período de tres años, el promedio de las pérdidas de nitrato acumuladas en la capa superficial del suelo y que va a dar a las aguas de drenaje, se calculó en 83.9 kg N/ha en esta región del sur de Ontario (un promedio de tres diferentes tipos de fertilizantes en un rango de 69.8 a 99.9 kg N/ha) (Tan et al., 2002).

La agricultura es una de las mayores fuentes de nitrógeno que contribuye a la enriquecimiento de nutrientes de las aguas subterráneas y la eutrofización del Mar Báltico (Jansons et al., 2003). Los resultados de seis años de estudios en tres pequeñas cuencas de drenaje asociadas a tres campos agrícolas indican un muy importante factor de contaminación por agricultura. En particular, se puso mayor atención al uso de la tierra tanto como al efecto del balance de nutrientes en el suelo. La negligencia en el cumplimiento de las buenas prácticas agrícolas al aplicar dosis de nitrógeno por encima de las recomendaciones ha dado un balance negativo de la entrada en la agricultura. Estos resultados indican que el balance de N usado en la tierra juega un papel importante en el aporte de nutrientes en grandes y pequeñas cuencas de drenaje (Jansons et al., 2003).

En la Tabla 2, se presentan las concentraciones de N y P liberado en diferentes tipos de cultivos. Se puede notar que los más elevados se asocian con el cultivo de maíz, también se observó que el flujo de N es principalmente liberado a través de las aguas subsuperficiales, mientras que en el caso del P, el flujo es mayor a través de las aguas superficiales.

Tabla 2. Concentraciones de nitrógeno y fósforo de los diferentes tipos de cultivo (modificado de Neely y Baker, 1989).

Tipo de Cultivo	Concentraciones en el agua de drenaje superficial (mg/L)		Concentraciones en las aguas de drenaje subsuperficial (mg/L)		Referencia
	N	P	N	P	
Maíz	2.3	0.7	9.2	< 0.02	Benoit (1973)
Alfalfa	0.3	0.8	2.2	< 0.02	
Maíz	0.3	-	8.9	-	Jackson et al. (1973)
Maíz	16.3	-	-	-	Schwab et al. (1973)
Maíz	1.6	0.2	-	-	White and Williamson (1973)
Avena	1.7	0.1	-	-	
Alfalfa	1.9	0.41	-	-	
Cultivos en línea (maíz y frijol soya)	5.6	0.73	13.0	0.1	Hanway and Laflen (1974)
Maíz	1.8	0.24	-	-	Klausner et al. (1974)
Fríjol soya - Trigo	9.0	0.17	-	-	
Trigo	1.2	0.19	-	-	
Maíz	5.3	0.74	-	-	Smith et al. (1974)
Fríjol soya	4.1	0.55	-	-	
Rotación maíz, avena, maíz, fríjol soya	-	-	12.2	0.12	Baker et al. (1975)
Maíz	2.0	0.24	-	-	Burwell et al. (1975)
Maíz (en rotación)	1.4	0.12	-	-	
Avena (en rotación)	2.7	0.21	-	-	
Heno (en rotación)	1.4	0.2	-	-	
Algodón	0.9	0.55	-	-	Olness et al. (1975)
Trigo (tierra seca)	0.6	0.20	-	-	
Alfalfa	2.0	0.81	-	-	
Maíz - pastura	3.4	0.06	7.4	-	Burwell et al. (1976)
Maíz (448 kg N/ha/año)	3.4	0.20	21.2	-	Alberts et al. (1978)
Maíz (168 kg N/ha/año)	2.4	0.18	6.0	-	
Maíz (terraced)	3.6	0.26	23.0	-	
Maíz y Fríjol	5.3	0.16	12.2	0.12	Baker et al. (1978)
Fríjol Soya	3.6	0.03	-	-	
Maíz (20 kg N/ha/año)	-	-	17.5	-	Gast et al. (1978)
Maíz (112 kg N/ha/año)	-	-	21.5	-	
Maíz (224 kg N/ha/año)	-	-	37.3	-	
Maíz (448 kg N/ha/año)	-	-	61.2	-	
Trigo rastrojo	1.1	0.22	-	-	Nicholiachuk and Read (1978)
Maíz (sin cultivar)	0.8	0.18	-	-	Johnson et al. (1979)
Maíz (cultivado)	0.9	0.22	-	-	
Maíz	1.9	-	-	-	Langdale et al. (1979)

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La contaminación por nutrientes de las lagunas costeras de Sinaloa se relaciona directamente con el crecimiento de la población, los asentamientos urbanos, la acuacultura y el uso excesivo de fertilizantes en la agricultura, causando un desequilibrio importante en la dinámica de los nutrientes que puede llevar a la eutrofización.

Es necesario efectuar trabajos que permitan medir el impacto que tiene realmente la agricultura y principalmente la agricultura de riego en la contaminación de nitrógeno y fósforo. Por lo anterior, el presente trabajo busca determinar la influencia del riego superficial por goteo y por gravedad en la dinámica espacial de nitrógeno y fósforo a nivel parcelario y predecir el impacto que pueda generar en los cuerpos de agua que reciben los aportes.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Determinar el flujo de N y P en un cultivo experimental de maíz (con dos formas de riego; por goteo y por gravedad) con la adición de fertilizantes, en el caso del N, con diferentes cantidades añadidas y en el caso del P sin variar la cantidad.

4.2. Objetivos específicos

- Cuantificar las concentraciones de N y P en el suelo antes y después de la adición de fertilizantes, en el inicio y al final del ciclo de cultivo.
- Cuantificar las concentraciones y los flujos de N y P en el escurrimiento superficial del sistema de riego por gravedad.
- Cuantificar las concentraciones y los flujos de N (formas químicas) y P productos de los lixiviados y volatilizado.
- Cuantificar las concentraciones de N y P en las semillas y en las plantas justo después de su cosecha.

5. HIPÓTESIS

- ◆ A medida que aumenta la cantidad de fertilización nitrogenada en un cultivo de maíz, se produce una mayor liberación de N hacia el suelo, la planta y las aguas de drenaje.
- ◆ El sistema de riego por gravedad libera una mayor cantidad de nutrientes a las aguas subterráneas en comparación con el sistema de riego por goteo.

6. ÁREA DE ESTUDIO

Sinaloa se ubica geográficamente en el noroeste del país sus coordenadas geográficas extremas son: al norte $27^{\circ} 07'$, al sur $22^{\circ} 20'$ de latitud norte; al este $105^{\circ} 22'$, al oeste $109^{\circ} 30'$ de longitud oeste. Culiacán se encuentra situado en la porción central del estado y las coordenadas geográficas son $24^{\circ} 48'$ de latitud norte y $107^{\circ} 23'$ de longitud oeste (INEGI, 2006).

El campo experimental se encuentra ubicado en los terrenos de la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Sinaloa, ubicada en el kilómetro 17.5 de la carretera Culiacán - Eldorado. Las coordenadas geográficas son $24^{\circ} 48' 30''$ de latitud norte y de $117^{\circ} 24' 30''$ de longitud oeste, con una altura sobre el nivel del mar de 38 m (Lizárraga, 1995).

Según el INEGI (2006), el clima de Culiacán es seco muy cálido, la temperatura en el verano llega a superar los 40°C a la sombra, la temperatura mínima en el invierno es de 11°C , el promedio anual es de 25.6°C , la precipitación media anual es de 672.3mm (1986 - 2005).

De acuerdo a la clasificación regional, el tipo de suelo se clasifica como Serie Vitaruto, que se caracteriza por tener una estructura columnar formando grietas profundas hasta de 60 cm, estando constituido principalmente por arcilla. La coloración en seco es gris oscuro que al humedecerse se vuelve gris. La pendiente es regular con drenaje medianamente eficiente, tiene una profundidad de 2 m. El suelo es pobre en nitrógeno y ocupa una superficie de 32,047 ha dentro del distrito de riego 010 en Culiacán, Sinaloa (SARH, 1986). Presenta una textura arcillosa, con valores de capacidad de campo (CC) de 57.5% y un punto de marchitamiento permanente (PMP) de 36.7%, con respecto al peso del suelo seco, y densidad aparente (Da) de 1.27 g cm^3 .

De acuerdo a la FAO, el suelo es del tipo vertisol crómico (Parra, 1995) y corresponde a la serie potrero CNA (1995), se caracteriza por tener una estructura de bloques angulares, está constituido principalmente por arcilla, presenta agrietamiento, su coloración en la parte superior reporta las siguientes variaciones: en seco; café muy oscuro (10YR 2/2), café grisáceo muy oscuro.

7. METODOLOGÍA

7.1. Descripción del experimento

El estudio se realizó durante el ciclo agrícola de otoño - invierno, en el período de 2004 - 2005. Se utilizó un diseño experimental de bloques completos al azar con cuatro repeticiones con arreglo en parcelas divididas (Steel y Torrie, 1988 y Zamudio y Alvarado, 1996); tomándose dos submuestras por tratamiento. La parcela grande comprendió el sistema de riego y la parcela chica incluyó los niveles nitrógeno. En la unidad experimental la parcela grande en el sistema de riego por gravedad consistió de 30 surcos, mientras que la parcela chica consistió de 10 surcos (por cada dosis de fertilización), y en el sistema de riego por goteo la parcela grande fue de 12 camas y la parcela chica consistió de 4 camas (Figura 4).

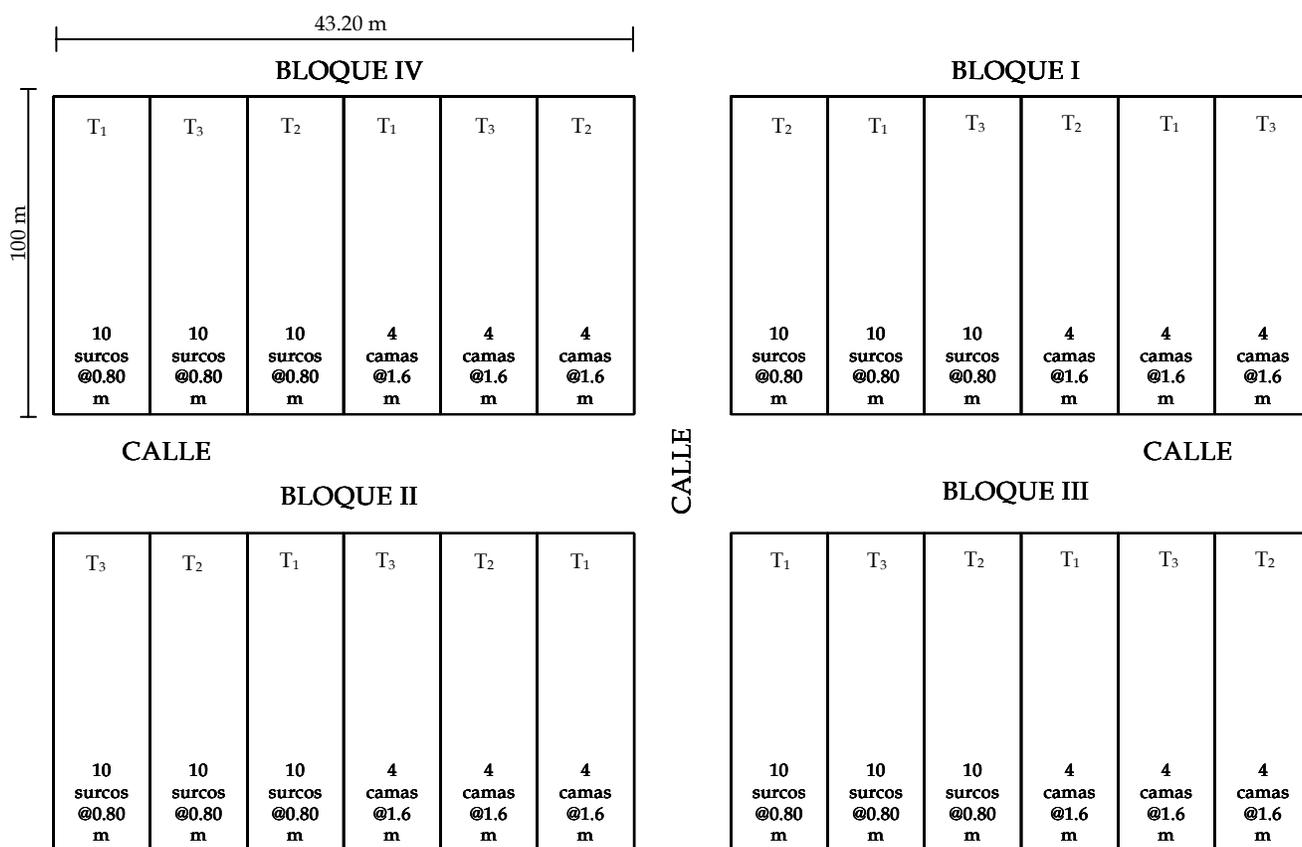


Figura 4. Representación de la distribución del diseño experimental.

Para la preparación del terreno se realizó un barbecho, tres rastreos y nivelación con Land Plane, y trazo de surcos (de 0.80 m) para el riego por gravedad y camas (de 1.60 m) para el riego por goteo.

En la Tabla 3 se muestran los niveles de fertilización utilizados en este estudio, en la cual se observa que se utilizaron tres niveles de nitrógeno y un solo nivel de fósforo.

Tabla 3. Tasa de fertilización aplicada en el estudio.

Tratamiento	Niveles de nitrógeno aplicado (kg/ha)	Niveles de fósforo aplicado (kg/ha)
T ₁	200	59.4
T ₂	300	59.4
T ₃	400	59.4

El fósforo fue aplicado de acuerdo a lo especificado en la guía técnica del CIAPAN, CEVACU del Valle de Culiacán, se aplicaron 59.4 kg/ha de fósforo en presiembra para todos los tratamientos, se utilizó como fuente fosfato monoamónico (11-52-00). La aplicación se hizo en banda y a 15 cm de profundidad.

La fertilización nitrogenada en el sistema de riego por gravedad se realizó manualmente con el 30% en presiembra y el 70% con el primer cultivo que coincidió con la etapa vegetativa V6 (formación de sexta hoja), la aplicación se hizo en banda y a 15 cm de profundidad, aplicando posteriormente el primer riego de auxilio. En el sistema de riego por goteo la fertilización nitrogenada se realizó a través del mismo sistema, el programa de aplicación se presenta en la Tabla 4. En ambos casos la fuente de nitrógeno fue urea (46-00-00).

Tabla 4. Cantidad de agua aplicada en el riego por goteo y niveles de nitrógeno aplicado por tratamiento.

Fecha de aplicación	m ³ ha ⁻¹	Nivel de fertilización nitrogenada (kg N/ha)		
		200	300	400
17-Dic-2004	Presiembra	28.8	28.8	28.8
01-Mar-05	201,99	30	50	65
11-Mar-05	200,00	18	30	39
17-Mar-05	180,90	15	25	32.5
22-Mar-05	300,19	28	36	48
30-Mar-05	154,49	14	18	24
03-Abr-05	210,29	21	27	36
09-Abr-05	301,51	28	36	48
17-Abr-05	305,71	11.1	31.6	50.6
26-Abr-05	210,00	6.1	17.6	28.1
01-May-05	205,19	-	-	-
Total	2270,26	200	300	400

La siembra del maíz se realizó el 20 de diciembre de 2004, el híbrido que se utilizó fue Pantera de la compañía Asgrow S.A. de C.V., la siembra se realizó en húmedo o tierra avenida, aprovechando la precipitación pluvial ocurrida en noviembre y diciembre. La densidad de siembra fue de 7 plantas/m lineal. Las características generales del híbrido son: ciclo intermedio-precoc, fecha de siembra entre el 15 de octubre y el 15 de enero, la altura de la planta varía entre 2.40 y 3.00 m, con altura de la mazorca entre 135 y 165 cm, entre 90 y 95 días para que se presente la floración, 145 y 155 días para llegar a la madurez y de 185 a 195 días para cosechar. De acuerdo a la aleatorización, el diagrama de distribución de las unidades experimentales se describe en la Figura 4.

7.2. Muestreo

7.2.1. Lixiviados

Para las muestras de los lixiviados en la matriz del suelo se usaron lisímetros de succión o muestreadores de agua subterránea conocidos como chupatubos. Los lisímetros se instalaron a las profundidades de 0-15, 15-30, 30-60 y 60-90 cm del suelo, realizando el muestreo justo después de cada riego (se hicieron tres riegos en el ciclo). Además de hacer el muestreo a diferentes profundidades, también se hizo en diferentes puntos a lo largo del surco o cama de cultivo, estos puntos son; a los 20 m y a los 80 m del inicio del surco para el caso de riego por gravedad o cama de siembra para el caso de riego por goteo.

7.2.2. Agua

La toma de la muestra de agua se realizó al inicio del riego (agua de riego, en los dos sistemas de riego) y al final del mismo (escurrimientos, para el caso de riego por gravedad), las cuales fueron filtradas en membranas tipo G F/F (Whatmann) de 0.5 μm .

7.2.3. Suelo

Para el muestreo del suelo se tomaron cinco puntos del terreno distribuidos en forma aleatoria en zig-zag. Posteriormente, las muestras se liofilizaron y se molieron para luego efectuar los análisis que se describen más adelante.

Una vez implementado el experimento de campo y después del primer riego se llevaron a cabo los muestreos del suelo de la siguiente manera:

- (a) En el sistema de riego por surcos se tomaron muestras antes y después del ciclo de cultivo. Los puntos de muestreo fueron tres; a los 20 y a los 80 m del inicio del surco, tomando dos muestras en el mismo punto y se realizó una muestra compuesta, el muestreo se hizo a profundidades de 0-15, 15-30, 30-60, y 60-90 cm (Figura 5 y 6). Las muestras se tomaron con el fin de monitorear el comportamiento del nitrógeno y el fósforo total en el perfil de suelo, éstas se tomaron en el punto medio entre el fondo del surco y la hilera de plantas.

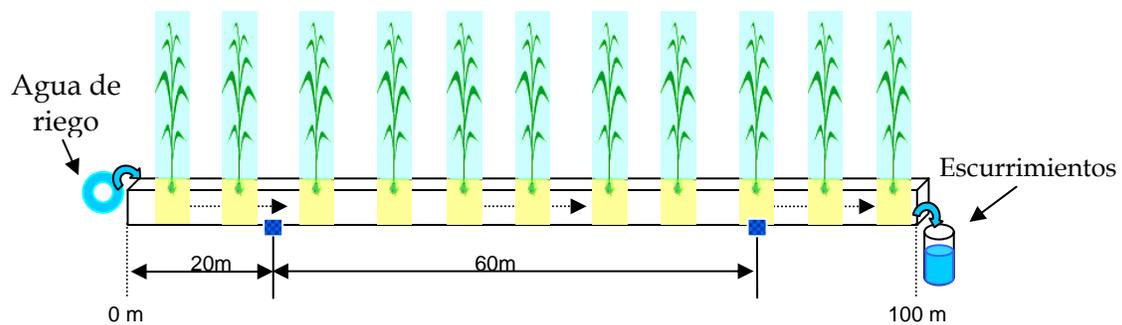


Figura 5. Puntos de muestreo a lo largo del surco o cama de siembra (■).

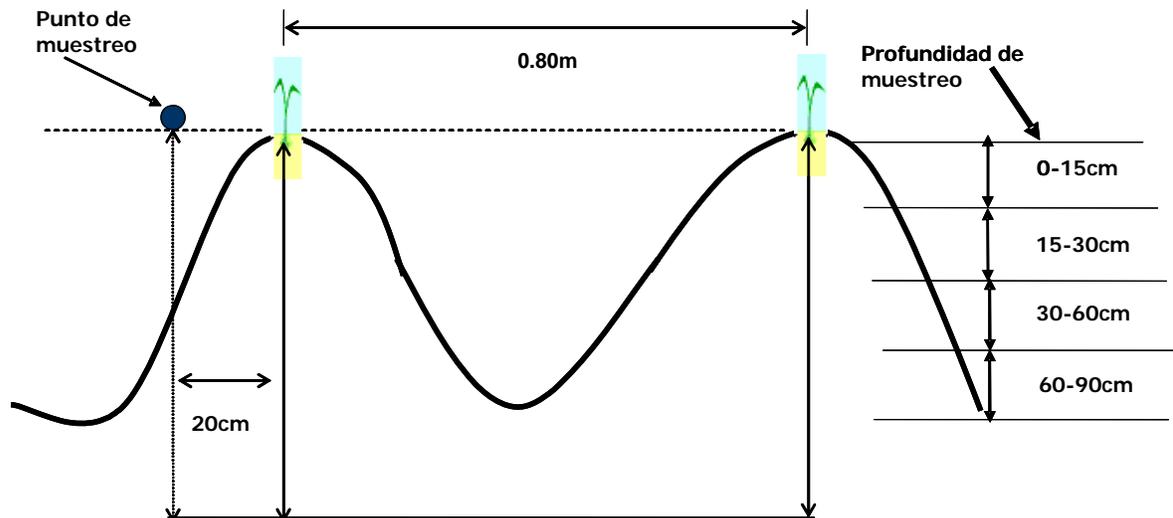


Figura 6. Puntos de muestreo en el perfil de suelo en el sistema de riego por gravedad.

(b) En el sistema de riego por goteo se realizó el muestreo de igual manera al inicio y al final del ciclo de cultivo. Para este caso los puntos de muestreo fueron dos, uno a los 20 m del inicio de la cama y el otro a los 80 m, tomando dos muestras en el mismo punto y se formó una muestra compuesta. El muestreo se hizo a profundidades de 0 - 15, 15 - 30, 30 - 60, y 60 - 90 cm. Las muestras se tomaron con el fin de monitorear el comportamiento del nitrógeno y fósforo total en el perfil del suelo, éstas se tomaron justo en la línea regante como se muestra en la Figura 7, y en el punto de muestreo de 80 m se tomaron muestras adicionales en el punto medio entre la línea regante y la hilera de plantas a 20 cm a la izquierda de la línea regante.

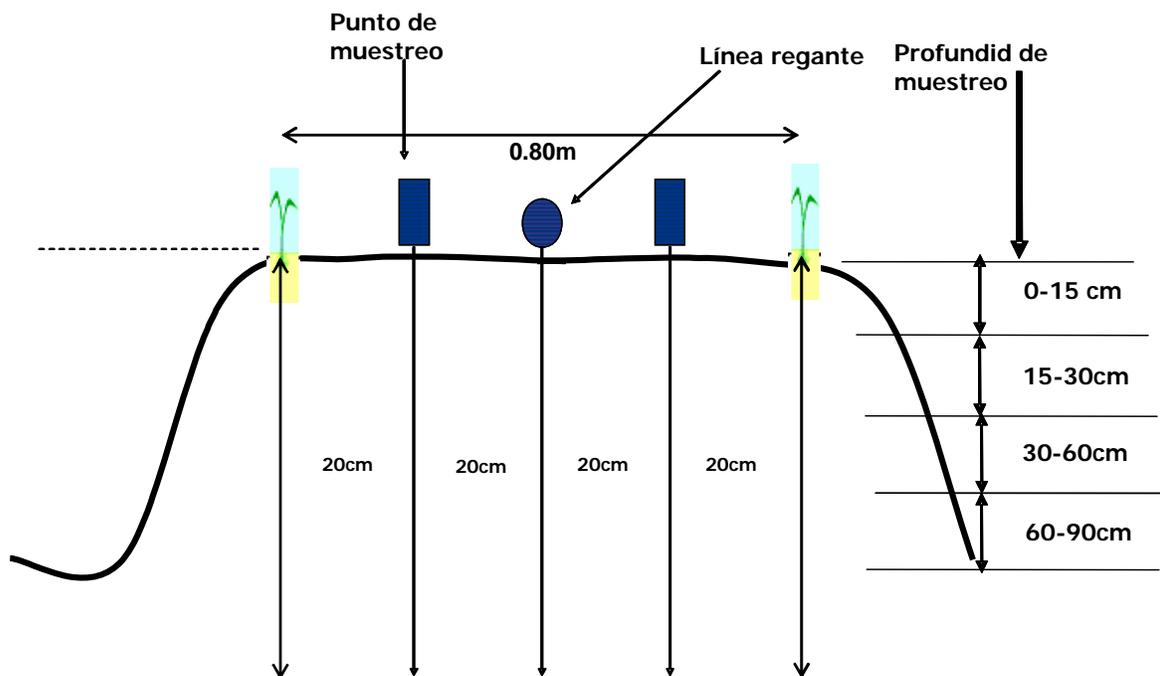


Figura 7. Colocación del gotero y puntos de muestreo en el perfil de suelo del sistema de riego por goteo.

7.2.4. Biomasa

Para el análisis de biomasa al inicio del ciclo de cultivo se tomaron muestras de la semilla que se utilizó para la siembra del cultivo, mientras que para la biomasa al final del cultivo se tomaron las muestras de planta al final del cultivo justo en la cosecha en los mismos puntos de muestreo que el suelo a los 20 y 80 m del inicio del surco tanto para el sistema de riego por goteo como para el sistema de riego por gravedad.

7.3. Análisis químicos

En la Tabla 5 se muestran las características generales de las técnicas analíticas utilizadas en este experimento, el límite de detección y el coeficiente de variación se calcularon con base a la repetición por sextuplicado de cada una de las soluciones estándar y/o muestras, a diferentes concentraciones. De cada seis resultados se obtuvo el promedio y la desviación estándar (σ_{n-1}). El coeficiente de variación se calculó usando la siguiente fórmula $CV = (\sigma_{n-1}/\bar{x}) \times 100$, y el límite de detección se definió como $3\sigma_{n-1}$ en los sextuplicados de concentración más baja para un $n \geq 6$ (Miller y Miller, 1989).

Los valores de las muestras de las diferentes variables menores al límite de detección, para cada una de las técnicas, fueron sustituidos por el límite de detección.

Tabla 5. Características de las técnicas analíticas utilizadas en este estudio.

Tipo de muestra	Parámetro	Límite de detección ($\mu\text{mol/L}$ ó $\mu\text{mol/kg}$)	Coefficiente de variación (%)	Interferencias
Agua	N total	0.3	2.2	El grado de pureza de los reactivos
	Nitratos	0.03	1.9	No se presentan interferencias
	Nitritos	0.03	1.6	Presencia de aminas aromáticas, el cobre (cantidades > 0.5 mg/L), el ion yoduro (cantidades > 0.1 mg/L), la materia en suspensión y el color de la muestra
	Amonio	2.7	16	Presencia de iones de mercurio (cantidades > 5 mg/L)
	P total	0.4	27	Presencia de silicatos y arsenato
	Ortofosfatos	0.3	20	Presencia de silicatos, arsenato y sulfuro de hidrogeno
Sedimento	N total	0.3	1.8	
	P total	0.4	20	Presencia de silicatos y arsenato
Planta	N total	0.3	1.8	
	P total	0.3	16	Presencia de silicatos y arsenato

7.3.1 Análisis de las muestras de agua

En las muestras de agua se analizaron el amonio, nitritos, nitratos y nitrógeno total de las especies del nitrógeno, y ortofosfatos y fósforo total de las especies del fósforo. Las muestras analizadas consideradas fueron el agua de riego, agua de lluvia, agua de escurrimientos superficiales y el agua intersticial o subsuperficial a profundidades de 15, 30, 60 y 90 cm.

7.3.1.1. Determinación de nitrógeno y fósforo total en agua

En el estudio de la oxidación de los compuestos de nitrógeno con persulfato en un medio alcalino, se observa que todas las especies de nitrógeno se oxidan hasta nitrato y que los enlaces orgánicos de fósforo son completamente descompuestos a fosfato (Grasshoff, et al., 1983). Este procedimiento fue introducido por Koroleff (1977) y sigue siendo usado en trabajos de rutina, consiste

en agregar 5 mL de solución oxidante (mezcla de persulfato de potasio, ácido bórico e hidróxido de sodio) a 50 mL de muestra (estándar o blanco), y esta mezcla es puesta a digerir en autoclave al menos por media hora a 115°C (240°F). Del total del volumen (55 mL) de la muestra oxidada, 5 mL son tomados para la determinación de nitrógeno total como nitrato (la muestra es tratada en una columna de cadmio-cobre reductora), y los 50 mL restantes para la determinación de fósforo total como fosfatos.

7.3.1.2. Determinación de nitratos

Se basa en la reducción semicuantitativa (90 a 95%) de nitratos a nitritos, en una columna de limaduras de cadmio cubiertas con cobre coloidal. La reacción que se lleva a cabo es la siguiente (Grasshoff, et al., 1983):



Se agrega a la muestra una disolución de cloruro de amonio con objeto de producir un efecto buffer en la disolución y formar un complejo con el cadmio que ha sido oxidado durante la reducción de nitrato.



Una vez que las muestras pasan por la columna de cadmio estas son tratadas posteriormente de acuerdo al método para la determinación de nitritos.

7.3.1.3. Determinación de nitritos

La determinación de nitritos se lleva a cabo por el método colorimétrico descrito en Strickland y Parsons (1972), en el cual el nitrito se hace reaccionar con

sulfanilamida en solución acida, al compuesto que se forma se le hace reaccionar con N-1-naftiletildiamina (NED), el cual produce una coloración rosa debido al compuesto azoico. Una vez producida la coloración se lee la absorbancia de la muestra a una λ de 543 nm.

7.3.1.4. Determinación de amonio

La determinación de nitrógeno amoniacal se basa en la técnica de Solórzano (1969). El método consiste en tratar el agua en un medio alcalino de citrato de sodio con hipoclorito para crear condiciones oxidantes, en presencia de fenol y nitroprusiato de sodio como catalizador. El azul de indofenol formado con el amoniaco se mide por su absorbancia a 640 nm. La concentración de nitrógeno amoniacal de la muestra se calculó usando el método de adición de estándares.

7.3.1.5. Determinación de ortofosfato disuelto y fósforo total

La determinación de las concentraciones de fósforo reactivo y fósforo total en el agua se realizó por el método colorimétrico con molibdato de amonio como lo describe Strickland y Parsons (1968).

La misma muestra que se sometió a la digestión para el análisis de nitrógeno total, se analiza para obtener el fósforo total. El fosfato presente, más el producido por la digestión ácida en la muestra reaccionan con el molibdato para formar el complejo amonio molibdofosfato, una reducción controlada de este compuesto produce un complejo azul de molibdeno.

En este método se agrega una disolución de molibdato de amonio en ácido sulfúrico y una disolución de ácido ascórbico a la disolución de la muestra. Primero se forma el complejo amarillo de ácido fosfomolibdico (amonio

molibdofosfato), al tratar con un agente reductor como el ácido ascórbico, el complejo ácido se reduce a azul de molibdeno. Normalmente la reducción es lenta, pero la adición de un catalizador, en este caso tartrato de antimonio hace que se lleve a cabo rápidamente la reducción. La cantidad de azul de molibdeno formado es proporcional a la concentración de fósforo como ortofosfatos presentes en la muestra se mide por su absorbancia a 880 nm. (Rosales-Hoz, 1979).

7.3.2 Análisis de suelos y plantas

En las muestras de suelos y plantas se determinó nitratos, nitrógeno total y fósforo total en el caso de los primeros se muestreó antes de la adición de fertilizantes y justo después de la cosecha, y en el caso de planta se analizó la semilla de siembra y la biomasa cosechada en las siguientes partes; fruto, olote, follaje y tallo, para todas las muestras se siguió el mismo procedimiento.

7.3.2.1. Determinación de fósforo total en sedimento y planta

La determinación de fósforo total se realizó de acuerdo al método de Aspila et al., (1976) el cual consiste en colocar 0.3 g de muestra liofilizada y molida en un crisol a peso constante, posteriormente se coloca en la mufla durante 2 horas a 550°C, se deja enfriar en un desecador, enseguida se diluyen las cenizas con HCl 1M, colocándose en baño sónico por 10 a 15 minutos seguido de centrifugación a 3000 rpm durante 15 minutos una vez separado el sobrenadante ácido, éste se utilizó para luego determinar el fósforo, a partir de alícuotas de modo tal que al hacer las diluciones apropiadas el fósforo es determinado colorimetricamente por medio de la técnica descrita por Rosales-Hoz (1979).

7.3.2.2. Determinación de nitrógeno total en sedimento y planta

La determinación de nitrógeno total se realizó con la técnica de microkjeldahl. El método Kjeldahl sirve para determinar el contenido de nitrógeno en muestras orgánicas e inorgánicas. Se basa en la digestión de la muestra en ácido sulfúrico concentrado a ebullición con la adición de un catalizador. La muestra se digiere hasta disolución y oxidación, el nitrógeno contenido en la muestra se convierte a sulfato de amonio. Añadiendo un exceso de disolución de hidróxido de sodio, el ion amonio es liberado en forma de amoníaco, destilado y recogido sobre una solución de ácido bórico. El amoníaco recogido es determinado con una solución valorada de ácido sulfúrico (Bremner, 1965).

7.3.2.3. Determinación de nitratos en sedimento

La determinación de nitratos se realizó con la técnica de extracción con cloruro de potasio (Aguilar et al., 1987). La muestra es disuelta en una solución de KCl 2M y es puesta en agitación durante una hora a 250 rpm. Una vez cumplido el tiempo de agitación la muestra es centrifugada durante diez minutos a 3500 rpm, con la finalidad de sedimentar las partículas. Del extracto obtenido se toma una alícuota para la determinación de nitratos y la muestra fue tratada siguiendo el mismo procedimiento que se utilizó para la determinación de nitratos en agua.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1. Agua de riego

En áreas áridas, la irrigación es necesaria para la producción de los cultivos porque se presentan muy pocas o nulas lluvias durante su desarrollo y crecimiento. Los métodos de irrigación más comúnmente usados son la irrigación superficial (surcos, bordes, cuadro), irrigación por aspersión (movimiento periódico, movimiento continuo) y micro irrigación (micro regadoras, emisores de goteo, cinta de goteo). El agua aplicada por irrigación se infiltra en el suelo y algunas veces corre fuera del campo (Hanson y Trout, 2001). En este estudio se utilizó irrigación superficial por surcos y micro irrigación con cinta de goteo. El agua de riego que se utilizó es de origen superficial proveniente de la presa José López Portillo, la cual tiene una capacidad de almacenamiento de 2,250 millones de m³, que es transportada por el río San Lorenzo y se distribuye por los canales de riego (CNA, 2006).

En el caso de riego por gravedad se efectuaron tres riegos a lo largo del cultivo (Tabla 6), el segundo riego tuvo un volumen promedio ligeramente mayor que el primer riego y el de menor volumen fue el tercer riego aplicado.

Tabla 6. Volumen de agua aplicado (m³/ha) en el sistema de riego por gravedad.

Bloque	Fecha de irrigación			Volumen Total
	22-Mar-2005	13-Abr-2005	27-Abr-2005	
I	876	1153	796	2825
II	1162	1152	685	2999
III	1155	1105	814	3074
IV	964	1046	694	2704
Promedio	1039 ± 142	1114 ± 50	747 ± 67	2900 ± 167

El aporte de nitrógeno total por medio del agua de riego a lo largo del ciclo de cultivo en el sistema de gravedad fue de 3.6 ± 0.09 kg N /ha mientras que de fósforo total fue de 0.11 ± 0.01 kg P /ha, estos cálculos se realizaron multiplicando la concentración de nitrógeno y fósforo total (1.3 ± 0.7 y 0.04 ± 0.01 mg/L respectivamente) por el volumen de agua aplicado en cada riego y después se sumaron los aportes de los tres riegos, obteniéndose el aporte total de estos nutrientes por el agua de riego. Ju et al. (2006) obtuvieron flujos en el agua de irrigación entre 0.4 y 18.1 kg N/ha en la provincia Shandong en el norte de China. En un estudio realizado por Domingo et al., (2003) se encontraron concentraciones de nitratos en el agua de riego para un cultivo de maíz de 5 mg N/L en el noroeste de Cataluña, España. Para este experimento el promedio de nitratos en el agua de riego fue 0.3 ± 0.04 mg/L.

En la Tabla 7 se muestra la concentración promedio (de los cuatro bloques) de las diferentes formas de nitrógeno y fósforo analizadas en kg/ha, los valores obtenidos en este estudio son similares a los obtenidos en otros estudios tales como los mencionados en el párrafo anterior.

Tabla 7. Aportación de nutrientes en el agua de riego a lo largo del ciclo de cultivo en el sistema de riego por gravedad

Parámetro	Promedio kg/ha	Desviación
Amonio	0.018	0.010
Nitritos	0.002	0.0002
Nitratos	0.119	0.070
NID	0.139	0.071
N total	3.573	0.088
Ortofosfatos	0.095	0.012
P total	0.110	0.009

En el sistema de riego por goteo el agua es irrigada constantemente y dosificada a lo largo del cultivo, por lo que en este caso se aplicó la misma cantidad de agua en todos los bloques y para todos los tratamientos con un volumen total de 2270 m³/ha ligeramente menor a la cantidad de agua aplicada en el riego por gravedad que fue de 2900 ± 167 m³/ha. Para obtener el flujo de nitrógeno y fósforo de entrada en el agua de riego por goteo se tomó el promedio de las concentraciones del agua de las muestras de agua de riego por gravedad y se multiplicó por el volumen total de agua aplicado en este riego. En la Figura 8 se observan los promedios de los aportes de nitrógeno y fósforo total a lo largo del cultivo en el sistema de riego por goteo, el flujo de entrada para el nitrógeno por esta vía fue de 2.95 ± 0.15 kg/ha y para el fósforo 0.08 ± 0.01 kg/ha.

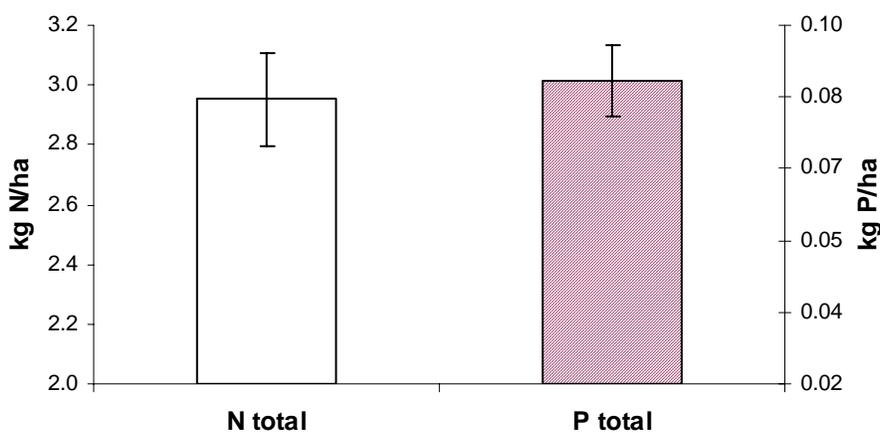


Figura 8. Nitrógeno y fósforo aportados por el agua de riego en el sistema de riego por goteo (las líneas sobre las barras representan la desviación estándar)

En el análisis estadístico se encontró que si hay diferencias significativas en el aporte de nitrógeno y fósforo total por el agua de riego entre los dos sistemas de riego, siendo mayor el aporte en el sistema de riego por gravedad, mientras que entre los tratamientos no se encontraron diferencias significativas ni en las

interacciones del sistema de riego junto con los tratamientos. Este análisis fue realizado con el paquete estadístico SAS resultando valores normales y presentan homogeneidad de varianzas por lo que se aplicó el método de comparación de medias ANOVA para un diseño de bloques completos al azar.

8.2. Agua de Lluvia

La lluvia es la precipitación de importancia prioritaria para las fuentes no puntuales de contaminación, las características de la lluvia que son importantes para las fuentes no puntuales de contaminación incluyen intensidad, duración, cantidad, tamaño y distribución de las gotas, la energía de las gotas de lluvia, y la frecuencia en que ocurre (Laws, 1941). Los escurrimientos superficiales ocurren cuando la capacidad de infiltración del suelo es excedida por la tasa de precipitación (Linsley, et al., 1988). En la Tabla 8 se describe la composición del agua de lluvia recolectada durante el ciclo de cultivo, así como el aporte de nutrientes de cada evento de lluvia a lo largo del cultivo.

Tabla 8. Aporte derivado de la precipitación y contenido de N y P en el agua de lluvia recolectada a lo largo del ciclo de cultivo.

Agua de lluvia		Concentración (mg/L)	Aportes de la precipitación (kg/ha)
Fecha de precipitación (Día 31) 26-Ene-2005 13.4 mm	Amonio	0.07	0.01
	Nitritos	< 0.001	< 0.0001
	Nitratos	0.089	0.01
	NID	0.16	0.02
	N total	1.36	0.18
	Ortofosfato	0.002	0.0003
	P total	0.04	0.005
Fecha de precipitación (Día 64) 28-Feb-2005 137.6 mm	Amonio	0.07	0.10
	Nitritos	< 0.001	< 0.001
	Nitratos	0.089	0.12
	NID	0.16	0.22
	N total	1.36	1.87
	Ortofosfato	0.002	0.003
	P total	0.04	0.055

El flujo de nitrógeno y fósforo total aportados por el agua de lluvia durante el ciclo de cultivo se muestran en la Tabla 9. En este estudio solo se presentaron dos eventos de lluvia durante el ciclo de cultivo, en las fechas indicadas que fueron durante los primeros días del ciclo de cultivo, la cantidad de agua aportada por la lluvia no produjo escurrimientos.

Tabla 9. Flujos de N y P suministrados a través del agua de lluvia a lo largo del ciclo de cultivo para los dos sistemas de riego.

Agua de lluvia		Flujo (kg/ha)
Precipitación húmeda	N total	2.05
	P total	0.06

La concentración de fósforo en el agua de lluvia es variable. Valores de fósforo total registrados fluctúan desde 50 µg P/L (Hutchinson et al., 1950) hasta por encima de 80 µg P/L (Wiebel et al., 1996) y de 10-100 µg P/L (Rigler, 1974). En un estudio realizado por Campo et al. (2001) se encontraron concentraciones de P en el agua de lluvia con un valor promedio de $0.03 \pm <0.01$ mg/L en una zona de bosque seco tropical en México.

Ceron et al. (2002) investigaron la composición química del agua de lluvia en la península de Yucatán, encontrando que la concentración promedio para sus muestras fue de 3.31 ± 0.71 y 0.10 ± 0.01 mg/L de N-NO_3^- y N-NH_4^+ respectivamente. En un estudio realizado por Estrada-Botello et al. (2001) se encontraron concentraciones de nitrógeno inorgánico ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) de 0.33 mg/L. La mayoría de estos niveles son comparables a los resultados obtenidos en este estudio.

8.3. Agua de escurrimientos superficiales

Los escurrimientos, o flujo de agua sobre la tierra, comprende los volúmenes de agua que se pueden mover a través del flujo sobre la tierra, estos flujos son espacialmente variados, usualmente inconstantes, y no uniformes. El potencial de escurrimiento de una superficie se basa en las características del suelo y las condiciones del uso de la tierra (Wolfe, 2001). Los escurrimientos superficiales ocurren cuando la tasa de aplicación de agua excede a la infiltración (Hanson y Trout, 2001).

Las muestras de agua de escurrimientos superficiales solo se obtuvieron para el caso de riego por gravedad, ya que en el riego por goteo se controló la cantidad de agua suministrada y como se mencionó anteriormente no hubo escurrimientos superficiales con el agua de lluvia, por lo que se realizaron tres muestreos de agua de escurrimientos superficiales que coinciden con la aplicación de los riegos. Para obtener los valores totales de los flujos de nitrógeno y fósforo en el agua de escurrimiento superficial se calculó el aporte en kg/ha de nitrógeno y fósforo de los escurrimientos en cada riego y posteriormente se sumaron las tres cantidades para obtener el flujo de los nutrientes aportados en los tres riegos. Los datos de fósforo y nitrógeno total obtenidos fueron analizados estadísticamente por el método de comparación de medias de ANOVA (ya que tuvieron un comportamiento normal y presentaron homogeneidad de varianzas), para un diseño de bloques completos al azar no encontrándose diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las tasas de fertilización aplicadas tanto para el caso de nitrógeno como para el fósforo.

En la Tabla 10 se muestran los flujos de salida por escurrimientos superficiales de nitrógeno y fósforo en sus diferentes formas químicas para los tres niveles de fertilización.

Tabla 10. Flujos de salida de N y P a través del escurrimiento superficial del riego por gravedad a lo largo del ciclo de cultivo en el sistema de riego por gravedad (kg/ha).

Dosis aplicada	Parámetro analizado	Promedio	Desviación estándar
200 kg N/ha 60 kg P/ha	Amonio	0.0032	0.0026
	Nitritos	0.0105	0.0091
	Nitratos	0.685	0.428
	NID	0.699	0.439
	N total	4.689	2.604
	Ortofosfatos	0.0072	0.004
	P total	0.0082	0.0044
300 kg N/ha 60 kg P/ha	Amonio	0.0026	0.0028
	Nitritos	0.0091	0.0065
	Nitratos	0.428	0.533
	NID	0.439	0.541
	N total	2.604	3.365
	Ortofosfatos	0.004	0.0033
	P total	0.0044	0.006
400 kg N/ha 60 kg P/ha	Amonio	0.0086	0.0076
	Nitritos	0.0236	0.0202
	Nitratos	1.206	0.849
	NID	1.239	0.869
	N total	8.432	6.465
	Ortofosfatos	0.0072	0.0043
	P total	0.0089	0.0051

8.4. Agua intersticial

Los contaminantes que son solubles en agua, tales como fósforo, nitratos y pesticidas son disueltos en el agua del suelo, y por percolación pueden moverse a través de la zona de raíz y potencialmente hacia las aguas subterráneas. En agricultura, la lixiviación usualmente se define como el movimiento del agua lejos de la zona de raíz. La lixiviación ocurre más fácilmente cuando la humedad del suelo es cercana a la capacidad de campo y el movimiento del agua es principalmente por gravedad. La lixiviación es concerniente a las fuentes no puntuales porque hay disolución de constituyentes, tales como nitratos y residuos de pesticidas, que son transportados con el lixiviado. La lixiviación es también usada para referirse al movimiento hacia abajo de líquidos de escurrimientos y

estancamientos de desechos almacenados y lagunas, y otras fuentes potenciales de contaminación de aguas subterráneas (Wolfe, 2001).

Una porción del perfil subsuperficial ilustra una serie de zonas subsuperficiales a través de las cuales se puede mover el agua. La zona vadosa esta comprendida entre la zona de raíz y la zona no saturada extendiéndose hacia la zona saturada (Figura 9). La zona de raíz es usualmente insaturada, excepto durante los periodos de alta infiltración de precipitación o irrigación. El espesor de la zona no saturada varía debido a la geología, estación, y otros factores. Debajo de la zona vadosa esta la zona saturada, o agua subterránea, en la cual todos los poros son llenados con agua, la línea por encima de la zona vadosa es el nivel freático (Wolfe, 2001).

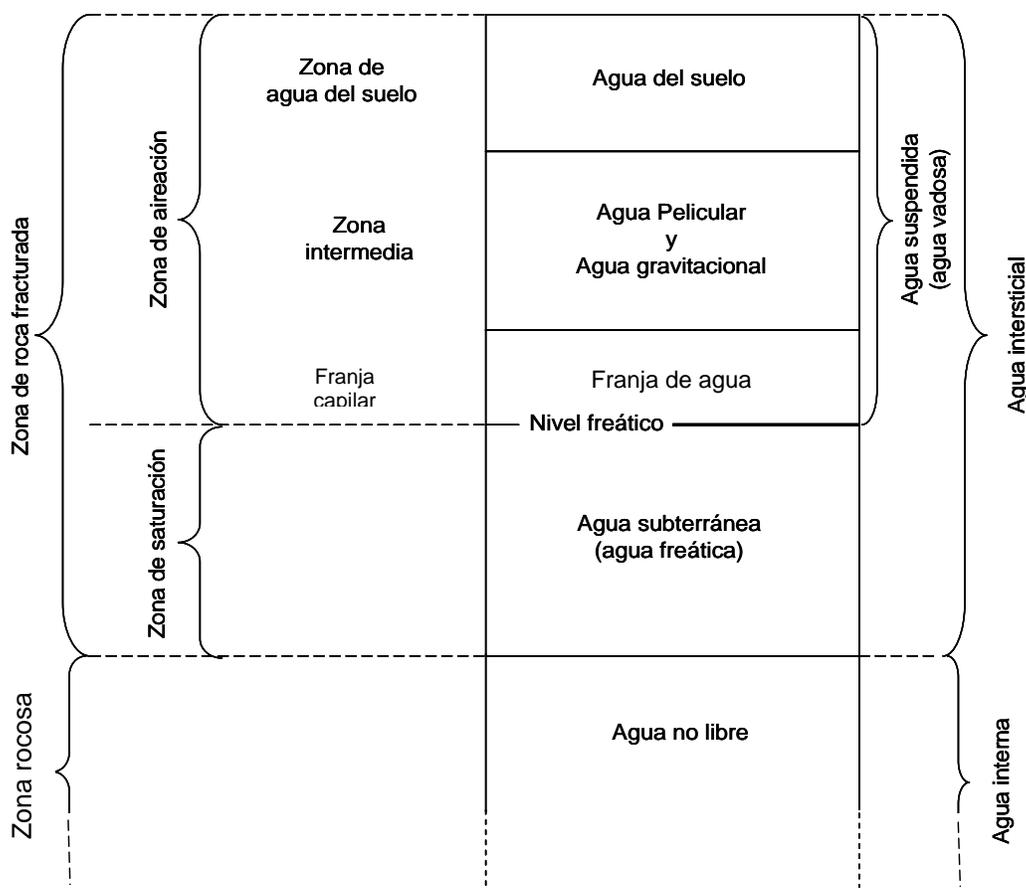


Figura 9. División del agua superficial (Ritter y Shirmohammadi, 2001).

En el agua intersticial se tomaron muestras a diferentes profundidades (15, 30, 60 y 90 cm) y diferentes distancias a lo largo del surco o cama de siembra (20 y 80 m del inicio de surco o cama), a estas muestras se les analizó tanto el nitrógeno y fósforo inorgánico como el orgánico.

La forma química de nitrógeno inorgánico predominante en estas muestras de agua fueron los nitratos, los cuales presentaron gran variabilidad (0.03-533 mg N/L H₂O), siendo las concentraciones de amonio y nitritos prácticamente despreciables en comparación con las de nitratos (en un orden de hasta 100 veces menor). Sin embargo, las concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) estuvieron muy por debajo de las concentraciones de nitrógeno total siendo del orden de 1 a 10 veces NID y nitrógeno total (0.35-13300 mg N/L H₂O).

8.5. Suelo

En las muestras de suelo se analizaron nitratos, nitrógeno y fósforo total, como se explicó anteriormente, el muestreo se hizo por secciones de 0-15, 15-30, 30-60 y 60-90 cm de profundidad y se muestreo al inicio (antes de la adición de fertilizantes) y al final (después de la cosecha) del cultivo. Para obtener el resultado de todo el paquete de suelo (0-90cm), primero se obtuvieron los datos de densidad aparente de cada sección de suelo y se calculó con esto los kg de N y P para cada sección de suelo, y posteriormente se sumaron los resultados para obtener el contenido de nitrógeno y fósforo en todo el paquete de suelo.

8.5.1. Nitrógeno total en suelos

El contenido de N en el suelo estuvo en el rango de 4856 a 5170 kg N/ha, para todos los tratamientos al inicio, y al final entre 3476–4148 kg N/ha. Estos valores son similares a los encontrados por Antikainen et al. (2005), en un estudio sobre los stocks y flujos de N y P en Finlandia. Ellos encontraron que los suelos agrícolas contienen cerca de 6270 kg N/ha en la capa de suelo de 20 cm de espesor. Gentry et al., (1998) realizaron un estudio sobre pérdidas de nitratos en cultivos de maíz y soya encontrando contenidos de N en el suelo de 7750 kg N/ha por encima de los 50 cm de profundidad.

Los datos fueron analizados con el paquete estadístico SAS; se utilizó el método de comparación de medias ANOVA para un diseño de bloques completos al azar con submuestreo, ya que los datos tuvieron un comportamiento normal y presentaron homogeneidad de varianzas.

En la Figura 10 se muestra el contenido de N en el suelo al inicio y al final del cultivo, para los dos tipos de riego (goteo y gravedad) y para las tres dosis de fertilizante aplicado (200, 300 y 400 Kg N/ha). En este grafico se observa que antes de la adición de fertilizantes no hay diferencias significativas en la concentración de nitrógeno total del suelo entre los diferentes tipos de riego y dosis de fertilización por lo que se puede asumir homogeneidad en los suelos antes de iniciar con el experimento. Al final del experimento la concentración del suelo muestra una disminución significativa con respecto al inicio para todas las dosis de fertilización y los dos tipos de riego, siendo más marcada para el riego por gravedad que para el riego por goteo. Lo que refleja pérdida de N del suelo. Esto puede deberse a que en el riego por gravedad hay un mayor arrastre del nutriente por el flujo vertical hacia abajo debido a los volúmenes de agua aplicados.

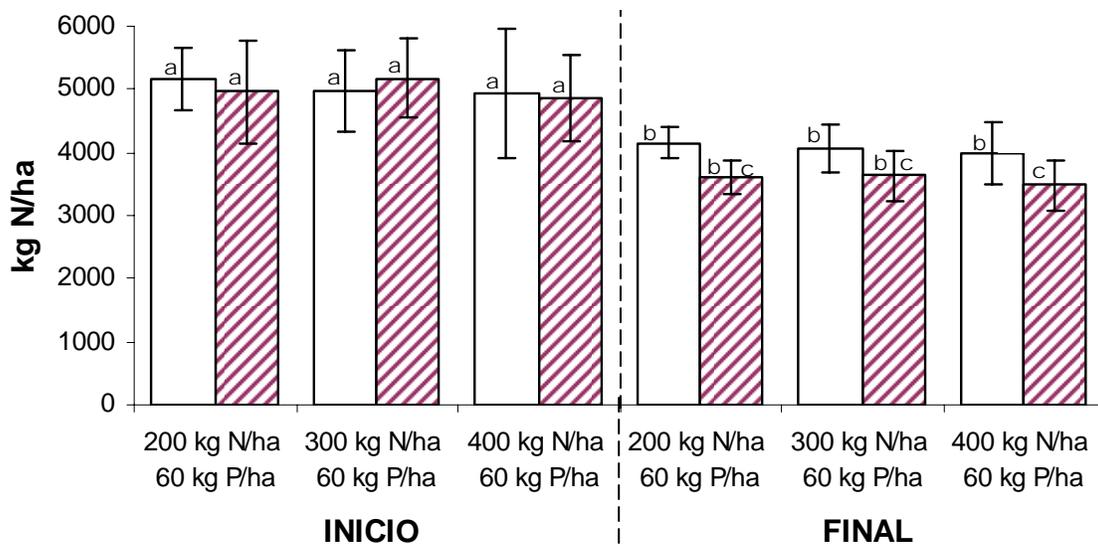


Figura 10. Interacción entre los efectos de riego y dosis de fertilizante aplicada de nitrógeno total en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final) en los dos sistemas de riego y para las tres dosis de fertilización (las letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$), siendo $a > b > c$; goteo \square , gravedad \square , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

En la Figura 11 se observan el promedio de los contenidos de nitrógeno en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha para los dos sistemas de riego. Al iniciar y al finalizar el experimento no se encontraron diferencias significativas en la concentración de N en el suelo entre los dos tipos de riego. Sin embargo, si se encontraron diferencias significativas entre la concentración de N total en el suelo al inicio y al final del cultivo, siendo menor la concentración al final del experimento, lo que refleja pérdida de nitrógeno del suelo.

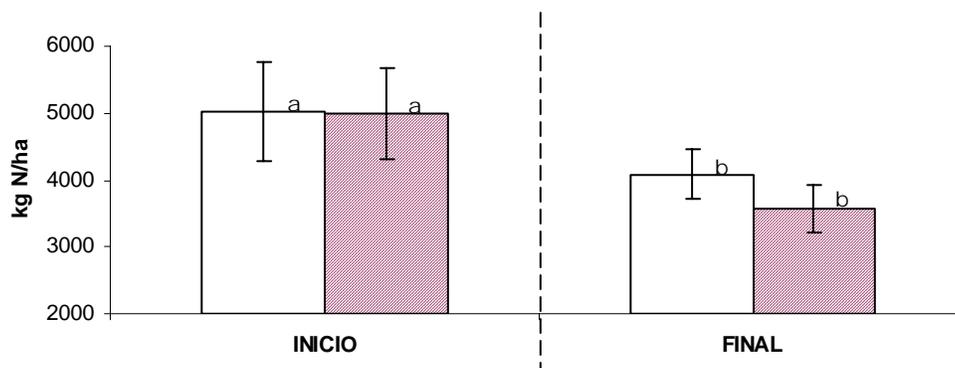


Figura 11. Efecto de los dos sistemas de riego sobre el contenido de nitrógeno en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha (goteo \square , gravedad \square , letras diferentes indican diferencias significativas, siendo $a > b$, las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

No se encontraron diferencias significativas entre las diferentes dosis de fertilización aplicada ni al inicio ni al final del cultivo, mientras que si se presentan diferencias significativas en la concentración de nitrógeno en el suelo entre el inicio y el final del cultivo (Figura 12).

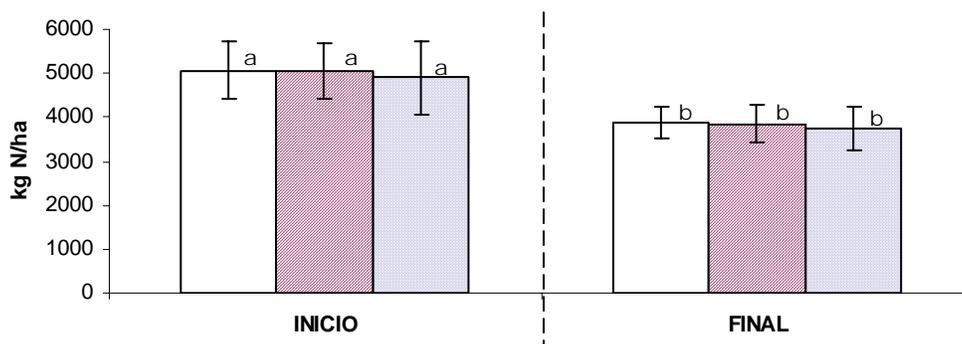


Figura 12. Efecto de la dosis de fertilización sobre el contenido de nitrógeno en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha (□ 200, ▨ 300 y ▩ 400 kg N/ha letras diferentes indican diferencias significativas, siendo a > b, las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

8.5.2. Nitratos en suelos

Entre 20 y 70% del nitrógeno aplicado es absorbido e incorporado por las plantas (Coppock y Meyer, 1980). El nitrógeno restante puede ser denitrificado, incorporado dentro del suelo como materia orgánica, o lixiviado en forma de nitrato (Hanson y Trout, 2001). El nitrato se mueve rápidamente en el suelo junto con el agua debido a que hay repulsión por estar cargado negativamente al igual que las partículas del suelo (McNeal y Pratt, 1978).

Las pérdidas de nitratos a través de la lixiviación de los campos agrícolas constituye una creciente preocupación debido a los elevados niveles de $N-NO_3^-$ encontrados en el agua subterránea de muchos países (van der Ploeg et al, 1997; Diez et al., 2000). En Alemania por ejemplo, en los cultivos agrícolas, las pérdidas de nitrógeno por lixiviación fueron de 45 kg N/ha, mientras que las pérdidas

gaseosas fueron menores a 20 kg N/ha, a pesar de que la inmovilización de nitrógeno en la parte superior del suelo ha gobernado los balances de nitrógeno desde aproximadamente los 60's (Nieder et al., 1995; Richter y Roelcke, 2000).

Las concentraciones de nitratos en el suelo encontradas en este experimento antes de la adición de fertilizantes fueron de 111 a 527 kg N/ha y entre 65 y 797 kg N/ha después de la cosecha. Estos valores concuerdan con lo encontrado por Ju et al., (2006) en un intervalo de contenido de nitratos en el suelo después de la cosecha (0-90 cm de profundidad) de 270-5038 kg N/ha en invernaderos de vegetales, 52-609 kg N/ha en campos de trigo, 120-844 kg N/ha en cultivos de maíz, y 32-2406 kg de N/ha en huertos de manzanas.

En la Figura 13 se muestran las concentraciones de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha, encontrando que al inicio del experimento no se presentaron diferencias significativas, mientras que al final si se encontraron diferencias significativas en el sistema de riego por goteo. En el sistema de riego por gravedad no hubo diferencias significativas entre las diferentes tasas de fertilización.

Por otra parte entre los dos sistemas de riego para la dosis de fertilización de 200 kg N/ha no hay diferencias significativas, mientras que para las dosis de 300 y 400 kg N/ha si hay diferencias significativas ($P < 0.05$). La mayor concentración de nitratos en el suelo fue para la dosis de fertilización de 400 kg N/ha del sistema de riego por goteo, seguida de la dosis de 300 kg N/ha del riego por goteo, no presentando diferencias significativas la dosis de 200 kg N/ha con respecto a las dosis de fertilización de riego por gravedad.

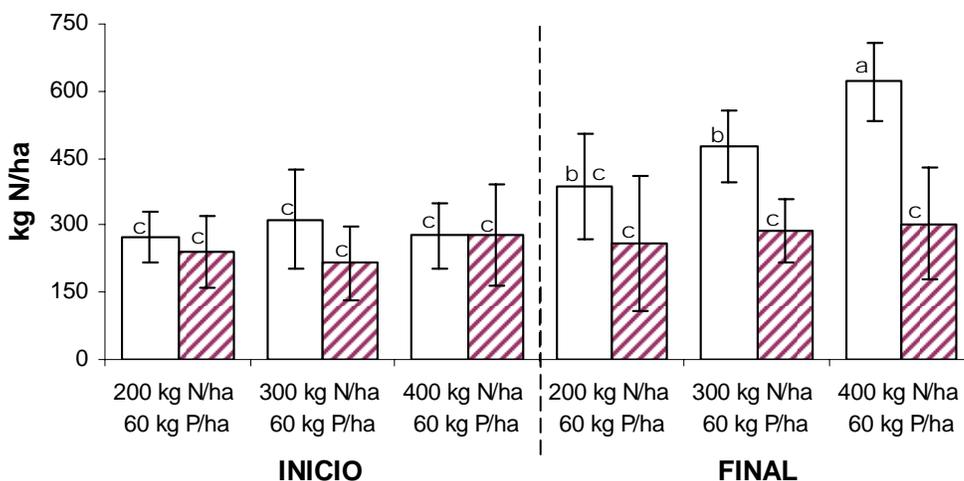


Figura 13. Interacción entre los efectos de riego y dosis de fertilizante aplicada de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final) en los dos sistemas de riego y para las tres dosis de fertilización (letras diferentes indican diferencias significativas, siendo $a > b > c$, goteo \square , gravedad ▨ , (las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

El efecto del sistema de riego por goteo en la concentración de nitratos al inicio del ciclo de cultivo no presentó diferencias significativas, pero si al final del ciclo de cultivo. La mayor concentración de nitratos en el suelo fue en el sistema de riego por goteo. Por otra parte, en el sistema de riego por goteo se presentaron diferencias significativas entre el inicio y el final del ciclo de cultivo, mientras que para el sistema de riego por gravedad no se presentaron diferencias significativas (Figura 14).

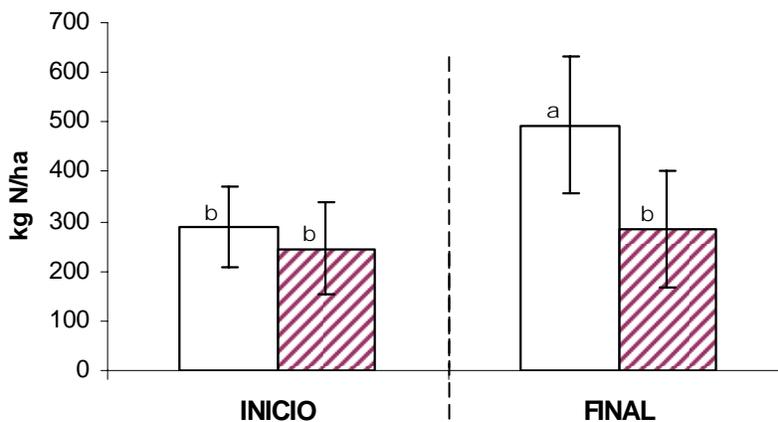


Figura 14. Efecto de los dos sistemas de riego sobre el contenido de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final); (letras diferentes indican diferencias significativas siendo $a > b$, goteo \square , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

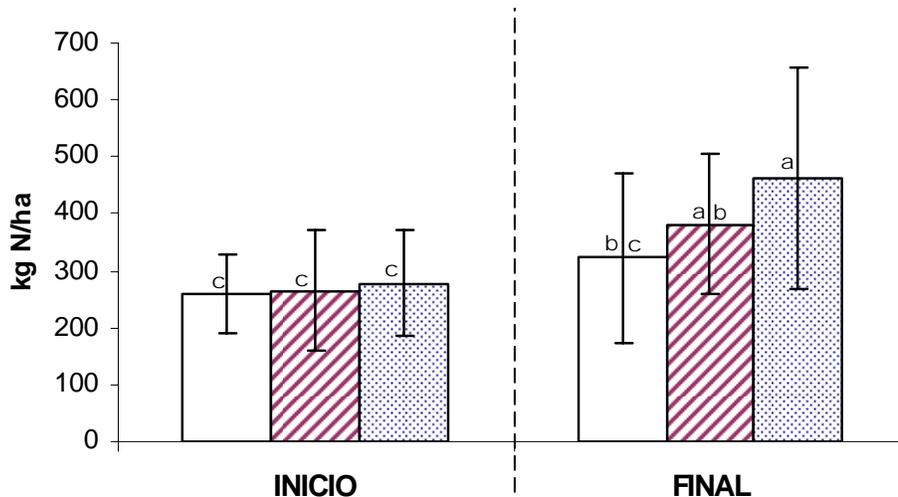


Figura 15. Efecto de la dosis de fertilización empleada en el contenido de nitratos en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final), (letras diferencias indican diferencias significativas siendo $a > b > c$, goteo □, gravedad ▨, las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

En la evaluación del efecto de la dosis de fertilización se observó que para el tratamiento de 200 kg N/ha no se presentaron diferencias significativas entre el inicio y el final del cultivo, mientras que para las dosis de 300 y 400 kg N/ha si se presentaron diferencias significativas. Al final del cultivo la concentración de nitratos en el suelo presentó diferencias significativas entre las dosis de fertilización siendo más alta para la dosis de 400 kg N/ha, como se muestra en la Figura 15.

8.5.3. Fósforo total en suelos

En la Figura 16 se muestran los promedios de la cantidad de fósforo contenidas al inicio y al final del cultivo para ambos riegos, goteo y gravedad, y para las tres dosis de fertilizante aplicada (200, 300 y 400 Kg N/ha), aunque no varió la cantidad de P aplicada (60 Kg P/ha), se requiere ver si la concentración de N afecta la disponibilidad del P.

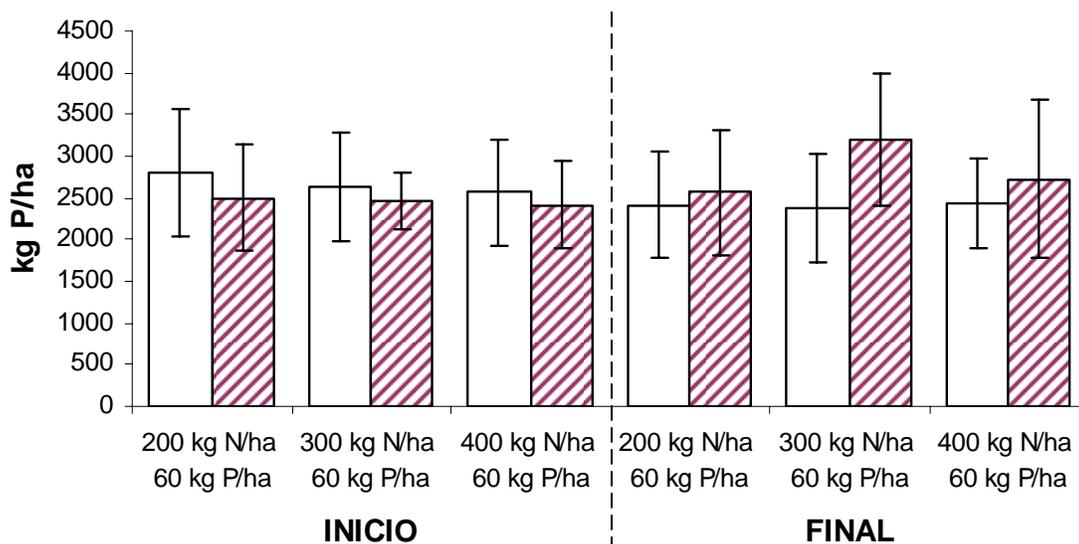


Figura 16. Interacción del contenido de fósforo en el suelo entre los efectos de riego y dosis de fertilizante aplicada de nitrógeno total en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final) en los dos sistemas de riego y para las tres dosis de fertilización (goteo □ , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

Los valores promedio de cada tratamiento de P observados al inicio estuvieron entre 2525 - 2789 kg P/ha mientras que al final se encontraron entre 2378 - 3091 kg P/ha. Antikainen et al. (2005) encontraron concentraciones de P total en el suelo de 1400-3700 kg P/ha en la capa de suelo de 20 cm en Finlandia. En el análisis estadístico se encontró que todos los datos son normales y presentan homogeneidad de varianzas por lo que se utilizó el método de ANOVA para la comparación de medias, para un diseño de bloques completos al azar con submuestreo. Se encontró que no hay diferencias significativas para este parámetro entre los tipos de riego, entre los tratamientos ni entre las interacciones antes de la adición de fertilizantes y después de la cosecha.

En las Figuras 17 y 18 se observan los contenidos promedio de fósforo en el suelo al inicio y al final del cultivo agrupados por sistema de riego y por dosis de fertilizante aplicado, respectivamente.

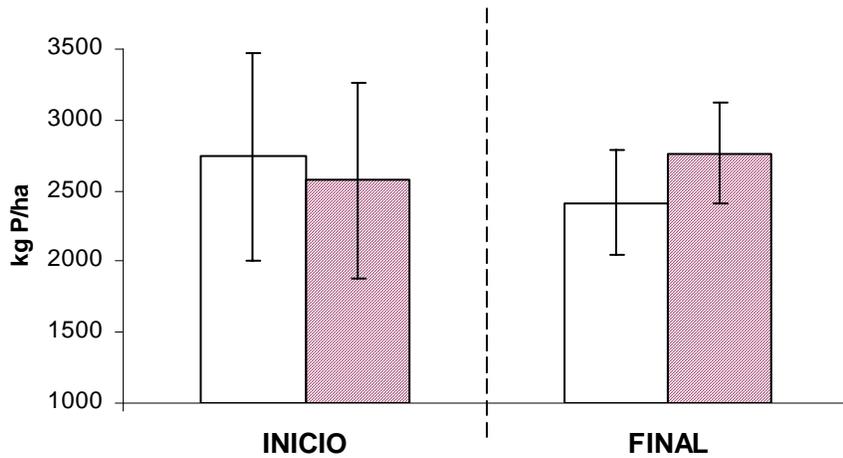


Figura 17. Efecto de los dos sistemas de riego sobre el contenido de fósforo en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final), (las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

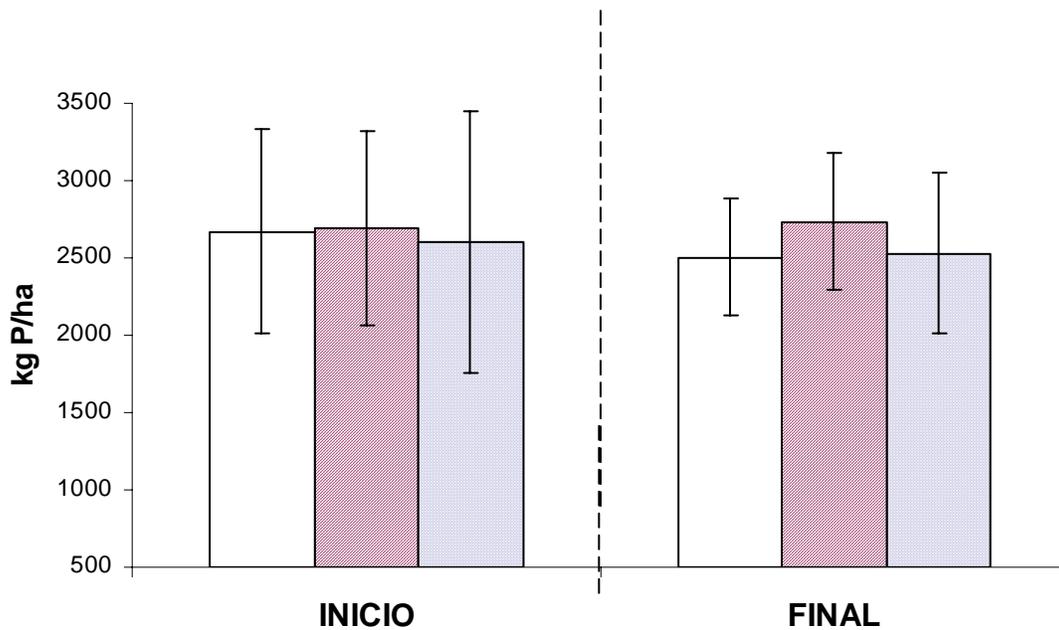


Figura 18. Efecto de la dosis de fertilización empleada en el contenido de fósforo en el suelo antes de la adición de fertilizantes (inicio) y después de la cosecha (final), (goteo □ , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

En el análisis estadístico realizado para estos grupos de datos no se encontraron diferencias significativas en el contenido de fósforo en el suelo entre

los dos sistemas de riego gravedad y goteo, ni en el contenido de fósforo total en el suelo entre las diferentes dosis de fertilización nitrogenada aplicadas. Esto es de esperarse debido a que solo se utilizó una dosis de fertilización fosfatada para todos los tratamientos, sin embargo se analizó su comportamiento para ver si influye la cantidad de nitrógeno añadida en la dinámica del fósforo.

8.6. Biomasa - cosecha

Los datos de nitrógeno y fósforo en biomasa se calcularon obteniendo la concentración y el porcentaje en peso de cada parte de la planta (fruto, tallo, espiga, hojas), de esta manera se obtuvo el contenido de nutrientes en toda la planta, después se calculó el número de plantas por hectárea (este dato se determina con la capacidad de siembra que tiene la maquina sembradora y tomando como base una hectárea), con estos datos se multiplicó la concentración del nutriente en la planta por el número de plantas y de esta forma se obtuvo el contenido de nitrógeno y fósforo en la biomasa.

8.6.1. Nitrógeno total en biomasa - cosecha

En la Figura 19 se muestran los contenidos de nitrógeno total en biomasa en los tratamientos de riego por gravedad y riego por goteo, el grupo de datos de nitrógeno total en biomasa paso la prueba de normalidad y presentaron homogeneidad de varianza por lo que se utilizó ANOVA para la comparación de medias de un diseño de bloques completos al azar con submuestreo con el paquete estadístico SAS, dando como resultado que no hay diferencias significativas entre los tipos de riego (Figura 20). Sin embargo, si se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 21), ya que las dosis de

fertilización de 300 y 400 kg N/ha presentaron diferencias con respecto a la dosis de fertilización de 200 kg N/ha resultando superiores a este tratamiento.

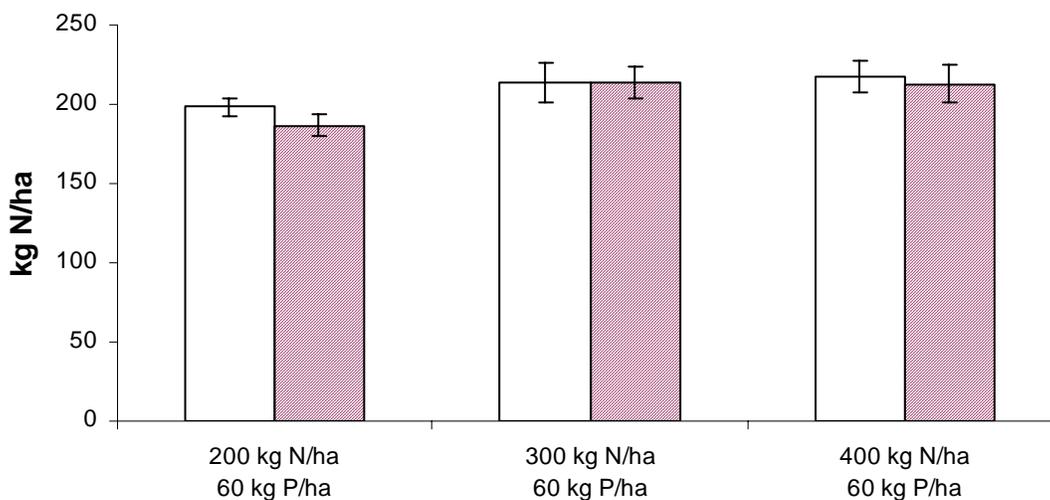


Figura 19. Contenido de nitrógeno total en la biomasa cosechada (fruto, tallo, espiga y hojas) para las diferentes dosis de fertilización y los dos sistemas de riego (goteo □ , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

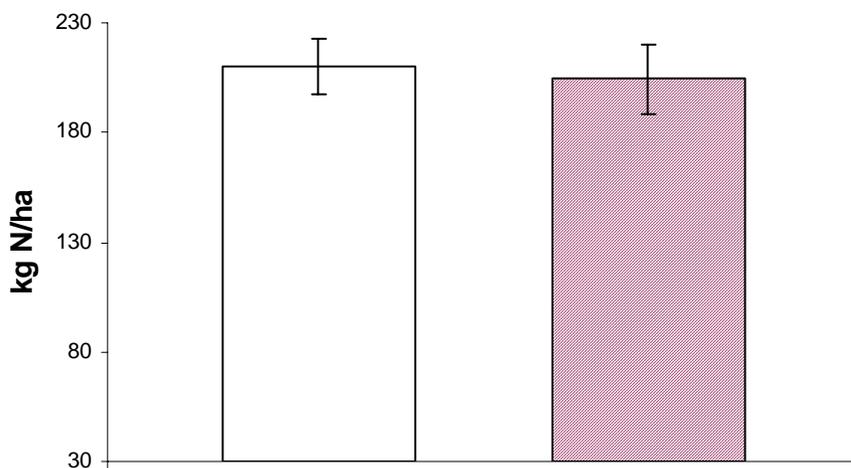


Figura 20. Efecto del sistema de riego en el contenido de nitrógeno total de la biomasa cosechada (goteo □ , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

Entre las interacciones también se presentaron diferencias significativas obteniendo la media mayor en el tratamiento de 400 kg N/ha con el sistema de riego por goteo, resultando estadísticamente igual a las medias de 300 y 400 kg N/ha para los dos sistemas de riego y siendo estadísticamente superiores a las medias de 200 kg N/ha de los dos sistemas de riego, entre los dos sistemas de riego para esta última dosis de fertilización no hay diferencia estadística. En el caso del sistema de riego por goteo la misma dosis solo presenta diferencia estadística con la media de 400 kg N/ha para el mismo sistema de riego.

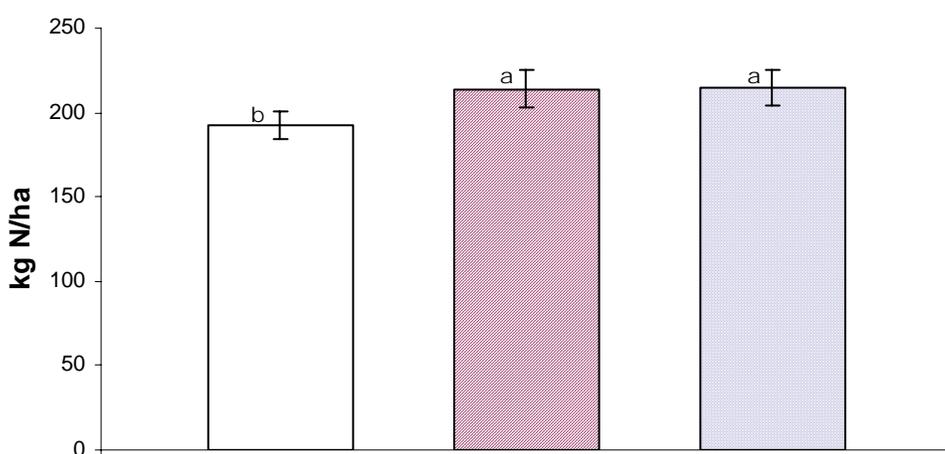


Figura 21. Efecto de la dosis de fertilización en el contenido de nitrógeno total de la biomasa cosechada (200 □, 300 ▨ y 400 ▩ kg N/ha, las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

8.6.2. Fósforo total en biomasa - cosecha

En la Figura 22 se muestran los contenidos de fósforo total en biomasa de ambos sistemas de riego, gravedad y goteo, para este grupo de datos se hizo la prueba de normalidad, dando como resultado que los datos son normales, y se realizó la prueba de Cochran's resultando que los datos presentan homogeneidad de varianzas por lo que se utilizó un ANOVA para la comparación de medias de

un diseño de bloques completos al azar con submuestreo, encontrándose que no hay diferencias significativas entre las interacciones entre el sistema de riego y las dosis de fertilización aplicadas, tampoco se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de riego empleados (Figura 23) y entre las dosis de fertilización aplicadas se presentaron diferencias entre la dosis de 200 kg P/ha con respecto a las de 300 y 400 kg P/ha, siendo ésta menor(Figura 24).

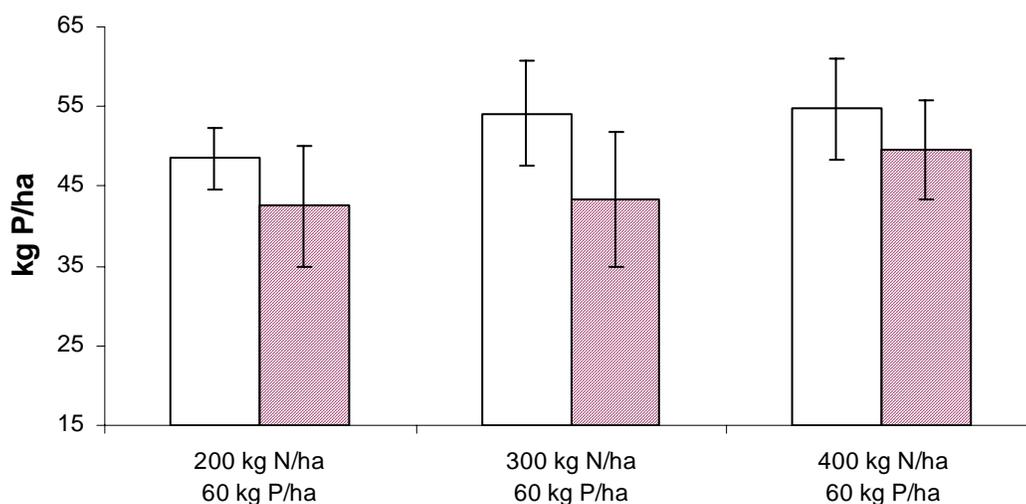


Figura 22. Contenido de fósforo total en la cosecha para las diferentes dosis de fertilización y los dos sistemas de riego (goteo □ , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

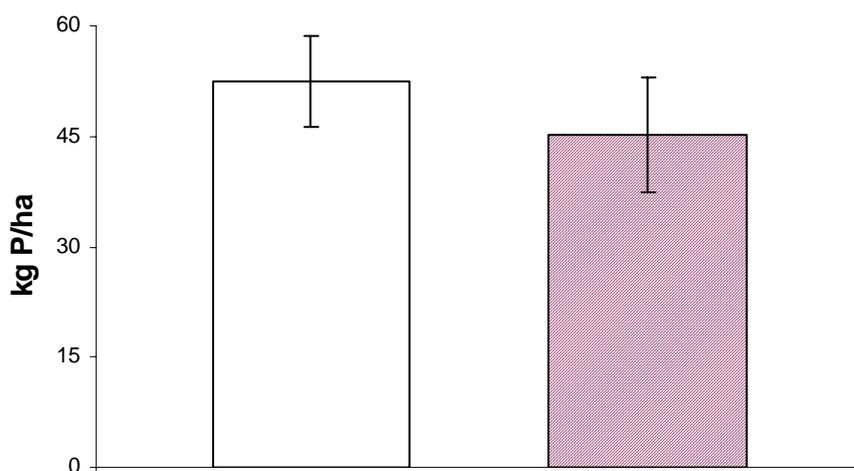


Figura 23. Efecto del sistema de riego en el contenido de fósforo total de la biomasa cosechada (goteo □ , gravedad ▨ , las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

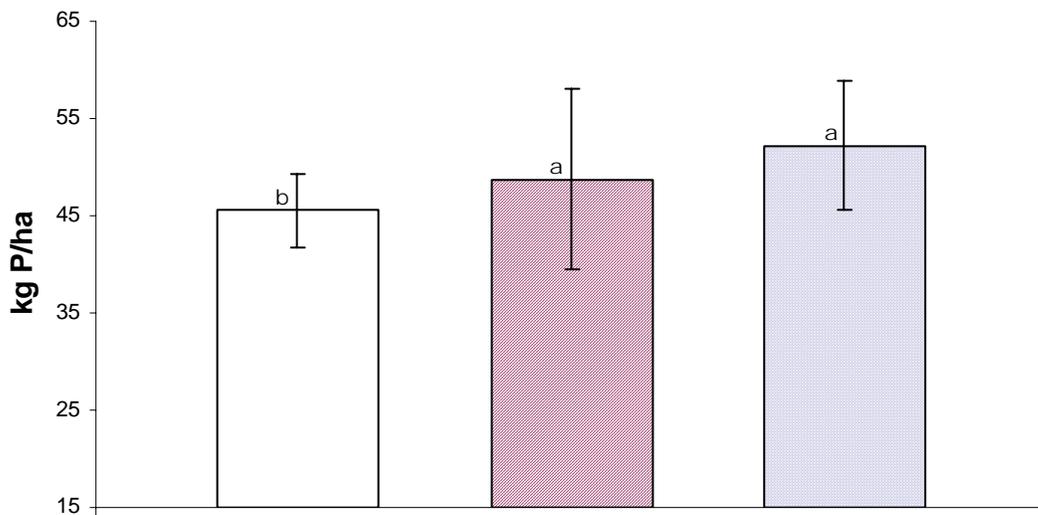


Figura 24. Efecto de la dosis de fertilización en el contenido de fósforo total de la biomasa cosechada (200 □, 300 ▨ y 400 ▩ kg N/ha, las líneas sobre las barras representan la desviación estándar).

8.7. Balance de masas

La dinámica del flujo de nutrientes en el cultivo agrícola y sus alrededores se puede representar con un balance de masas para el que se consideraron las siguientes rutas de entrada:

1. Los nutrientes aportados por el agua suministrada en los riegos
2. El ingreso de nutrientes por la precipitación tanto húmeda como seca
3. El material aportado por la semilla en la siembra
4. El contenido de nutrientes presentes en el suelo antes de iniciar el cultivo
5. Los nutrientes que aporta el fertilizante, y
6. La cantidad de nutrientes asociada con la fijación biológica desde la atmósfera

Este último es el más difícil de evaluar y se considera que la cantidad aportada por esta vía es despreciable dado que algunos fijadores libres, como *Azotobacter*, requieren hasta 100 unidades de equivalentes de glucosa por unidad de nitrógeno fijado. Por ello su significación agrícola es baja, la cual se incrementa considerablemente en el caso de la fijación simbiótica, como la establecida entre *Rhizobium* y las leguminosas, donde la relación disminuye de 6 a 12 unidades de glucosa consumidas por unidad de nitrógeno fijado. En este caso, además, la fuente de energía son los compuestos carbonados suministrados directamente por la planta derivados de la fotosíntesis, mientras que los fijadores libres han de tomarlos del suelo donde no existen en la cantidad y forma necesarias. Así de hecho, *Azotobacter* proporciona al suelo unos cientos de gramos de nitrógeno por hectárea/año y, en cambio, este valor sube en la asociación de *Rhizobium* con alfalfa, trébol, guisante o soja, a unos cientos de kilos. A pesar de estas diferencias, la fijación libre por sí sola representa a nivel global algo menos de la mitad del total de N₂ fijado por año, ya que la simbiótica, aunque sea más alta, está limitada a unas pocas especies vegetales, entre ellas, las leguminosas de gran importancia económica y social. Tal limitación es una desventaja a la hora del aprovechamiento integral de este proceso biológico, del que quedan fuera cultivos tan importantes como arroz, maíz o trigo (Bedmar et al, 2006).

Como rutas de salida se consideran las siguientes:

1. Los nutrientes que contienen los escurrimientos superficiales generados en el momento del riego o precipitación (para este caso en particular la precipitación no generó escurrimientos superficiales), esta ruta de salida sólo es considerada en el sistema de riego por gravedad, ya que en el sistema de riego por goteo no se generan
2. El egreso o recuperación de nutrientes en la biomasa cosechada

3. El contenido de nutrientes presentes en el suelo después de efectuarse la cosecha
4. El material que se pierde por volatilización (exportación de amonio y denitrificación) y que es llevado del suelo a la atmósfera, esta ruta se considera en el flujo del nitrógeno, ya que en el fósforo no se presenta, y
5. Los nutrientes que son arrastrados hacia abajo del suelo superficial por lixiviación y que son transportados hacia la zona vadosa y las aguas subterráneas.

Estos dos últimos son los parámetros más difíciles de evaluar, por lo cual se asume que la diferencia de las entradas menos las salidas involucra estas vías de salida. Por lo que las ecuaciones generales del balance entonces son:

$$\mathbf{R+P+S+Si+F+f = E+C+Sf+VD+L}$$
 (para el sistema de riego por gravedad)

$$\mathbf{R+P+S+Si+F+f = C+Sf+VD +L}$$
 (para el sistema de riego por goteo)

$$\mathbf{Nutriente\ surplus = (VD + L) = (R+P+S+f+Si+F) - (E+C+Sf)}$$

(N en el sistema de riego por gravedad)

$$\mathbf{Nutriente\ surplus = (L) = (R+P+S+f+Si+F) - (E+C+Sf)}$$

(P en el sistema de riego por gravedad)

$$\mathbf{Nutriente\ surplus = VD + L = (R+P+S+f+Si+F) - (C+Sf)}$$

(N en el sistema de riego por goteo)

$$\mathbf{Nutriente\ surplus = L = (R+P+S+f+Si+F) - (C+Sf)}$$

(P en el sistema de riego por goteo)

donde, **R** representa el suministro por el agua de riego, **P** es el suministro de la precipitación total, en el cual se incluyen los aportes de nutrientes por el agua de lluvia y los generados por la deposición seca, **S** es el contenido de nutriente en la semilla, **Si** es el presupuesto de nutrientes en el suelo antes de iniciado el ciclo de

cultivo, F es el aporte suministrado por los fertilizantes, f es la cantidad de nutrientes ingresada por la fijación biológica, E es la cantidad de nutrientes que se pierde en los escurrimientos superficiales, C es la cantidad de nutrientes que es ganada del sistema por la biomasa cosechada, S_f es el presupuesto de nutrientes en el suelo al finalizar el ciclo de cultivo, VD son los nutrientes que se exportan hacia la atmósfera por volatilización y denitrificación, y L es la cantidad de nutrientes que son arrastrados hacia las agua subterráneas a través del suelo por lixiviación. El surplus representa la cantidad de nutriente perdida por volatilización de amonio, denitrificación (sólo para el caso del nitrógeno) o lixiviación.

Un balance de masas para nitrógeno y fósforo fue realizado para los dos sistemas de riego y las tres dosis de fertilización. A su vez el balance se efectuó de tres maneras: (a) incluyendo la concentración de nitrógeno total en el suelo para el perfil de suelo de 0 – 90 cm; (b) incluyendo la concentración de nitratos en el suelo en el mismo perfil de 0 – 90 cm, y (c) sin incluir el suelo, o sea asumiendo que este tiene un rol despreciable respecto a la captura y liberación de ambos nutrientes. Los promedios medidos al inicio y al final del cultivo a pesar de ser diferentes sus variaciones o coeficientes de variación resultaron elevados de modo tal que tales medias no resultaron significativamente diferentes.

8.7.1. Flujos de N y P en el sistema de riego por gravedad

En el sistema de riego por gravedad se presenta el mayor número de parámetros ya que en este tipo de riego si hay escurrimiento superficial mientras que en el sistema de riego por goteo no ocurre esto. En la Figura 25 se ilustran los flujos de nitrógeno de los balances para la dosis de fertilización de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha sin incluir el contenido de nitrógeno en el suelo, incluyendo el contenido de nitrógeno como nitratos en el suelo* y por último incluyendo el

contenido de nitrógeno total en el suelo**. Los porcentajes de las entradas y las salidas fueron calculados con base al total de entradas y el total de salidas.

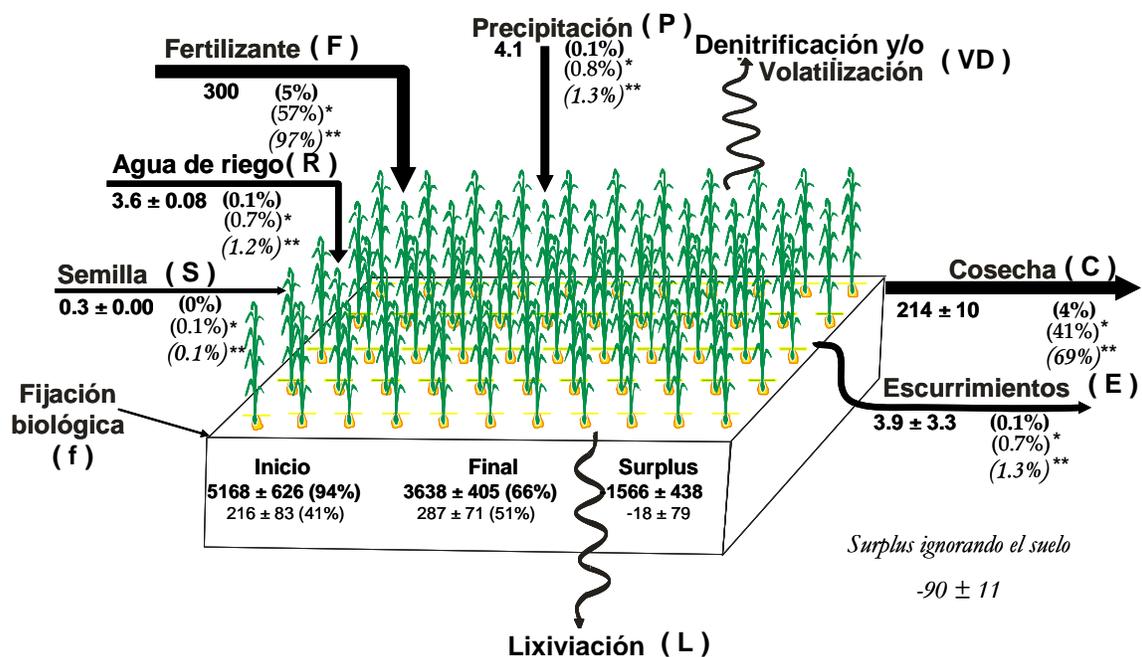


Figura 25. Balance de N para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por gravedad (kg N/ha), para el ciclo de cultivo otoño - invierno, (sin asterisco indica los porcentajes cuando se considera el contenido de nitrógeno total en el suelo, un asterisco indica los porcentajes cuando se considera el nitrógeno como nitratos del suelo, y dos asteriscos indica los porcentajes ignorando el suelo).

En la Figura 26 se muestran los flujos de fósforo de los balances para la dosis de fertilización de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha sin incluir el contenido de fósforo total en el suelo (negritas) e incluyendo el contenido de fósforo total en el suelo (normal). En el caso del nitrógeno se observa una variable extra en el flujo de salida la volatilización, ya que este elemento cuando se encuentra en forma de NH_4^+ puede perderse por volatilización, además de las posibles pérdidas de gases de nitrógeno generadas por denitrificación, mientras que el fósforo no se presenta en formas volátiles, por lo que esta variable no figura en la ilustración de los flujos de fósforo en el cultivo.

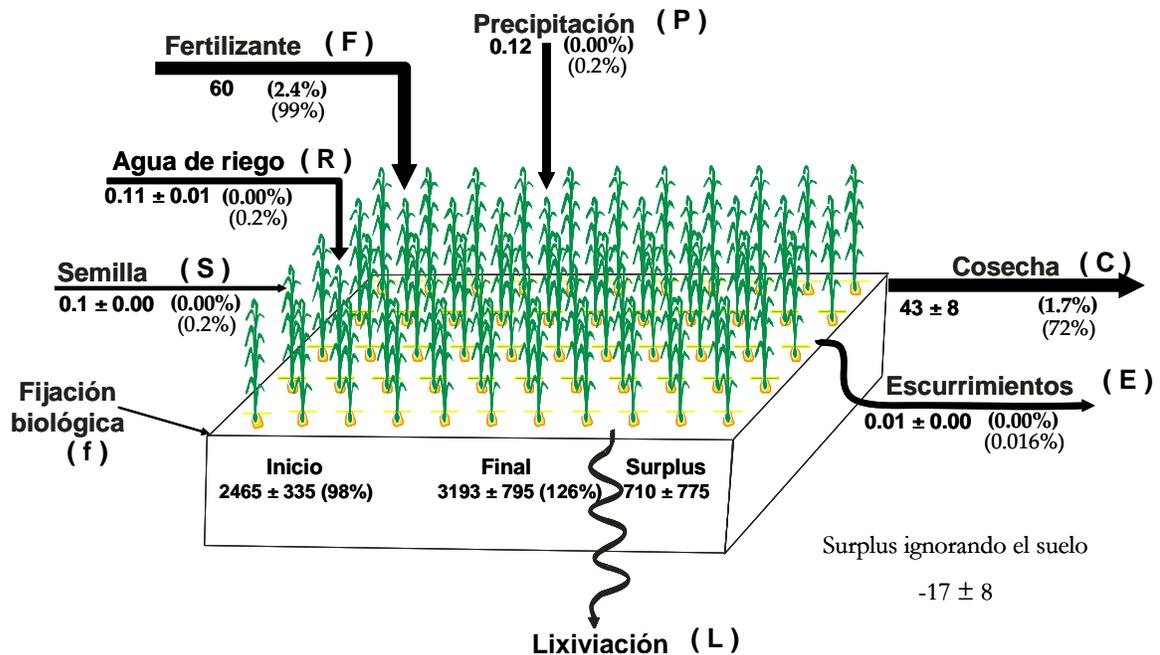


Figura 26. Balance de fósforo para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por gravedad (kg P/ha), para el ciclo de cultivo otoño - invierno (letras en negritas indican los porcentajes cuando se considera el contenido de nitrógeno total en el suelo, las letras sin negritas indican los porcentajes cuando se ignora el contenido de fósforo en el suelo).

8.7.2. Flujos de N y P en el sistema de riego por goteo

En el sistema de riego por goteo la principal diferencia es que no hay escurrimientos superficiales los demás flujos permanecen igual que en el sistema de riego por gravedad, aunque en estos balances cambia el aporte de nutrientes en el agua de riego, ya que se utiliza una menor cantidad de agua en este tipo de sistemas, también se observó un aumento en los flujos de salida vía producto cosechado (biomasa), tanto para nitrógeno como para fósforo a excepción de la dosis de 300 kg N/ha en el caso de nitrógeno, sin embargo para esta misma dosis el fósforo si presentó un aumento notable, los flujos de nitrógeno y fósforo para la dosis de fertilización de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha se muestran en las Figuras 27 y 28.

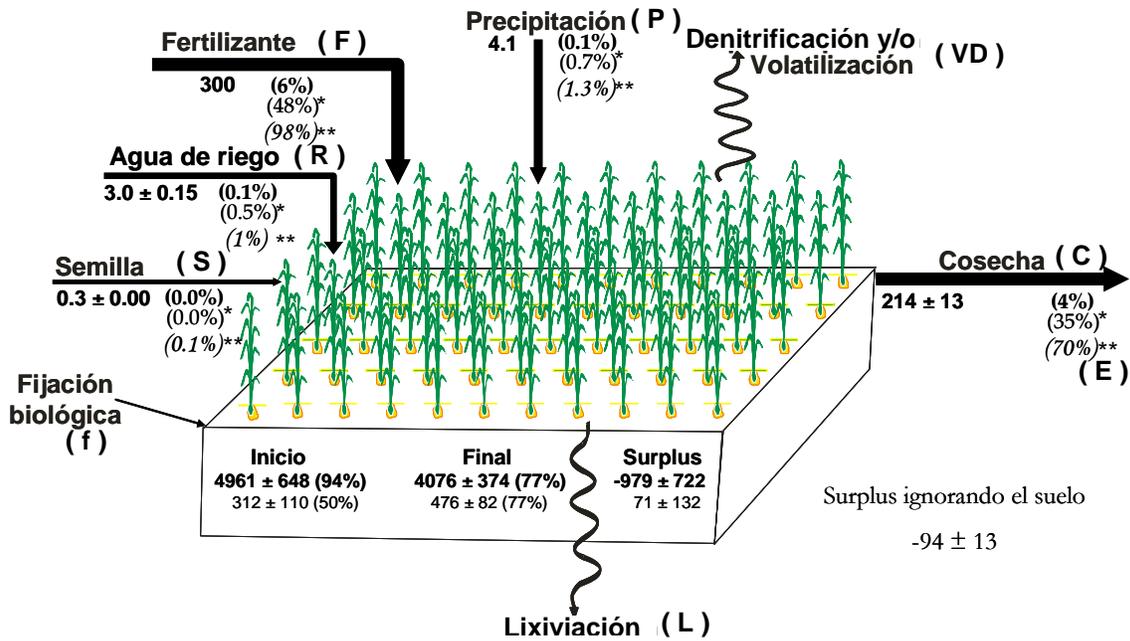


Figura 27. Balance de N para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por goteo (kg N/ha), para el ciclo otoño - invierno (sin asterisco indica los porcentajes cuando se considera el contenido de nitrógeno total en el suelo, un asterisco indica los porcentajes cuando se considera el nitrógeno como nitratos del suelo, y dos asteriscos indica los porcentajes ignorando el suelo).

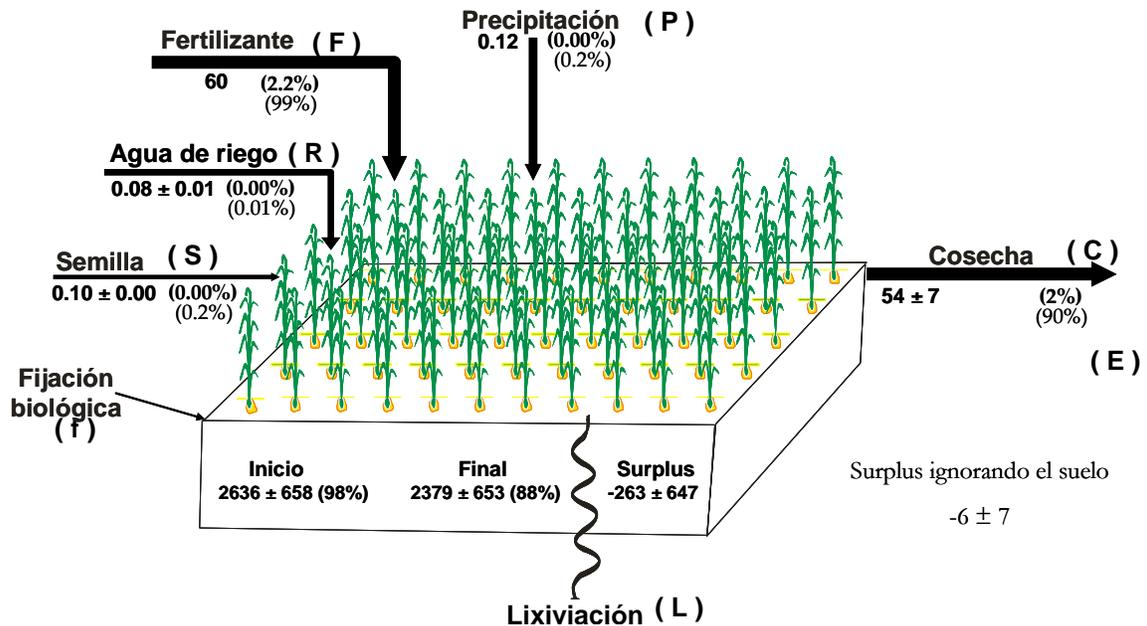


Figura 28. Balance de fósforo para el tratamiento de 300 kg N/ha y 60 kg P/ha en el sistema de riego por goteo (kg P/ha), para el ciclo otoño - invierno (letras en negritas indican los porcentajes cuando se considera el contenido de nitrógeno total en el suelo, las letras sin negritas indican los porcentajes cuando se ignora el contenido de fósforo en el suelo).

8.7.3. Balance de masas de nitrógeno

En la Tabla 11 se presentan los balances de masas de nitrógeno en el cultivo para los dos sistemas de riego (gravedad y goteo) y las tres dosis de fertilización aplicadas (200, 300 y 400 kg N/ha). Ignorando los suelos en el sistema de riego por gravedad, la recuperación de nitrógeno en la cosecha es de 90, 69 y 52%, para las tasas de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. Las pérdidas por lixiviación y volatilización fueron de 16, 90 y 186 kg N/ha, y las pérdidas por escurrimientos superficiales 4.7, 3.9 y 8.5 kg N/ha para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. A partir de esto tenemos una pérdida ambiental (surplus más escurrimientos) de 20.7, 93.9 y 194.5 kg N/ha para las tasas de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente.

Considerando el contenido de nitratos en el suelo, para el sistema de riego por gravedad la recuperación de nitrógeno en la cosecha fue de 42, 41 y 31% para la fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente. Las pérdidas por lixiviación y volatilización fueron de 1, 18 y 162 kg N/ha, mientras que las pérdidas vía los escurrimientos fueron de 1, 0.7 y 1.2%, para la fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente. Y por último considerando el contenido de nitrógeno total en el suelo, la recuperación de nitrógeno en la cosecha fue de 3.6, 3.9 y 4% para la fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente. Las pérdidas por lixiviación y volatilización fueron más elevadas siendo de 1364, 1566 y 1619 kg N/ha, respectivamente; mientras que las pérdidas vía los escurrimientos superficiales fueron de 0.1, 0.1 y 0.2%, para las tasas de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente.

Tabla 11. Balance de nitrógeno en los dos sistemas de riego estudiados y para las tres dosis de fertilización (Kg/ha)

Sistema de Riego	Gravedad			Goteo		
Entradas						
Fertilizante	N,200 / P,60 (4%, 44%, 96%)	N,300 / P,60 (5%, 57%, 97%)	N,400 / P,60 (8%, 58%, 98%)	N,200 / P,60 (4%, 42%, 96%)	N,300 / P,60 (6%, 48, 98%)	N,400 / P,60 (7%, 58%, 98%)
Agua de riego	3.6 ± 0.08 (0.1%, 0.8%, 1.7%)	3.6 ± 0.08 (0.1%, 0.7%, 1.2%)	3.6 ± 0.08 (0.1%, 0.5%, 0.9%)	3.0 ± 0.15 (0.1%, 0.6%, 1.4%)	3.0 ± 0.15 (0.1%, 0.5%, 1.0%)	3.0 ± 0.15 (0.1%, 0.4%, 0.7%)
Semilla	0.3 ± 0.00 (0%, 0.1%, 0.1%)	0.3 ± 0.00 (0%, 0.1%, 0.1%)	0.3 ± 0.00 (0%, 0%, 0.1%)	0.3 ± 0.00 (0%, 0.1%, 0.1%)	0.3 ± 0.00 (0%, 0%, 0.1%)	0.3 ± 0.00 (0%, 0%, 0.1%)
Precipitación total	4.1 (0.1%, 0.9%, 2%)	4.1 (0.1%, 0.8%, 1.3%)	4.1 (0.1%, 0.6%, 1%)	4.1 (0.1%, 0.9%, 2%)	4.1 (0.1%, 0.7%, 1.3%)	4.1 (0.1%, 0.6%, 1%)
Suelo N total	4957.1 ± 812 (96%)	5168 ± 626 (94%)	4856 ± 685 (92%)	5170 ± 507 (96%)	4961 ± 648 (94%)	4940 ± 1025 (92%)
Suelo Nitratos	242 ± 80 (54%)	216 ± 83 (41%)	279 ± 112 (41%)	274 ± 57 (57%)	312 ± 110 (50%)	277 ± 74 (41%)
Salidas						
Cosecha	187 ± 7 (4%, 42%, 90%)	214 ± 10 (4%,41%, 69%)	213 ± 12 (4%, 31%, 52%)	198 ± 6 (4%, 41%, 96%)	214 ± 13 (4%, 35%, 70%)	217 ± 10 (4%, 32%, 53%)
Escurremieto	4.7 ± 2.6 (0.1%, 1%, 2.3%)	3.9 ± 3.3 (0.1%, 0.7%, 1.3%)	8.5 ± 6.6 (0.2%, 1.2%, 2.1%)	—	—	—
Suelo N total	3608.9 ± 282 (70%)	3638 ± 405 (66%)	3476 ± 405 (66%)	4148 ± 242 (77%)	4076 ± 374 (77%)	4003 ± 492 (75%)
Suelo Nitratos	259 ± 152 (68%)	287 ± 71 (51%)	303 ± 125 (44%)	386 ± 119 (80%)	476 ± 82 (77%)	621 ± 88 (91%)
Surplus						
N total - Suelo	-1364 ± 626	-1566 ± 438	-1619 ± 599	-1031 ± 672	-979 ± 722	-1128 ± 1115
Nitratos - Suelo	1 ± 186	-18 ± 79	-162 ± 112	102 ± 150	71 ± 132	153 ± 125
Ignorando el suelo	-16 ± 9	-90 ± 11	-186 ± 15	-10 ± 6	-94 ± 13	-191 ± 10

Los valores en parentesis representan los porcentajes con las cantidades de nitrógeno total en el suelo, nitratos en el suelo e ignorando el suelo, respectivamente.

Los valores del surplus fueron calculados restando las entradas de las salidas por lo que los valores negativos indican las cantidades de N que se pierden por lixiviación y/o volatilización y denitrificación.

En el sistema de riego por goteo ignorando los suelos, tenemos que el porcentaje de recuperación de nitrógeno a través de la cosecha fue de 96, 70 y 53% para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha y las pérdidas por lixiviación y volatilización por su parte fueron de 10, 94 y 191 kg N/ha, respectivamente. Considerando el contenido de nitrógeno como nitratos en el suelo, el porcentaje de recuperación de nitrógeno a través de la cosecha fue de 41, 35 y 32%, mientras que las pérdidas por lixiviación y volatilización fueron de 102, 71 y 153 kg N/ha, para las fertilizaciones de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. Considerando el contenido de nitrógeno total en el suelo tenemos que, el porcentaje de recuperación de nitrógeno a través de la cosecha fue de 3.7, 4.1 y 4.1%, mientras que las pérdidas por lixiviación y volatilización fueron de 1031, 979 y 1128 kg N/ha para las fertilizaciones de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente.

8.7.4. Balance de masas de fósforo

En la Tabla 12 se muestran los balances de masas de fósforo para los dos sistemas de riego (gravedad y goteo) y los tres tratamientos del experimento (200/60, 300/60 y 400/60 kg/ha de N/P). En el sistema de riego por gravedad tenemos que, ignorando los suelos, la recuperación de fósforo a través de la cosecha fue de 70, 72 y 82% para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha y las pérdidas por lixiviación fueron de 18, 17 y 11 kg P/ha, respectivamente. Considerando el contenido de fósforo en el suelo, tenemos que la recuperación de fósforo a través de la cosecha fue de 1.7, 1.7 y 2%, y las pérdidas por lixiviación fueron de 54, 710 y 311 kg P/ha, para las fertilizaciones de 200, 300 y 400 kg N/ha respectivamente. Los flujos de los escurrimientos superficiales estuvieron alrededor de 0.01 kg P/ha para las diferentes dosis de fertilización aplicadas.

Tabla 12. Balance de fósforo en los dos sistemas de riego estudiados y las tres dosis de fertilización (Kg/ha)

Sistema de Riego	Gravedad			Goteo		
Entradas						
Fertilizante	N,200 / P,60 (2.4%, 99%)	N,300 / P,60 (2.4%, 99%)	N,400 / P,60 (2.4%, 99%)	N,200 / P,60 (2.1%, 99%)	N,300 / P,60 (2.2%, 99%)	N,400 / P,60 (2.3%, 99%)
Agua de riego	0.11 ± 0.01 (0%, 0.2%)	0.11 ± 0.01 (0%, 0.2%)	0.11 ± 0.01 (0%, 0.2%)	0.08 ± 0.01 (0%, 0.1%)	0.08 ± 0.01 (0%, 0.1%)	0.08 ± 0.01 (0%, 0.1%)
Semilla	0.1 ± 0.00 (0%, 0.2%)	0.1 ± 0.00 (0%, 0.2%)	0.1 ± 0.00 (0%, 0.2%)	0.1 ± 0.00 (0%, 0.2%)	0.1 ± 0.00 (0%, 0.2%)	0.1 ± 0.00 (0%, 0.2%)
Precipitación total	0.12 (0%, 0.2%)	0.12 (0%, 0.2%)	0.12 (0%, 0.2%)	0.12 (0%, 0.2%)	0.12 (0%, 0.2%)	0.12 (0%, 0.2%)
Suelo	2492 ± 638 (98%)	2465 ± 335 (98%)	2408 ± 525 (98%)	2798 ± 765 (98%)	2636 ± 658 (98%)	2562 ± 624 (98%)
Salidas						
Cosecha	43 ± 8 (1.7%, 70%)	43 ± 8 (1.7%, 72%)	50 ± 6 (2%, 82%)	49 ± 4 (1.7%, 81%)	54 ± 7 (2%, 90%)	54 ± 8 (2%, 89%)
Escurremieto	0.008 ± 0.004 (0%, 0.014%)	0.009 ± 0.006 (0%, 0.016%)	0.009 ± 0.005 (0%, 0.015%)			
Suelo	2564 ± 751 (100%)	3193 ± 795 (126%)	2729 ± 955 (111%)	2418 ± 633 (85%)	2379 ± 653 (88%)	2445 ± 535 (93%)
Surplus						
P total - Suelo	54 ± 615	710 ± 755	311 ± 1172	-391 ± 474	-263 ± 647	-123 ± 606
Ignorando el suelo	-18 ± 7.56	-17 ± 8	-11 ± 6	-12 ± 4	-6 ± 7	-7 ± 8

Los valores en parentesis representan los porcentajes con las cantidades de fósforo total en el suelo e ignorando el suelo, respectivamente.

Los valores del surplus fueron calculados restando las entradas de las salidas por lo que los valores negativos indican las cantidades de P que se pierden por lixiviación.

En el sistema de riego por goteo tenemos que ignorando los suelos, la recuperación de fósforo a través de la cosecha fue de 81, 90 y 89% para las fertilizaciones de 200, 300 y 400 kg N/ha, y las pérdidas por lixiviación fueron de 12, 6 y 7 kg P/ha, respectivamente. Es decir que para la tasa de fertilización de 300 kg N/ha tenemos la más elevada tasa de recuperación en la cosecha y también la menor cantidad de pérdidas de fósforo por lixiviación. Cuando consideramos el rol de los suelos y que comprende de 0-90 cm de profundidad, tenemos que la recuperación de fósforo a través de la cosecha fue de 1.7, 2 y 2% para las dosis de fertilización de 200, 300 y 400 kg N/ha, y las pérdidas por lixiviación fueron de 391, 263 y 123 kg P/ha, respectivamente. A diferencia del caso anterior, aquí tenemos que las menores pérdidas por lixiviación de fósforo se asocian a la tasa de fertilización más elevada, sin embargo, dado el elevado valor de las incertidumbres en las determinaciones de fósforo en los suelos, estos resultados no son suficientemente claros y concluyentes.

8.8. Producción de grano de maíz

Para los agricultores lo más importante es la producción del cultivo, el cual es calculado con base a la producción de grano. En la Tabla 13 se muestran los valores promedio de la producción en grano de los diferentes tratamientos y sistemas de riego. Lo primero que llama la atención es la gran variabilidad la cual seguramente se debe a otros factores que influyen y no fueron considerados en este trabajo como vienen a ser el pH, textura, porosidad y la acidez.

Los valores obtenidos en el sistema de riego por gravedad son menores a la producción de grano del sistema de riego por goteo, además en el sistema de riego por gravedad se observa que la producción es de casi una tonelada más entre la

dosis de 200 y la de 300 kg N/ha, mientras que entre las dosis de 300 y 400 sólo hay una diferencia promedio de 220 kg de grano.

Tabla 13. Producción del cultivo (ton/ha)

Bloque	Gravedad			Goteo		
	200	300	400	200	300	400
1	11.65	11.52	12.47	11.98	11.82	12.01
2	10.19	12.09	12.09	12.67	12.26	12.92
3	11.38	12.21	12.32	12.81	13.73	11.78
4	11.07	11.92	11.76	11.85	12.14	12.55
Promedio	11.07	11.94	12.16	12.33	12.49	12.31
Desviación	0.60	0.81	0.53	0.48	0.93	0.72

En el sistema de riego por goteo los rendimientos son muy similares en las tres dosis de fertilización, y comparando las tasas de fertilización con los sistemas de riego, se tiene que para las fertilizaciones de 200 y 300 sí se ve favorecido el sistema de riego por goteo notablemente, mientras que la dosis de 400 aunque es mayor el rendimiento en el riego por goteo la diferencia no es tan grande como en los otros tratamientos. Sin embargo en el análisis estadístico no se presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$).

En una investigación realizada por Ju et al (2006) en la provincia de Shandong, al norte de China, obtuvieron producciones de grano de maíz entre 8.3 y 13.5 t/ha generando un promedio de 11.3 t/ha. En promedio la dosis de fertilización fue de 606 kg N/ha, el promedio de producción de grano de maíz obtenido es similar al de este experimento, sin embargo la dosis de fertilización es de aproximadamente el doble del promedio en esa región.

En la Tabla 14 se observa la cantidad de nitrógeno y fósforo exportados al ambiente para producir 1 tonelada de maíz a partir del cultivo experimental para

los dos sistemas de riego (goteo y gravedad) y las tres dosis de fertilización durante el ciclo agrícola otoño - invierno (2004 - 2005).

Tabla 14. Estimado de nitrógeno y fósforo exportados al ambiente para producir 1 tonelada de grano de maíz.

Dosis de fertilización Kg N/ha	Sistema de riego	Costo del sistema de riego (pesos) más fertilización / ha	Producción* en pesos por ha	Nutrientes exportados al ambiente kg/ton	
				N	P
200	Goteo	6602	27922	84	32
	Gravedad	1867	29129	123	21
300	Goteo	7211	27761	78	10
	Gravedad	2476	30956	131	5
400	Goteo	7819	26649	92	59
	Gravedad	3085	30963	133	26

*Estimado a partir de una encuesta directa y a un precio de 2800 pesos/t.

De acuerdo a los datos obtenidos (Tabla 14), las cantidades de nitrógeno exportadas al ambiente para producir una tonelada de grano de maíz en el sistema de riego por gravedad fluctúan entre 123 y 133 kg N/ton; mientras que para el sistema de riego por goteo varían entre 78 y 92 kg N/ton. Por lo anterior se determina que el sistema de riego por goteo es el más amigable ambientalmente hablando, ya que aporta menor cantidad de nutrientes en este caso particular, siendo en el caso del sistema de riego por goteo la dosis de fertilización más eficiente para el ambiente, la de 300 kg N/ha para ambos nutrientes, y en el caso del sistema de riego por gravedad la dosis más eficiente para el nitrógeno fue la de 200 kg N/ha, mientras que para el fósforo fue la dosis de 300 kg N/ha.

Para el caso del fósforo se observa que la cantidad exportada al ambiente es menor para todas las dosis del sistema de riego por gravedad comparado con el sistema de riego por goteo, caso contrario al nitrógeno, lo cual puede atribuirse a que el fósforo es aplicado en presembrado y posteriormente ya no se aplica en todo

el ciclo de cultivo, como se explicó anteriormente en el sistema de riego por goteo los riegos son dosificados y están constantes lo cual puede contribuir a la disolución del fertilizante y por ende un mayor arrastre en los lixiviados.

Haciendo un análisis de costo - beneficio, se tiene que la eficiencia económica del cultivo para el sistema de riego por gravedad fueron, 15.6, 12.5 y 10% para las dosis de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente, mientras que para el sistema de riego por goteo fueron de 4.22, 3.84 y 3.40% para las dosis de 200, 300 y 400 kg N/ha, respectivamente. El término eficiencia en este caso se refiere a la relación entre la producción en pesos por ha dividida entre el costo del sistema de riego más la fertilización por ha. En términos del costo ambiental tenemos que el sistema de riego por goteo exporta menos cantidad de nitrógeno que el sistema de riego por gravedad, y la dosis de fertilización que presenta mayor equilibrio entre beneficio - costo ambiental fue la de 200 kg N/ha para ambos sistemas de riego, gravedad y goteo.

De acuerdo a la superficie sembrada para este ciclo agrícola se tiene que 516,000 ha corresponden al cultivo de maíz, sacando un promedio de producción de grano de 11 ton/ha y un promedio de fertilización de 300 kg N/ha, considerando que las condiciones de cultivo y los rendimientos de la producción, así como también los nutrientes exportados hacia el ambiente son similares a los encontrados en este experimento se puede estimar que durante este ciclo, la agricultura de maíz en Sinaloa contribuye con una carga de 743,556 ton de N y 28,380 ton de P/año.

9. CONCLUSIONES

- (1) Para todos los casos estudiados hubo una pérdida de nitrógeno del suelo que no se ve reflejada en la absorción de la planta, lo cual indica que hay un transporte del nutriente vía el flujo vertical hacia abajo y/o hacia la atmósfera.
- (2) En los escurrimientos superficiales del sistema de riego por gravedad, no hubo variación en los flujos de salida de fósforo por esta vía, lo cual es de esperarse ya que en todos los tratamientos se aplicó la misma cantidad de fósforo como fertilizante (60 kg/ha); sin embargo, para el caso del nitrógeno si hubo variación, siendo mayores los flujos de salida con la dosis de fertilización más alta, pero no tuvo el comportamiento esperado, ya que el promedio del flujo de nitrógeno en los escurrimientos de la dosis de fertilización de 200 kg N/ha fue ligeramente mayor que el de la dosis de 300 kg N/ha, aunque no presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$).
- (3) La forma predominante del fósforo en los lixiviados fue el fósforo particulado y en el caso del nitrógeno los nitratos (90%).
- (4) Para ambos nutrientes, nitrógeno y fósforo no se presentaron diferencias significativas en la biomasa cosechada entre los dos sistemas de riego aplicados en el experimento, pero si se presentaron diferencias significativas entre la dosis de fertilización de 200 kg N/ha y las dosis de 300 y 400 kg N/ha, el nitrógeno presentó el mismo comportamiento.
- (5) La especie dominante en los aportes de nitrógeno por el agua de lluvia fueron los nitratos; sin embargo, la contribución de nutrientes por esta vía para este caso en particular es muy baja, no influyendo significativamente en la entrada de nutrientes al sistema.
- (6) Las pérdidas de nitrógeno en el suelo fueron mayores para el sistema de riego por gravedad que para el sistema de riego por goteo cuando se considera el contenido de nitrógeno total en el suelo. Por el contrario,

cuando se considera solamente el contenido de nitrógeno como nitratos fueron mayores las pérdidas en el riego por goteo; mientras que, cuando se ignora la participación de contenido de nitrógeno del suelo las pérdidas en ambos sistemas de riego son muy similares.

- (7) El mayor porcentaje de recuperación de nitrógeno en biomasa cosechada se observó con la dosis de fertilización de 200 kg N/ha para ambos sistemas de riego, mientras que para fósforo se presentó con tasa de fertilización de 400 kg N/ha; lo que indica que un mayor aporte de nitrógeno en el cultivo genera un mayor aprovechamiento del fósforo en el mismo.
- (8) También se puede concluir que, para el sector agrícola en términos económicos, el sistema de riego por goteo representa un mayor rendimiento comparado con el de gravedad, y que la mejor tasa de fertilización es la de 300 kg N/ha, ya que genera un buen rendimiento e implica menos gasto en fertilizante con respecto a la dosis de 400 kg N/ha.

10. LITERATURA CITADA

- Ackefors, H. y Enell, M., 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 19: 28-35.
- Aguilar, S. A., Etchevers, B. J. D. y Castellanos, R. J. Z., 1987. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación especial No. 1.
- Ahuja, I. R. and Lehman, O. R., 1983. The extent and nature of rainfall-soil interaction in the release of soluble chemicals in runoff. *Journal Environmental Quality*. 12:34-40.
- Alexander, M., *Introduction to Soil Microbiology*, John Wiley & Sons, New York, N. Y., 1997.
- Alonso-Rodríguez R., Páez-Osuna, O. F. y Cortés A. R. 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin*. 40:331-339.
- Almasri, M. N., 2007. Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework. *Environmental impact assessment review* 27: 220-242.
- Anónimo 1985. Guía para la asistencia agrícola, área de influencia del campo experimental Valle de Culiacán, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, Culiacán, México. 78 p.
- Anónimo 1988. Atlas Nacional del Medio Físico. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. 128 p.
- Anónimo, 1994. Estados Unidos Mexicanos. Panorama Agropecuario VII censo agropecuario 1991. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México. 166 p.

- Antikainen, R., Lemola, R., Nousiainen, J. I., Sokka, L., Esala, M., Huhtanen, P., and Rekolainen, S., 2005. Stocks and Flows of nitrogen and consumption system. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 107: 287-305.
- Aspila, K. I., Agemian, H. and Chau, A. S. Y., 1976. A semi-automated method for the determination of organic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.
- Aubert, M., 1988. Théorie general de l'etrophisation. In UNESCO Rep. Mar. Sci., 49.
- Bechmann, M., Eggestad, H. O., Vagstad, N., 1998. Nitrogen balances and leaching in four agricultural catchments in southeastern Norway. *Environmental Pollution* 102: 4993-4999.
- Bedmar, E. J., González, J., Lluch, C., Rodelas, B., 2006. Fijación de nitrógeno: Fundamentos y aplicaciones. Sociedad Española de Fijación de Nitrógeno Editorial SEFIN, Granada, España.
- Bowen, G. D. and Smith, S. E., The effects of mycorrhizae on nitrogen uptake by plants, in *Terrestrial Nitrogen Cycles, Processes, Ecosystem Strategies and Management*, Clark, F. E. & Rosswall, T. Eds. *Ecological Bulletin* 33, 237, 1981.
- Bremner, J. M., 1965. Total nitrogen. pp. 1149-1178. In *Method of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy. Madison Wisconsin. Black, C. A. ed.
- Camargo, J. A., and Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*. 32: 831-849.
- Campbell, K. L. y Edwards, D. R. 2001. Phosphorus and Water Quality Impacts. En *Agricultural Nonpoint Source Pollution. Watershed Management and Hydrology*, Editado por Ritter, W. F. and Shirmohammadi, A., Lewis Publishers p. 91-109.

- Campo, J., Maass, M., Jaramillo, V. J., Martínez, Y. A., and Sarukhán, J., 2001. Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biochemistry* 53: 161-179.
- Ceron, R. M. B., Padilla, H. G., Belmont, R. D., Torres, M. C. B., García, R. M., and Báez, A. P., 2002. Rainwater chemical composition at the end of the mid-summer drought in the Caribbean shore of the Yucatán Península. *Atmospheric Environment* 36: 2367-2374.
- Coppock, R. and Meyer, R. D., 1980. Nitrate losses from irrigated cropland, Division of Agricultural Sciences, University of California, Leaflet 21136, 23 pg. In Ritter, W. F. and Shirmohammadi, A. 2001, *Agricultural Nonpoint Source Pollution, Watershed Management and Hydrology*, Lewis, p. 171
- CNA, 1995. Actualización del estudio agrológico en 174, 073 hectáreas en la I, II, III y VI unidades de riego del Distrito de Riego No. 010; Culiacán-Humaya-San Lorenzo. Comisión Nacional del Agua. Gerencia Regional Pacífico Norte. Jefatura de Ingeniería y Drenaje del Distrito de Riego 010. Sinaloa, México. 68 p.
- Daniel, T. C., Sharpley, A. N., Edwards, D. R., Wedepohl, R. and Lemunyon, J. L. 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. *Journal of Soil and Water Conservation, Nutrient Management*, Supplement to 49(2):30-38.
- Davis, C. b., J. L. Baker, A. G. van der Valk, and C. E. Beer. 1981. Prairie pothole marshes as traps for nitrogen and phosphorus in agricultural runoff. In *Proc. Midwest Conf. on Wetland Values and Manege.*, ed. B. Richardson, 153-63. Navarre, Minn.: Freshwater Soc.
- Diez, J. A., Caballero, R., Roman, R., Tarquis, A., Cartagena, M. C., y Vallejo, A., 2000. Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *Journal of Environmental Quality*. 29:5 pg 1539.
- Domingo, O. F., Serra, G. J., Duran, R. M. y Teixidor, A. N., 2003. Influencia de los aportes de residuos orgánicos ganaderos en el lavado de nitratos en el

- cultivo de maíz en regadío. En: Álvarez-Benedí y P. Marinero, 2003. Estudios de la zona no saturada del suelo vol. 6
- Donigian, A. S., Jr., Beyerlein, D. C., Davis, H. H. and Crawford, N. H. 1977. Agricultural runoff management (ARM) model. Version II: Refinement and testing. EPA 600/3-77-098. Washington. D. C.: EPA.
- Duxbury, J. M. and Peverly, J. H. 1978. Nitrogen and phosphorus losses from organic soils. *Journal of Environmental Quality*. 7: 566-570.
- Estrada-Botello, M. A., Nikolskii-Gavrilov, I., Gavi-Reyes, F., Etchevers-Barra, J., y Palacios-Vélez, O., 2001. Balance de nitrógeno inorgánico en una parcela con drenaje subterráneo en el trópico húmedo. *Terra* 20: 189-198.
- Freney, J. R., Simpson, J. R., and Denmead, O. T., Ammonia volatilization, Clark, F. E. and Rosswall, T., Eds., *Terrestrial Nitrogen Cycles, Processes, Ecosystems Strategies and Management Impacts*, *Ecol. Bull.*, 33, 291-302, 1981.
- Fwetrell, L., 2004. Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: a discussion. *Environ Health Perspect.* 112: 1371-4. En Camargo, J. A., and Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*. 32: 831-849.
- Gánem, E., 1990. Los agroquímicos y sus efectos en el medio ambiente. Seminario Regional sobre el Impacto del Uso Agrícola en la Contaminación de las Aguas. OEA, ONU, UNAM, Quintana Roo, México.
- GESAMP, 1990. *The State of the Marine Environment*. (IMO /FAO /UNESCO /WMO /WHO /IAEA /UN /UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Blackwell Scientific Publications Oxford, Melbourne. 146.
- Grasshof, K., Ehrard, M. and Kremling, K., 1983. *Methods of seawater analysis*. Werlag Chemic, Weiheim, 419.

- Greer, F. R., and Shannon, M., 2005. Infant methemoglobinemia: the role of dietary nitrate in food and water. *Pediatrics*. 116: 784 – 6. En Camargo, J. A., and Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*. 32: 831-849.
- Hanson, B. R., and Trout, T. J., 2001. Irrigated Agriculture and Water Quality Impacts. En Ritter, W. F. and Shirmohammadi, A. 2001, *Agricultural Nonpoint Source Pollution, Watershed Management and Hydrology*, Lewis, p. 169-206.
- Hansson, A. C. and Kurtz, L. T., 1982. Crop nitrogen requirements, utilization and fertilization, in *Nitrogen in Agricultural Soils*, Stevenson, F. J., Ed., *Agronomy Monograph 22*, Madison, WI, 567.
- Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L. and Nelson, W. L., 1999. *Soil Fertility and Fertilizers. An Introduction to Nutrient Management*. Sixth Edition. Prentice Hall. p. 1-195.
- Høyås, Tyra R., Vagstad, N., Bechmann, M. and Eggested H. O., 1997. Nitrogen Budget in the River Auli Catchment: A Catchment Dominated by Agriculture, in *Southeastern Norway*. *Ambio Vol. 26*: 289-295.
- Hutchinson, G., Bowen, E., and Vaughan, T., 1950. Limnological studies in Connecticut. IX. A quantitative radiochemical study of the phosphorus cycle in Linsley Pond. *Ecology* 31: 194-203, in Arenas, F. V. and de la Lanza, E. G., *Annual Phosphorus Budget of a Coastal Lagoon in the Northwest of México*. *Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Stockholm)* 35: 431-440.
- INEGI, 2006
- INIFAP, 1997. *Guía para la producción agrícola del Valle de Culiacán*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de investigación regional del noroeste, campo experimental del Valle de Culiacán. No. 18, 21, 33, 41, 42, 43, 44.

- Jansons, V., Busmanis, P., Dzalbe, I. and Kirsteina, D., 2003. Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *European Journal of Agronomy*, 20: 173-179.
- Jansson, S. L. and Pearsson, J., Mineralization and Immobilization of soil nitrogen, in *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy Monograph 22, Stevenson, F. J., Ed., ASA, Madison WI., 1982, 229.
- Ju, X. T., Kou, C. L., Zhang, F. S., and Christie, P., 2006. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental pollution* 143: 117-125.
- Kirchmann, H., Esala, M., Morken, J., Ferm, M., Bussink, W., Gustavsson, J. and Jakobsson, C., 1998. Ammonia emissions from agriculture-summary of the Nordic seminar on ammonia emission, science and policy. *J. Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 51, 84.
- Koroleff, F., 1977, in Grasshoff, K. (Compiler). Report Baltic Intercal. Workshop, Annes, Kiel, Manny, B. A., Miller, M. C., and Wetzel, R. G. 1971. *Limnol. Oceanogr.* 16, 71 - 85.
- Laws, J. O., 1941. Measurements of the fall - velocity of water drops and raindrops, *Trans. Amer. Geophys. Union*, 22, 709.
- Libes, S. M., 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons, New York. 734 p.
- Linsley, R. K., Kohler, M. A., and Paulhus, J. L. H., 1988. *Hydrology for Engineers*, McGraw-Hill Book Company, London.
- Lizárraga, J. R., 1995. Fertilización fosfatada en el cultivo de tomate (*Lycopersicon esculentum Mill*) aplicado con cinta de goteo. Tesis de maestría. Programa de Hidrociencia. Colegio de posgraduados. Montecillo. Estado de México.

- Mateo, B. J. M., 1999. Manual de prácticas y actuaciones agroambientales. Colegio Oficial de Ingenieros Agrónomos de Centro Canarias. Editorial Agrícola Española, S. A. Mundi Prensa. España.
- McLay, C. D. A., Dragten, R., Sparging, G., Selvarajah, N., 2001. Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use: a comparison of three approaches. *Environmental Pollution*, 115: 191-204.
- McNeal, B. L. and Pratt, P. F., 1978. Leaching of nitrate from soils, Proceedings of National Conference on Management of Nitrogen in Irrigated Agriculture, Sacramento, CA. En Ritter, W. F. and Shirmohammadi, A. 2001, Agricultural Nonpoint Source Pollution, Watershed Management and Hydrology, Lewis, p. 171.
- Miller, J. C. and Miller, J. N., 1988. *Statistic for Analytical Chemistry*. Second Edition. Ellis Horwood Limited. Market Cross House, Cooper Street, Chichester, West Sussex, PO19 1EB, England. 227 p.
- Miller, M. H., 1979. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. *Journal of Environmental Quality*. 8: 42-48.
- Millero, F. J. 1992. *Chemical Oceanography*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 469.
- Neely, Robert K., and Baker, James L, 1989. Nitrogen and Phosphorus Dynamics and The Fate of Agricultural Runoff. En: Northern Prairie Wetlands. A.G. Vander Valk, Ed. Iowa State University Press Ames y I.A., 92-129.
- Nieder, R., Kersebaum, K. C. y Richter, J., 1995. Significance of nitrate leaching and long term N immobilization after deepening the plough layer for the N regime of arable soils in N. W. Germany. *Plant Soil* 173:167-175.
- Oenema, O., and Roest, C. W. J., 1998. Nitrogen and Phosphorus Losses from Agriculture Into Surface Waters; The Effects of Policies and Measures in the Netherlands. *Water Science and Technology*, 37: 19-30.

- Oenema, O., Boers, P. C. M., van Eerdt, M. M., Fraters, B., van der Meer, H. G., Roest, C. W. J., Schröder, J. J., and Willems, W. J., 1998. Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution* 102: 471-478.
- Olson, R. A. and Kurtz, L. T., Crop nitrogen requirements, utilization and fertilization, in *Nitrogen in Agricultural Soils*, Agronomy Monograph 22, Stevenson, F. J., Ed., Madison, WI, 1982, 567.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R. y Ruiz-Fernández, A. C., 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in México. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 65-75.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S. R. y Ruiz-Fernández, A. C., 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gula of California. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 585-592.
- Páez-Osuna, 2001. *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitarios de Alimentos y El Colegio de Sinaloa, ISBN: 160-202
- Parra, T. S. 1995. Efecto de la solarización sobre algunas características químicas y microbiológicas del suelo y el rendimiento del cultivo de tomate. Tesis de Maestría en Ciencias. Programa de Edafología, Colegio de Postgraduados, México. 131 p.
- Rekolainen S., Ekholm P., Ulén, B. and Gustefson A. Phosphorus Losses from Agriculture to Surface Waters in the Nordic Countries. Phosphorus Loss from Soil to Water. Edited by H. Tunney and O. T. Carton and P. C. Brookes and A. E. Johnston. CAB INTERNATIONAL.
- Richter, J. y Roelcke, M., 2000. The N-cycle as determined by intensive agriculture - examples from central Europe and China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 57:33-46.
- Rigler, F. H., 1974. Phosphorus cycling in lakes. In: *Svensson Lagoon*. Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Texas 11: 159-167. En Arenas, F. V. and de la Lanza, E. G.,

- Annual Phosphorus Budget of a Coastal Lagoon in the Northwest of México. *Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Stockholm)* 35: 431-440.
- Riley W. J., Ortiz-Monasterio I. and Matson P.A., 2001. Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite, and ammonium levels under irrigated wheat in Northern Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61:223-236.
- Ritter, W. F. and Bergstrom, L., 2001. Nitrogen and Water Quality. In Ritter, W. F. and Shirmohammadi, A. 2001, *Agricultural Nonpoint Source Pollution, Watershed Management and Hydrology*, Lewis, p. 59-89.
- Rosales-Hoz, M. T. L., 1979. *Manual de laboratorio de Oceanografía Química*. ICMYL. Universidad Nacional Autónoma de México. México DF, 203p.
- Saad, I., 2004. *Maíz y Libre Comercio en México, Claridades Agropecuarias: Revista mensual producida y editada por Apoyos y Servicios a la Comercialización Agropecuaria, Órgano desconcentrado de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación*. No. 127, 44.
- SAGARPA, 2001. Delegación estatal de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo rural, Pesca y Alimentación. Programa Agrícola año agrícola 2000/01. Sinaloa, México.
- SARH, 1986. Guía para la asistencia técnica agrícola, área de influencia del campo agrícola experimental Valle de Culiacán (Cultivos de riego). Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Instituto Nacional de Investigaciones agrícolas del pacífico norte campo agrícola, experimental Valle de Culiacán. Culiacán, Sinaloa, México, 10-11.
- Sharpley, A. N., 1995. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering* 5:261-279.
- Sharpley, A. N. and Rekolainen, S., 1997. Phosphorus in Agriculture and its Environmental Implications. Cap. I 1p. In: Tunney, H. and Carton, O.T.,

- Eds. Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. New York, USA, 467 p.
- Sharpley, A. N., Daniel, T. C., Sims, D. T. and Pole, D. H., 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation*. 51(2):160-166.
- Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*. 14:799-801.
- Soto J. M. F., Páez, O. F., Bojorquez L. H., 2003. Nutrient cycling at the sediment - water interface and in sediments Chiricahueto marsh: a subtropical ecosystem associate with agricultural land uses. *Water Research*, 37: 719-728.
- Spalding, R. F., and Exner, M. E., 1993. Occurrence of nitrate in groundwater - a review. *Journal of Environmental Quality* 22: 392-402.
- Steel, G. D. R., y Torrie, H. J., 1988. *Bioestadística; principios y procedimientos*. Segunda edición. Editorial McGraw-Hill. México. 662 p.
- Strickland, J. H. D. and Parsons, T. R., 1972. *A manual for sea water analysis fisheries*. Research Board of Canada Bulletin. Vol. 167.
- Tan, C. S., Drury, C. F., Reynolds, W. D., Groenevelt, P. H., Dadfar, H., 2002. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation., *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 121-130.
- Valiela, I., 1995. *Marine Ecological Processes*. Second Edition. Springer: New York. 686p.
- van Eerd, M. M. and Fong, P. K. N., 1998. The monitoring of nitrogen surpluses from agriculture. *Environmental Pollution*, 102: 227-233.
- van der Ploeg, R. R., Ringe, H., Galina, M., y Hermsmeyer, D., 1997. Postwar nitrogen use efficiency in West German agriculture and groundwater quality. *J. Environ. Qual.* 26.

- Vollenweider, R. A. 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. En Marine Coastal Eutrophication. Vollenweider, R. A., Marchetti, R. and Viviani, R. (Eds). Elsevier. The Netherlands. p. 1-20.
- Vollenweider, R. A., Marchetti, R. and Viviani, R. Marine coastal eutrophication. Elsevier, The Netherlands 1310 p.
- Wiebel, S. R., Weidner, R. B., Cohen, J. M. and Christianson, A. G., 1996. Pesticides and other Contaminants in Rainfall and Runoff as a Factor in Stream Pollution. J. Am. Water Works Assoc. En Arenas, F. V. and de la Lanza, E. G., Annual Phosphorus Budget of a Coastal Lagoon in the Northwest of México. Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Stockholm) 35: 431-440.
- White, R. E. and Thomas, G. W., 1981. Hydrolysis of aluminum on weakly acidic organic exchangers: implications for phosphorus adsorption. Fertilizer Research. 2: 159-167.
- Wolf, J., Rötter, O. Oenema., 2004. Nutrient emission models in environmental policy evaluation at different scales - experience from the Netherlands. Agriculture Ecosystems and Environment. Article in press.
- Wolfe, M. L., 2001. Hydrology. In Ritter, W. F. and Shirmohammadi, A. 2001, Agricultural Nonpoint Source Pollution, Watershed Management and Hydrology, Lewis, p. 1-27.
- Zamudio, S. F. J. y Alvarado, S. A. A., 1996. Análisis de diseños experimentales con igual número de submuestras. Primera edición. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 85p.