

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA
ESCUELA DE QUÍMICA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Ambiental

“Estimación del balance hídrico, de Nitrógeno y su lixiviación en un suelo volcánico de uso agrícola, Cartago, Costa Rica”

Jose Alejandro Miranda Rosales

Cartago, Julio, 2021

TEC | Tecnológico de Costa Rica
Ingeniería Ambiental

**“Estimación del balance hídrico y de Nitrógeno para un suelo volcánico de uso agrícola,
Cartago, Costa Rica”**

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

Miembros del tribunal

Dr. Federico Masis Meléndez
Supervisor

Dra. Karolina Villagra Mendoza
Lector 1

Lic. Andrey Caballero Chavarría
Lector 2

MSc. Mary Luz Barrios Hernández
Coordinadora COTRAFIG

MGLA. Ricardo Coy Herrera
Director Escuela de Química

MSc. Ana Lorena Arias Zúñiga
Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental

DEDICATORIA

A mi familia

Especialmente a mi padre Manuel Miranda y mi madre Yamileth Rosales, por ser un apoyo incondicional todos estos años y darme la oportunidad de concluir mis estudios.

A mis abuelas

Elizabeth Serrano quien siempre se preocupó y paso pendiente de mi camino y Eduviges Pérez que, aunque no pueda estar físicamente conmigo sé que estaría feliz de ver el final de otro ciclo de mi vida.

A Eva Lucia Marín Miranda

Por ser la mejor compañera que alguien podría tener, por estar ahí en todo momento y ser un apoyo emocional en los momentos más difíciles.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia por darme soporte todos estos años lejos de casa porque sin ellos no hubiera sido posible concluir mis estudios.

A mi tutor el profesor Federico Masis Meléndez, por ser un guía en todos los momentos de duda y compartir toda su experiencia, por dedicar su tiempo y esfuerzo. Y por confiar en mí.

Al grupo de trabajo del laboratorio de suelos por su apoyo durante el proceso y su ayuda durante las largas jornadas de análisis.

Al CEQIATEC y al CIPA por brindarnos su apoyo a lo largo del proceso con el préstamo de equipo e instalaciones.

A los profesores Jaime Quesada y Ricardo Ulate por su ayuda con la lectura de algunos parámetros y en general por apoyar el avance del proyecto.

A Andrey Caballero por apoyarnos durante tanto tiempo con los análisis de aguas necesarios durante todo el periodo de investigación.

A don Julio Leitón y su hijo Allan Leitón por darnos el espacio y apoyo en su finca para llevar a cabo esta investigación.

A Angelica Astorga y Eligio Astorga por acogerme en su casa y brindarme un lugar desde donde poder continuar con mi proyecto y por su amistad durante tantos años.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	vi
ABSTRACT.....	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. <i>Objetivo general.....</i>	3
2.2. <i>Objetivos específicos.....</i>	3
3. REVISIÓN DE LITERATURA	4
3.1. <i>Contaminación por actividad agrícola.....</i>	4
3.2. <i>Nitrogeno en suelos agrícolas</i>	5
3.3. <i>Balance hídrico en suelos</i>	7
3.4. <i>Factores que afectan las pérdidas de nitrógeno en suelo.....</i>	8
3.5. <i>Situación en la zona de estudio.....</i>	9
4. MATERIALES Y MÉTODOS	11
4.1. <i>Sitio de estudio.....</i>	11
4.2. <i>Extracción de muestras de suelo.....</i>	12
4.3. <i>Instalación de sensores de humedad y sondas de muestreo de agua</i>	13
4.4. <i>Caracterización del suelo</i>	15
4.4.1. pH.....	15
4.4.2. Conductividad Eléctrica.....	15
4.4.3. Porcentaje de Materia Orgánica.....	15
4.4.4. Capacidad de Intercambio Catiónico	16
4.4.5. Textura	16
4.4.6. Curva característica de retención de agua.....	17
4.4.7. Conductividad hidráulica saturada.....	18
4.4.8. Densidad aparente y porosidad total	18
4.5. <i>Toma de muestras de agua de suelo y periodo de muestreo.....</i>	18
4.6. <i>Cálculo de Balance de agua</i>	20

4.6.1.	Precipitación y riego	20
4.6.2.	Cálculo de evapotranspiración	21
4.6.3.	Método de balance de agua.....	21
4.6.4.	Balance por método de sensores	22
4.6.5.	Balance por método de Darcy.....	22
4.7.	<i>Cálculo de balance de nitrógeno</i>	23
4.8.	<i>Análisis estadístico</i>	24
4.9.	<i>Isoterma de adsorción</i>	24
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
5.1.	<i>Caracterización de los suelos en el sitio de estudio y variables meteorológicas</i> 25	
5.1.1.	Análisis de texturas en el sitio de estudio	25
5.1.2.	Propiedades químicas del suelo	26
5.1.3.	Propiedades hidráulicas del suelo	27
5.1.4.	Precipitación, riego y pérdidas por evapotranspiración	29
5.2.	<i>Análisis del agua de los poros del suelo y balance de N</i>	30
5.2.1.	Análisis de componentes principales en parámetros fisicoquímicos del agua.	30
5.2.2.	Concentración de Nitratos en el agua del suelo	32
5.2.3.	Agua lixiviada en tres rangos de profundidad para los sitios de muestreo.....	34
5.2.4.	Balance de nitrógeno.....	39
5.3.	<i>Retención de NO₃⁻ en el sitio de estudio</i>	47
6.	CONCLUSIONES.....	49
7.	RECOMENDACIONES	50
8.	REFERENCIAS.....	51
9.	APÉNDICES	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Principales flujos y transformaciones de nitrógeno en contextos agrícolas, elaborado a partir de información tomada de Barakat, Cheviron & Angulo (2016).....	6
Figura 2. Mapa de ubicación de la finca de estudio.....	11
Figura 3. Estación de muestreo y ubicación de los sitios de muestreo.....	12
Figura 4. Extracción de muestras de suelo intacto en cilindros.....	13
Figura 5. Distribución de sensores y lisímetros de succión por sitio de muestreo.	13
Figura 6. Equipos para monitoreo del subsuelo.....	14
Figura 7. Instalación de lisímetro.	14
Figura 8. Botellas para recolección de muestras de agua de suelo.	20
Figura 9. Curvas características de retención de agua Sitio A.....	28
Figura 10. Curvas características de retención de agua Sitio B.....	29
Figura 11. Evapotranspiración en contraste con la precipitación para el periodo de estudio.....	30
Figura 12. PCA en parámetros de agua de poro. n=19.....	31
Figura 13. Análisis de regresión NO_3^- vs conductividad.	32
Figura 14. Concentración de NO_3^- en las muestras de agua de lisímetros a tres profundidades en el sitio A (SCUP-1 50 cm, SCUP-3 80 cm y SCUP-5 110 cm).	33
Figura 15. Concentración de NO_3^- en las muestras de agua de lisímetros a tres profundidades en el sitio B (SCUP-7 50 cm, SCUP-9 80 cm y SCUP-12 110 cm).....	33
Figura 16. Agua lixiviada en el sitio A.....	35
Figura 17. Agua lixiviada en el sitio B.	37
Figura 18. Nitrógeno lixiviado a 100 cm sitio A.	39
Figura 19. Nitrógeno lixiviado a 130 cm sitio A.	40
Figura 20. Nitrógeno lixiviado a 100 cm sitio B	41
Figura 21. Nitrógeno lixiviado a 130 cm sitio B	42
Figura 22. Masa total de N lixiviado durante el cultivo de zanahoria.	43
Figura 23. Masa total de N lixiviado durante el cultivo de papa.	43
Figura 24. Isoterma de adsorción para el suelo de la zona de estudio.	47

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Asignación de número de semana	19
Tabla 2. Textura en los sitios de estudio.....	25
Tabla 3. Propiedades químicas de los suelos en el sitio de estudio	26
Tabla 4. Propiedades hidráulicas en el sitio de estudio	27
Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos del agua de los poros	31
Tabla 6. Agua lixiviada según el cultivo y la temporada en el Sitio A.....	38
Tabla 7. Agua lixiviada según el cultivo y la temporada en el Sitio B.....	38
Tabla 8. Balance de nitrógeno utilizando balance de sensores.....	44
Tabla 9. Balance de nitrógeno utilizando balance de método de Darcy.....	45

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1. Ecuación de balance de agua	7
Ecuación 2. Materia Orgánica.....	16
Ecuación 3. Cálculo de CIC en cmol (+) /kg	16
Ecuación 4. Conductividad hidráulica saturada.....	18
Ecuación 5. Densidad aparente	18
Ecuación 6. Porosidad total.....	18
Ecuación 7. Balance hídrico	21
Ecuación 8. Método de Darcy para balance de agua	22
Ecuación 9. Saturación efectiva.....	22
Ecuación 10. Conductividad hidráulica insaturada.....	23
Ecuación 11. Masa de nitrógeno lixiviado.....	23
Ecuación 12. Línea base de N.....	23
Ecuación 13. Cantidad de N al final de cultivo	24
Ecuación 14. Cambio en la cantidad de N	24

LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMOS

BD	Densidad Aparente
CE	Conductividad eléctrica
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
EM	Estación de Monitoreo
ET	Evapotranspiración
ET₀	Evapotranspiración de referencia
ET_c	Evapotranspiración de cultivo
ET_r	Evapotranspiración real
ha	Hectárea
K	Conductividad hidráulica insaturada
K_c	Coefficiente de cultivo
K_d	Constante de distribución
K_{sat}	Conductividad hidráulica saturada
MO	Materia Orgánica
N	Nitrógeno
NH₄⁺	Amonio
NO₂⁻	Nitrito
NO₃⁻	Nitrato
OD	Oxígeno disuelto
PCA	Análisis de componentes principales
PCA	Análisis de componentes principales
R_{dx}	Potencial de oxidación reducción
TDR	Sensor de reflectometría de dominio temporal
Θ	Contenido de agua volumétrica
Θ_{fc}	Contenido de agua volumétrico a capacidad de campo
Θ_s	Contenido de agua volumétrico saturado
Θ_{wp}	Contenido de agua volumétrico en punto de marchitez

RESUMEN

Actualmente en Costa Rica la agricultura representa un sector productivo de importancia económica, particularmente en el distrito de Tierra Blanca de Cartago, el cual produce más del 70% de las hortalizas a nivel nacional. Sin embargo, de forma involuntaria y por condiciones climáticas, el nitrógeno utilizado para fertilización puede desplazarse debajo de la zona radical ocasionando problemas económicos para el productor y podría comprometer la calidad del agua subterránea para consumo humano. Ante esta problemática la presente investigación plantea implementar mecanismos de balance para entender el comportamiento del agua y el nitrógeno en el subsuelo de un campo agrícola. Para esto se realizó una caracterización del suelo de la zona de estudio y se implementaron sistemas para la recolección de datos meteorológicos y sensores de humedad para calcular el balance de agua mediante uso de sensores de permitividad dieléctrica relativa y el método de Darcy. Posteriormente se calcula el balance de nitrógeno a una profundidad de 130 cm en el perfil del suelo. El estudio fue realizado para un ciclo de cultivo de zanahoria comprendido de 1 de diciembre del 2019 al 22 de febrero del 2020 y otro de papa el cual inicio el 29 de marzo del 2020 y finalizó el 4 de julio de 2020. Se determinó que el suelo de la zona cuenta con características fisicoquímicas e hidráulicas que se comportan de manera homogénea y posee una textura franco arenosa. Durante el estudio se determinó que en el desarrollo de ambos ciclos de cultivo y utilizando ambos métodos de balance, se produce una lixiviación de nitrógeno por debajo de los 130 cm de profundidad, la cual parece estar ligada directamente al comportamiento de las precipitaciones en la zona, obteniendo una lixiviación dos veces mayor durante el cultivo de papa en el cual se presentaron los mayores eventos de lluvia alcanzando eventos de 68 mm. Por otro lado, el suelo muestra una tendencia a acumular nitrógeno en periodos de poca precipitación y a movilizarlo en temporada lluviosa. Este estudio presenta un método de acercamiento para comprender el comportamiento del nitrógeno en suelos agrícolas y una base para desarrollar estudios con el fin de entender el riesgo que representa las pérdidas de fertilizantes nitrogenados al subsuelo.

Palabras clave: balance de nitrógeno, balance de agua, lixiviación, suelo volcánico, franco arenoso, Tierra Blanca.

ABSTRACT

In Costa Rica, agriculture represents a productive sector of great importance, especially in Tierra Blanca, Cartago. However, this activity can cause some environmental problems, such as contamination of groundwater sources coming from fertilizers. This research was aimed to implement water and nitrogen balance mechanisms to better understand their behaviour in the subsoil of an agricultural field. For this, a characterization of the soil was carried out. Meteorological data and humidity sensors were implemented to calculate the water balance using relative dielectric permittivity sensors and the Darcy method. A nitrogen balance at a depth of 130 cm in the soil profile was performed. The study was carried out for both a carrot crop (from December 1st, 2019 to February 22nd, 2020) and a potato crop (from March 29th, 2020 to July 4th, 2020). Our results showed that the soil in the area has physical, chemical and hydraulic characteristics that behave homogeneously with a sandy loam texture. It was determined that in the development of both crops cycles and using the two different balance methods (relative dielectric permittivity sensors and the Darcy method), a nitrogen leaching occurred below 130 cm of depth, which seems to be directly linked to the behaviour of rainfall in the area. The leaching pattern was two times greater during potato cultivation, in which the most extensive rainfall events occurred up to 68 mm. On the other hand, the soil tends to accumulate nitrogen in periods of little precipitation and mobilize it in the rainy season. This study presents an approach method to understand the behaviour of nitrogen in agricultural soils and a basis for developing studies to understand the risk represented by the losses of nitrogen fertilizers to the subsoil.

Key words: Nitrogen balance, water balance, leaching, volcanic soil, sandy loam, Tierra Blanca.

1. INTRODUCCIÓN

Según el Boletín Estadístico Agropecuario (2021) durante el año 2020 en Costa Rica el sector agropecuario representó el 4.4% del Producto Interno Bruto (PIB), dentro de este sector la actividad agrícola durante el mismo periodo aportó el 67% valor bruto de producción. Esto evidencia que la actividad agrícola representa aún en la actualidad un importante aporte a la economía y desarrollo del país (Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria, 2021).

Según Viaud et al., (2018) el desarrollo de esta actividad se enfrenta ante grandes desafíos en términos de la producción de alimentos, cambio climático y la protección y buena gestión de los recursos naturales. Bajo este contexto, se debe hacer un esfuerzo dirigido a entender los factores y eventos que afectan de forma directa los impactos tanto ambientales como productivos en el sector agrícola.

Las pérdidas de nitrógeno en campos de cultivo por filtraciones de la capa arable al subsuelo o agua subterránea en forma de nitratos es un problema común; sin embargo, su estudio y entendimiento es complejo debido a los diversos factores que pueden afectar el movimiento de estos compuestos en el perfil de suelo (Angus & Grace, 2017).

Entre los factores que afectan el transporte de sustancias en el suelo agrícola se encuentran las propiedades físicas y químicas del suelo en conjunto con la variabilidad de acciones como aplicaciones de agua y fertilizantes, y las diferentes capacidades de absorción de nutrientes por parte de los cultivos, haciendo de este fenómeno un reto de predicción y un punto importante de estudio (Smart et al, 2016).

Para entender y aportar soluciones a este problema, es importante comprender las necesidades que se tiene en cada campo agrícola, el estudio de balances de nitrógeno y agua pueden dar claridad y describir el aprovechamiento que se está dando a los recursos, así como identificar posibles riesgos ambientales (Angus & Grace, 2017).

La medición del agua infiltrada por debajo de la zona radicular, así como la identificación de excesos en las tasas de aplicación de nitrógeno a los diferentes cultivos tanto en los periodos secos como lluviosos del año, pueden explicar los fenómenos de acumulación y movimiento de

Nitrógeno en el perfil de suelo, identificando riesgos ambientales por contaminación, así como pérdidas de recursos económicos dado el creciente costo de los fertilizantes (Huang et al., 2018).

Por lo tanto, con la presente investigación se busca estudiar el comportamiento del nitrógeno en un suelo volcánico dedicado a la actividad agrícola mediante la estimación de los balances de agua y nitrógeno en el perfil de suelo, con el fin de identificar diferentes factores que afectan estos compuestos y los posibles efectos y riesgos que estos pueden presentar en el desarrollo de la actividad agrícola.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Estimar el riesgo de lixiviación de nitrógeno en un subsuelo volcánico de uso agrícola mediante el cálculo del balance de nitrógeno durante dos ciclos de cultivo en un campo agrícola ubicado en la zona de recarga de la naciente La Misión, Cartago, Costa Rica.

2.2. Objetivos específicos

Caracterizar el sitio y variables meteorológicas mediante análisis fisicoquímicos y recopilación de bases de datos para conocer las propiedades del suelo y las condiciones agroclimáticas que influyen en el balance hídrico en un cultivo de zanahoria y papa.

Calcular el balance de masa de nitrógeno en el subsuelo mediante la cosecha de agua de poros del suelo a 50 cm, 80 cm y 110 cm y el análisis del contenido de nitratos en el agua para evaluar el riesgo de lixiviación de nitrógeno en agua subterránea.

Evaluar la capacidad de retención de nitrato mediante análisis de lotes y el estudio de la isoterma de Freundlich en un medio acuoso simulando concentraciones reales de sulfato y cloruro en equilibrio con un suelo volcánico de uso agrícola para mejorar la comprensión del riesgo de lixiviación.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Contaminación por actividad agrícola

La degradación de la cantidad y calidad de las aguas subterráneas por prácticas agrícolas se registra como uno de los problemas más críticos del mundo, el agua subterránea es un importante componente del ciclo hidrológico, ya que es una fuente de enriquecimiento natural para ríos, lagos, y humedales y constituye la principal fuente de agua potable (Sidiropoulos et al., 2019).

Los procesos de urbanización, así como el crecimiento de la población mundial, el desarrollo agrícola y la industrialización, conllevan una creciente demanda de recursos, entre estos el recurso hídrico el cual es de vital importancia para el desempeño de las necesidades básicas de dichos desarrollos. Debido a la alta demanda de agua y al hecho de considerar los mantos acuíferos superficiales como cuerpos que presentan una mayor exposición a cargas de contaminantes y que generalmente es necesario un tratamiento costoso, la explotación de nuevas fuentes y mantos acuíferos es cada vez más común, lo que ha conducido a que hoy en día muchas poblaciones e industrias en todo el mundo dependen del agua subterránea para satisfacer la demanda diaria (Schuth et al., 2014).

En un país como Costa Rica donde la agricultura corresponde a una actividad fundamental para la economía y desarrollo del país, con cultivos que por sí solos abarcan más del 2% del territorio nacional y con más de un 45% de los terrenos de uso rural del Gran Área Metropolitana dedicados a la agricultura, el manejo sostenible se vuelve un tema complejo y esta actividad se convierte también en un factor de riesgo ambiental de suma importancia a tomar en cuenta, para el estudio y planteamiento de planes de desarrollo sostenible (Programa Estado de la Nación, 2017).

Actualmente existe una creciente conciencia de que los recursos hídricos son vulnerables a la contaminación de fuentes puntuales y difusas dentro de las cuencas hidrográficas agrícolas. En áreas industriales se han enfatizado los esfuerzos en prevenir la contaminación de fuentes puntuales de los sitios de fabricación; sin embargo, la contaminación de fuentes difusas puede ser mucho más difícil de identificar y prevenir. Se reconoce a la actividad agrícola como una de las principales actividades que contribuye de manera significativa a la contaminación por fuentes difusas de los recursos de aguas superficiales y subterráneas, en particular, considerándose como

el principal contribuyente a la contaminación de nitratos (NO_3^-) en aguas subterráneas (Goss & Goorahoo, 1995).

Por estas razones se realizan diversos esfuerzos para optimizar las aplicaciones de agroquímicos en la industria agrícola, tratando de satisfacer las necesidades básicas de los cultivos sin implementar excesos de productos que afecten el ambiente (Baram et al., 2016).

3.2. Nitrógeno en suelos agrícolas

En CR el nitrógeno (N) es considerado una limitante generalizada en los campos agrícolas, debido a esto, es común, la fertilización con el fin de aumentar la producción de terreno (Programa Estado de la Nación, 2017). Dentro de la agricultura arable, la labranza se emplea para mejorar la inclinación del terreno, control de malezas e incorporación de residuos de cultivos, estiércol y fertilizantes que permitan compensar un poco estas deficiencias de N en el suelo (Petersen et al., 2008).

Según Barakat, Cheviron & Angulo, (2016) la presencia de NO_3^- y nitritos (NO_2^-) en el ambiente se da de manera natural como parte del ciclo natural del N; sin embargo, las actividades humanas modifican sus concentraciones aportando las fuentes ambientales de mayor importancia las cuales son el uso de fertilizantes nitrogenados, la disposición de excretas y la disposición de desechos municipales e industriales.

La dinámica del N (figura 1) en la biosfera comprende principalmente la fijación de nitrógeno (N), la mineralización, la nitrificación, la desnitrificación y la oxidación anaeróbica del amonio Annamox, estos procesos son mediados principalmente por microorganismos presentes en el suelo (Cerón & Aristizábal, 2012).

El nitrógeno orgánico o amoniacal es oxidado por bacterias nitrificantes autótrofas del grupo Nitrosomonas y lo convierten a NO_2^- y estos a su vez son oxidados a NO_3^- por bacterias del grupo Nitrobacter, esto se puede observar de manera gráfica en la figura 1. Estos NO_3^- pueden servir como fertilizantes para las plantas y los que se producen en exceso, son llevados al agua a través de la percolación en los suelos. (Pacheco, Pat & Cabrera, 2002).

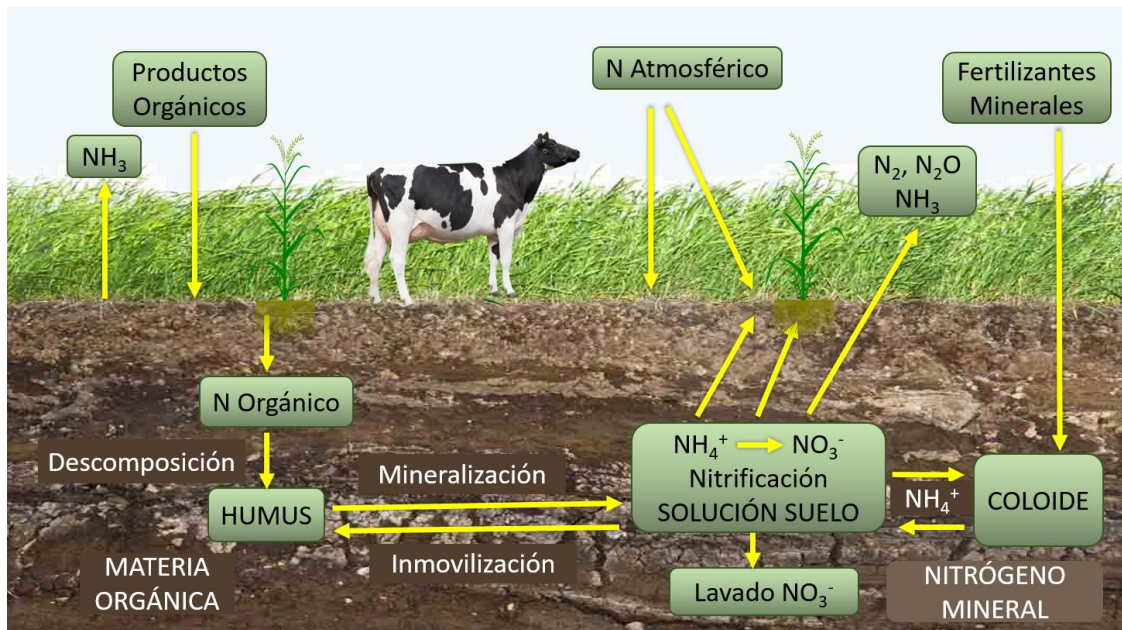


Figura 1. Principales flujos y transformaciones de nitrógeno en contextos agrícolas, elaborado a partir de información tomada de Barakat, Cheviron & Angulo (2016).

Con el fin de entender y prevenir estas pérdidas de N en los campos, se han realizado muchos estudios que han tratado de cuantificar las cantidades de NO_3^- resultante de dichas pérdidas, implementando técnicas de medición basadas en datos obtenidos del monitoreo de aguas subterráneas, particularmente cuando las aguas subterráneas son poco profundas (Smart et al., 2016).

De los diferentes compuestos resultantes de la transformación del N , el NO_3^- y el amonio (NH_4^+) son los contaminantes inorgánicos más comunes de origen antropogénico en muchos acuíferos poco profundos en todo el mundo, mientras que el NO_2^- es menos común, aunque es más dañino que el nitrato y el amonio por su alta reactividad (Colombani et al., 2019; Jahangir et al., 2012).

Algunas características físicas y químicas del suelo pueden propiciar los fenómenos de transformación del nitrógeno, un alto contenido de materia orgánica del suelo da lugar a una mayor tasa de mineralización de N del suelo (Jabloun et al., (2015). Mientras, según lo descrito por Sahrawat (2008) la nitrificación se ve impulsada por factores como un pH entre 5,5 y 10 con un punto óptimo en 8,5 y especialmente por una buena aireación del suelo.

3.3. Balance hídrico en suelos

El balance hídrico en el suelo es una herramienta que permite entender el comportamiento del agua en el perfil y se basa en principios de conservación de masas de agua. Puede ser utilizado para conocer los procesos de las aguas superficiales y subterráneas mediante la comprensión de factores geomorfológicos, hidrogeológicos y climáticos en los sistemas de flujo subterráneo (Sidiropoulos et al., 2019). Según los métodos utilizados por Zhu et al., (2005) en términos generales el balance está descrito por la siguiente ecuación:

Ecuación 1. Ecuación de balance de agua

$$\Delta W = P + I + U - R - I_n - ET - D \quad [EC 1]$$

Donde ΔW corresponde al cambio en el almacenamiento de agua en el suelo, P a la precipitación (mm), I es la irrigación (mm), U el agua ascendente por capilaridad (mm), R es la escorrentía (mm), I_n el agua interceptada por las hojas de plantas (mm), ET corresponde a la evapotranspiración (mm) y D es el valor de agua de drenaje profundo bajo la zona radical efectiva (mm). En muchos casos el valor de I_n y U puede ser despreciado para simplificar el cálculo.

Según Lafond et al., (2014) existen métodos directos e indirectos para evaluar el flujo de agua en el suelo. El método de lisímetro permite mediciones directas y proporciona una mayor precisión y coherencia en la evaluación de los flujos de agua a través de un enfoque integrado en el tiempo y espacio, demostrando ser fiable y preciso para evaluaciones in situ de agua y solutos. Mientras que los métodos indirectos incluyen la evaluación del balance hídrico utilizando datos meteorológicos, cálculo en los cambios en el almacenamiento de agua del suelo y aplicar la ley de Buckingham-Darcy.

Para obtener un correcto balance hídrico es indispensable conocer las salidas de agua del sistema, una de las más significativas es la evapotranspiración (ET), la cual según la FAO (2006) se define como la combinación de dos procesos separados por los que el agua se pierde a través de la superficie del suelo por evaporación y por otra parte mediante transpiración del cultivo, cuando la superficie evaporante es la superficie del suelo, el grado de cobertura del suelo por parte del cultivo y la cantidad de agua disponibles en la superficie evaporante son otros factores que afectan el proceso de la evaporación.

Según Han et al., (2015) el entendimiento del balance hídrico en una zona puede permitir la elaboración de sistemas de gestión adecuados para el riego, especialmente considerando que la variabilidad de las condiciones climáticas y físicas del suelo durante el tiempo pueden variar los requerimientos del cultivo.

3.4. Factores que afectan las pérdidas de nitrógeno en suelo

Según Min et al., (2018) la zona vadosa, que conecta la superficie terrestre y el agua subterránea, actúa como zona amortiguadora y de filtrado en la que el transporte de solutos se atenúa y los contaminantes se absorben, degradan y transforman, jugando un papel importante en la calidad y cantidad de recursos hídricos subterráneos. En esta zona interviene una gran cantidad de propiedades físicas y químicas que determinan la capacidad de retener o movilizar los solutos, según Arias, Pérez, & Rueda, (2004) la variación de características como el pH, la capacidad de intercambio aniónico y la cantidad de materia orgánica (MO) pueden alterar el movimiento del NO_3^- produciendo efectos de retención y lavado al sufrir cambios.

Según lo establecido por Jabloun et al., (2015) otros factores como las características y demandas de nutrientes del cultivo anterior, la rotación de cultivos y la cobertura de cultivos durante el otoño y el invierno, son parámetros que contribuyen significativamente a la concentración y lixiviación de nitratos del suelo.

Por otro lado, las variaciones climáticas representan otro grupo de factores independientes que influyen en el comportamiento del movimiento de sustancias en el subsuelo, cambios de temperatura, aumentos en las cantidades de precipitación, así como la distribución de estas, tendrán un impacto en los procesos del suelo que es probable que conduzcan a un aumento de la lixiviación de nitratos (Jabloun et al., 2015). Por lo tanto, las pérdidas de N y la lixiviación de este, puede ser definida por factores climáticos, propiedades físicas del suelo y por los efectos del manejo de cultivos y los suelos.

En el grupo de factores correspondientes al manejo de cultivos y el suelo durante los ciclos de cultivo, un parámetro crítico en la pérdida de N es el desajuste espacial y temporal entre la aplicación de fertilizantes y la demanda de N de los cultivos, provocando una aplicación en exceso que será movilizadada bajo la zona radical, convirtiéndose en N no aprovechable por los cultivos y eventualmente siendo transportado a los mantos acuíferos (Bowles et al., 2018).

Sin embargo, un estudio realizado por Motarjemi et al., (2021) en Dinamarca, demostró que a pesar de que los aportes de fertilizantes nitrogenados durante la rotación de cultivos estaban de acuerdo con las buenas prácticas de gestión definidas por los planes de acción daneses para el medio acuático, las concentraciones de NO_3^- en las muestras de drenaje excedieron el nivel permitido. Por lo que se evidencia que la gran cantidad de factores que intervienen en los procesos de movilización de N en el suelo dificultan el control de este riesgo ambiental.

3.5. Situación en la zona de estudio

Actualmente según datos reportados por la Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria en el 2021 la provincia de Cartago especialmente los distritos rurales, representan la mayor producción de cultivos como hortalizas y papa de todo el país, produciendo alrededor de un 70% de estos cultivos en el territorio nacional.

Sin embargo, se ha encontrado en estudios como el presentado por Mora, Chanto & Portuguez, (2011) que determinan que gran cantidad de nacientes de consumo humano en la zona como la naciente la misión, presentan concentraciones de NO_3^- que superan los valores establecidos en la norma.

Mediante el Decreto Ejecutivo No. 38924-S del 12 de enero de 2015, correspondiente al Reglamento para la Calidad del Agua Potable, se establecen el Valore de Alerta (VA) y Valor Máximo Admisible (VMA) para los diferentes contaminantes de interés que pueden estar presentes en cuerpos de agua. Entre estos se encuentran las regulaciones de los diferentes compuestos del N específicamente en el nivel 3 de calidad de agua se establece como valor máximo admisible de 50 mg NO_3^-/L .

Por estas razones el entendimiento de las relaciones entre las actividades desarrolladas en la zona con la contaminación presente en las fuentes de agua se vuelve un asunto prioritario, así como el trabajo de guía y capacitación que debe ser llevado a cabo con los dueños de estas fincas productoras.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación, se detallan los métodos y procedimientos utilizados para el desarrollo de esta investigación. Para lo cual, se puede identificar una ruta dividida en cuatro grandes secciones, la instalación de la estación de muestro, la toma de muestras tanto de suelo como de agua en el subsuelo, la caracterización del sitio de muestreo y finalmente el análisis y cálculo de la información para la estimación de los balances de agua y nitrógeno.

4.1. Sitio de estudio

La investigación se desarrolló en una finca agrícola con una extensión de una hectárea (ha) ubicada en el distrito de Tierra Blanca, en el cantón central de la provincia de Cartago. En la Figura 2 se muestra la ubicación geográfica de la zona de estudio.

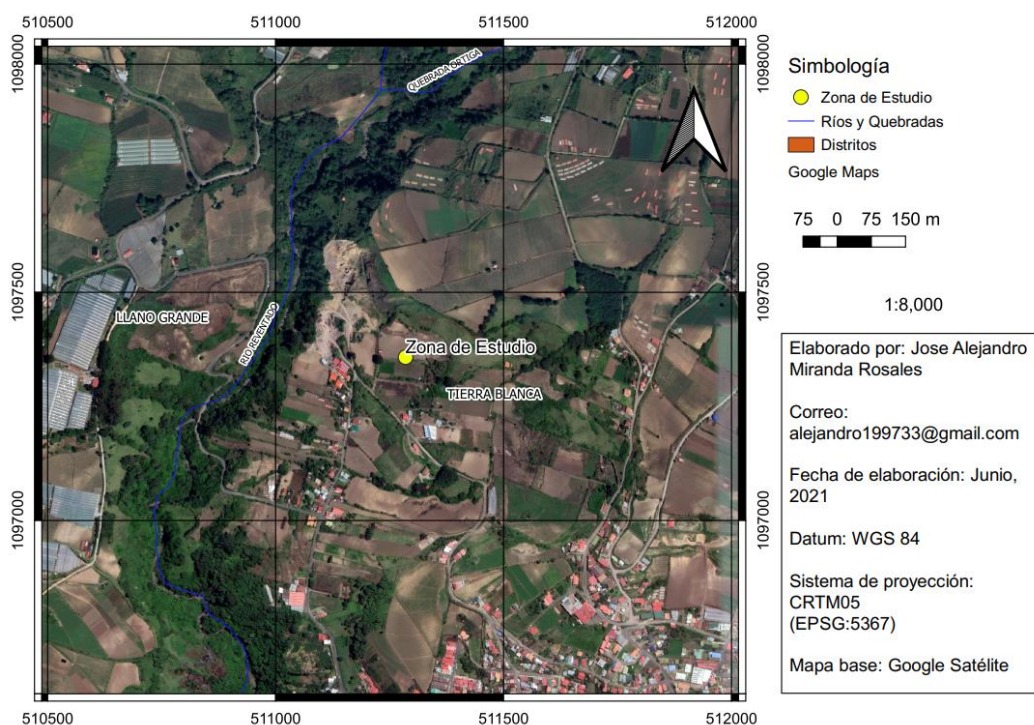


Figura 2. Mapa de ubicación de la finca de estudio.

En esta finca se ubicó una estación de monitoreo (EM) la cual se puede observar en la Figura 3, esta EM, ubicada en los límites del terreno, se utilizó para la toma y almacenamiento de muestras; además, ésta cuenta con la instalación de una estación meteorológica la cual recopila los datos climatológicos en tiempo real durante todo el periodo de estudio.

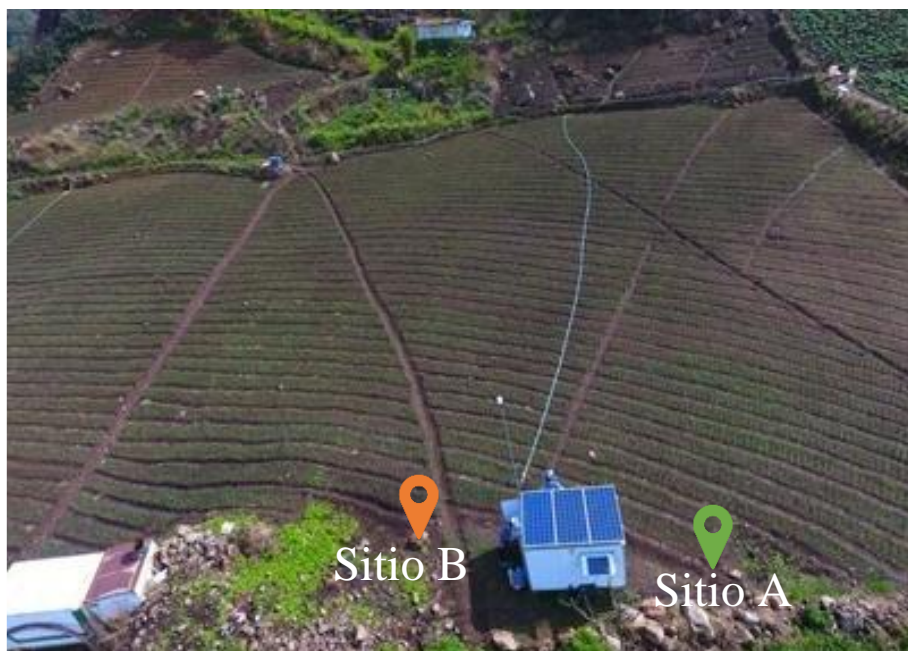


Figura 3. Estación de muestreo y ubicación de los sitios de muestreo.

4.2. Extracción de muestras de suelo

Para el desarrollo de la investigación se realizaron dos zanjas de muestreo como se puede observar en la figura 4, esta es una técnica muy común de muestreo según lo establece Mason, (1992), estas zanjas fueron denominadas como sitio A y sitio B, estos sitios se ubicaron en la zona cercana a la EM y se ubicaron a una distancia de 15 m uno del otro (en la figura 4 se observa la ubicación de estos). En cada uno de estos sitios se establecieron dos perfiles de estudio, quedando así los perfiles 1 y 2 en el sitio A y los perfiles 3 y 4 en el sitio B. Ambos sitios se ubicaron en el terreno cultivable, sobre ambos sitios se cultivó zanahoria y posteriormente papa en dos ciclos diferentes.

Para la toma de muestras se establecieron cinco profundidades de muestreo, separando cada 15 cm una muestra de la otra. Correspondiendo estas profundidades a, 70 cm, 85 cm, 100 cm, 115 cm y 130 cm. Para cada uno de estos sitios se tomó una muestra de suelo en anillos de acero inoxidable de 100 cc con el fin de conservar la condición natural del suelo, así como dos bolsas de suelo perturbado de aproximadamente 1 kg cada una.

Para el total del estudio se contó con 40 muestras de suelo alterado y 20 anillos de acero con suelo inalterado..



Figura 4. Extracción de muestras de suelo intacto en cilindros.

4.3. Instalación de sensores de humedad y sondas de muestreo de agua

En cada uno de los sitios de muestreo (A y B) se procedió a instalar equipos para el muestreo de agua del suelo, así como el monitoreo de humedad en el suelo. Para esto en cada perfil se seleccionaron tres profundidades, correspondientes a 50 cm, 80 cm y 110 cm donde se instalaron dos lisímetros de succión. Así mismo, en las profundidades de 80 cm y 110 cm junto al cada lisímetro se instaló un sensor de reflectometría de dominio temporal (TDR) que traduce la información a permitividad dieléctrica relativa y finalmente un último par de TDR fue instalado a una profundidad de 35 cm debajo de la zona radical de las plantas, esto con el fin de tener fácil acceso a estos para ser retirados en los periodos de arado en el campo. La disposición de estos equipos puede ser observada en la figura 5.

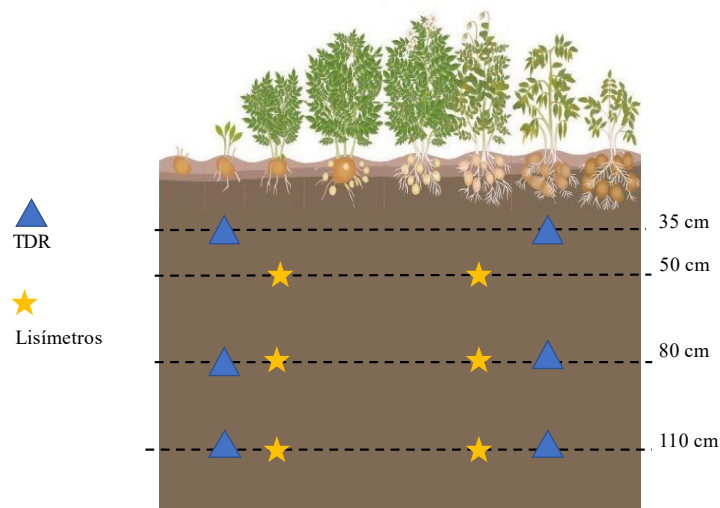


Figura 5. Distribución de sensores y lisímetros de succión por sitio de muestreo.

Para el monitoreo de las condiciones de humedad en el suelo se utilizaron reflectómetros CS655 los cuales se pueden observar en la Figura 6, estos equipos enviaron señal a un datalogger CR1000X Cambell Scientific instalado en la EM. Estos sensores monitorean cada dos minutos el contenido volumétrico de agua en el suelo (m^3/m^3), permitividad dieléctrica ϵ , temperatura ($^{\circ}C$) y la conductividad eléctrica (dS/m).



Lisímetro de succión PRENART



Reflectómetro CS655

Figura 6. Equipos para monitoreo del subsuelo.

Los lisímetros instalados para el muestreo de agua de poro corresponden a equipos PRENART los cuales se pueden observar en la figura 6. Para su instalación fue necesario hacer una cavidad en el suelo con un ángulo de 45° , esto con ayuda de una barra de metal y un mazo como se muestra en la figura 7. Posteriormente la cavidad es rellena con una disolución de sílice relación 1:2, seguidamente el lisímetro es colocado con ayuda de un tubo de PVC como el observado en la figura 6 y finalmente la cavidad es sellada con suelo.



Figura 7. Instalación de lisímetro.

4.4. Caracterización del suelo

Para la caracterización del suelo del sitio de estudio, se utilizaron las muestras de suelo perturbado, luego de haber sido secadas al aire y tamizadas en una criba de 2 mm para los análisis de pH, conductividad eléctrica (CE), textura, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y porcentaje de materia orgánica (%MO). De la misma manera para los análisis de conductividad hidráulica saturada (Ksat), densidad aparente (BD), porosidad total y curva característica de retención de agua se utilizaron los cilindros de muestras de suelo intacto. A continuación, se detallan los procedimientos seguidos para estos análisis.

4.4.1. pH

Para la determinación del pH se implementó el método establecido por Thomas, (1996). Para esto se procede a pesar 5 g de suelo seco en beaker de 100 mL, en estos se procede a agregar 10 mL de agua destilada con una pipeta. Se agita durante 10 min y se procede a colocar los electrodos del equipo para medir pH mientras se continúa agitando la suspensión del suelo. Finalmente se procede a realizar las lecturas tomando el dato como pH en H₂O (1:2).

4.4.2. Conductividad Eléctrica

Para la determinación de CE se implementó el método establecido por Kalra & Maynard, (1991) en el cual se procede a preparar una suspensión de suelo en agua destilada (relación 1:2), agregando 5 g de suelo y 10 mL de agua en un recipiente plástico de 100 mL, seguidamente se procede a agitar la suspensión en un agitador mecánico durante una hora con el recipiente tapado. Seguidamente se debe dejar reposar durante una hora y luego utilizar un filtro Sartorius grado 393 para filtrar la muestra por gravedad. Finalmente se procedió a realizar la medición en un equipo EC/TSD HANNA previamente calibrado con una disolución de KCl 0.01 M.

4.4.3. Porcentaje de Materia Orgánica

La determinación del %MO se realizó con el apoyo del centro de investigación en innovación forestal, para esto se determinó inicialmente el porcentaje de carbono orgánico implementando un método de combustión seca, basado en el método de Nelson & Sommers (1996). Para esto se pesaron 5 mg de suelo previamente secado en la estufa a 105 °C por 24 horas, seguidamente se colocaron las muestras en cápsulas de estaño para ser leídas en el equipo vario EL CUBE Elementar. Finalmente, tras ser reportado el porcentaje de carbono orgánico se procedió a calcular la materia orgánica mediante la Ecuación 2 donde el valor de 1.724 corresponde al factor de van

Bemmelen y supone que la materia orgánica está compuesta de 58% de carbono orgánico (Allison, 1965).

Ecuación 2. Materia Orgánica

$$\% \text{Materia Orgánica} = 1.724 \times \% \text{Carbono Orgánico Total} \quad \text{EC [2]}$$

4.4.4. Capacidad de Intercambio Catiónico

La determinación de CIC (cmol(+)/kg) se basó en el método propuesto por Sumner & Miller, (1996) (“Unbuffered salt extraction”). Para esto se miden 2,5 g de suelo en una balanza granataria (± 0.01 g) dentro de un tubo falcon para centrifuga de 50 mL cuya masa se determinó con anterioridad. Seguidamente se realizaron tres lavados, el primero con NH_4Cl 0,2 M, el segundo con agua destilada, (al finalizar este paso se debe medir la masa del tubo y la muestra) y el tercero con KNO_3 0,2 M, se realizaron 5 series para cada uno de los lavados.

Antes de realizar cada serie de lavado la muestra de suelo debe ser respondida, este paso se realizó utilizando un equipo vortex mixer Four E'S scientific MI0101002, seguidamente las muestras fueron agitadas durante 5 min en un agitador orbital y posteriormente centrifugadas a altas velocidades durante 5 min. Luego de cada lavado la disolución se decantó, desechando los lavados con NH_4Cl y agua, conservando así únicamente los lavados de KNO_3 los cuales fueron almacenados en un balón aforado de 100 mL, el cual posteriormente fue aforado con agua destilada y llevado para realizar la medición de iones NH_4^+ en el equipo FIAlab-2500/2600/2700 en el CIPA. Para obtener la CIC en (cmol (+) /kg) se utilizó la ecuación 3.

Ecuación 3. Cálculo de CIC en cmol (+) /kg

$$\text{CIC} \left(\frac{\text{cmol}(+)}{\text{kg}} \right) = \frac{10 * Cn \text{ NH}_4}{18 * \text{Masa de muestra (g)}} \quad \text{EC[3]}$$

4.4.5. Textura

Para la determinación de textura en el suelo se implementó el método del hidrómetro de Bouyoucos, para el tratamiento de la muestra y procedimiento de medición se adaptó el procedimiento propuesto por Gee yOr, (2002). En el caso del pretratamiento, fue necesario realizar la remoción de materia orgánica mediante el procedimiento antes mencionado utilizando peróxido de hidrógeno al 30%. Seguidamente se procedió a preparar una disolución de 50 g de suelo con 200 mL de agua y 10 mL de disolución dispersante (37.5 g de hexametáfosfato de sodio y 7.1 g de

carbonato de sodio en 1 L), luego esa fue mezclada durante 10 min y posteriormente trasvasada a una probeta de 1 L.

Para la medición se coloca el hidrómetro dentro de la probeta y se afora, seguidamente se retira el hidrómetro y con ayuda de una barrilla de agitación se agita la suspensión de arriba hacia abajo durante 30 s, seguidamente se introduce el hidrómetro y se toma la primera lectura a los 40 s, este procedimiento debe ser repetido tres veces para asegurar la exactitud del análisis.

Al finalizar la tercera medición de 40 s se procede a tomar dos mediciones más a las 2 h y 6 h. Durante cada lectura del hidrómetro se midió la temperatura. Además, se montó un blanco de la prueba para la posterior corrección de las lecturas.

Una vez terminada la medición con el hidrómetro se procedió a realizar un tamizado en húmedo para determinar las fracciones de arena fina, media y gruesa, para esto se trasvasó la muestra de la probeta a un tamiz de 53 μm y se lavó con agua hasta eliminar los limos y las arcillas. Seguidamente, se colocaron los residuos del tamiz en una capsula de aluminio y se secan en la estufa a 105 °C por 24 h.

Transcurridas las 24 h se procede pasar la muestra por dos tamices previamente pesados, con cribados de 500 μm y 250 μm respectivamente, posteriormente se pesan los tamices con la fracción de muestra correspondiente.

4.4.6. Curva característica de retención de agua

La construcción de la curva característica de agua se basó en tres métodos diferentes, dos de estos para determinar la parte húmeda de la curva, es decir la parte que abarca de 0 a 3 en unidades de pF ($\log(-\text{cm H}_2\text{O})$). Para esto se utilizaron los métodos referidos en Schindler et al., (2012), se determinaron tres puntos de la curva comprendidos entre pF 0 y pF 2, utilizando el método de columna de agua (“Hanging water colum method”) en una caja de arena sintética. Adicionalmente se midieron dos puntos más comprendidos entre pF 2 y pF 3, para estos se implementó el método de platos de presión (“Richards pressure plate extractor”).

Finalmente, para determinar los cuatro puntos comprendidos en la parte seca de la curva se utilizó el equipo potenciómetro WP4C que emplea el método de punto de condensación en espejo (dew point/chilled mirror method) y la ecuación de Kelvin, para la preparación de la muestras y medición se implementó el método descrito en Decagon Devices, (2010).

4.4.7. Conductividad hidráulica saturada

Para determinar la K_{sat} se utilizó el método de cabeza de agua constante descrito en Reynolds & Elrick, (2002), para esto se utilizó una altura de cabeza de agua (h) de 8.2 cm y se determinó la masa del agua que se transmite a través de la columna de suelo en periodos de un minuto, esta medición se realizó por triplicado.

Ecuación 4. Conductividad hidráulica saturada

$$K_{sat} \left(\frac{cm}{min} \right) = \frac{V * L}{A * \Delta h * \Delta t} \quad EC [4]$$

donde:

V: Volumen de agua que atraviesa la columna de suelo (cm^3).

L: Altura del cilindro (cm)

A: Área del cilindro (cm^2)

Δh : Cabeza de agua (cm)

Δt : Tiempo de flujo (min)

4.4.8. Densidad aparente y porosidad total

Como análisis final de las columnas de suelo sin perturbar se procedió a realizar la medición de estos parámetros, para esto se colocaron las muestras durante 24 h en la estufa a 105 °C, seguidamente se retiró la muestra del cilindro a una cápsula de aluminio previamente pesada para medir la masa de muestra seca. Seguidamente se procedió con el cálculo de las ecuaciones 5 y 6, para estas se utilizó una densidad de partícula de 2,65 g/cm^3 basado en la referencia de Biielders et al., (1990).

Ecuación 5. Densidad aparente

$$BD = \frac{Masa\ de\ muestra\ seca\ (g)}{Volumen\ del\ cilindro\ (cm^3)} \quad EC [5]$$

Ecuación 6. Porosidad total

$$Porosidad\ total = 1 - \frac{BD\ (g/cm^3)}{2,65(g/cm^3)} \quad EC [6]$$

4.5. Toma de muestras de agua de suelo y periodo de muestreo

El periodo de muestreo comprendió dos ciclos de cultivo en la finca de estudio, el primero de zanahoria comprendido entre el mes de diciembre del 2019 y el mes de febrero del 2020 y el segundo de papa comprendido entre abril y julio del 2020. Con el fin de facilitar el tratamiento de

la información se asignó un número a cada semana del periodo de estudio como se muestra en la Tabla 1, las semanas de la 13 a la 17 el terreno se encontraba sin cultivar por lo que estas no aparecen en la tabla.

Tabla 1. Asignación de número de semana

Cultivo de Zanahoria		Cultivo de Papa	
#Semana	Fecha	#Semana	Fecha
Semana 1	01 Dic-07 de Dic	Semana 18	29 Mar -4 Abr
Semana 2	8-14 Dic de Dic	Semana 19	5 Abr -11 Abr
Semana 3	15 Dic -21 de Dic	Semana 20	12 Abr -18 Abr
Semana 4	22 Dic-28 Dic	Semana 21	19 Abr -25 Abr
Semana 5	29 Dic -4 Ene	Semana 22	26 Abr -2 May
Semana 6	5 Ene -11 Ene	Semana 23	3 May -9 May
Semana 7	12 Ene -18 Ene	Semana 24	10 May -16 May
Semana 8	19 Ene -25 Ene	Semana 25	17 May -23 May
Semana 9	26 Ene -1 Feb	Semana 26	24 May -30 May
Semana 10	2 Feb-8 Feb	Semana 27	31 May -6 Jun
Semana 11	9 Feb -15 Feb	Semana 28	7 Jun -13 Jun
Semana 12	16 Feb -22Feb	Semana 29	14 Jun -20 Jun
-	-	Semana 30	21 Jun -27 Jun
-	-	Semana 31	28 Jun -4 Jul

La recolección de las muestras de agua de poro en el suelo se realizó mediante la implementación de los lisímetros instalados en la sección 4.3 de este documento. Estos estaban conectados a la EM mediante tubería de teflón una serie de botellas de vidrio de 1 L de capacidad identificadas con el número de lisímetro como se muestra en la figura 8, estas se conectaron a un sistema con una bomba de vacío con el fin de mantener una succión constante de -60 kPa. Las muestras se mantuvieron permanentemente en refrigeración dentro de la EM, en total a lo largo del estudio se recolectaron 71 muestras de agua de las cuales 34 se obtuvieron durante el periodo de zanahoria y 37 durante el periodo de papa.



Figura 8. Botellas para recolección de muestras de agua de suelo.

Durante los muestreos realizados en los meses de noviembre y diciembre se realizó la medición en el sitio de los parámetros de pH, CE, potencial oxidación – reducción (Rdx) y oxígeno disuelto (OD) en el equipo MicroPurge® Celda de flujo M20.

Una vez extraídas las muestras estas se recolectaron en botellas de plástico transparente de 350 mL limpias y fueron transportadas al laboratorio de suelos en el CEQIATEC, donde se realizaron los análisis de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ a cada muestra utilizando las metodologías establecidas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW) para el sistema de Cromatografía Iónica Metrohm 930 Compact IC Flex equipado un sistema de supresión de conductividad y automuestreador 919 IC plus y el detector de conductividad.

4.6. Cálculo de Balance de agua

Para calcular el balance de agua en el sitio A y B, se establecieron tres rangos de profundidad, de 0 cm -70 cm, 70 cm -100 cm y de 100 cm – 130 cm. Utilizando tres métodos de balance de agua para diferentes situaciones, a continuación, se detallan estos métodos. Para el análisis de datos y posteriores cálculos de balance de N se considera que el agua lixiviada en un rango de profundidad corresponde al agua de drenaje profundo que se obtiene del balance de agua.

4.6.1. Precipitación y riego

Los datos de precipitación fueron tomados durante 222 días iniciando el 29 de noviembre del 2019 y finalizando el 7 de julio de 2020 mediante la estación meteorológica instalada en la EM, estos

datos se tomaban de forma automática cada hora, para fines del estudio estos se acumularon en totales diarios.

En cuanto al riego este se aplicó en los meses secos los cuales fueron noviembre y diciembre del 2019 y enero, febrero, marzo y abril del 2020. Para estimar el riego se realizó el aforo de los aspersores y se multiplicó por las 12 horas de riego semanales y por la cantidad de aspersores instalados para cubrir la ha de terreno cultivado.

4.6.2. Cálculo de evapotranspiración

El cálculo de ET se basó en la metodología descrita en FAO, (2006), esta se llevó a cabo con los datos reales tomados durante el periodo de estudio mediante la estación meteorológica de la EM, la estación toma mediciones de datos meteorológicos (temperatura ambiente, humedad relativa, velocidad del viento y radiación solar) cada 2 min por lo que para facilitar el tratamiento de la base de datos y el cálculo de la ET estos se procesaron para obtener un valor promedio diario de cada parámetro. Para el cálculo de evapotranspiración de referencia (ET_0) se implementó la ecuación de Penman-Monteith. Posteriormente este dato se multiplicó por el coeficiente de cultivo (K_c) para obtener el valor de evapotranspiración de cultivo (ET_c), estos coeficientes fueron, en el cultivo de zanahoria 1,05 para los primeros dos meses y 0,95 para el mes final, mientras que para el cultivo de papa se utilizó 1,15 y 0,75.

4.6.3. Método de balance de agua

Para calcular el agua lixiviada en el perfil de 0 cm – 70 cm para ambos sitios se utilizó la Ecuación 7, adaptando el método de balance hídrico implementada en Baram et al., (2016).

Ecuación 7. Balance hídrico

$$L = (R + P) - E_{Tr} - \Delta S \quad EC[7]$$

Donde L es el agua lixiviada en el perfil a de 70 cm, R y P corresponden al riego (mm) y la precipitación (mm) respectivamente. E_{Tr} es la evapotranspiración real (mm) para la cual se utilizó el dato ET_c y se contempló el déficit de agua según las entradas para cada día. Finalmente ΔS corresponde al cambio en el almacenamiento de agua en el suelo, para determinar el almacenamiento se utilizó el contenido de agua volumétrico a capacidad de campo (θ_{fc}) y la altura de la lámina de suelo (0,7 m).

4.6.4. Balance por método de sensores

Este método de balance se utilizó para calcular el agua lixiviada en los dos rangos de profundidad de 70 cm – 100 cm y 100 cm -130 cm, de la misma manera que el anterior este método se basa en la ecuación de balance por masa de agua descrita en Baram et al., (2016); sin embargo, para este método se tomó como entradas al perfil de estudio el agua lixiviada saliente del perfil de 0 cm – 70 cm calculada mediante el método de balance de agua y se desprecia la pérdida por evapotranspiración.

Además, el cálculo de ΔS se realizó utilizando los valores de humedad volumétrica (m^3/m^3) obtenida mediante los TDR, dado que estos reportan mediciones cada dos minutos, se procedió a procesar las bases de datos y promediar los valores para obtener un valor diario.

Durante el desarrollo de la investigación los sensores del sitio B perdieron conexión a partir del 5 de junio del 2020, esto se debió a un imprevisto provocado por el corte de los cables de los sensores cuando se estaba realizando trabajos de mecanizado en la finca de estudio.

4.6.5. Balance por método de Darcy

El método de Darcy se implementó para los tres rangos de profundidad y se calculó mediante la siguiente fórmula.

Ecuación 8. Método de Darcy para balance de agua

$$L = K \frac{\partial h}{\partial z} \quad \text{EC [8]}$$

Donde L es el agua lixiviada bajo la profundidad y K es la conductividad hidráulica insaturada (cm/d). K se calculó en función de la saturación efectiva (Se) calculada mediante la Ecuación 9 asumiendo el valor de contenido de agua saturada (θ_s) igual a la porosidad total en la profundidad correspondiente y asumiendo un valor de contenido de agua residual (θ_r) igual a 0. El valor de los parámetros n y m se obtuvieron mediante las ecuaciones descritas en van Genuchten et al., (1991) y mediante la implementación del software RECT (van Genuchten et al., 1991).

Ecuación 9. Saturación efectiva

$$Se = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad \text{EC [9]}$$

Ecuación 10. Conductividad hidráulica insaturada

$$k(Se) = Ks * Se^{0.5} * [1 - (1 - Se^{\frac{n}{n-1}})^m]^2 \quad \text{EC [10]}$$

4.7. Cálculo de balance de nitrógeno

Para determinar el balance de nitrógeno, inicialmente se utilizó la Ecuación 11, basada en el trabajo de Baram et al., (2016) con el fin de calcular la cantidad de nitrógeno lixiviado en las profundidades de 70 cm – 100 cm y 100 cm -130 cm.

Ecuación 11. Masa de nitrógeno lixiviado

$$M = L * C * A * \Delta t * 0.226 \quad \text{EC [11]}$$

Donde M corresponde a la masa de nitrógeno lixiviada (kg N/ha-semana) en el rango de profundidad específico. L es la cantidad de agua lixiviada (cm/semana) en el mismo rango de profundidad. A es el área de superficie horizontal de una hectárea (10000 m²/ ha). Δt es el periodo de tiempo seleccionado (1 semana). C corresponde a la concentración de NO₃⁻ (mg/L) en el agua de poro para el periodo de tiempo específico seleccionado y 0.226 corresponde al factor de conversión de NO₃⁻ a N.

Una vez determinada la masa de N lixiviada en ambos rangos de profundidad para los sitios A y B, se procedió a sumar los resultados según el cultivo al que pertenecía cada periodo de estudio, con el fin de obtener la masa de nitrógeno lixiviada a cada profundidad durante todo el periodo de cultivo.

Se realizó un balance de N en la profundidad de 100 cm – 130 cm para ambos perfiles, para esto se tomó como entrada la masa de N lixiviada del rango de profundidad superior y la cantidad de N de línea base (LB) presente a esa profundidad antes de cultivar, la cual se calculó mediante la Ecuación 12

Ecuación 12. Línea base de N

$$M_{LB} = \frac{CnNO_3^- * A * \theta_p * h}{1000} \quad \text{EC [12]}$$

Donde la Cn NO₃⁻ es la concentración (mg/L) de la muestra de agua de poro tomada antes de iniciar la siembra del cultivo, A es el área cultivada (m²), h es la altura del perfil en estudio (m) y θ_p es el contenido de agua volumétrico promedio para el periodo de recolección de la muestra.

Finalmente, el balance de nitrógeno se realizó utilizando la Ecuación 13 y 14, mediante la cual se determinó la condición de acumulación o lixiviación de N a la profundidad de 130 cm para cada cultivo.

Ecuación 13. Cantidad de N al final de cultivo

$$CF = M_{LB} + M_{100} - M_{130} \quad \text{EC [13]}$$

Ecuación 14. Cambio en la cantidad de N

$$\Delta C = CF - M_{LB} \quad \text{EC [14]}$$

Donde CF es la cantidad de N (kg/ha) al finalizar el cultivo en el rango de profundidad de 100 cm – 130 cm. M100 y M130 corresponden a la masa de N lixiviada a 100 cm y 130 cm de profundidad respectivamente.

4.8. Análisis estadístico

Se realizó unos análisis de componentes principales (PCA) a dos grupos de información, el primero fueron los parámetros fisicoquímicos del suelo y el segundo correspondía a los parámetros medidos a las muestras de agua de poro de los tres primeros muestreos. Estos análisis se realizaron mediante el software Rstudio utilizando las librerías FactoMiner y PerformanceAnalytics. Seguidamente se procedió a realizar pruebas de regresión lineal mediante el software Excel en los parámetros que se consideraran de interés según el anterior análisis.

4.9. Isotherma de adsorción

Para la determinación de la isoterma de adsorción se prepararon tres réplicas de muestras compuestas del perfil de suelo, esto debido a la gran homogeneidad que tenía el campo de estudio. Las curvas se realizaron siguiendo los procedimientos planteados en Eick et al., (1999) y Hamdi et al., (2013). Las muestras se prepararon utilizando disoluciones de NO_3^- a concentraciones de 50 mg/L, 100 mg/L, 200 mg/L, 300 mg/L, 400 mg/L, 500 mg/L, 600 mg/L y 700 mg/L y una concentración fija de 16,3 mg/L de Cl^- y 286,4 mg/L de SO_4^{2-} .

Para la preparación de la muestra se midieron 5 g de suelo en un tubo falcon y se agregaron 50 mL de la disolución correspondiente. Los tubos se agitaron por 2h a 20 °C en un agitador orbital. Posteriormente las muestras fueron centrifugadas por 10 min a 3000 rpm y se filtró el decantado

utilizando filtros Sartorius de nitrato de celulosa de 0,45 μm y almacenando la muestra en tarros plásticos limpios para su posterior análisis mediante cromatografía iónica Metrohm 930 Compact IC Flex.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización de los suelos en el sitio de estudio y variables meteorológicas

5.1.1. Análisis de texturas en el sitio de estudio

Las muestras obtenidas de los 4 perfiles de 130 cm de profundidad fueron analizadas para determinar las cantidades de arenas, limos y arcillas con el fin de definir la textura de cada una de estas muestras según el sistema de clasificación de la USDA. Los resultados se pueden observar en la Tabla 2.

Tabla 2. Textura en los sitios de estudio

		Arena %	Arcilla%	Limos%	Arena Fina %	Arena Media %	Arena Gruesas %	MO (%)	Textura
Sitio A	Rango	71,5 - 65,6	13,5 - 8,9	22,9 - 16,2	54,7 - 47,8	11,9 - 7,1	8,9 - 4,2	4,0 - 3,3	Franco Arenoso
	Promedio	68,4	11,0	20,7	51,9	9,5	7,0	3,66	
	Desviación estándar	0,0	0,0	0,0	2,1	1,3	1,4	0,21	
	Rango	71,8 - 51,7	13,5 - 8,5	34,8 - 16,3	56,2 - 39,3	11,4 - 6,3	7,9 - 4,3	5,7 - 3,5	Franco Arenoso
Sitio B	Promedio	65,0	10,5	24,6	49,7	8,6	6,6	4,66	
	Desviación estándar	0,1	0,0	0,1	4,6	1,3	1,1	0,68	

Como se puede observar en la Tabla 2, los datos fueron resumidos en rangos y valores promedios para cada sitio de muestreo debido a la alta homogeneidad que presentan los diferentes perfiles estudiados. En ambos sitios de muestreo las texturas son predominantemente arenosas con más de un 50% de arena en todos los puntos de muestreo, específicamente domina un alto contenido de arena fina es decir partículas de arena con diámetros menores a 250 μm , los que determina una textura franco arenosa para todos los puntos del perfil clasificado.

Según Hohenbrink & Lischeid, (2015) la homogeneidad en los perfiles de suelo es una característica poco común en la naturaleza, el desarrollo de actividades humanas y la participación

de estas en los procesos de formación del suelo pueden provocar la homogenización de los horizontes superiores. Por lo tanto, al ser suelos volcánicos provenientes de un mismo origen y que reciben el mismo manejo mediante procesos de mecanización y procesos de fertilización provoca este efecto de homogenización.

En cuanto a la cantidad de materia orgánica en el suelo, como se observa en la Tabla 2 los valores de MO se encuentran entre un 3,3% y un 5,7% los cuales son valores esperables para un suelo utilizado en agricultura, en los estudios realizados por Soto et al., (2016) se encontraron que los campos cultivados poseían valores de MO menores al 4%, por lo que se considera los valores encontrados en este estudio como aceptables. Las variaciones de materia orgánica se pueden explicar ya que los sistemas de cultivos rotativos requieren una mayor mecanización del suelo que afecta la aireación y consecuentemente los procesos de mineralización de la materia orgánica, además de esto los cultivos por ciclos tienden a aportar menos materia orgánica al suelo (Medina et al., 2017).

5.1.2. *Propiedades químicas del suelo*

Los resultados de las propiedades químicas del suelo analizadas en ambos sitios de muestreo se presentan en la Tabla 3 a continuación.

Tabla 3. Propiedades químicas de los suelos en el sitio de estudio

		pH	Conductividad (mS/cm)	CIC (cmol (+) /kg)
Sitio A	Rango	5,66 - 5,23	240 - 175	4,82 - 2,58
	Promedio	5,38	207,35	3,62
	Desviación estándar	0,13	19,12	0,68
Sitio B	Rango	5,64 - 5,36	171 - 105	5,11 - 2,88
	Promedio	5,49	142,50	3,88
	Desviación estándar	0,10	18,35	0,69

Como se puede observar en la tabla 3 los parámetros químicos principalmente el pH y la CIC se comportan también de manera muy homogénea en todos los puntos de muestreo. El suelo de la finca de estudio muestra valores de pH ácidos, con valores promedios de 5,38 para el sitio A y 5,49 para el sitio B. Según Fageria & Nascente, (2014) estos son valores esperables para suelos

dedicados a actividades agrícolas, es inclusive esperable que los valores de pH descieran en algunos periodos debido a la aplicación de fertilizantes amoniacales.

En el caso de la CIC (Tabla 3), esta se comporta de manera homogénea y presenta valores bajos, según los encontrado por Hepper et al., (2006), donde al analizar diferentes suelos volcánicos se encontró que los valores más bajos de CIC correspondían a 6 (cmol (+) /kg) y esto se daba en suelos con bajo contenido de ceniza volcánica. Estos valores bajos de CIC se pueden explicar debido a que a pesar de contener alófanos al ser un suelo agrícola ha sido expuesto a una alta meteorización; además, es un suelo relativamente ácido ($pH < 5.5$) lo cual disminuye la generación de cargas negativas que faciliten la retención de cationes, este es un factor importante ya que interviene directamente en la retención de sustancias en el suelo tanto de contaminantes como de nutrientes (Cruz-Macías et al., 2020).

5.1.3. Propiedades hidráulicas del suelo

En la Tabla 4 se presentan los resultados de los parámetros hidráulicos del suelo determinados mediante análisis experimental, así como los parámetros α , n y m de van Genuchten obtenidos mediante modelado en RECT.

Tabla 4. Propiedades hidráulicas en el sitio de estudio

		BD (g/cm³)	Ksat (cm/h)	θ_s (cm³/cm³)	Alpha	n	m
Sitio A	Rango	1,21 - 1,04	13,32 - 6,31	0,61 - 0,54	0,13 - 0,01	1,37 - 1,21	0,27- 0,18
	Promedio	1,12	10,10	0,58	0,05	1,29	0,22
	Desviación estándar	0,04	2,02	0,02	0,04	0,05	0,03
Sitio B	Rango	1,27 - 0,85	17,25 - 3,09	0,68 - 0,52	0,14 - 0,01	1,37 - 1,20	0,27- 0,16
	Promedio	1,09	9,13	0,59	0,05	1,26	0,20
	Desviación estándar	0,12	5,04	0,05	0,04	0,06	0,04

Los parámetros hidráulicos también muestran un comportamiento homogéneo en ambos sitios de muestreo. La densidad aparente (BD) presenta valores promedio de 1,12 g/cm³ para el sitio A y 1,09 g/cm³ para el sitio B lo que según Xing, Li, & Ma, (2018) quien reporta valore promedio de 1,2 g/cm³, corresponde a densidades esperables para suelos compuestos principalmente por arenas finas. Ambos sitios de muestreo presentan porosidades totales cercanas al 60%.

En cuanto a los valores de K_{sat} este es el parámetro que más variación presenta entre ambos sitios de muestreo como se observa en la Tabla 4. Para el sitio A se cuenta con un rango de valores de 6,31 cm/h a 13,32 cm/h y para el sitio B de 3,09 cm/h a 17,25 cm/h. Siendo el sitio B el que presenta mayor variabilidad tanto en los valores de K_{sat} como de BD. Estas variaciones de K_{sat} pueden deberse a las diferencias en la microporosidad observables en las curvas de retención de agua (Figuras 9 y 10) especialmente en la figura 10 donde observamos más variación concordando con el perfil que presenta el mayor rango de K_{sat} . Sin embargo, los valores de K_{sat} se mantuvieron dentro de los valores esperados para un suelo franco arenoso según los reportado por Pachepsky & Park, (2015) quienes reportan un rango desde 2,3 cm/h hasta 15 cm/h.

A continuación, en las Figuras 9 y 10 se muestran las curvas características de retención de agua para cada uno de los cuatro perfiles de muestreo en cada una de las cinco profundidades muestreadas. Las curvas se modelaron utilizando 9 puntos experimentales y el modelo de van Genuchten mediante el software RECT.

Sitio A

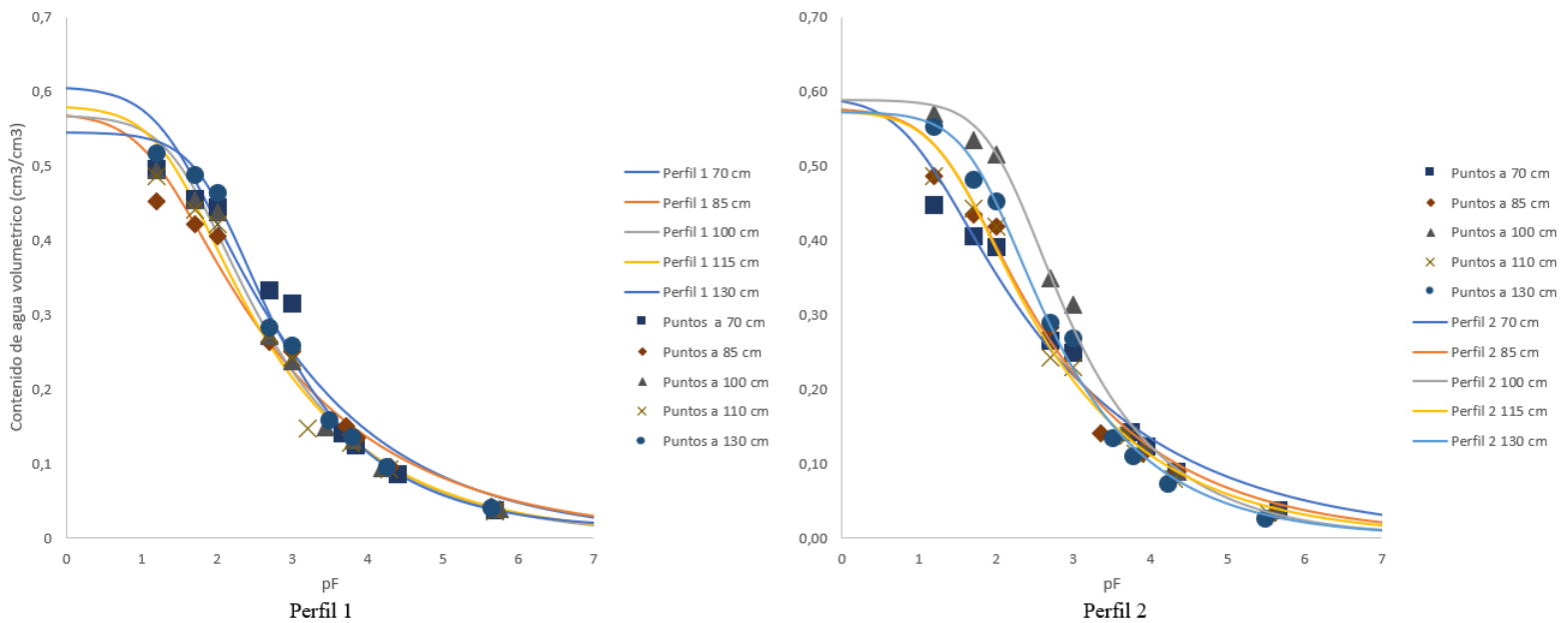


Figura 9. Curvas características de retención de agua Sitio A.

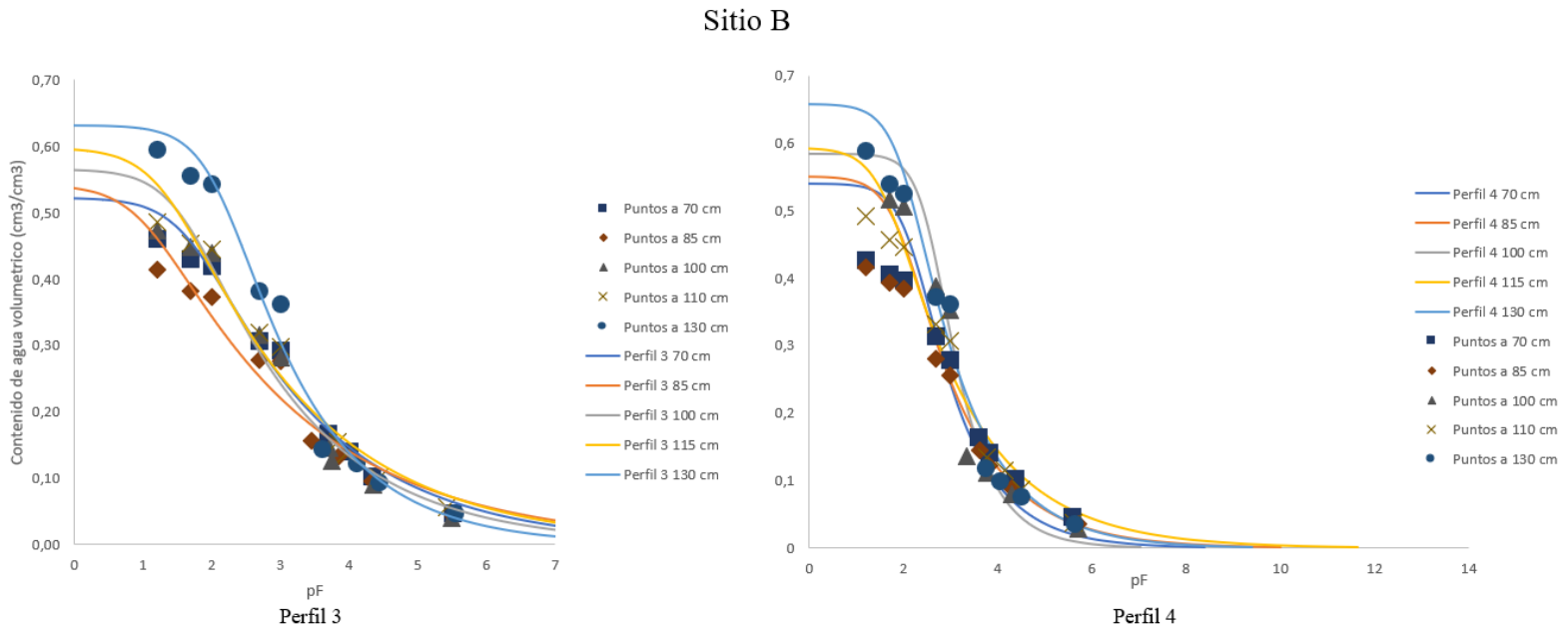


Figura 10. Curvas características de retención de agua Sitio B.

Como se observa en las Figura 9 y 10 el modelo se ajusta correctamente a los puntos de observación determinados mediante análisis experimental en las diferentes profundidades de muestreo para ambos sitios. El valor de ajuste r^2 se mantuvo en el rango de 0,94 a 0,99 para todas las curvas modeladas.

Como era de esperar la homogeneidad de los perfiles muestreados observada en los anteriores análisis se mantiene en las curvas características de retención de agua, con algunas variaciones en las zonas más húmedas de la curva en el perfil 3 y 4 del sitio B, estas variaciones que muestran mayor retención de agua en los puntos más profundos del perfil se puede deber a un aumento en la cantidad de limos evidenciado en la Tabla 2.

Con base a las curvas de retención se obtuvo un valor de θ_{FC} promedio de $0,41 \text{ m}^3/\text{m}^3$ para el sitio de estudio A y de $0,46 \text{ m}^3/\text{m}^3$ para el sitio B. Y un valor de contenido de agua volumétrico en punto de marchitez (θ_{wc}) de $0,12 \text{ m}^3/\text{m}^3$ para el sitio de estudio A y de $0,11 \text{ m}^3/\text{m}^3$ para el sitio B. Demostrando una mayor capacidad de retención de agua en el sitio B de muestreo y a su vez la variabilidad hidráulica que puede existir en el suelo de un mismo terreno.

5.1.4. Precipitación, riego y pérdidas por evapotranspiración

En la Figura 11 se puede apreciar la gráfica de la suma de la precipitación diaria con el riego aplicado durante los meses de temporada seca, que comprende desde diciembre hasta el mes de abril. Según la estimación se aplicaba un promedio diario de 6,57 mm de riego en este periodo. Esta agua de entrada por riego evita que durante la temporada seca la ETc supere los valores de entrada por precipitación y se produzca un déficit de agua en el suelo; además, esto permite que la evapotranspiración real se comporte de la misma manera que la ETc.

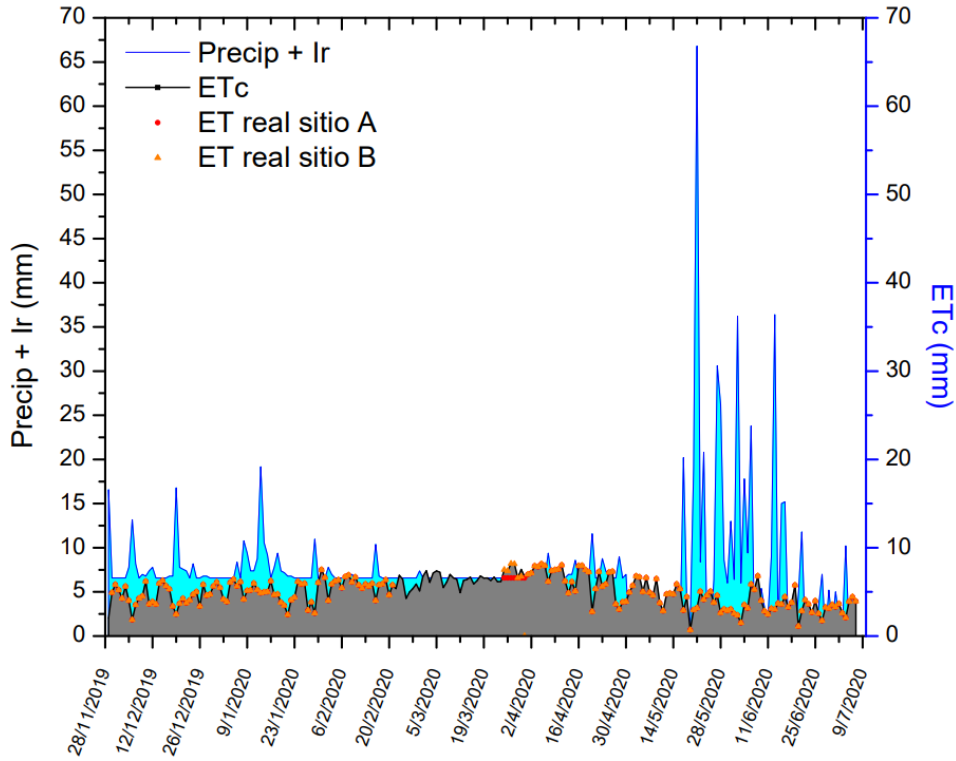


Figura 11. Evapotranspiración en contraste con la precipitación para el periodo de estudio.

5.2. Análisis del agua de los poros del suelo y balance de N

5.2.1. Análisis de componentes principales en parámetros fisicoquímicos del agua.

En la Tabla 5 se observa el resumen de los resultados de los parámetros químicos medidos a las muestras de agua del suelo del sitio A y el sitio B durante los meses de noviembre y diciembre del 2019.

Tabla 5. Parámetros fisicoquímicos del agua de los poros

	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	pH	Rdx (mV)	CE (μs/cm)	Temperatura (°C)	OD (mg/L)
Rango	444- 141	20,0- 0,3	327,- 97,0	6,7-5,2	278,0-189,0	1,3-0,7	18,4-13,0	7,4-4,2
Promedio	288,9	9,5	218,3	5,8	250,3	0,9	15,2	6,1
Desviación estándar	80,1	8,3	66,1	0,3	17,6	0,1	2,3	0,9

Estos resultados se utilizaron para realizar una prueba de PCA y correlación con el fin de determinar la interacción de los parámetros medidos en el agua del suelo como se muestra en las Figuras 12 y 13.

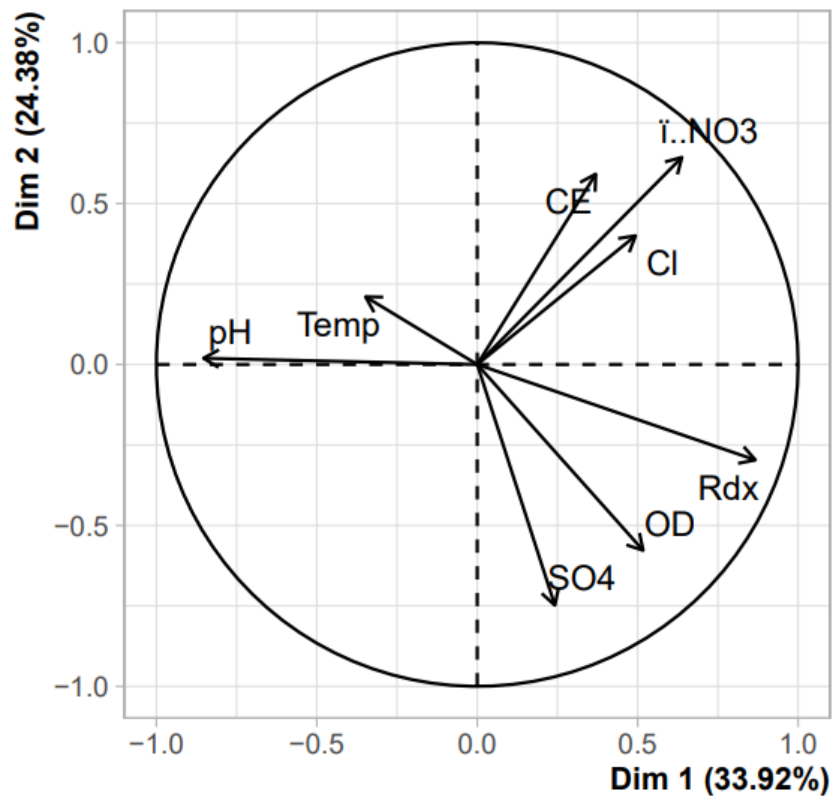


Figura 12. PCA en parámetros de agua de poro. n=19.

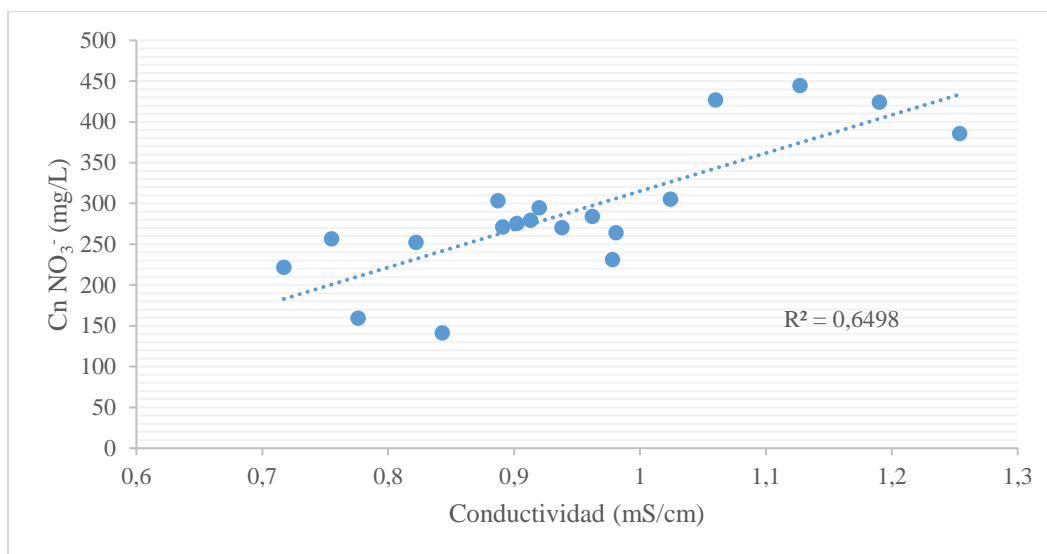


Figura 13. Análisis de regresión NO_3^- vs conductividad.

Como se observa en la figura 12, el PCA indica una posible relación entre CE, la concentración de Cl^- y la concentración de NO_3^- . Al realizar pruebas de regresión para estos parámetros se obtuvo una buena regresión únicamente entre CE y la cantidad de NO_3^- como se observa en la Figura 13. Meghdadi & Javar, (2018) en su estudio observó una relación que categoriza como significativa, entre CE, Cl^- y NO_3^- . Reportando resultados muy similares a los de esta investigación entre CE y NO_3^- . Por lo tanto, sería recomendable realizar un estudio con periodos más amplios y una muestra estadística más amplia para definir las interacciones entre estos parámetros.

5.2.2. Concentración de nitratos en el agua del suelo

En las Figuras 14 y 15 se puede observar los resultados obtenidos de los análisis de NO_3^- realizados al agua. Es importante recalcar que a las muestras de agua se le realizaron análisis de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ , sin embargo, únicamente se obtuvieron valores cuantificables de NO_3^- . Según Sahrawat, (2008) la presencia de NO_3^- y ausencia de NO_2^- y NH_4^+ , puede deberse a que la constante mecanización del suelo en conjunto con la textura que permite una buena aireación lo que permite la rápida oxidación de los compuestos y en conjunto con el pH favorece la formación de NO_3^- .

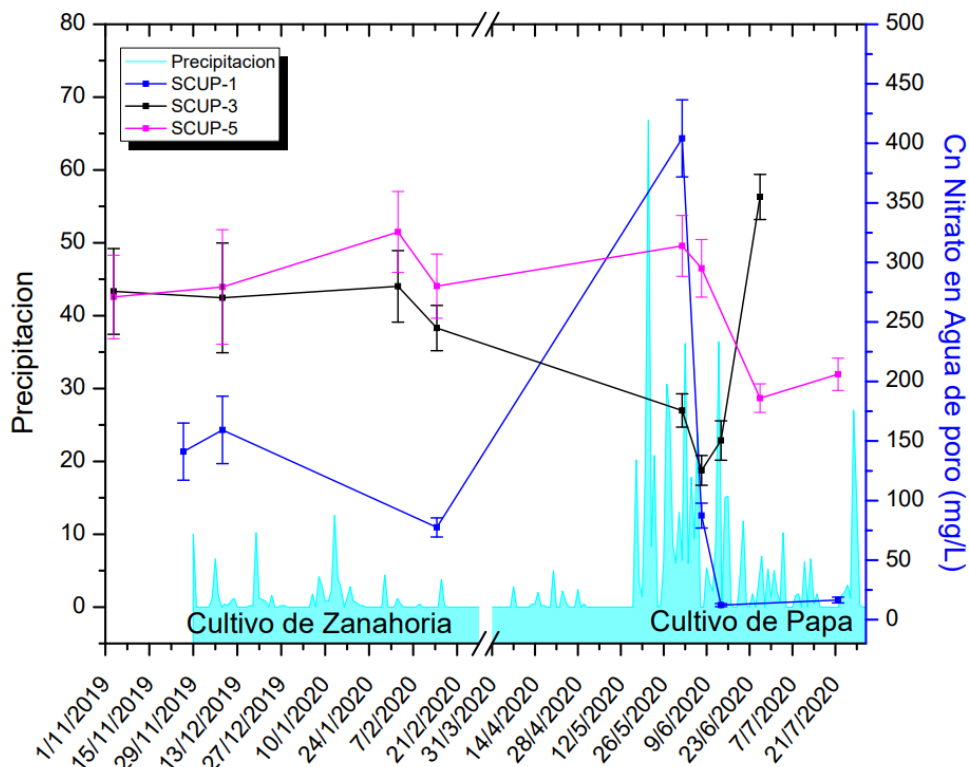


Figura 14. Concentración de NO_3^- en las muestras de agua de lisímetros a tres profundidades en el sitio A (SCUP-1 50 cm, SCUP-3 80 cm y SCUP-5 110 cm).

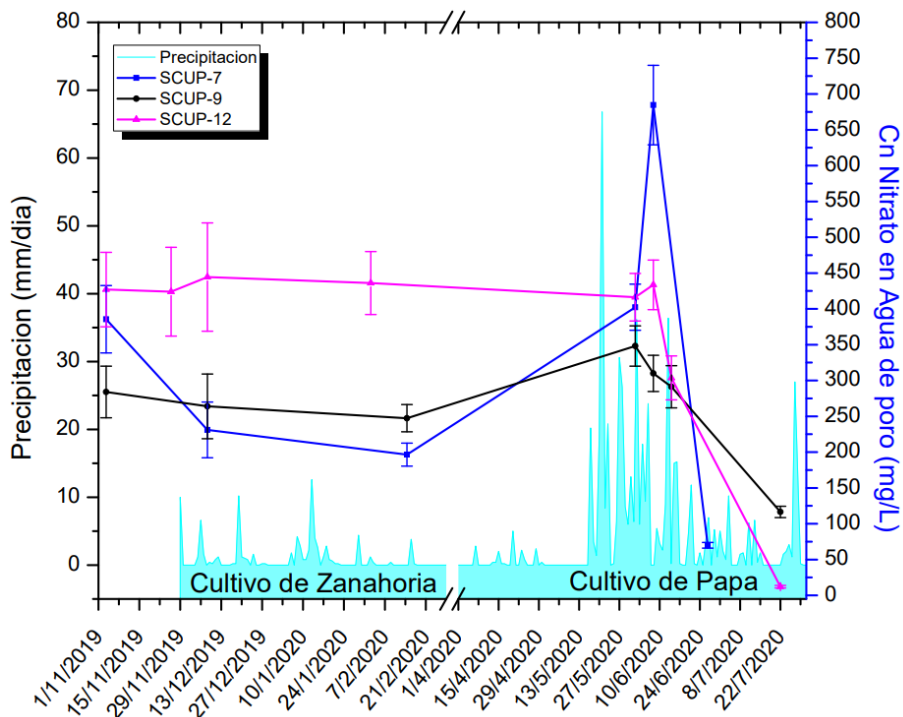


Figura 15. Concentración de NO_3^- en las muestras de agua de lisímetros a tres profundidades en el sitio B (SCUP-7 50 cm, SCUP-9 80 cm y SCUP-12 110 cm).

Como se puede observar en las Figuras 14 y 15 se utilizaron los resultados obtenidos de 3 lisímetros en cada sitio de estudio, los restantes 3 lisímetros de cada sitio presentaron problemas de continuidad en los muestreos, esto se debió a fallos en el sistema de succión y cortes en las tuberías de conducción de muestra.

Al observar los datos de concentración medidos en el sitio A de la Figura 14 en contraste con la precipitación diaria para ambos ciclos de cultivo, se puede apreciar un comportamiento constante especialmente en las muestras de los lisímetros más profundos y una posterior caída en las concentraciones luego del inicio de las lluvias fuertes a finales de mayo y principios del mes de junio. Esto evidencia un fenómeno de acumulación de NO_3^- durante las temporadas secas y un posterior efecto de dilución y transporte al iniciar los eventos fuertes de lluvia. Este fenómeno es igualmente apreciable en la Figura 15 para el sitio B.

Al analizar la gráfica de los lisímetros superiores SCUP-1 para el sitio A y SCUP-7 para el sitio B se puede observar en ambas gráficas una subida abrupta en la concentración de NO_3^- en el mes de junio la cual decae rápidamente y se ve reflejada posteriormente de manera más leve en las siguientes profundidades. Este pico en la concentración de NO_3^- se puede deber a una aplicación de fertilizante para el cultivo de papa el cual fue transportado y diluido rápidamente debido a la alta precipitación que se presentó en ese periodo de tiempo.

En ambos sitios de muestreo se obtuvieron altas concentraciones de NO_3^- en el agua del suelo, estas sobrepasan por varias veces la cantidad permitidas en aguas de consumo humano en la legislación costarricense la cual es de $50 \text{ mg NO}_3^- /\text{L}$.

5.2.3. Agua lixiviada en tres rangos de profundidad para los sitios de muestreo

A continuación, en las Figuras 16 y 17 se presentan los resultados obtenidos al calcular la cantidad de agua lixiviada mediante tres métodos de balance a tres rangos de profundidad en cada uno de los sitios de muestreo.

Sitio A

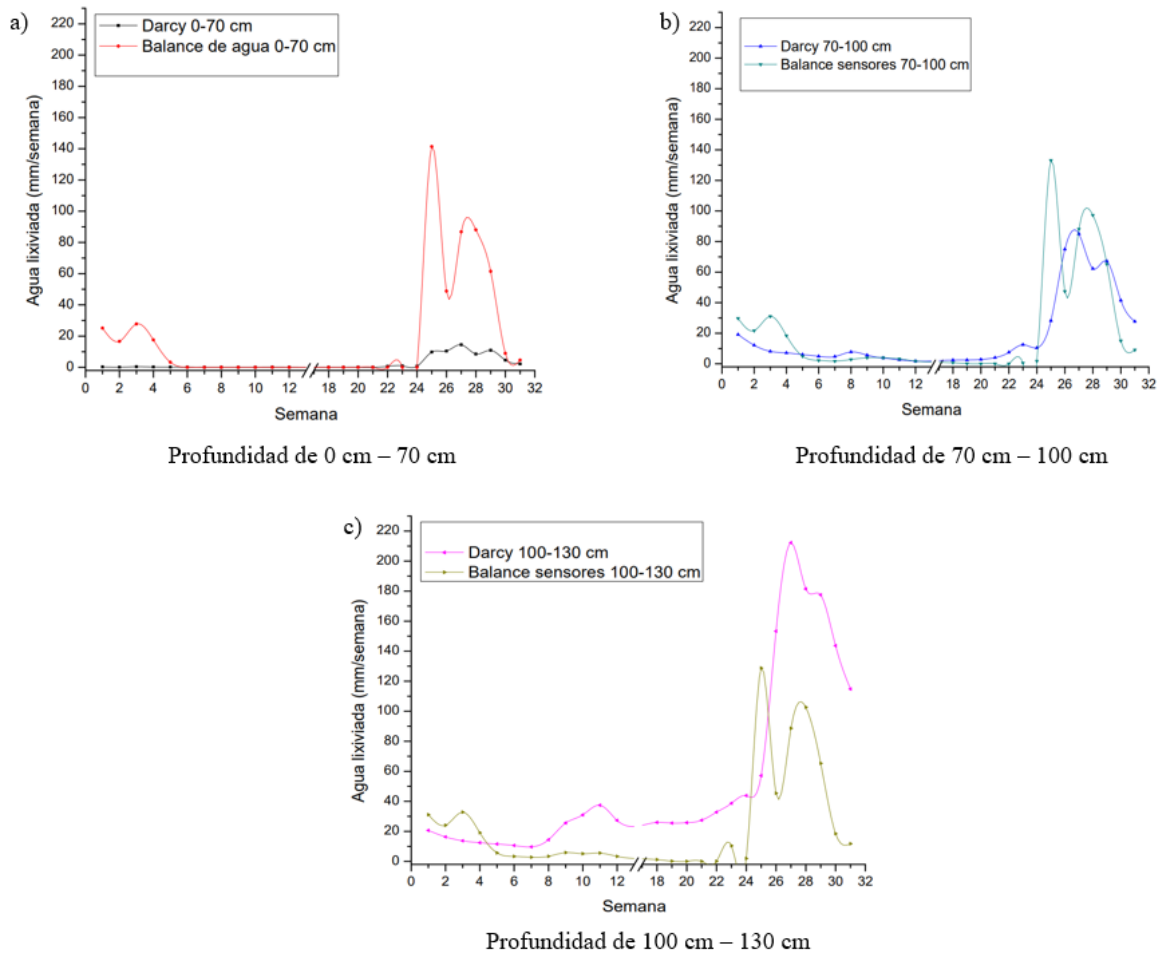


Figura 16. Agua lixiviada en el sitio A.

Al analizar la Figura 16a podemos observar una diferencia entre los valores de agua lixiviada calculados mediante el método de balance de agua y el método de Darcy, esta diferencia se debe principalmente a que el método de balance de agua contempla todas las entradas de agua y salidas realizando un cálculo por diferencias, mientras que el método de Darcy depende únicamente de los valores reportados por los TDR, lo cual puede provocar una subestimación del valor de flujo de agua al reportar valores de baja humedad en la zona donde están instalados que no representan los valores esperados según la entrada de agua que se está presentando; además, de esto el uso de valores promedios puede influir también en esta subestimación.

La Figura 16 se puede evidenciar un comportamiento similar en todas las profundidades, teniendo movimientos de agua de entre 10 mm y 30 mm entre las semanas 1 y 4, con movimientos más

significativos a partir de la semana 24, esto responde al comportamiento evidenciado en la Figura 12 donde la entrada de agua por precipitación excede significativamente las pérdidas por ET.

Se puede observar un comportamiento muy similar entre los valores de lixiviación reportados por el método de balance de agua en la figura 16a y los valores reportados por el método de sensores en la figura 16b y 16c. Esto se debe principalmente a que este último método considera como entrada de agua los valores lixiviados de la profundidad anterior y considera únicamente variaciones en el almacenamiento del suelo reportados mediante los datos de los TDR.

Así mismo, en la figura 16c se puede observar una diferencia importante entre los valores de agua lixiviada, en esta ocasión el método de Darcy reporta valores superiores a los calculados mediante el método de sensores, lo que puede indicar una sobreestimación, como se mencionó anteriormente al ser un método que depende directamente de los valores reportados por el TDR para estimar el valor de K , es posible que al existir retención de agua en el sensor esta sea interpretada como un flujo de agua sobreestimando así la lixiviación.

Sitio B

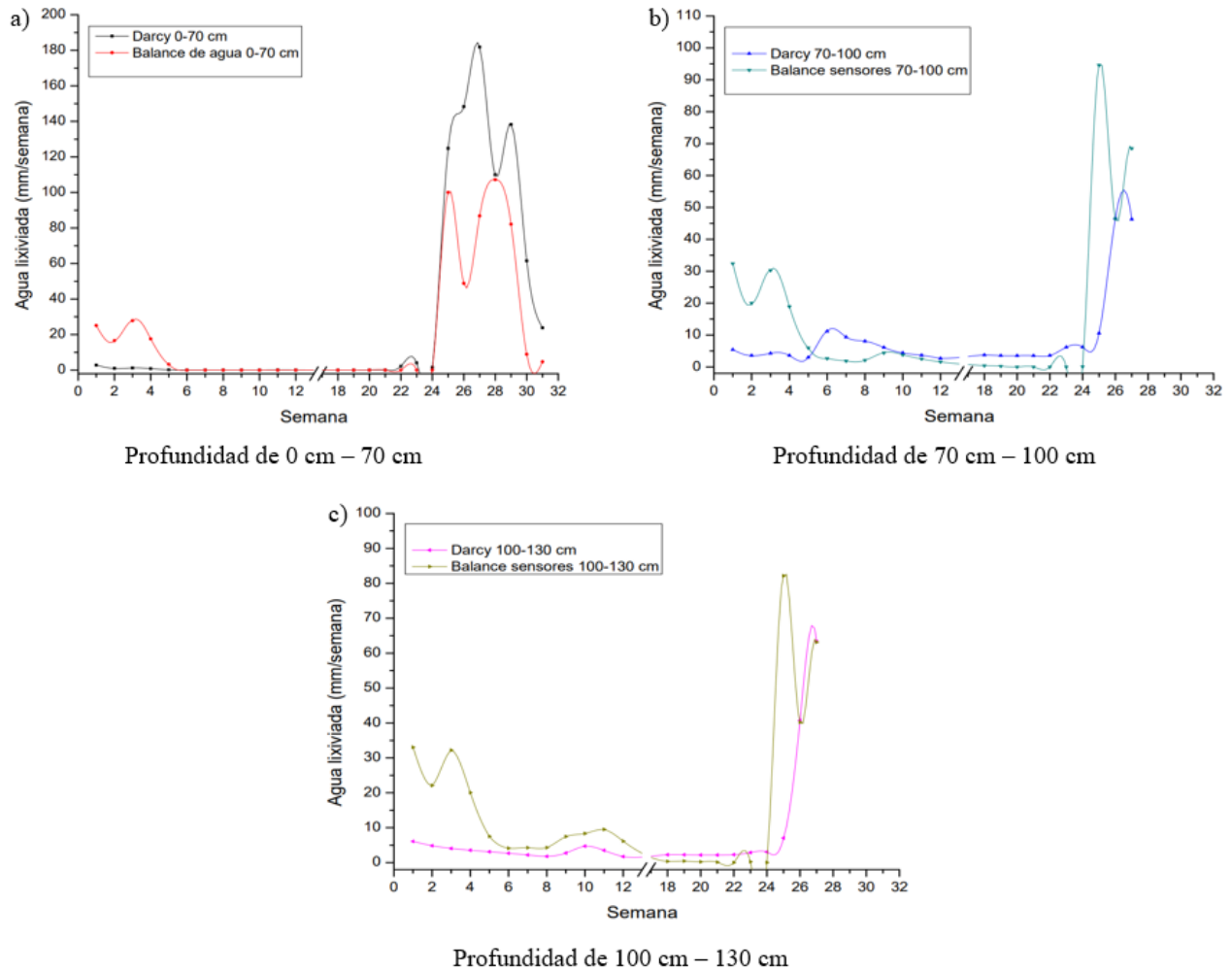


Figura 17. Agua lixiviada en el sitio B.

En el caso de la figura 17 podemos observar un comportamiento similar entre los diferentes métodos de balance; además, de observar el mismo comportamiento de movimiento de agua que en el sitio A con flujos pequeños al iniciar el cultivo de zanahoria entre las semanas 1 y 4, una posterior disminución de la lixiviación y un aumento brusco a partir de la semana 24 donde se inician las lluvias. En el caso de la figura 17b y 17c se tienen datos hasta la semana 28 debido a la pérdida de los sensores, los cuales fueron cortados cuando se realizaron trabajos en la finca.

A continuación, en las tablas 6 y 7 se muestran los totales acumulados de agua lixiviada para cada método según el ciclo de cultivo.

Tabla 6. Agua lixiviada según el cultivo y la temporada en el Sitio A

Profundidad	0 a 70 cm		70 a 100 cm		100 a 130 cm		
	Cultivo	Darcy (mm)	Balance de agua (mm)	Darcy (mm)	Balance sensores (mm)	Darcy (mm)	Balance sensores (mm)
Zanahoria		1,5	90,4	84,0	125,6	230,5	142,0
Papa		63,1	440,2	428,8	458,6	1259,9	474,6

Tabla 7. Agua lixiviada según el cultivo y la temporada en el Sitio B.

Profundidad	0 a 70 cm		70 a 100 cm		100 a 130 cm		
	Cultivo	Darcy (mm)	Balance de agua (mm)	Darcy (mm)	Balance sensores (mm)	Darcy (mm)	Balance sensores (mm)
Zanahoria		6,2	90,4	65,2	126,4	41,1	159,2
Papa		796,3	438,6	87,3	210,2	128,2	186,9

En la Tabla 6 se puede observar una diferencia significativa en el acumulado de agua lixiviada para el cultivo de zanahoria y el cultivo de papa en el sitio A, como es de esperarse los primeros grandes eventos de precipitación que se dan en los meses de mayo y junio aportan la mayor parte del flujo de drenaje profundo, mientras que el movimiento de agua durante el cultivo de zanahoria como se mencionó anteriormente es aportado por los eventos de lluvia más pequeños lo cuales al sumarse a las aplicaciones de riego producen lixiviación.

El método de Darcy en las dos primeras profundidades reporta valores de infiltración menores a los estimados por otros métodos; sin embargo, en la profundidad de 130 cm se reporta un valor muy superior, lo cual permite apreciar de mejor manera que el valor de agua lixiviada por método de Darcy puede estar sobre estimado debido a la detección de agua estancada por parte de los TDR.

En la Tabla 7 correspondiente al sitio B se observa un comportamiento similar a lo reportado en el sitio A, sin embargo, con magnitudes inferiores durante el cultivo de papa, esto debido a que la pérdida de los sensores a partir de la semana 28 impidió recolectar los datos del último mes del

cultivo, periodo durante el cual se presentó aproximadamente la mitad del acumulado de precipitaciones.

5.2.4. Balance de nitrógeno

Al comprender el fenómeno de lixiviación de agua en el suelo y su magnitud y conociendo las concentraciones de NO_3^- en el agua de suelo a lo largo de ambos ciclos de cultivo, es posible calcular la lixiviación de N en el perfil de suelo, estos resultados se muestran a continuación.

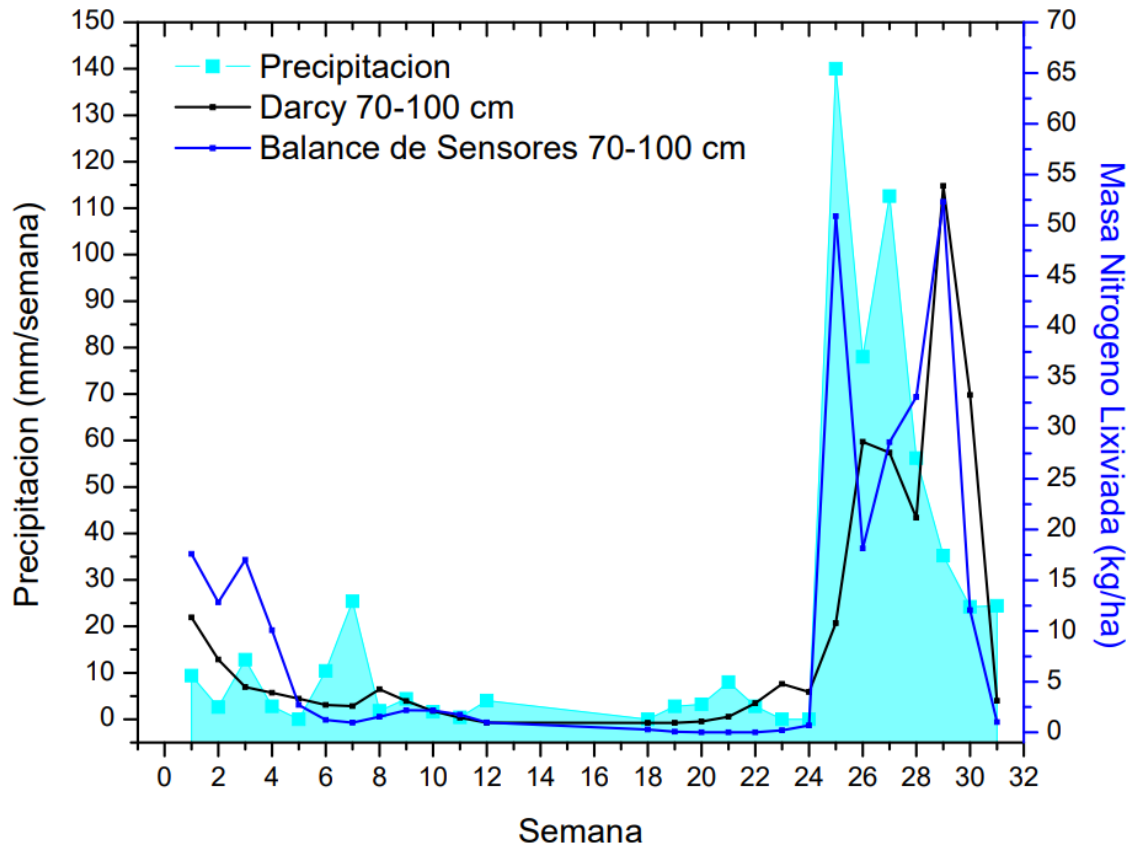


Figura 18. Nitrógeno lixiviado a 100 cm sitio A.

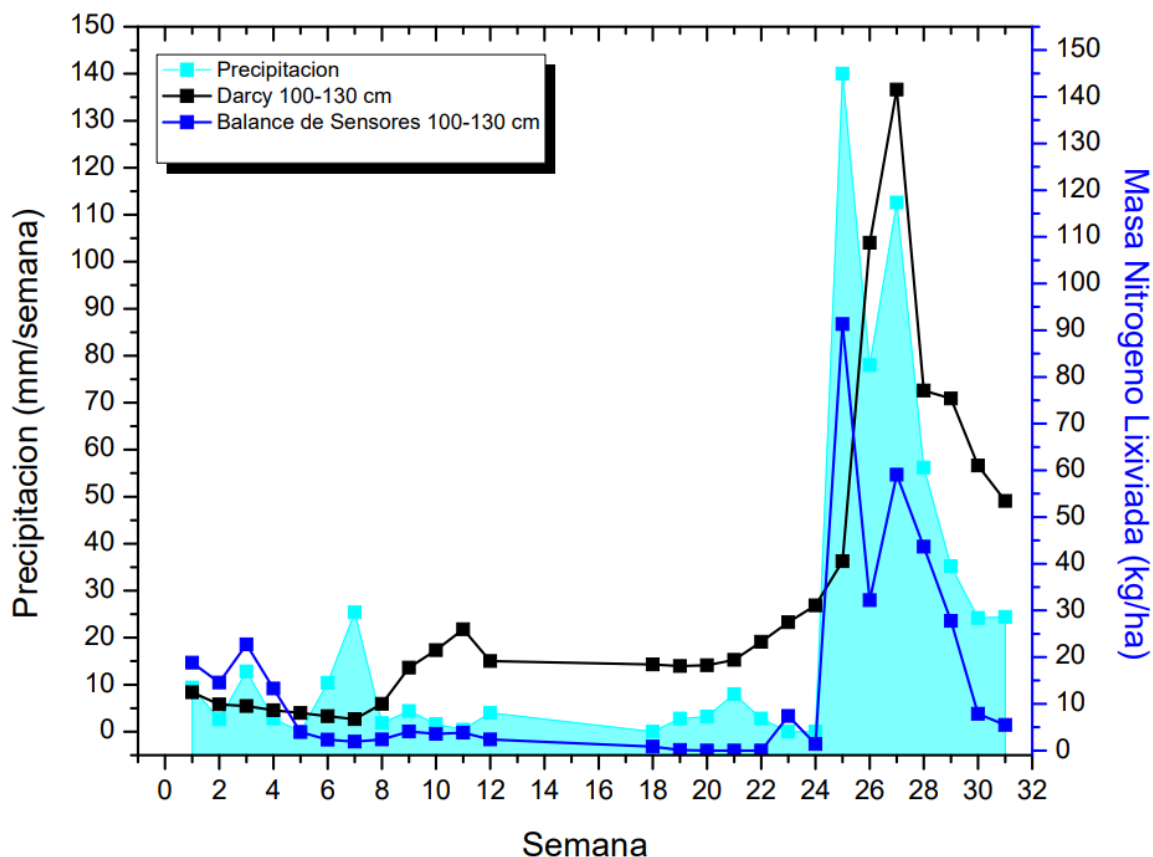


Figura 19. Nitrógeno lixiviado a 130 cm sitio A.

Como se puede observar en las figuras 18 y 19 la lixiviación de N alcanza movimientos semanales máximos de 18 kg N/ ha a los 100 cm y 22 kg N/ ha a los 130 cm en el sitio A entre las semanas 1 y 4. Seguido de un crecimiento importante en la lixiviación entre las semanas 24 y 30 donde se alcanzan máximos semanales de 55 kg N/ ha a los 100 cm y 141 kg N/ ha a los 130 cm. Este comportamiento se asemeja al mostrado en el apartado anterior por los valores de lixiviación de agua, sin movimientos al inicio del cultivo de zanahoria y cantidades lixiviadas de hasta 180 mm/semana a partir de la semana 24 de cultivo de papa, indicando así que la lixiviación de N está dictada por la magnitud de los eventos de lluvia como lo afirma Zhou et al., (2016).

Es importante destacar que los picos de concentración de NO_3^- observados en la Figura 14 corresponden con los mismos periodos comprendidos entre la semana 24 y 30 en los que se muestra la mayor lixiviación de agua (Figura 16) en el sitio A y por lo tanto se obtienen las cantidades más importantes de N lixiviado por debajo de los 130 cm.

Como se observó anteriormente al inicio del cultivo de zanahoria se encontró una concentración constante de NO_3^- , esta acumulación inicial de N compone una línea base la cual se desplaza al iniciar los eventos de lluvia, el decaimiento de esta concentración concuerda con el aumento de N lixiviado mostrado a partir de la semana 24, este comportamiento puede indicar una pérdida de recursos para la finca agrícola ya que es probable que este nitrógeno acumulado provenga de fertilizaciones aplicadas durante el periodo seco. Según Barakat et al., 2016 la contaminación de cuerpos de agua superficiales y subterráneos por el lavado de fertilizantes es un problema común en la actividad agrícola, la aplicación en exceso de estos compuestos en el suelo en conjunto con las precipitaciones representa un peligro latente para los mantos acuíferos.

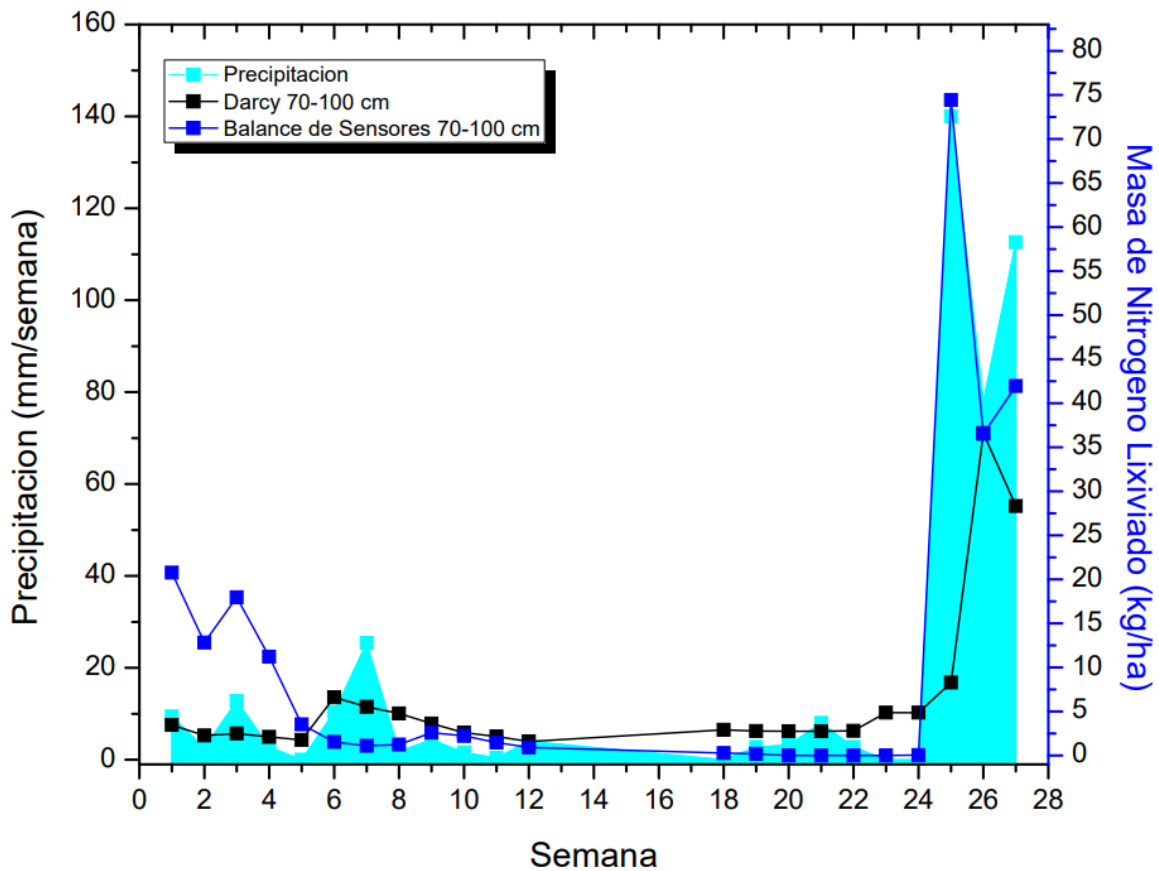


Figura 20. Nitrógeno lixiviado a 100 cm sitio B

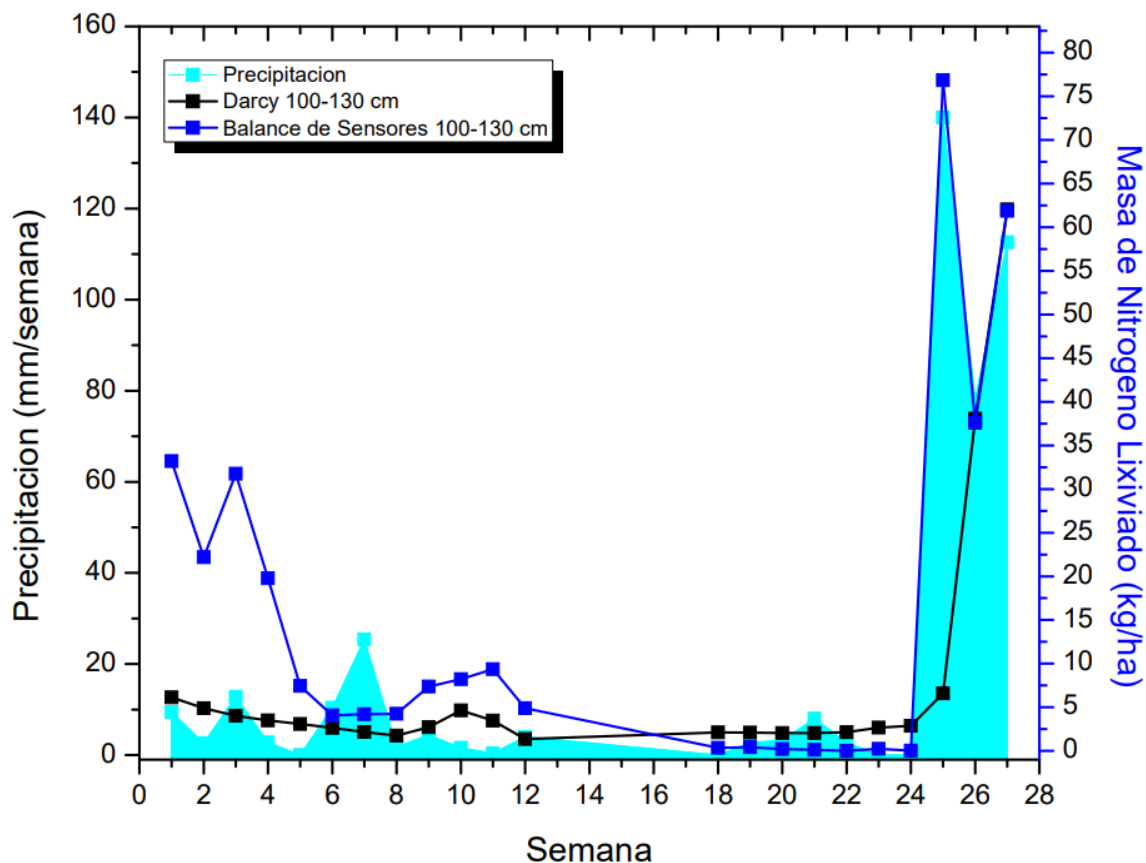


Figura 21. Nitrógeno lixiviado a 130 cm sitio B

En las figuras 20 y 21 se mantiene lo observado en el sitio A un comportamiento de la lixiviación de nitrógeno influenciado principalmente por la lixiviación de agua en el sitio ajustándose a la vez con las curvas de precipitación semanal. Con valores semanales máximos de lixiviación de N durante el cultivo de zanahoria de 20 kg N/ ha a los 100 cm y 33 kg N/ ha a los 130 cm. Durante el cultivo de papa se tuvieron valores semanales máximos de 74 kg N/ ha a los 100 cm y 76 kg N/ ha a los 130 cm.

A continuación, en las Figuras 22 y 23 se presentan los valores acumulados de N lixiviado en cada ciclo de cultivo según la profundidad de estudio y el método de balance utilizado.

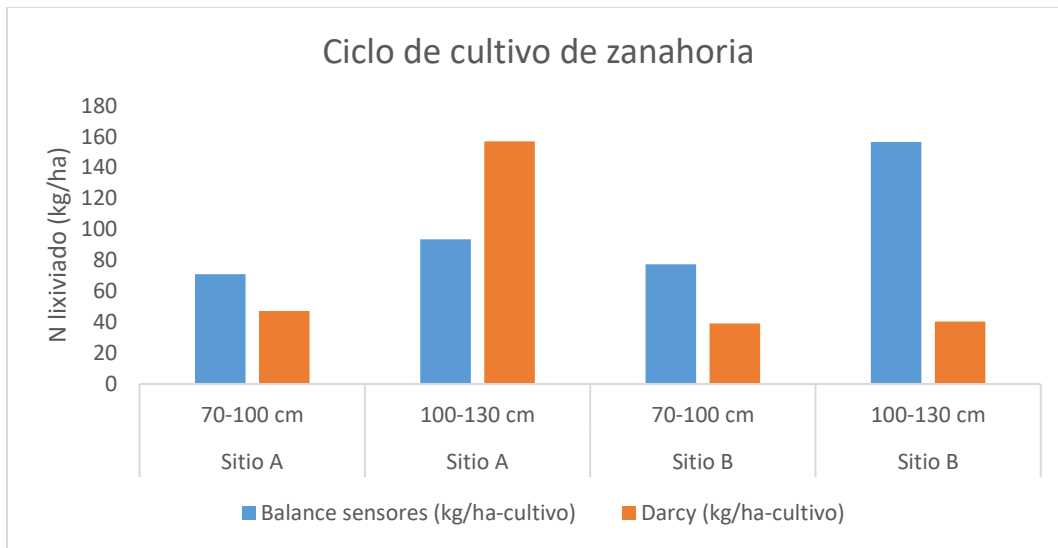


Figura 22. Masa total de N lixiviado durante el cultivo de zanahoria.

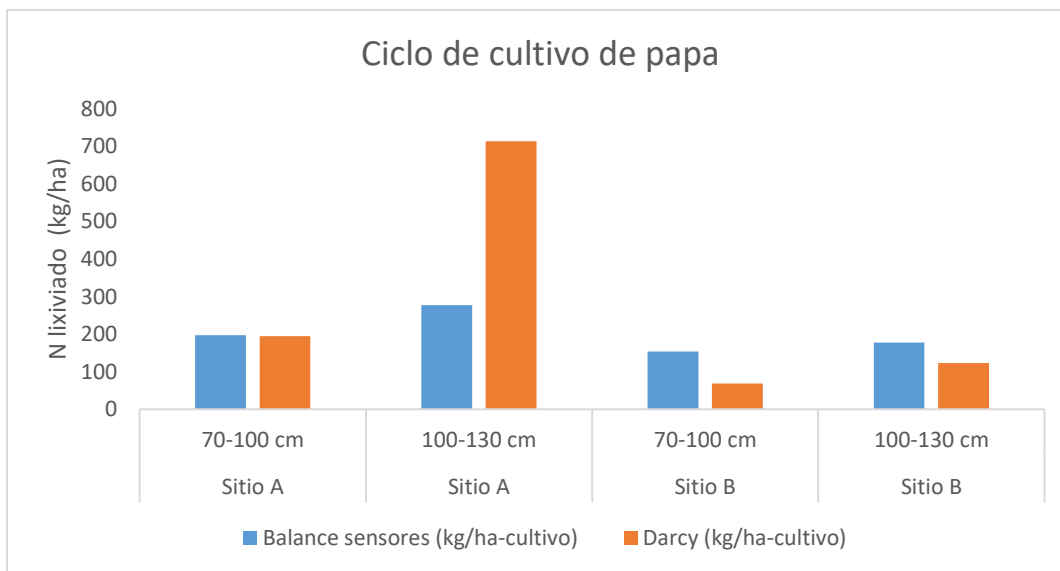


Figura 23. Masa total de N lixiviado durante el cultivo de papa.

Al analizar la Figura 22 es posible observar que los valores totales de N lixiviado durante el ciclo de cultivo de zanahoria reportados en el sitio B y en el sitio A en la profundidad de 100 cm mediante el método de balance de sensores es superior a los reportados con el método de Darcy, esto coincide con los resultados reportados por Baram et al., (2016) quien encontró la misma tendencia en análisis anuales de lixiviación de N.

En cuanto a los valores de lixiviación de N reportados para el sitio A en la profundidad de 130 cm utilizando el método de Darcy es posible apreciar en la figura 22 que existe una diferencia de 63

kg N/ ha con respecto al valor reportado con el método de balance de sensores; sin embargo, al analizar la figura 23 observamos que la diferencia entre ambos métodos asciende a 436 kg N/ ha. Lo que puede indicar un comportamiento de sobreestimación en el análisis de lixiviación de agua y N por parte del método de Darcy.

Por otro lado, al observar los valores de lixiviación de N acumulado presentados en la figura 22 con los presentados en la figura 23, es posible apreciar que durante el cultivo de papa se lixivía al menos el doble de la cantidad de N que el observado durante el cultivo de zanahoria. Según Zhou et al., (2016) en campos de cultivo la tasa de aplicación de fertilizante y la precipitación forman parte de los principales parámetros que intervienen en la acumulación y lixiviación de NO_3^- , específicamente a partir de aplicaciones superiores a 100 kg N/ha se aumenta la acumulación de esta sustancia en el suelo. Según datos de Vignola et al., (2017) en Costa Rica se aplica un promedio de 270 kg N/ ha para cultivos de papa, por lo que es esperable que este tipo de cultivo representen un mayor aporte a la acumulación de N bajo condiciones de baja precipitación y a la lixiviación en periodos con altas tasas de lluvia.

Utilizando los valores de N lixiviado presentados anteriormente se calculó un balance de N con el fin de determinar la acumulación o lixiviación neta de N en el rango de estudio de 100 cm – 130 cm, para determinar este balance se consideró como entradas el N lixiviado a 100 cm y una línea base correspondiente a cantidad de N presente en el rango de 100 cm – 130 cm antes de iniciar el cultivo.

Como salida se consideró el nitrógeno lixiviado a más de 130 cm. Tomando en cuenta estos valores se obtuvo la condición de acumulación o lixiviación al comparar la cantidad de N presente antes y después del ciclo de cultivo.

Tabla 8. Balance de nitrógeno utilizando balance de sensores.

Balance de N a 130 cm (Método de Sensores)				
	Cultivo de Zanahoria		Cultivo de Papa	
	Sitio A	Sitio B	Sitio A	Sitio B
N presente antes de cultivo (LB) (kg N/ ha)	58,8	100,6	81,2	80,8

N entrada del perfil 70-100 cm (kg N/ ha)	71,0	77,5	197,3	153,4
N salida a más de 130 cm (kg N/ ha)	93,7	156,7	277,0	177,7
N presente al final del cultivo (kg N/ ha)	36,1	21,4	1,5	56,5
ΔN (kg N/ ha)	-22,7	-79,2	-79,7	-24,3
Condición	Lixivia	Lixivia	Lixivia	Lixivia

Tabla 9. Balance de nitrógeno utilizando balance de método de Darcy.

	Balance de N a 130 cm (Método de Darcy)			
	Cultivo de Zanahoria		Cultivo de Papa	
	Sitio A	Sitio B	Sitio A	Sitio B
N presente antes de cultivo (LB) (kg N/ ha)	58,8	100,6	81,2	80,8
N entrada del perfil 70-100 cm (kg N/ ha)	47,3	39,1	194,5	68,7
N salida a más de 130 cm (kg N/ ha)	157,0	40,4	713,8	122,7
N presente al final del cultivo (kg N/ ha)	-50,8	99,3	-438,1	26,7
ΔN (kg N/ ha)	-109,6	-1,3	-519,3	-54,0
Condición	Lixivia	Lixivia	Lixivia	Lixivia

Como se observa en las tablas 8 y 9, durante ambos ciclos de cultivo se obtiene una condición de lixiviación utilizando tanto el método de Darcy como el método de sensores. Indicando que al finalizar cada cultivo la cantidad de N almacenado en la profundidad de 100 cm a 130 cm es menor a la cantidad inicial. Esto puede indicar que en los periodos entre cultivos el nitrógeno aportado por el ciclo de cultivo anterior se moviliza y almacena en los horizontes más profundos y al iniciar el siguiente ciclo de cultivo las nuevas cargas de fertilizantes se unen al N ya almacenado y son lixiviados con los eventos de lluvia.

Se puede apreciar, que, al calcularse la cantidad de N presente en la profundidad de 100 cm a 130 cm al finalizar el cultivo, se obtienen valores negativos en la tabla 9 correspondientes de igual manera al sitio A. Un valor negativo indica que la cantidad de N que se reporta como lixiviada a más de 130 cm es mayor a la cantidad de N que se lixivia a 100 cm sumada al N que ya estaba presente a esa profundidad. Esto puede deberse a una sobreestimación del N lixiviado a 130 cm o a una subestimación del N lixiviado a 100. Sin embargo, el comportamiento de la estimación por método de Darcy a 130 cm indica que se debe a la sobreestimación del agua lixiviada a esa profundidad. En la tabla 8 se puede observar también un valor negativo, sin embargo, este déficit es de apenas 6 kg N/ ha lo que podría deberse a utilizar valores promedios para estandarizar el cálculo a toda el área de cultivo.

En los estudios realizados por Blicher et al., (2014) se establece como factor de riesgo la lixiviación de N por debajo de la zona radical, siendo este parámetro utilizado para establecer un indicador de zonas que pueden presentar un riesgo ambiental y en las cuales se debe trabajar en la minimización de las pérdidas de fertilizantes por acumulación y lixiviación en el subsuelo.

Durante esta investigación se observa que el suelo del sitio de estudio cuenta con características que facilitan la infiltración de agua por drenaje profundo y con este flujo el transporte de sustancias como el NO_3^- que pueden representar un riesgo para los cuerpos de agua subterráneos. Esto se evidencia con los resultados obtenidos en las tablas 8 y 9 donde inclusive en periodos de bajas lluvias se produce la lixiviación de N por debajo de los 130 cm. Esto coincide con lo establecido por Tully et al., (2016) donde se menciona que en suelos arenosos el contenido de materia orgánica del suelo es a menudo baja y el agua tiende a infiltrarse rápidamente ya que tienen un tiempo de residencia de agua corto, lo que puede aumentar la lixiviación de N porque hay menos tiempo para la absorción de N de plantas o microbios y las reacciones químicas que lo intercambian o inmovilizan.

Estas pérdidas de N en el subsuelo no representan solo un peligro ambiental, sino también una pérdida de inversión realizada por los agricultores en sus cultivos, durante los dos ciclos de cultivo se lixivio un promedio de 217,3 kg N/ha debajo de los 130 cm, este valor es equivalente a 27 quintales de fertilizante papera 1 (composición 18 N: 27 P :08 K), fertilizante implementado en la finca de estudio para ambos cultivos.

5.3. Retención de NO₃⁻ en el sitio de estudio

Se realizaron pruebas de ajuste a los datos experimentales de adsorción de NO₃⁻ con los modelos de adsorción lineal, Langmuir y Freundlich. Con base a los resultados se determinó el modelo de Freundlich presenta el mejor ajuste con un r² de 0,96, un valor de K_f de 0,0001 y un n_f 0,450. En la figura 24 se puede observar el ajuste de los datos experimentales al modelo de Freundlich.

Según lo establecido por Feder & Findeling, (2007) el transporte de NO₃⁻ en el suelo puede ser determinado por propiedades como la cantidad de MO, el pH y las propiedades hidráulicas del suelo; sin embargo, se determinó que la competencia con otros aniones también puede dictar el comportamiento de este compuesto en el perfil de suelo. Tomando esto en cuenta al realizar las pruebas experimentales de adsorción para esta investigación se replicó las concentraciones de Cl⁻ y SO₄²⁻ encontradas durante los muestreos en los sitios de estudio.

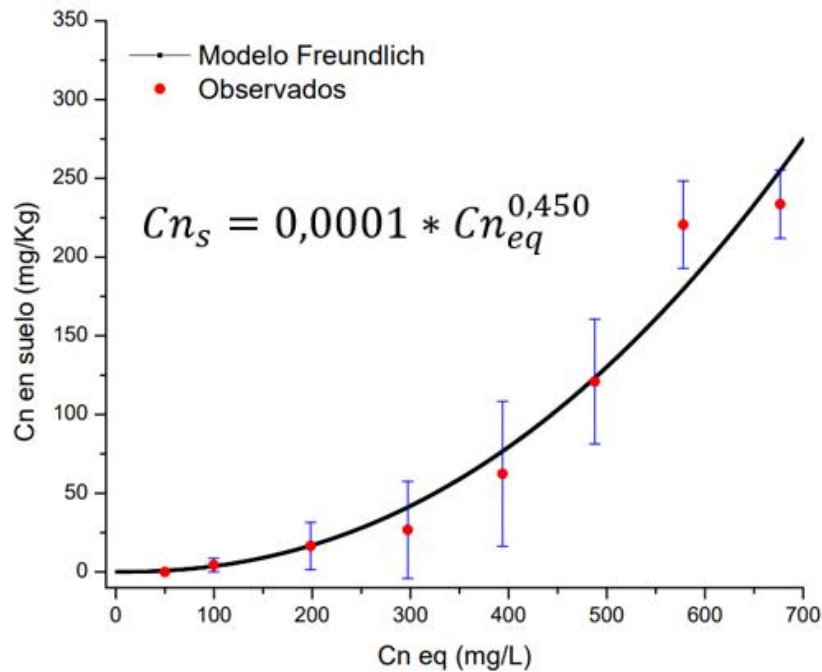


Figura 24. Isoterma de adsorción para el suelo de la zona de estudio.

En la figura 24 se puede observar que la capacidad de retención en el suelo aumenta según aumenta la concentración inicial de NO₃⁻ en el agua llegando a retener valores cercanos al 25% de la concentración inicial. Hamdi et al., (2013) en sus estudios determinó un comportamiento similar

encontrando que por debajo de 100 mg NO₃⁻/L desciende la capacidad de retención. Sin embargo, al momento de realizada esta investigación no se encontró estudios que traten de determinar la capacidad de retención de NO₃⁻ en suelos arenosos de origen volcánico, estos suelos comúnmente poseen características como pH ácidos, alta capacidad de intercambio aniónico y alta área superficial que podrían explicar esta capacidad de retención.

Por otro lado, el comportamiento de los últimos dos puntos de la figura 24 indican un comportamiento con indicios de saturación del suelo, sin embargo, esto es difícil de determinar y plantea una oportunidad para determinar el comportamiento de estos suelos poco estudiados en cuanto a la capacidad de retención de compuestos ambientales de interés como el NO₃⁻. Es común que en estudios de transporte en suelo como los realizados por Zhang et al., (2020) y Ehteshami, Langeroudi, & Tavassoli, (2013) se asuma una constante de distribución (Kd) del NO₃⁻ con valor de 0, pese a esto, el comportamiento demostrado por el suelo del sitio de estudio indica que para algunos suelos con características específicas esta suposición sería errónea.

6. CONCLUSIONES

Se determinó que el suelo de los sitios A y B poseen propiedades físicas y químicas estrechamente homogéneas, lo que simplifica estudios en el perfil del suelo.

El suelo de los sitios A y B mostraron una textura franco arenosa a lo largo de todo el perfil hasta 130 cm de profundidad, lo que implica una rápida infiltración de agua.

Se encontró que el suelo en ambos sitios de muestreo es capaz de acumular concentraciones de hasta 450 kg NO₃⁻/L en el agua de poro en los periodos secos y posteriormente este N es movilizado y diluido cuando se inicia los periodos de fuertes lluvias.

El cálculo de balance hídrico por método de Darcy es más susceptible a sobreestimaciones en suelos que presenten alta humedad durante periodos prolongados, interpretando valores de agua estancada detectada por lo TDR como una conductividad insaturada mayor a la real. Mientras que el método de sensores es menos susceptible a esta variación ya que utiliza los cambios en el tiempo de estos valores de humedad.

El movimiento de N en el perfil de suelo muestra un comportamiento estacional presentando retención durante la temporada seca y movimientos durante los eventos lluviosos, se estima que el N lixiviado proviene principalmente de fertilizaciones de cultivos anteriores con posibles aportes de aplicaciones en exceso realizadas en la temporada lluviosa.

La mayor lixiviación de N se presentó a partir de la semana 24 durante el cultivo de papa, coincidente con el inicio de la temporada lluviosa, demostrando que el fenómeno de lixiviación está fuertemente determinado por el régimen de precipitaciones de la zona.

Se determinó que durante los dos ciclos de cultivo utilizando el método de balance de sensores y el método de Darcy se obtiene una condición de lixiviación de N al finalizar cada ciclo, lo que demuestra lo propenso que es el N aplicado en el suelo a ser movilizado a más de 130 cm de profundidad.

A diferencia de lo reportado en la literatura se encontró que el NO₃⁻ presenta valores de Kd mayores a 0 en el rango de 400 mg NO₃⁻/L hasta los 600 mg NO₃⁻/L demostrando una mayor

capacidad de adsorción al aumentar la concentración, hasta mostrar un punto de saturación a los 700 mg NO₃⁻/L.

7. RECOMENDACIONES

Realizar la investigación contemplando un periodo de un año completo o tres ciclos de cultivo con el fin de tomar en cuenta toda la temporada seca y lluviosa, para determinar de mejor manera la existencia de periodos de acumulación de N entre los ciclos de cultivos.

Utilizar solamente los valores de humedad superiores a θ_{fc} para determinar el balance de agua por método de Darcy, y de esta manera evaluar la contribución en la sobreestimación de resultados para lixiviación de agua y N que tiene este método.

Realizar un estudio de isotermas más extenso, contemplando otros suelos de la zona y otros iones presentes en el suelo como carbonatos y bicarbonatos para determinar de mejor manera la Kd de NO₃⁻ en suelos volcánicos.

Implementar estudios de balance hídrico y de N en otras zonas agrícolas del país, con el fin de entender mejor los diferentes factores que pueden afectar el movimiento de N en el suelo a lo largo del año y poder construir una base de datos que permita establecer una herramienta estándar para apoyar a los agricultores en el mejor manejo y control de las fertilizaciones.

8. REFERENCIAS

- Angus, J. F., & Grace, P. R. (2017). Nitrogen balance in Australia and nitrogen use efficiency on Australian farms. *Soil Research*, 55(5–6), 435–450. <https://doi.org/10.1071/SR16325>
- Arias, S., Pérez, J., & Rueda, O. (2004). Lixiviación de nitratos en dos suelos al alterar sus propiedades físicas. *Revista EIA*, (2), 35–40.
- Barakat, M., Cheviron, B., & Angulo-Jaramillo, R. (2016). Influence of the irrigation technique and strategies on the nitrogen cycle and budget: A review. *Agricultural Water Management*, 178, 225–238. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.09.027>
- Baram, S., Couvreur, V., Harter, T., Read, M., Brown, P. H., Kandelous, M., ... Hopmans, J. W. (2016). Estimating Nitrate Leaching to Groundwater from Orchards: Comparing Crop Nitrogen Excess, Deep Vadose Zone Data-Driven Estimates, and HYDRUS Modeling. *Vadose Zone Journal*, 15(11), 1–13. <https://doi.org/10.2136/vzj2016.07.0061>
- Baram, S., Couvreur, V., Harter, T., Read, P.H., Brown, J.W., Hopmans, and D.R. Smart. (2016). Assessment of orchard N losses to groundwater with a vadose zone monitoring network. *Agric. Water Manage.* 172:83–95.
- Bielders, C. L., De Backer, L. W., & Delvaux, B. (1990). Particle Density of Volcanic Soils as Measured with a Gas Pycnometer. *Soil Science Society of America Journal*, 54(3), 822–826. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400030034x>
- Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H. E., Carstensen, J., Børgesen, C. D., Hasler, B., & Windolf, J. (2014). Mapping of nitrogen risk areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 195, 149–160. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.004>
- Bowles, T. M., Atallah, S. S., Campbell, E. E., Gaudin, A. C. M., Wieder, W. R., & Grandy, A. S. (2018). Addressing agricultural nitrogen losses in a changing climate. *Nature Sustainability*, 1(8), 399–408. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0106-0>
- Cerón Rincón, L. E., & Aristizábal Guitiérrez, F. A. (2012). Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XIV(1), 285–295. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=77624081026>
- Colombani, N., Castaldelli, G., Soana, E., Mastrocicco, M., & Vincenzi, F. (2019). Intense rainfalls trigger nitrite leaching in agricultural soils depleted in organic matter. *Science of The Total Environment*, 665, 80–90.

- Cruz-Macías, W. O., Rodríguez-Larramendi, L. A., Salas-Marina, M. Á., Hernández-García, V., Campos-Saldaña, R. A., Chávez-Hernández, M. H., & Gordillo-Curiel, A. (2020). Effect of organic matter and cation exchange capacity on the acidity of soils cultured with corn in two regions of Chiapas, Mexico. *Terra Latinoamericana*, 38(3), 475–480. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i3.506>
- Decagon Devices. 2010a. Generating a soil moisture characteristic using the WP4C. Application note 13380-01. Decagon Devices, Inc., Pullman, WA. Available at: http://manuals.decagon.com/Application_Notes/13380_Generating_soil_char_with_WP4C_Print.pdf (accessed 30 Septiembre 2020; verified 25 Feb. 2019).
- Ehteshami, M., Langeroudi, A. S., & Tavassoli, S. (2013). Simulation of Nitrate Contamination in Groundwater Caused by Livestock Industry (Case Study: Rey). *Journal of Environmental Protection*, 04(07), 91–97. <https://doi.org/10.4236/jep.2013.47a011>
- Eick, M. J., Brady, W. D., & Lynch, C. K. (1999). Charge Properties and Nitrate Adsorption of Some Acid Southeastern Soils. *Journal of Environmental Quality*, 28(1), 138–144. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010016x>
- Fageria, N. K., & Nascente, A. S. (2014). Management of soil acidity of South American soils for sustainable crop production. *Advances in Agronomy* (Vol. 128). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802139-2.00006-8>
- FAO. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Serie Didáctica, Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucuman, 45.
- Feder, F., & Findeling, A. (2007). Retention and leaching of nitrate and chloride in an andic soil after pig manure amendment. *European Journal of Soil Science*, 58(2), 393–404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00885.x>
- Gee, Glendon W. ;Or, D. (2002). Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods. *Vadose Zone Journal*, 3(2), 722–723. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.0722>
- Goss, M. J., & Goorahoo, D. (1995). Nitrate contamination of groundwater: Measurement and prediction. *Fertilizer Research*, 42(1–3), 331–338
- Hamdi, W., Gamaoun, F., Pelster, D. E., & Seffen, M. (2013). Nitrate sorption in an agricultural soil profile. *Applied and Environmental Soil Science*, 2013(3). <https://doi.org/10.1155/2013/597824>

- Han, M., Zhao, C., Feng, G., Yan, Y., & Sheng, Y. (2015). Evaluating the effects of mulch and irrigation amount on soil water distribution and root zone water balance using HYDRUS-2D. *Water (Switzerland)*, 7(6), 2622–2640. <https://doi.org/10.3390/w7062622>
- Hepper, E. N., Buschiazzo, D. E., Hevia, G. G., Urioste, A., & Antón, L. (2006). Clay mineralogy, cation exchange capacity and specific surface area of loess soils with different volcanic ash contents. *Geoderma*, 135, 216–223. doi:10.1016/j.geoderma.2005.12.005
- Hohenbrink, T. L., & Lischeid, G. (2015). Does textural heterogeneity matter? Quantifying transformation of hydrological signals in soils. *Journal of Hydrology*, 523, 725–738. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.009>
- Huang, P., Zhang, J., Zhu, A., Li, X., Ma, D., Xin, X., ... Pereira, E. I. P. (2018). Nitrate accumulation and leaching potential reduced by coupled water and nitrogen management in the Huang-Huai-Hai Plain. *Science of the Total Environment*, 610–611, 1020–1028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.127>
- Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., & Olesen, J. E. (2015). Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *European Journal of Agronomy*, 62, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.09.007>
- Jahangir, M. M. R., Khalil, M. I., Johnston, P., Cardenas, L. M., Hatch, D. J., Butler, M., ... Richards, K. G. (2012). Denitrification potential in subsoils: A mechanism to reduce nitrate leaching to groundwater. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147(1), 13–23.
- Kalra, Y. P., & Maynard, D. G. (1991). *Methods manual for forest soil and plant analysis*. Forestry Canada, Northwest region, Northern forestry Centre, Edmonton, Alberta (pp. 57-68). Information Report NOR-X-319.
- Lafond, J. A., Éliane, B. P., Caron, J., & Guillaume, T. R. (2014). Evaluating fluxes in Histosols for water management in lettuce: A comparison of mass balance, evapotranspiration and lysimeter methods. *Agricultural Water Management*, 135, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.12.016>
- Mason, B. J. (1992). Preparation of soil sampling protocols: Sampling techniques and strategies. Other Information: See Also PB--83-206979, (July), Medium: X; Size: Pages: (166 p). <https://doi.org/EPA/600/R-92/128>
- Medina Méndez, J., Volke Haller, V., Galvis Spínola, A., Cortés Flores, J. I., & Santiago Cruz, M. D. J. (2017). Incremento de la materia orgánica del suelo y rendimiento de mango en

- Luvisoles, Campeche, México. *Agronomía Mesoamericana*, 28(2), 499.
<https://doi.org/10.15517/ma.v28i2.22236>
- Meghdadi, A., & Javar, N. (2018). Quantification of spatial and seasonal variations in the proportional contribution of nitrate sources using a multi-isotope approach and Bayesian isotope mixing model. *Environmental Pollution*, 235, 207–222.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.078>
- Min, L., Shen, Y., Pei, H., & Wang, P. (2018). Water movement and solute transport in deep vadose zone under four irrigated agricultural land-use types in the North China Plain. *Journal of Hydrology*, 559, 510–522. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.037>
- Mora Alvarado, D. A., Chanto, R. F., & Portuguez Barquero, F. C. (2011). Lo Intangible De Los Planes De Seguridad Del Agua.
- Motarjemi, S. K., Rosenbom, A. E., Iversen, B. V., & Plauborg, F. (2021). Important factors when simulating the water and nitrogen balance in a tile-drained agricultural field under long-term monitoring. *Science of the Total Environment*, 787, 147610.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147610>
- Nelson, D. W. ; Sommers, L. E. (1996). Chapter 16. In *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Method* (pp. 961–1005). <https://doi.org/10.1525/9780520948068-019>
- Norman, A. G., & Allison, L. E. (1965). *Organic Carbon. Agronomy Monograph*. doi:10.2134/agronmonogr9.2.c39
- Pacheco Ávila, Julia; Pat Canul, Roberto; Cabrera Sansores, A. (2002). Ingeniería revista académica. *Ingeniería*, 6(3). Retrieved from <http://www.redalyc.org/html/467/46760308/>
- Pachepsky, Y., & Park, Y. (2015). Saturated Hydraulic Conductivity of US Soils Grouped According to Textural Class and Bulk Density. *Soil Science Society of America Journal*, 79(4), 1094–1100. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.02.0067>
- Petersen, S. O., Schjøning, P., Thomsen, I. K., & Christensen, B. T. (2008). Nitrous oxide evolution from structurally intact soil as influenced by tillage and soil water content. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(4), 967–977.
- Poder Ejecutivo. (2015). Decreto del Calidad del Agua Potable N°38924-S. *Diario Oficial La Gaceta*. Recuperado de http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=80047&nValor3=101480&strTipM=TC

- Programa Estado de la Nación. (2017). ESTADO DE LA NACIÓN EN DESARROLLO HUMANO SOSTENIBLE. San José: Estado de la Nación. Recuperado de <http://repositorio.conare.ac.cr:8080/rest/bitstreams/917d9806-f38c-4284-97d3-f258cbbc806d/retrieve>
- Reynolds, W. D., & Elrick, D. E. (2002). Constant Head Soil Core (Tank) Method. In *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods* (pp. 802–816). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c31>
- Sahrawat, K. L. (2008). Factors affecting nitrification in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(9–10), 1436–1446. <https://doi.org/10.1080/00103620802004235>
- Schindler, U., Mueller, L., da Veiga, M., Zhang, Y., Schlindwein, S., & Hu, C. (2012). Comparison of water-retention functions obtained from the extended evaporation method and the standard methods sand/kaolin boxes and pressure plate extractor. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(4), 527–534. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100325>
- Schuth, C., Pliakas, F., Gkiougkis, I., Kallioras, A., & Pedreira, R. (2014). Groundwater vulnerability assessment of a coastal aquifer system at River Nestos eastern Delta, Greece. *Environmental Earth Sciences*, 73(10), 6387–6415.
- Secretaría Ejecutiva de Planificación Sectorial Agropecuaria. (2021). Boletín Estadístico Agropecuario Serie Cronológica 2017-2020. SEPSA.
- Sidiropoulos, P., Georgios Tziatzios, Lampros Vasiliades, N. M., & Loukas, and A. (2019). Groundwater Nitrate Contamination Integrated Modeling for Climate and Water Resources Scenarios : The Case of Lake Karla Over-Exploited Aquifer. *Water*, 11(1201).
- Smart, D. R., Harter, T., Read, M., Baram, S., Brown, P. H., Hopmans, J. W., ... Couvreur, V. (2016). Estimating Nitrate Leaching to Groundwater from Orchards: Comparing Crop Nitrogen Excess, Deep Vadose Zone Data-Driven Estimates, and HYDRUS Modeling. *Vadose Zone Journal*, 15(11), 0.
- Soto-Mora, E. S., Hernández-Vázquez, M., Luna-Zendejas, H. S., Ortiz-Ortiz, E., & García-Gallegos, E. (2016). Evaluación del contenido de materia orgánica en suelos agrícolas y su relación carbono/nitrógeno. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 3(5), 98-102.
- Sumner, M. E., & Miller, W. P. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficients. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (pp. 1201–1229). <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c40>

- Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. *Methods of soil analysis. Part, 3*(875), 475-490.
- Tully, K. L., Hickman, J., McKenna, M., Neill, C., & Palm, C. A. (2016). Effects of Fertilizer on inorganic soil N in east Africa maize systems: Vertical distributions and temporal dynamics. *Ecological Applications*, 26(6), 1907–1919. <https://doi.org/10.1890/15-1518.1>
- van Genuchten, M. Th.; Leij, F. J.; Yates, S. R.. (1991). *The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0*. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.
- van Genuchten, M. Th.; Leij, F. J.; Yates, S. R. (1991). *Mechanics of Unsaturated Soils. Mechanics of Unsaturated Geomaterials*, (December), 29–54. <https://doi.org/10.1002/9781118616871.ch2>
- Viaud, V., Santillàn-Carvantes, P., Akkal-Corfini, N., Le Guillou, C., Prévost-Bouré, N. C., Ranjard, L., & Menasseri-Aubry, S. (2018). Landscape-scale analysis of cropping system effects on soil quality in a context of crop-livestock farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(March), 166–177. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.018>
- Vignola, R., Watler, W., Vargas Céspedes, A., & Morales, M. (2017). Ficha técnica: Cultivo de Papa. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. Retrieved from <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/reduccion-impacto-por-eventos-climaticos/Informe-final-papa.pdf>
- Xing, X., Li, Y., & Ma, X. (2018). Water retention curve correction using changes in bulk density during data collection. *Engineering Geology*, 233(23), 231–237. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2017.12.018>
- Zhang, H., Yang, R., Guo, S., & Li, Q. (2020). Modeling fertilization impacts on nitrate leaching and groundwater contamination with HYDRUS-1D and MT3DMS. *Paddy and Water Environment*, 18(3), 481–498. <https://doi.org/10.1007/s10333-020-00796-6>
- Zhou, J., Gu, B., Schlesinger, W. H., & Ju, X. (2016). Significant accumulation of nitrate in Chinese semi-humid croplands. *Scientific Reports*, 6, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep25088>
- Zhu, A., Zhang, J., Zhao, B., Cheng, Z., & Li, L. (2005). Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain. *Environment International*, 31(6), 904–912. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.038>

9. APÉNDICES

Apéndice 1: Resultados detallados de la caracterización de suelo.

Tabla A.1.1. Resultados de textura en el sitio de estudio.

Sitio	Perfil	Profundidad (cm)	BD (g/cm ³)	Ksat (cm/h)	θ_s (cm ³ /cm ³)	Alpha	n	m
A	1	70	1,04	8,25	0,61	0,04	1,24	0,20
		85	1,14	9,75	0,57	0,06	1,22	0,18
		100	1,15	6,31	0,57	0,03	1,29	0,22
		115	1,11	11,25	0,58	0,04	1,27	0,21
		130	1,21	13,32	0,54	0,01	1,35	0,26
	2	70	1,08	8,44	0,59	0,10	1,21	0,18
		85	1,12	9,10	0,58	0,04	1,26	0,21
		100	1,09	12,50	0,59	0,01	1,37	0,27
		115	1,13	10,92	0,57	0,04	1,28	0,22
		130	1,13	11,17	0,57	0,13	1,35	0,26
B	3	70	1,27	5,78	0,52	0,02	1,24	0,19
		85	1,21	5,13	0,54	0,09	1,20	0,16
		100	1,15	3,09	0,57	0,03	1,26	0,21
		115	1,07	4,00	0,60	0,05	1,22	0,18
		130	0,98	4,80	0,63	0,01	1,35	0,26
	4	70	1,21	12,50	0,54	0,06	1,20	0,17
		85	1,10	17,25	0,59	0,14	1,20	0,17
		100	1,01	9,18	0,62	0,01	1,37	0,27
		115	1,01	13,36	0,62	0,05	1,23	0,19
		130	0,85	16,20	0,68	0,02	1,30	0,23

Tabla A..2. Resultados de parámetros químicos en el sitio de estudio.

Sitio	Perfil	Profundidad (cm)	pH	Conductividad (mS/cm)	CIC (cmol/kg)
A	1	70	5,66	222,00	3,62
		85	5,50	240,00	2,58
		100	5,33	211,50	3,42
		115	5,23	225,50	2,80
		130	5,30	212,00	3,55
	2	70	5,52	206,00	3,40
		85	5,30	181,50	3,58
		100	5,33	209,50	3,73
		115	5,35	190,50	4,75
		130	5,27	175,00	4,82
B	3	70	5,47	144,50	5,11
		85	5,38	171,00	3,10
		100	5,36	149,00	3,86
		115	5,38	153,50	3,17
		130	5,47	164,50	4,51
	4	70	5,50	146,00	3,85
		85	5,64	124,00	4,37
		100	5,62	105,50	2,88
		115	5,49	130,50	4,45
		130	5,60	136,50	3,49

Tabla A.1.3. Resultados de parámetros hidráulicos en el sitio de estudio.

Sitio	Perfil	Profundidad (cm)	Arena %	Arcilla %	Limos %	Arena Fina %	Arena Media %	Arena Gruesas %	MO (%)
AA	11	70	0,66	0,11	0,23	9,56	7,90	8,16	3,52
		85	0,70	0,14	0,16	3,61	9,60	7,12	3,29
		100	0,67	0,12	0,21	51,30	9,02	6,54	4,02
		115	0,68	0,10	0,23	53,19	7,10	7,28	3,70
		130	0,70	0,09	0,21	52,41	8,86	8,92	3,88
	22	70	0,67	0,11	0,22	47,85	10,61	8,92	3,54

	85	0,67	0,11	0,22	52,83	9,82	4,15	3,57
	100	0,69	0,11	0,21	53,73	9,62	5,43	3,86
	115	0,69	0,11	0,21	49,66	11,93	7,08	3,75
	130	0,71	0,11	0,18	54,73	10,42	6,34	3,45
	70	0,70	0,11	0,18	56,17	8,78	5,15	4,36
	85	0,72	0,09	0,20	52,45	11,43	7,88	3,50
33	100	0,67	0,10	0,23	51,92	7,86	7,32	4,77
	115	0,63	0,11	0,27	47,43	7,52	7,62	5,71
BB	130	0,52	0,14	0,35	39,27	6,30	6,17	5,52
	70	0,66	0,12	0,23	50,70	8,66	6,28	4,39
	85	0,60	0,09	0,31	46,51	9,08	4,35	4,27
44	100	0,67	0,09	0,25	49,74	9,58	7,24	4,05
	115	0,71	0,12	0,16	55,15	9,20	7,14	5,52
	130	0,63	0,09	0,28	47,63	7,98	7,06	4,50

Apéndice 2: Análisis PCA

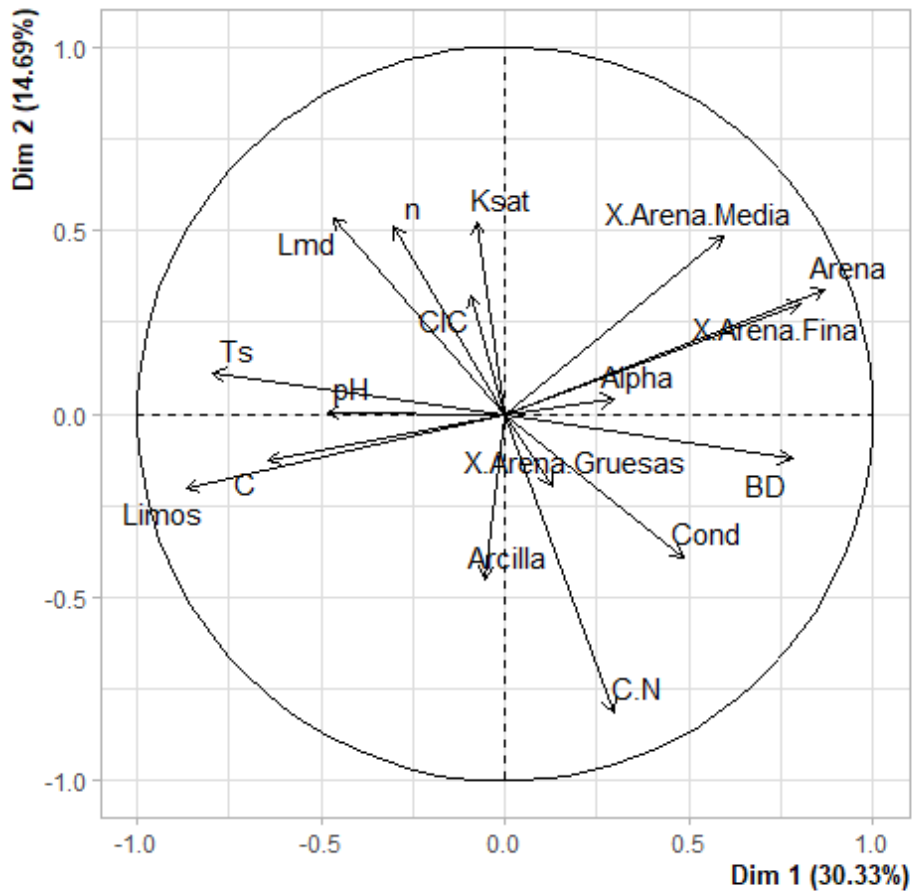


Figura A.2.1. Análisis de componentes principales en parámetros del suelo.