UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZÓNICA DE MADRE DE DIOS

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

TESIS

"Impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata"

PARA OPTAR AL TITULO PROFESIONAL DE INGENIERO FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

AUTOR:

Bach: ZURITA ROMANI, Kiara Anahir

ASESOR:

M.Sc. GARATE QUISPE, Jorge Santiago

Puerto Maldonado, agosto de 2026

UNIVERSIDAD NACIONAL AMAZÓNICA DE MADRE DE DIOS

FACULTAD DE INGENIERÍA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE



"Impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata"

PARA OPTAR AL TITULO PROFESIONAL DE INGENIERO FORESTAL Y MEDIO AMBIENTE

AUTOR:

Bach: ZURITA ROMANI, Kiara Anahir

ASESOR:

M.Sc. GARATE QUISPE, Jorge Santiago

Puerto Maldonado, agosto de 2026

RST-RI_Impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata

INFORME DE ORIGINALIDAD

7%	8%	3%	1%
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unamad.edu.pe Fuente de Internet	3%
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	1%
3	smcsmx.org Fuente de Internet	1%
4	revistas.iiap.gob.pe Fuente de Internet	1%
5	cicy.repositorioinstitucional.mx Fuente de Internet	1%
6	repositorio.utea.edu.pe Fuente de Internet	1%

Excluir citas	Activo	Excluir coincidencias	< 1%
Excluir bibliografía	Activo		

DEDICATORIA

Dedico este trabajo de investigación, en primer lugar, a Dios, por brindarme la fortaleza, sabiduría y perseverancia para superar cada desafío durante mi formación profesional.

A mis padres, por su amor incondicional, sus consejos, sacrificios y apoyo constante, quienes han sido mi mayor motivación para alcanzar esta meta.

A mi familia, por acompañarme en cada etapa de este camino, brindándome confianza y ánimo para continuar adelante.

Finalmente, dedico este trabajo a todas las personas que, de una u otra manera, contribuyeron a mi crecimiento personal y profesional, motivándome a culminar esta importante etapa de mi vida.

Agradecimientos

Expreso mi más sincero agradecimiento a la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, a la Facultad de Ingeniería y a la Escuela Profesional de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, por la formación académica y profesional recibida durante mi carrera.

A mi familia, por ser mi refugio constante y la base de todo lo que soy. Gracias por su amor incondicional, su paciencia y por respaldar mis sueños en cada etapa de este camino. Este logro profesional es el resultado de su esfuerzo compartido y su fe inquebrantable en mí.

Al Ingeniero Franksua Elias Huaylla Ttito expreso mi más profundo agradecimiento por su constante guía y generosidad al compartir sus conocimientos. Su notable dominio en los sectores forestal y ambiental, sumado a una brillante trayectoria que destaca desde temprana edad, han sido pilares que enriquecieron cada etapa del trabajo de campo en este proyecto.

Asimismo, agradezco a todas las instituciones y personas que facilitaron el desarrollo del trabajo de campo y la recolección de información, así como a amigos por su apoyo, comprensión y motivación permanente para culminar satisfactoriamente esta investigación.

Presentación

En cumplimiento del Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, se presenta la tesis titulada "Impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata", con la finalidad de optar el título profesional de Ingeniero Forestal y Medio Ambiente.

La presente investigación tuvo como objetivo evaluar el impacto del cambio de cobertura vegetal sobre la descomposición de la hojarasca y la infiltración del agua en el suelo, comparando diferentes tipos de cobertura vegetal presentes en la provincia de Tambopata. Asimismo, se analizaron las características fisicoquímicas del suelo y la diversidad de la macrofauna edáfica, con el propósito de generar información científica que contribuya a una mejor comprensión de los efectos del cambio de cobertura vegetal sobre el funcionamiento de los ecosistemas y al manejo sostenible de los recursos naturales.

El documento se encuentra estructurado en cuatro capítulos. El Capítulo I desarrolla el problema de investigación, los objetivos, las hipótesis y la justificación del estudio. El Capítulo II presenta el marco teórico y los antecedentes científicos relacionados con la investigación. El Capítulo III describe la metodología empleada para el desarrollo del estudio. Finalmente, el Capítulo IV expone los resultados obtenidos, su análisis e interpretación; concluyendo con las conclusiones, sugerencias, referencias bibliográficas y anexos correspondientes.

Esperamos que los resultados de esta investigación constituyan un aporte para futuras investigaciones y para la gestión sostenible de los ecosistemas de la región amazónica.

Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata, Madre de Dios. Se seleccionaron tres tipos de cobertura vegetal: Bosque, plantación de cacao y pastizal. En cada tipo de cobertura se instaló 5 parcelas de 10 m × 25 m distribuidos aleatoriamente. En cada parcela se evaluó la descomposición de hojarasca mediante bolsitas de té, la tasa de infiltración, características fisicoquímicas de suelo y la macrofauna edáfica. La tasa de descomposición en bosque fue superior a los demás tipos de cobertura ($p< 0,05$). Mientras que para la plantación de cacao y pastizal no hubo diferencias significativas ($p>0,05$). La tasa de infiltración para el bosque fue 8,2 veces mayor que la de la plantación de Cacao y 2,75 veces mayor que la de Pastizal. Se encontraron diferencias notables en el bosque en comparación con los demás tipos de cobertura ($p<0.05$). El tipo de cobertura presentó diferencias en las características fisicoquímicas del suelo. El Pastizal estuvo caracterizado por presentar pH menos acido, mayor K, P y porcentaje de arena. Mientras que el Cacao estuvo mayormente caracterizado por materia orgánica, limo, capacidad de intercambio catiónico y conductividad eléctrica. Mientras que el bosque presentó un mayor porcentaje en arcilla en comparación con los demás. No hubo diferencias entre la riqueza y dominancia de Simpson comparado con los tipos de cobertura. El estrato de 10 cm de profundidad presentó mayor densidad de macrofauna en comparación con los demás estratos. Las taxas (órdenes) más dominantes fueron Isoptera e Hymenoptera en todos los tipos de cobertura. El cambio de cobertura tuvo un impacto notorio en la tasa de descomposición, el suelo, la infiltración y la diversidad de macrofauna edáfica.

Palabras clave: Macrofauna edáfica, infiltración de suelos, índice de bolsitas de té, diversidad, taxas dominantes.

Abstract

The objective of this study was to evaluate the impact of vegetation cover change on litter decomposition and infiltration in soils of Tambopata province, Madre de Dios. Three types of vegetation cover were selected: forest, cocoa plantation and pasture. In each type of cover, 5 plots of 10 m × 25 m were randomly distributed. In each plot, leaf litter decomposition was evaluated by means of tea bags, infiltration rate, soil physicochemical characteristics and edaphic macrofauna. The decomposition rate in the forest was higher than in the other cover types ($p< 0.05$). While for cocoa plantation and pasture there were no significant differences ($p>0.05$). The infiltration rate for the forest was 8.2 times higher than that of the cocoa plantation and 2.75 times higher than that of the pasture. Notable differences were found in the forest compared to the other cover types ($p<0.05$). The type of cover presented differences in the physical-chemical characteristics of the soil. Pasture was characterized by less acid pH, higher K, P and percentage of sand. Cocoa was characterized by organic matter, silt, cation exchange capacity and electrical conductivity. While the forest had a higher percentage of clay compared to the others. There were no differences between Simpson's richness and dominance compared to the cover types. The 10 cm depth stratum presented a higher density of macrofauna compared to the other strata. The most dominant taxa (orders) were Isoptera and Hymenoptera in all cover types. The change of cover had a noticeable impact on the decomposition rate, soil, infiltration and diversity of edaphic macrofauna.

Keywords: Edaphic macrofauna, soil infiltration, teabag index, diversity, dominant taxa.

Introducción

Desde mediados del siglo pasado, los bosques amazónicos del Perú han experimentado drásticos cambios en su cobertura vegetal y en su productividad, lo que podría influir de manera relevante en el ciclo del carbono, las circulaciones atmosféricas, el ciclo del agua y el clima (Nepstad et al. 2008 ; Malhi et al. 2008 ; Rojas et al. 2019); y los cambios en el uso del suelo son una de las principales causas más resaltantes de los cambios que sufre la vegetación (Tasser y Tappeiner 2002).

Los estudios relacionados a los cambios en la cobertura vegetal y el uso de la tierra producto de las actividades antrópicas y el progresivo aumento de la población, han cobrado vital relevancia en las últimas décadas por desestabilizar los sistemas naturales provocando la deforestación, la pérdida de biodiversidad, hábitat y la degradación del suelo debido a la rápida erosión, la pérdida de nitrógeno y la disminución de la capacidad de infiltración en el suelo (Osuna-Osuna et al. 2015 ; Muñoz, Galicia y Pérez 2018). Por otra parte, la interacción entre la vegetación y el suelo puede cambiar en gran medida las características del suelo y afectar la infiltración del suelo (Bormann y Klaassen 2008).

Por ello el presente estudio es importante porque cubre un vacío de conocimiento sobre el impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca y la capacidad de infiltración de los suelos de la provincia de Tambopata – Madre de Dios.

Índice

Dedicatoria.....
Agradecimientos.....
Presentación.....
Resumen.....
Abstract.....
Introducción.....
CAPITULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN 1
1.1. Descripción del problema.....1
1.2. Formulación del problema.....2
1.2.1. Problema general.....2
1.2.2. Problemas específicos.....2
1.3. Objetivos.....3
1.3.1. Objetivo general.....3
1.3.2. Objetivos específicos.....3
1.4. Variables.....3
1.4.1. Variable dependiente.....3
1.4.2. Variables independientes.....3
1.5. Operacionalización de variables.....4
1.6. Hipótesis.....5
1.7. Justificación.....5
1.8. Consideraciones éticas.....6
CAPITULO II: MARCO TEÓRICO.....7
2.1. Antecedentes de estudio.....7
2.1.1. Tasa de descomposición de hojarasca según cobertura vegetal7
2.1.2. Infiltración del suelo según cobertura vegetal 9
2.2. Marco teórico.....13
2.2.1. Descomposición de hojarasca 13
2.2.2. Métodos para evaluar la descomposición de hojarasca 13
2.2.3. Diferencia de Tea Bag índex con los métodos tradicionales 17
2.2.4. Métodos para medir la infiltración del suelo.....18
2.2.4.1. Método de infiltrómetro de anillo simple.....18
2.2.4.2. Método de infiltrómetro de doble anillo 18
2.2.4.3. Método de simulador de lluvia.....19

2.2.5. Factores que afectan la infiltración del agua 20
2.2.6. Macrofauna edáfica....20
2.2.7. Importancia de la macrofauna edáfica....20
2.2.8. La macrofauna en la gestión sostenible de la tierra 21
2.2.9. Propiedades del suelo 21
2.3. Definición de términos....22
CAPITULO III: METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN 24
3.1. Tipo de estudio....24
3.2. Diseño de estudio 24
3.3. Población y muestra 24
3.3.1. Población....24
3.3.2. Muestra 24
3.4. Métodos y técnicas....25
3.4.1. Método del índice de bolsas de te....25
3.4.2. Método para infiltración....27
3.4.3. Muestreo de suelos....27
3.4.4. Método para macrofauna del suelo....28
3.4.5. Determinación de índices de diversidad 28
3.5. Tratamientos de los datos 29
3.5.1. Pretratamiento 29
3.5.2. Análisis descriptivo 29
3.5.3. Análisis inferencial 29
CAPITULO IV: RESULTADOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN....31
4.1. Tasa de descomposición (k) 31
4.3. Características fisicoquímicas del suelo en tres tipos de cobertura vegetal 35
4.4. Correlación entre las características texturales del suelo y tasa de infiltración 38
4.5. Correlación entre las características físico-químicas del suelo y tasa de descomposición....39
4.6. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo y la tasa de descomposición 41
4.7. Macrofauna edáfica en tres tipos de cobertura....42
CONCLUSIONES....47
SUGERENCIAS....49

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 50
ANEXOS 64
Anexo 1. Matriz de operacionalización de las variables
Anexo 2. Matriz de consistencia
Anexo 3. Panel fotográfico

Índice de figuras

Figura 1. Infiltrometro de doble anillo. 19
Figura 2. Diseño de establecimiento en campo de las bolsitas de té en una parcela 26
Figura 3. Infiltrometro de anillo simple. 27
Figura 4. Metodología para realizar el muestreo de suelos compuesto. 28
Figura 5. Bastidor (Marco de metal) para muestreo de macrofauna. 28
Figura 6. Comparación del promedio de biomasa restante de te rooibos según tres tipos de cobertura. 31
Figura 7. Comparación del promedio de biomasa restantede té verde según tres tipos de cobertura. 32
Figura 8. Gráfico de barras de la comparación de la tasa de descomposición entre los tres tipos de cobertura. 33
Figura 9. Comparación del promedio de la tasa de descomposición según periodos de evaluación (cada 20 días) entre los tres tipos de cobertura 34
Figura 10. Analisis de componentes principales de las características fisico-químicas en tres tipos de cobertura vegetal. 38
Figura 11. Gráfico de barras con desviación estándar. Comparación entre tipos de cobertura por estrato. 44
Figura 12. Curvas de acumulación de especies basada en el tamaño de muestreo de la macrofauna en los tipos de cobertura vegetal. 45
Figura 13. Rango-Abundancia de taxas de macrofauna del suelo en tres tipos de cobertura vegetal. 46

Índice de tablas

Tabla 1. Operacionalización de variables para el presente estudio. 4
Tabla 2. Comparación de las características fisico-químicas entre tipos de cobertura vegetal. 36
Tabla 3. Auto vectores (loadings) de las 2 primeras componentes y su respectiva varianza acumulada.....37
Tabla 4. Correlación de la velocidad de infiltración con las características texturales del suelo en tres tipos de cobertura. 39
Tabla 5. Correlación entre la tasa de descomposición (k) con las características fisicoquímicas del suelo.. 40
Tabla 6. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo (hojarasca) y la tasa de descomposición (k).. 41
Tabla 7. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo (0 - 10 cm de profundidad) y la tasa de descomposición (k).. 42
Tabla 8. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo (10 - 20 cm de profundidad) y la tasa de descomposición (k).....42

CAPITULO I: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. Descripción del problema

Desde mediados del siglo pasado, los bosques amazónicos del Perú han sufrido transformaciones significativas en su cobertura vegetal y en su productividad, lo que podría influir de manera relevante en el ciclo del carbono, las circulaciones atmosféricas, el ciclo del agua y el clima (Nepstad et al. 2008 ; Malhi et al. 2008 ; Rojas et al. 2019); y los cambios en el uso del suelo son una de las principales causas más resaltantes de los cambios que sufre la vegetación (Tasser y Tappeiner 2002). Estos cambios son debido a las tendencias sinérgicas en las economías (Rojas et al. 2019), la acelerada expansión urbana y agrícola que causan impactos significativos en la capacidad de retención del agua en los suelos (Galli et al. 2021), como también las actividades ganaderas y los incendios forestales que disminuyen significativamente la capacidad de infiltración en los suelos (Fernández et al., 2021; Karlin et al., 2019).

En las últimas décadas, la región de Madre de Dios, ha experimentado drásticos cambios en la cobertura vegetal, debido a la expansión agrícola, ganadera y actividades extractivas (Puzzi, Herndon y Flores-Anderson 2019 ; Alarcón et al. 2021). Estos cambios afectan de manera general la biodiversidad funcional de especies vegetales y su composición (Rolecek, Cornej y Tokarjuk 2014 ; Maurer 2005 ; Tasser y Tappeiner 2002), así como también a la estructura de la biomasa vegetal, ya que el abandono aumenta la acumulación de hojarasca (Kelemen et al. 2014).

Por lo tanto, la hojarasca es la principal fuente de nutrientes para el suelo (de Godoy et al. 2021). Siendo su descomposición un proceso importante en los sistemas ecológicos que impulsa el ciclo de nutrientes (Jernej et al. 2019) y esto depende de los cambios en la composición de especies vegetales, la

funcionalidad de las plantas (Meier y Bowman 2008 ; Hättenschwiler, Tiunov y Scheu 2005); así como la actividad de la biota del suelo y de factores abióticos como la humedad y temperatura (Lavelle et al. 1998).

Por ello, cada vez más los estudios en promocionar la salud del suelo y sus formas de monitorear los cambios, ha aumentado considerablemente en el mundo (Middleton et al. 2021).

El este contexto, el presente estudio evaluó el impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata.

1.2. Formulación del problema

1.2.1. Problema general

¿En qué medida el cambio de cobertura vegetal influye en la descomposición de la hojarasca y la tasa de infiltración de los suelos de la provincia de Tambopata?

1.2.2. Problemas específicos

PE1. ¿Cómo será la variación de la tasa de descomposición en los tres tipos de cobertura vegetal?

PE2. ¿Cómo será la variación de la tasa de infiltración del suelo en los tres tipos de cobertura vegetal?

PE3. ¿Cómo será las características fisicoquímicas del suelo en los tres tipos de cobertura vegetal?

PE4. ¿Cómo se relacionará las características fisicoquímicas del suelo en la tasa de descomposición de hojarasca?

PE5. ¿Cómo se relacionará las características texturales del suelo en la tasa de infiltración de suelos?

PE6. ¿Cómo se relacionará la descomposición de hojarasca en la abundancia e índices de diversidad de macrofauna del suelo?

PE7. ¿Cómo será densidad e índices de diversidad de la macrofauna del suelo en tres tipos de cobertura vegetal?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Comparar el impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de la hojarasca y la capacidad de infiltración de los suelos de la provincia de Tambopata.

1.3.2. Objetivos específicos

OE1. Determinar y comparar la variación en la tasa de descomposición de hojarasca en tres tipos de cobertura vegetal.

OE2. Determinar y comparar la variación en la tasa de infiltración del suelo en tres tipos de cobertura vegetal.

OE3. Determinar y comparar las características físico-químicas del suelo en tres tipos de cobertura vegetal.

OE4. Analizar la relación de las características físico-químicas del suelo en la tasa de descomposición de hojarasca.

OE5. Analizar la relación de las características texturales del suelo en la tasa de infiltración de suelos.

OE6. Analizar la relación de la descomposición de hojarasca en la abundancia e índices de diversidad de macrofauna del suelo.

OE7. Comparar la densidad e índices de diversidad de la macrofauna del suelo en tres tipos de cobertura vegetal.

1.4. Variables

1.4.1. Variable dependiente

Las variables dependientes para el presente estudio son:

- Tasa de infiltración.
- Tasa de descomposición de hojarasca.
- Factor de estabilización.
- Macrofauna edáfica (Abundancia e índices de diversidad)

1.4.2. Variables independientes

- Tipos de cobertura vegetal.
- Propiedades fisicoquímicas del suelo

1.5. Operacionalización de variables

La operacionalización de las variables para este estudio se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Operacionalización de variables para el presente estudio.

Definición conceptual	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores	Ítems
Variables independientes **V1. Cobertura vegetal:** Capa de vegetación natural que cubre la superficie del suelo. **V2. Propiedades del suelo:** Recurso natural no renovable de la superficie terrestre.	**V1.** Para el estudio se consideraron cuatro (4) tipos de cobertura, de acuerdo con el mapa nacional de cobertura vegetal **V2.** Muestreo del suelo por tipo de cobertura vegetal.	**D1:** Cobertura vegetal **D2.** Propiedades del suelo	• Hectáreas • Físico y químicos: -Textura (%) -Densidad aparente (g/cm^3) -pH -K (ppm) -P (ppm) -CIC (Cmol(+)/kg -Materia orgánica (%) Carbono orgánico (%) -Conductividad eléctrica (dS/m)	• Mapa de cobertura vegetal • Físico – químico: -Método de Bouyoucos ASTMD422 -Método del cilindro metálico -Potenciómetro -Espectrofotometría -Método extractante Bray -Método Walkley and Black - Método Walkley and Black - Método de acetato de amonio
Variables dependientes **V1. Descomposición de hojarasca** Son conjuntos de hojas secas, que caen al suelo y son principal fuente de nutriente. **V2. Infiltración de suelos** proceso por el cual el agua penetra en el suelo desde la superficie **V3. Macrofauna edáfica** Macroinvertebrado edáficos con dimensiones > 2mm a 30 mm de diámetro.	**V1.** Se evaluó utilizando el método de Tea Bag Index en los tipos de cobertura vegetal **V2.** Utilizando un infiltrometro de anillo simple se realizó muestreos por cada tipo de cobertura **V4.** Se utilizaron monolitos distribuidos por cada tipo de cobertura vegetal	**D1:** Tasa de descomposición (k) y Factor de estabilización (S) **D2:** Tasa de infiltración del suelo **D3:** Índices de diversidad	• Masa relativa restante (g/g^{-1}) • Infiltración y mm/hora • Índices: - Shannon - Simpson - Riqueza - Abundancia	• Bolsita de Té • Método de infiltrometro de anillo simple • Muestreo de macrofauna

1.6. Hipótesis

1.6.1. Hipótesis General

El cambio de cobertura vegetal tiene un efecto significativo en la tasa de descomposición de la hojarasca y en la capacidad de infiltración de los suelos en la provincia de Tambopata.

1.6.2. Hipótesis específica

H1. Existe una variación significativa en la tasa de descomposición de hojarasca entre los tres tipos de cobertura vegetal, siendo mayor en la cobertura de bosque.

H2. La tasa de infiltración del suelo varía significativamente entre los tres tipos de cobertura vegetal, siendo mayor en la cobertura de bosque.

H3. Las características físico-químicas del suelo difieren significativamente entre los tres tipos de cobertura vegetal, con mayores concentraciones de nutrientes en la cobertura de bosque.

H4. Las características físico-químicas del suelo están correlacionadas positivamente con la tasa de descomposición de hojarasca.

H5. La tasa de infiltración del suelo está relacionada positivamente con las características texturales del suelo.

H6. La tasa de descomposición de hojarasca está positivamente correlacionada con la abundancia y diversidad de la macrofauna del suelo.

H7. La densidad e índices de diversidad de la macrofauna del suelo difieren significativamente entre los tres tipos de cobertura vegetal, siendo mayor en la cobertura de bosque.

1.7. Justificación

Los estudios relacionados a los cambios en la cobertura vegetal y el uso de la tierra producto de las actividades antrópicas y el progresivo aumento de la población, han cobrado vital relevancia en las últimas décadas por desestabilizar los sistemas naturales provocando la deforestación, la pérdida de biodiversidad, hábitat y la degradación del suelo debido a la rápida erosión, la pérdida de nitrógeno y la disminución de la capacidad de infiltración del

suelo (Osuna-Osuna et al. 2015 ; Muñoz, Galicia y Pérez 2018). Por otra parte, la interacción entre la vegetación y el suelo puede cambiar en gran medida las características del suelo y afectar la infiltración del suelo (Bormann y Klaassen 2008).

Por ello, estudiar la infiltración en diferentes tipos de cobertura vegetal es fundamental, por ser un componente importante en el ciclo hidrológico (Cui et al. 2019 ; Huang et al. 2019) siendo clave en la retribución de las precipitaciones y el almacenamiento de agua en el suelo (Cui et al. 2019), asimismo la infiltración influye en la gestión de la erosión del suelo y la escorrentía, en el contenido de humedad del suelo y en la recarga de las aguas subterráneas (Lozano-Baez et al. 2019).

De igual manera, estudiar la descomposición de la hojarasca nos permitirá comprender los proceso importante que influyen en el equilibrio de los nutrientes en los suelos forestales, siendo relevante en el ciclo de los nutrientes (de Godoy et al. 2021).

Los resultados del presente estudio proporcionarán información valiosa de la variación de la infiltración en suelo y la descomposición de hojarasca en diferentes cambios de cobertura vegetal en la provincia de Tambopata.

1.8. Consideraciones éticas

El presente proyecto de tesis se realizó de acuerdo al reglamento general de grados y títulos de la Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, aprobado por consejo universitario en mayo del 2022. Asimismo, se respetó la propiedad intelectual de cada autor mencionado en el perfil de tesis citando y referenciando según lo establecido por las normas ISO 690. La metodología empleada no generó ningún daño al medio ambiente. Asimismo para el muestreo de suelos se utilizó la metodología propuesta por el Ministerio del Ambiente (2014). Para el procesamiento estadístico se usó softwares libres para el análisis de datos y software comercial con licencia de usuario.

CAPITULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de estudio

2.1.1. Tasa de descomposición de hojarasca según cobertura vegetal

Petraglia et al. (2019) compararon la tasa de descomposición de la hojarasca en diferentes tipos de vegetación y lugares con un clima similar, utilizando el enfoque del índice de bosas de Té, donde se incubaron 464 bolsas de té en el suelo de 79 lugares, distribuidos por toda Italia, donde se incluían 6 tipos de vegetación y una amplia gama de condiciones micro-climáticas. los resultados indican que los efectos de la temperatura sobre la tasa de descomposición dependían de la humedad del suelo. El factor de estabilización dependía en gran medida de la temperatura, siendo diferente entre los distintos tipos de vegetación: las dominadas por plantas de pequeño tamaño mostraron una fuerte disminución de la cantidad potencial de material vegetal en el stock de suelo bajo temperaturas más cálidas. Mientras que la menor variación de la tasa de descomposición se encontró en los lugares caracterizados por las bajas temperaturas y entre los tipos de vegetación en los lechos de nieve alpinos.

Becker y Kuzyakov (2018) evaluaron los efectos de las condiciones climáticas y la intensidad del uso de la tierra sobre la descomposición de la hojarasca y la estabilización del C en 10 ecosistemas a lo largo de una gradiente de elevación de 3000 m del monte de kilimanjaro. Se uso como parámetro el índice de la bolsa de té para cuantificar la descomposición del sustrato de hojarasca normalizado. Se expusieron 9 pares de bolsas de té (té verde y té rojo) en cada ecosistema durante las estaciones de corto-húmedo, cálido-seco, largo-húmedo y frio-seco. La tasa de descomposición aumentó desde k = 0,007 en la sabana (SAV; 950 m de altitud), hasta un máximo de k = 0,022

en el bosque nuboso montano (2.100 m), mientras que los bosques situados entre los 1900 y los 2100 m representan zonas con suficiente humedad y condiciones óptimas. Por consiguiente, la humedad estacional y la limitación de la temperatura disminuyeron la descomposición de la hojarasca.

Lopes (2019) en su estudio cuyo objetivo fue monitorear la biodegradación de la materia orgánica vegetal a través de la aplicabilidad del método del Índice de la Bolsa de Té en suelos con diferentes tipos de uso y evaluar su uso como bioindicador de la calidad del suelo, en periodos de 15, 30 y 60 días. Indica que la perdida promedio de biomasa del té verde fue superior a la del té rojo en casi todo los periodos y áreas de análisis, asimismo en la zona de plantación los tipos de té no difieren. La degradación fue mayor en la unidad de conservación y menor en la Universidad tecnológica federal de Paraná.

Fung et al. (2022) evaluaron cinco tipos de cubierta vegetal, con el objetivo de cuantificar la capacidad de los suelos en la descomposición de la hojarasca (método de bolsas de té) y la infiltración (infiltrometro de doble anillo). Se recolectaron muestras de suelo de 0 a 20 cm de profundidad en 120 lugares y se analizaron 15 propiedades del suelo y la vegetación. Según los resultados, los índices de descomposición de la hojarasca y de infiltración fueron mayores en los bosques secundarios, seguidos de los árboles con arbustos, y menores en los pastos. La actividad de los invertebrados del suelo, la cubierta de hojarasca y el contenido de nitrógeno del suelo tuvieron un impacto positivo en las tasas de descomposición de la hojarasca. Cuanto mayor era la densidad aparente del suelo, menor era la tasa de infiltración.

Jernej et al., (2019) evaluaron la riqueza de especies vegetales, la cobertura vegetal, rasgos de las plantas, biomasa vegetal, descomposición de hojarasca, la riqueza y densidad de lombrices, donde se midieron la temperatura, la humedad y conductividad eléctrica del suelo en cuatro praderas semisecas gestionadas de forma intensiva y cuatro praderas abandonadas. Los resultados indican que en las praderas gestionadas tuvieron más especies vegetales. Observándose diferentes ensamblajes de especies vegetales entre los dos tipos de gestión. La tasa de descomposición fue superior en las praderas gestionadas, aunque no se observó diferencias

en la riqueza de especies de lombrices. Se concluye que ambas praderas de estudio son relevantes para mantener la diversidad y funcionamiento del ecosistema en la región estudiada.

2.1.2. Infiltración del suelo según cobertura vegetal

Carlos et al. (2014) en su estudio cuyo objetivo fue evaluar la tasa de infiltración en tierras agrícolas, forestales y de pastoreo, utilizando un infiltrometro de doble anillo. Indican que la tasa de infiltración media según el uso de tierra fue: (1) 14,04 cm/h para tierras forestales; (2) 12,42 cm/h para las tierras agrícolas y (3) 2,07 cm/h para tierras de pastoreo.

Hernandez, Alba y Daza (2009) en su estudio sobre el “efecto de actividades agropecuarias en la capacidad de infiltración de los suelos” en el páramo de Sumapaz, seleccionaron suelos de diferentes usos, y evaluaron las propiedades del suelo como la porosidad total, densidad aparente, contenido de materia orgánica y capacidad de infiltración. Los resultados indican el cambio de uso de suelo disminuye la capacidad de infiltración, afectando su función dentro del ciclo hidrológico debido al exceso de labranza, quemas y a la ganadería.

Karlin et al. (2019) evaluaron suelos de los órdenes Entisol y Molisol en el centro de Córdoba (Argentina), con el objetivo de analizar los efectos de diversos tipos de uso, el historial de perturbaciones y las coberturas vegetales sobre la capacidad de infiltración del suelo. Utilizando el método del anillo simple, se obtuvieron los datos necesarios para generar curvas de infiltración, evaluando la infiltración básica, la capacidad de infiltración inicial y el movimiento lateral del agua. Los resultados mostraron que, desde el cese de las actividades agrícolas en los Molisoles, la capacidad de infiltración del suelo ha mejorado. Sin antecedentes agrícolas, la capacidad de infiltración de las tierras fue intermedia despejadas por la ganadería y se sitúa entre la del bosque nativo y la de las tierras recientemente desmontadas para la agricultura debido al pisoteo. La capacidad de infiltración de los Entisoles azonales mejora con el tiempo tras los incendios forestales. La ganadería quintuplica la reducción de la capacidad de infiltración en los Entisoles

intrazonales. Debido a su mayor plasticidad, los Entisoles son más fácilmente pisoteados.

Neris et al. (2012) en su estudio “Efectos de la vegetación y el uso del suelo sobre las propiedades del suelo y la infiltración de agua de Andisoles en Tenerife (Islas Canarias, España)”, cuyo objetivo fue conocer cómo afectaban el uso del suelo y la cubierta vegetal en la tasa de infiltración en estado estacionario y sus propiedades asociadas a Andisoles. Para cada categoría de uso del suelo/cobertura vegetal, se eligieron un total de 32 lugares (bosque verde, pinar y zonas cultivadas). Se utilizó un medidor de infiltración de doble anillo para medir la tasa de infiltración. También se estudiaron las propiedades físicas del suelo. El análisis estadístico muestra que la agregación del suelo, la estabilidad estructural y la materia orgánica y la densidad aparente son las principales propiedades del suelo afectadas por el cambio de uso del suelo/vegetación y que determinan la infiltración. En comparación con las zonas de bosque verde, los suelos previamente cultivados muestran una marcada disminución de la agregación del suelo, la estabilidad estructural y la materia orgánica, así como un aumento de la densidad aparente. En comparación con las zonas de bosque verde, la misma tendencia se observa también en las zonas de pinar, aunque en menor medida. Los resultados muestran que las propiedades del suelo y la infiltración en los Andisoles son vulnerables al cambio de uso del suelo, al tiempo que destacan la importancia del tipo de cubierta forestal.

Gajić et al. (2008) en su estudio “Efecto de los diferentes tipos de vegetación sobre la infiltración y la retención de agua en el suelo” cuyo objetivo fue medir y comparar la infiltración de agua en el suelo, la retención de agua en el suelo y la densidad aparente en tres profundidades de suelo de fluvisol arcilloso limoso no carbonatado en el valle del río Kolubara (Serbia Occidental) bajo vegetación natural de bosque caducifolio y pradera y el fluvisol gleyico adyacente utilizado durante más de 100 años como suelo cultivado, con las mismas condiciones del sitio. Se realizaron cinco mediciones de infiltración en cada uno de los tres tratamientos. Los resultados muestran que el suelo del bosque tiene la mayor tasa de infiltración constante. La tasa de infiltración del

bosque era aproximadamente 2,5 veces mayor que la de la pradera y aproximadamente 6 veces mayor que la del suelo cultivado. El contenido de agua del suelo para una presión seleccionada fue el más alto en el suelo del bosque en la profundidad de 0-15 cm en comparación con los suelos de la pradera y los cultivados. Los suelos de la pradera y los cultivados no mostraron ninguna diferencia significativa (P <0,05) en el contenido de agua del suelo a la presión de 0,0, -33 y -1500 kPa. Los resultados muestran que el suelo forestal puede aceptar y almacenar más agua disponible que los suelos de pradera y cultivados en la profundidad de 0-30 cm.

2.1.3. Estudios de macrofauna del suelo en cambios de cobertura vegetal

Cabrera, Robaina, & Ponce De León (2011) estudiaron el impacto de los diferentes usos de la tierra en la abundancia y riqueza de las comunidades de macroinvertebrados del suelo (bosques secundarios, pastizales, campos con cultivos variados dedicados a la producción de papa y plantaciones de caña de azúcar). El estudio se realizó a finales de temporadas de lluvias, en las provincias de Artemisa y Mayabeque. La macrofauna del suelo se recolectó utilizando la metodología del programa TSBF. Se evaluó la riqueza taxonómica, la densidad y la biomasa de la macrofauna del suelo. Los bosques secundarios presentaron los niveles más altos de riqueza, densidad y biomasa, mientras que los pastizales, los cultivos diversos y las plantaciones de caña de azúcar presentaron los niveles más bajos. En la mayoría de los usos del suelo, Formicidae, Haplotaxida, Coleoptera, Isoptera y Diplopoda fueron las unidades taxonómicas dominantes de la macrofauna en términos de densidad y biomasa. Los resultados de la riqueza taxonómica, la densidad y la biomasa de la macrofauna edáfica indicaron el grado de degradación del suelo causado por la intensidad del uso de la tierra.

Castillo (2016) evaluó “La diversidad y abundancia de macrofauna edáfica en tres sistemas de uso de suelo de Illpa-Puno”, empleando la metodología de TSBF el cual consistió en extracción de monolitos de suelo. Se evaluaron 18 monolitos por cada sistema de uso de suelo. Los resultados indicaron que no se encontraron diferencias estadísticas en la diversidad de macrofauna en los

tres sistemas de uso de suelos, pero si en abundancia. La familia mas representativa fue Campodeidae, con un porcentaje de 76%, con respecto a los demás.

Barros et al., (2002) evaluaron el impacto de los sistemas agroforestales en las comunidades de macrofauna del suelo. Para ello se tomaron muestras en cuatro localidades de los estados brasileños de Rondônia y Acre durante la temporada de lluvias. Se eligieron cuatro sistemas de uso de la tierra (barbecho, cultivos anuales, sistemas agroforestales y pastos) y se compararon con los bosques perturbados cercanos. Se utilizó el método de muestreo recomendado por el Programa de Biología y Fertilidad del Suelo Tropical. La macrofauna del suelo respondió más rápidamente a las diferentes prácticas de cultivo que a los parámetros del suelo. Sin embargo, el análisis de co-inercia reveló una relación entre los parámetros del suelo y la macrofauna del suelo. La comparación de las comunidades reveló que las prácticas de uso del suelo tenían un impacto significativo. Las comunidades de invertebrados eran abundantes en todos los sistemas, con densidades relativamente bajas en el bosque (884 ind. m-2) y los pastos (841 ind. m-2) y mayores en el barbecho, el sistema agroforestal y los cultivos anuales. En los pastos predominaron las lombrices de tierra (155 ind. m-2 y 56,2 g m-2 de media), mientras que las termitas se desarrollaron mejor en los cultivos anuales y en los barbechos. A pesar de las mayores densidades de insectos sociales, las comunidades de macrofauna en los sistemas agroforestales eran similares a las del bosque. La relación termitas:lombrices era muy baja en los pastos (0,2), similar en el bosque (7,9) y mucho menor en el sistema agroforestal (8,8) que en los barbechos (20,4) y los cultivos anuales (21,4).

La fauna del suelo es capaz de consumir grandes cantidades de hojarasca e incluso puede consumir la totalidad de hojarasca anual en algunos ecosistemas. la fauna, puede afectar de esta manera la dinámica de la materia orgánica del suelo, modificando así el entorno del suelo en muchas escalas espacio-temporal. En escalas mayores estos macroinvertebrados pueden afectar la actividad microbiana y la tasa de descomposición. El efecto de la

fauna del suelo sobre la descomposición de la hojarasca y el almacenamiento de C del suelo puede ser positivo o negativo (Frouz 2018).

2.2. Marco teórico

2.2.1. Descomposición de hojarasca

Consiste en una serie de proceso físicos y químicos que transforma la hojarasca en sus constituyentes químicos elementales (Aerts 1997). Consta de tres etapas: Trituración, lixiviación y catabolismo; siendo el ultimo más relevante debido a que el microbiota transforma los nutrientes a su forma inorgánica. Asimismo, la descomposición es regulada por el clima, las características químicas de la hojarasca, la fauna desintegradora y las características del suelo (Álvarez-Sánchez y Harmon 2003). Este proceso es considerado uno de los determinantes más relevantes en los ciclos de nutrientes de muchos ecosistemas terrestres.

2.2.2. Métodos para evaluar la descomposición de hojarasca

Existen diversos métodos para evaluar la descomposición de hojarasca, de las cuales se mencionan los siguientes:

2.2.2.1. Método de balance de masas (*Mass Balance*)

Las técnicas de balance de masas se utilizan para estimar la descomposición de la hojarasca en ecosistemas enteros y suelen emplearse cuando la medición directa es demasiado engorrosa o costosa. Cuando se aplica a la descomposición de la hojarasca sobre el suelo, el enfoque del equilibrio de masas sugiere que la descomposición anual de la hojarasca debería ser igual a la entrada anual de hojarasca fresca, siempre que la masa de hojarasca detrítica almacenada en el ecosistema permanezca constante (Olsen 1963 ; Schlesinger 1997). Este enfoque supone que una fracción constante constante, k, de la masa de hojarasca detrital se descompone, donde:

$$\text{Caida de hojas} = k\ (\text{masa de hojarasca detrítica})$$

ó

$$\text{caida de hojas/masa de hojarasca detrítica} = k$$

Por ejemplo, si la masa del suelo del bosque es de 10 Mg C ha^{-1} y la caída anual de hojarasca es de 1,0 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$, entonces la tasa de descomposición de la hojarasca sería igual a 0,1 $año^{-1}$. En los ecosistemas forestales en los que las tasas de descomposición son rápidas y hay poca acumulación de hojarasca en la superficie, los valores de k son superiores a 1,0. Los ecosistemas con tasas de descomposición lentas y acumulación de hojarasca en la superficie, por comparación, tienen valores de k inferiores a 1,0. El enfoque del balance de masas puede utilizarse de forma independiente para estimar la descomposición de la hojarasca o como comprobación de las predicciones del modelo (Hedin 2000). Proporciona una estimación sólida de la descomposición de la hojarasca a nivel de rodal, aunque las suposiciones sobre las condiciones del rodal en estado estacionario y la dinámica de descomposición constante del suelo forestal complican la interpretación de las tasas de descomposición de la hojarasca calculadas.

Las estimaciones de la descomposición de la hojarasca basadas en el balance de masas son imprecisas cuando se necesitan estimaciones a corto plazo (por ejemplo, anuales) pero la masa del suelo del bosque no está en estado estable. Este método puede no ser apropiado en rodales jóvenes en los que el suelo del bosque se agranda rápidamente. En este caso, el método sobrestimaría las tasas de descomposición. Dado que el método se basa en la caída de la hojarasca nativa, no puede utilizarse para dilucidar con claridad el papel de otros factores, como la temperatura y la humedad, como pueden hacer los experimentos con bolsas de hojarasca comunes.

2.2.2.2. Método de bolsa de basura (*Litterbags*)

El método de las bolsas de hojarasca se utiliza ampliamente para estudiar la descomposición en la superficie del suelo. La hojarasca fresca se introduce en bolsas de malla, se coloca en el suelo y se recoge a intervalos periódicos para medir la masa restante. Un subconjunto de la hojarasca recogida se seca en el horno para establecer posteriormente conversiones de húmedo a seco para su comparación (Karberg, Scott y Giardina 2008).

El tamaño de la malla se selecciona principalmente para facilitar el acceso de todos los organismos a la hojarasca y reducir al mínimo la pérdida excesiva de partículas. Sin embargo, también se puede ajustar el tamaño de la malla para excluir ciertos grupos funcionales de descomponedores. Un tamaño de malla muy pequeño no solo limitará la entrada de algunos organismos, sino que también obstaculizará el movimiento de partículas hacia el suelo mineral. La malla de fibra de vidrio se ha recomendado para lugares con mucha luz donde la luz ultravioleta degrada el nailon y otros materiales (Harmon y Lajtha 1999). Aunque la malla de 1-2 mm es la más común en los estudios sobre bolsas de basura (Robertson y Paul 1999), el tamaño de la malla de la bolsa de basura debería ser superior a 2 mm si el objetivo es permitir la entrada de la macrofauna. es permitir la entrada de la macrofauna. Los procedimientos específicos para evaluar la contribución de los procedimientos específicos para evaluar la contribución de los macroinvertebrados a la descomposición pueden encontrarse en Coleman et al. (1999).

Las tasas de descomposición de la hojarasca suelen estimarse utilizando un enfoque de regresión y la ecuación de descomposición exponencial negativa de primer orden, en la que la fracción de hojarasca que queda después de 1 año viene dada por:

$$\frac{X_t}{X_0} = e^{-kt}$$

Donde:

X_t / X_0 es la proporción de masa original que queda en el momento t, y k es la constante de la tasa de descomposición. La constante de la tasa de descomposición, k, puede calcularse ajustando el modelo de decaimiento exponencial a un gráfico de dispersión de t frente a X_t / X_o.

Las bolsas de basura tienen algunos puntos débiles y advertencias en cuanto a su uso. Por ejemplo, en algunos casos los macroinvertebrados quedan excluidos de las bolsas de basura, lo que reduce los índices de trituración de la misma. La contaminación por suelos con alto contenido en materia orgánica requiere correcciones.

A pesar de estas limitaciones, las bolsas de basura representan un enfoque clásico para estimar las tasas de descomposición en el campo, en particular porque pueden utilizarse experimentalmente para cuantificar las tasas en varias escalas de tiempo y la contribución de diferentes factores (por ejemplo, temperatura, contenido de humedad).

2.2.2.3. Método de *Tethered Leaves* (Hojas atadas)

El método de las hojas atadas es similar al de las bolsas de basura (***Litterbags)***, con la diferencia de que las hojas individuales se atan en manojos en lugar de colocarse en bolsas de basura. Se ata una sola hoja o grupos de hojas con hilo de nylon o hilo de pescar de monofilamento. El hilo se ata al peciolo de la hoja para que sea más duradero: el hilo suele estar anclado tanto a un punto de referencia para la recogida como a una etiqueta de identificación (Karberg, Scott y Giardina 2008).

Los estudios de hojas atadas son más útiles para estudiar las primeras etapas de descomposición, por lo que la duración del estudio no es tan importante como en el caso de las bolsas de basura (Karberg, Scott y Giardina 2008).

A medida que las hojas comienzan a fragmentarse (algo habitual en las primeras fases del proceso de descomposición), esta técnica sobreestima los índices de descomposición en relación con el método de la bolsa de basura: la malla de la bolsa retendrá grandes fragmentos de hojas que, de otro modo, se perderían con el método de las hojas atadas (Karberg, Scott y Giardina 2008).

2.2.2.4. Método de *Cohort Layered Screen* (Método del sándwich de hojarasca)

Un cuarto enfoque para estimar la descomposición de la hojarasca sobre el suelo es el método de la malla de ventana en capas o el método del sándwich de hojarasca. Con este método, se utilizan capas de malla para separar capas sucesivas de hojarasca en el suelo del bosque; la hojarasca se descompone entonces in situ (Karberg, Scott y Giardina 2008).

El método de la pantalla de capas de la cohorte se aplica a los estudios de descomposición a largo plazo, normalmente de tres o más años de duración, y se describe en detalle en otro lugar (Binkley 2002). Tras la mayor caída anual de hojarasca, se coloca una capa de malla de ventana sobre el suelo del bosque. Normalmente se utiliza una malla de fibra de vidrio o aluminio de 1 x 1 m con un tamaño de malla de 2-3 mm (Karberg, Scott y Giardina 2008).

Sin embargo, el método del sándwich de hojarasca también excluye a cierta macrofauna a la que la malla impide el acceso a la hojarasca, y puede alterar el microclima del suelo del bosque (Karberg, Scott y Giardina 2008).

2.2.2.5. Método “tea bag índex” (índice de bolsitas de té)

El método de *Tea Bag Index* (TBI) es un método único y multifuncional que requiere pocos recursos y conocimientos previos mínimos. La estandarización y la simplicidad del método hacen posible recopilar datos comparables distribuidos globalmente a través de crowdsourcing. Además, TBI puede proporcionar una excelente referencia de descomposición y tiene el potencial de aumentar la confiabilidad de las estimaciones del flujo de carbono del suelo basadas en extrapolaciones de datos de descomposición (Keuskamp et al. 2013).

- **Aplicaciones**

El Tea bag Índex (TBI) tiene dos aplicaciones principales. En primer lugar, es una forma alcanzable de aumentar la resolución de las medidas de descomposición. En segundo lugar, TBI es una referencia útil junto con los estudios de descomposición para desentrañar los aspectos de calidad de la hojarasca del conjunto completo de condiciones ambientales que constituyen la ‘matriz de descomposición’. El uso de TBI como referencia facilita la comparación de datos entre biomas, ecosistemas y tipos de suelo (Keuskamp et al. 2013).

2.2.3. Diferencia de Tea Bag índex con los métodos tradicionales

Este método fue probado por su sensibilidad y solidez en ecosistemas y biomas contrastantes, lo que confirma que el TBI es lo suficientemente

sensible como para discriminar entre estos sistemas. Dentro de un ecosistema, TBI responde a las diferencias en las circunstancias abióticas, como la temperatura del suelo y el contenido de humedad. Los valores de k y S recopilados están de acuerdo con las expectativas basadas en la literatura del proceso de descomposición. Por lo tanto, son interpretables dentro del marco de conocimiento actual.

2.2.4. Métodos para medir la infiltración del suelo

Es posible medir la infiltración en el campo utilizando diversos métodos, pero el que se utilice depende de las condiciones físicas del suelo y de la disponibilidad de equipos adecuados (Reyes 2014). A continuación, se mencionan:

2.2.4.1. Método de infiltrómetro de anillo simple

Según Johnson (1963) hay una gran variedad de formas de medir la infiltración, pero el método de anillo único es el más flexible. Siendo potencialmente adecuado para medir la infiltración por ser fáciles de construir, de bajo costo y fácil de automatizar (Godagnone et al. 2012).

A continuación Eiza y Carfagno (2018) mencionan las características:

- Anillo infiltrómetro: es un cilindro metálico de 21 cm de diámetro y 12 cm de altura y 4,1 mm de grosor.
- Disco Soporte: son discos de plástico que encajan sobre el cilindro metálico. Tienen un diámetro ligeramente mayor que el cilindro metálico y un reborde. Tiene un orificio en el centro que permite introducir la botella al revés.
- Botella graduada o Mariotte: es una botella de agua hecha de acrílico transparente que lleva impresa una escala graduada en milímetros de película de agua.
- Placa de acero: permite clavar el infiltrómetro en el suelo, sin riesgo de que las grietas provoquen lecturas inexactas.

2.2.4.2. Método de infiltrómetro de doble anillo

Es el método más utilizado para determinar las propiedades hidráulicas de una muestra de suelo (Selker, Duan y Parlange 1999). Dos anillos de 25 cm de altura componen este conjunto (Figura 1). Las medidas se pueden realizar con una regla con escala de cm y mm, así como con un diámetro exterior de 55 cm (Huaman 2016). Esta técnica consiste en saturar una sección del suelo encerrada en dos anillos concéntricos y, a continuación, controlar la variación del nivel de agua en el cilindro interior (Reynolds y Elrick 1991).

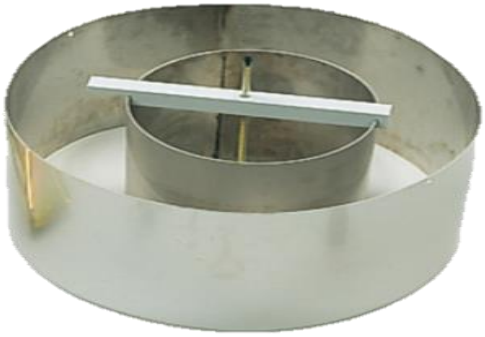


Figura 1. Infiltrómetro de doble anillo.

Los tiempos de saturación se ven afectados por una serie de factores, como la profundidad a la que penetra el agua en el suelo, la textura y la estructura del suelo, el espesor del suelo y el nivel de agua en el anillo interior. (Reynolds y Elrick 1991).

2.2.4.3. Método de simulador de lluvia

Se utiliza simuladores de lluvia para imitar los efectos de una tormenta natural. La erosión, la infiltración, la escorrentía superficial y el transporte de sedimentos pueden estudiarse con estas técnicas. Es importante que se simulen adecuadamente las características de las precipitaciones naturales, que se analicen cuidadosamente los datos obtenidos y que se realice una buena interpretación de los resultados para obtener información fiable en estas condiciones (Benito et al., 2001).

El creciente interés por estudiar las propiedades físico-hídricas de los suelos ha impulsado el desarrollo de herramientas y mecanismos diseñados para replicar los efectos de la lluvia natural. Entre estos, los simuladores de lluvia han sido utilizados durante mucho tiempo en investigaciones tanto de campo como de laboratorio para estudiar la infiltración, el escurrimiento y la erosión

hídrica (Bryan & Ploey, 1983). A diferencia de la lluvia natural, en las lluvias simuladas el tamaño de las gotas es uniforme y no varía con la intensidad.

2.2.5. Factores que afectan la infiltración del agua

La tasa de infiltración se ve afectada por la textura y la estructura del sedimento, el estado de su superficie, la distribución de la humedad o tensión entre el suelo y humedad, además de las características químicas y físicas del agua. También influyen la cantidad de agua aplicada, la profundidad del agua subterránea, el tiempo de aplicación, la actividad biológica, la temperatura tanto del agua como del suelo, el porcentaje de aire atrapado en el sedimento, la presión atmosférica y el tipo de equipo o método empleado (Johnson 1963).

Por otra parte, Vásquez & Chang-Navarro, (1988), mencionan que las propiedades como el contenido de materia orgánica, carbonatos, el estado de humedad del suelo, la temperatura del suelo y del agua, el grado de homogeneidad del suelo y las prácticas culturales son los elementos más importantes que influyen en la infiltración.

2.2.6. Macrofauna edáfica

“La macrofauna edáfica agrupa a los macroinvertebrados del suelo fácilmente detectables (mayores de 2 mm de diámetro) y realiza diferentes procesos y servicios ecosistémicos, que permiten mantener la calidad y la fertilidad del suelo” (Cabrera-Dávila et al. 2017).

2.2.7. Importancia de la macrofauna edáfica

La macrofauna del suelo se divide en varias categorías ecológicas, y cada una de ellas tiene una función única en el ecosistema. Los epigeos descomponen gradualmente la hojarasca y participan en la descomposición in situ. Los anélidos alteran principalmente la cinética de la descomposición y la distribución espacial de sus productos, retirando la hojarasca del sistema de hojarasca y transportándola a entornos alternativos, como el subsuelo o una colonia de termitas. Los endógenos son geófagos, comen sustancias orgánicas del suelo y sobreviven comiendo raíces en descomposición. Los componentes de las formaciones macroagregadas del suelo que producen

son yesos y pellets fecales. La suciedad de la superficie es posteriormente ingerida por ellas en forma de coladas de lombriz, láminas de termitas o nidos epigeos de termitas u hormigas después de haber construido túneles, nidos y cámaras. La organización física del suelo se ve muy afectada por estas actividades (Okwakol y Sekamatte 2007).

2.2.8. La macrofauna en la gestión sostenible de la tierra

Se ha teorizado que muchos de los comportamientos de los animales del suelo pueden controlarse mejor para apoyar la producción sostenible en los agroecosistemas tropicales. Para gestionar la macrofauna del suelo, existen dos estrategias posibles: la manipulación directa, como la introducción o exclusión de especies específicas, y el control ecológico indirecto, como la selección de elementos del hábitat (Okwakol y Sekamatte 2007). Como enfoque de gestión, la estrategia indirecta parece tener más potencial. Las termitas y las lombrices de tierra se consideran grupos importantes que tienen una influencia significativa en los procesos del suelo y un alto potencial de manipulación a nivel comunitario (Pashanasi 1994). Asimismo, las lombrices han aumentado significativamente la producción de las plantas. Según Pashanasi (1994) encontró relaciones significativas entre la biomasa de lombriz y la producción de maíz y arroz.

2.2.9. Propiedades del suelo

- **Propiedades físicas**

La capacidad de los suelos para muchos de los usos que les da el ser humano viene determinada, en gran medida, por sus cualidades físicas. La rigidez y la resistencia a la carga, la facilidad de penetración de las raíces, la aireación, el drenaje y la capacidad de almacenamiento de agua, la plasticidad y la retención de nutrientes están influidos por el estado físico del suelo (Rucks et al. 2004 ; Urriola 2020).

- **Propiedades químicas del suelo**

La química del suelo se centra principalmente en el estudio de las fases sólidas y líquidas y sus interacciones. La fase sólida tiene una gran influencia

en las propiedades del suelo. Los componentes inorgánicos de esta fase están formados por diversos tipos de minerales, cuya estructura y estabilidad dependen de la distribución de los electrones en los átomos y de sus interacciones (Adams 1995).

- **Propiedades biológicas del suelo**

La ciencia de la biología del suelo se ocupa de investigar los organismos que influyen de alguna manera en la composición, la estructura y el funcionamiento del suelo (Ramirez 1997), y se clasifican dependiendo a su tamaño (Castellanos, Capacho y Leonides 2021):

Macrofauna: Es la fauna más visible del suelo, con dimensiones de 2 a 30 mm de tamaño (Gongalsky 2021).

Mesofauna: Tienen una dimensión de 0.2 a 2.0 mm de diámetro; son una categoría zoológica cuyos componentes habitan siempre en el suelo. Algunos organismos son acari, collembola, symphylla, protura, diplura, pauropoda, thysanoptera y polixenida (Socarras 2013). La mayoría de estos organismos son bioindicadores de fertilidad y estabilidad del suelo (García-Álvarez y Bello 2004)**.**

Microfauna: Son organismos menores a 0.2 mm que están conformados por protozoarios, nematodos, tardígrados, rotíferos, colémbolos, hongos, ácaros y bacterias (FAO 2015).

2.3. Definición de términos

Infiltración: “Es el movimiento del agua de la atmósfera al suelo a través de una interfaz definible pero intangible” (Suryatmojo 2014).

Hojarasca: Conjunto de hojas secas, caídas al suelo.

Descomposición: “La descomposición de la hojarasca constituye la vía de entrada principal de los nutrientes en el suelo y es uno de los puntos clave del reciclado de la materia orgánica y los nutrientes” (Vitousek et al. 1994 ; Aerts y de Caluwe 1997).

Cobertura vegetal: Capa de vegetación natural que cubre la superficie terrestre.

CAPITULO III: METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN

3.1. Tipo de estudio

El tipo de estudio fue cuantitativo porque se basa en la recopilación de información medible (Hernández-Sampieri, Fernández y Del Pilar 2014); por su aplicación es básico y responde al alcance de tipo descriptivo y correlacional. Esto debido a que se describen los cambios de cobertura vegetal y que a su vez se relacionan con la descomposición de hojarasca y capacidad de infiltración de los suelos.

3.2. Diseño de estudio

El diseño de la investigación fue experimental, del tipo longitudinal y comparativo. Esto debido a que se realizó intervenciones en la variable de estudio (Andia 2017 ; Hernández-Sampieri, Fernández y Del Pilar 2014). Es de corte longitudinal porque los datos de la tasa de descomposición se midieron en diferentes periodos a lo largo del tiempo de duración del estudio. Es comparativo porque los valores obtenidos de infiltración y descomposición del suelo se compararon entre los distintos tipos de cobertura vegetal.

3.3. Población y muestra

3.3.1. Población

La población de estudio corresponde a todos los tipos de cobertura vegetal en el área de estudio, provincia de Tambopata.

3.3.2. Muestra

El muestreo fue del tipo no probabilístico por conveniencia, debido a que los tipos de cobertura vegetal fueron elegidos de acuerdo a la accesibilidad y cercanía del lugar (Otzen y Manterola 2017). Para el presente estudio se consideraron tres tipos de cobertura vegetal: (1) Áreas sin bosque amazónico

(pastizal) (2) Bosque de terraza alta y (3) sistema agroforestal (SAF) con cacao. En cada tipo de cobertura vegetal se establecieron cinco parcelas de evaluación, 15 en total. En cada parcela se establecieron el experimento de descomposición de hojarasca (mediante bolsitas de té), se cuantificó la tasa de infiltración del suelo, se colectó muestras de suelo para el análisis fisicoquímico en laboratorio y muestras de macrofauna edáfica.

3.4. Métodos y técnicas

3.4.1. Método del índice de bolsas de te

Se utilizó la metodología propuesta por Keuskamp et al. (2013).

Método de pre-campo

Peso inicial de las bolsitas de té

Se cuantificó el peso inicial de todas las bolsitas de té y se restó el peso de una bolsita vacía.

Peso seco inicial de las bolsitas de té

- Se pesaron 10 bolsitas de cada tipo de té (Whigham et al. 2017).
- Se secaron durante 48 horas a 55 ºC (Van Hoesel et al. 2017).
- Se pesaron todas las bolsitas de té, para obtener el peso seco.

Método en campo

En cada tipo de cobertura vegetal se colocaron 5 bolsitas de té verde Lipton (EAN: 87 22700 05552 5) y 5 bolsitas de té rooibos Lipton (EAN: 87 22700 18843 8) por parcela, de acuerdo al diseño planteado (Figura 2). Cada par de bolsita de té fue colectada cada 20 días. Duración en días, 100 días en total.

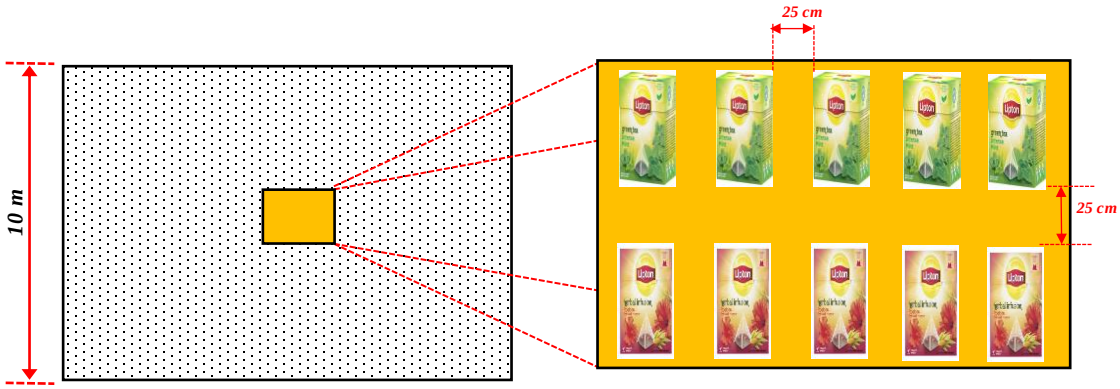


Figura **2**. Diseño de establecimiento en campo de las bolsitas de té en una parcela (10 m x 25 m). El cuadrante amarillo representa el punto donde se colocó las bolsitas de té en cada parcela.

Día 0

a. Se registró la fecha, coordenadas geográficas en cada sitio.

b. Se codificaron y etiquetaron las bolsitas de con un plumón permanente. Además, se etiquetaron con unas placas de plástico atadas a un hilo de nylon como medida de respaldo.

c. Se enterraron las bolsitas de té a 10 cm de profundidad en hoyos separados por 25 cm, manteniendo visible las etiquetas en la superficie del suelo.

Evaluaciones periódicas (cada 21 dias)

a. Se desenterraron las bolsitas de té, manteniendo su codificación.

Evaluaciones en laboratorio

a. Se retiraron las partículas adheridas a las bolsitas de té, utilizando un pincel.

b. Se secaron las bolsitas de té en una estufa durante 48 horas a 70 ºC, hasta obtener un peso constante.

c. Se abrieron las bolsitas y sacar el té con cuidado.

d. Se pesó el té (0.01 ó 0.001 gr).

3.4.2. Método para infiltración

Para medir la infiltración se usó el método de anillo simple propuesto por la USDA, cuyas dimensiones fueron de un diámetro de 6 pulgadas y de una altura de 20 cm (Figura 3). El anillo se introdujo al menos 10 cm del suelo, sin causar mucha alteración a la superficie del suelo. Este se niveló con ayuda de un nivelador. Para depositar el agua en el anillo, primero se colocó un plástico con el fin de no generar sesgos en las mediciones, después se vertió 444 mL de agua y se registró el tiempo de infiltración con un cronometro (minutos), y posteriormente registrado en el cuaderno de campo. Para una mejor estimación de infiltración se realizaron 2 repeticiones por cada parcela en los tres tipos de cobertura.

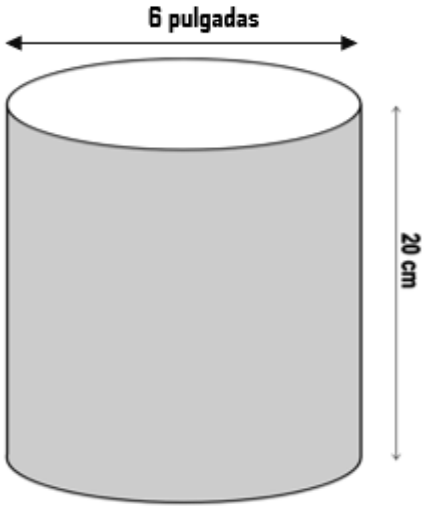


Figura 3. Infiltrómetro de anillo simple.

- **Tasa de infiltración**

Para calcular la tasa de infiltración, se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa de infiltración (cm/h)} = \left(\frac{2.54}{\text{tiempo}}\right) \times 60$$

3.4.3. Muestreo de suelos

Para el muestreo de suelos, se utilizó la guía de muestreo de suelos proporcionada por el Ministerio del Ambiente (2014). El tipo de muestreo fue compuesto. Se colectó 5 muestras compuestas por cada parcela en cada tipo de cobertura (Figura 4).

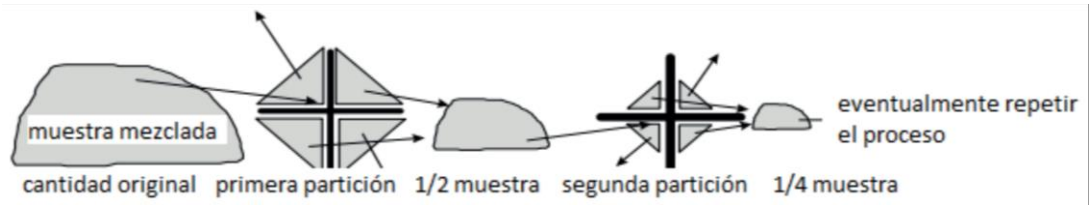


Figura **4**. Metodología para realizar el muestreo de suelos compuesto.

3.4.4. Método para macrofauna del suelo

Para evaluar la macrofauna del suelo, se utilizó la metodología estándar propuesta por el programa de Investigación Internacional "Tropical Soil Biology and Fertility" (TSBF) (Anderson y Ingram 1993). El cual consistió en el estudio a base de monolitos del suelo. Para cada parcela se recolectaron 5 monolitos por parcela con ayuda de un bastidor (marco metálico), cuyas dimensiones fueron: 25 cm x 25 cm x 10 cm de profundidad (Figura 5). El muestreo fue por estratos: Hojarasca, 10 cm de profundidad y 20 cm de profundidad del suelo.

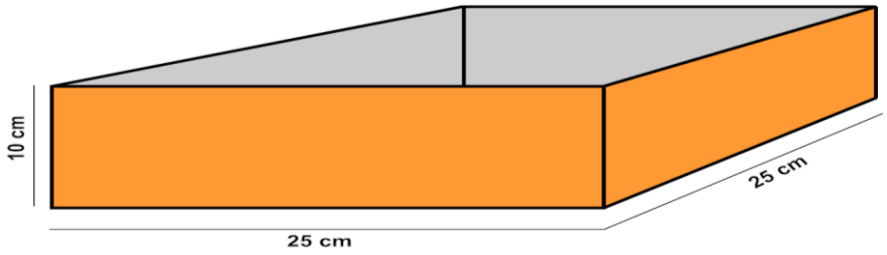


Figura 5. Bastidor (Marco de metal) para muestreo de macrofauna.

3.4.5. Determinación de índices de diversidad

Para la macrofauna, se calcularon dos índices de diversidad biológica. A continuación, se detalla:

- **Índice de Shannon**

"Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra" (Magurran 1988). Se calcula de la siguiente manera:

$$H' = -\sum p_i \log_2 (p_i)$$

Donde:
P_i : es la abundancia relativa de la especie i
Log_2 : logaritmo en base a e

- **Índice de Simpson**

Se conoce como una medida de concentración y se refiere a la probabilidad de extraer individuos de una misma especie.

$$D = \frac{\sum(ni(n-1))}{(N(N-1)}$$

Donde:

n: Número de individuos de las especies i

N: Número total de individuos

3.5. Tratamientos de los datos

3.5.1. Pretratamiento

Todos los datos se sistematizaron en una hoja de cálculo de Microsoft 365.

3.5.2. Análisis descriptivo

Con la finalidad de caracterizar los resultados de todas las variables analizadas se realizaron análisis descriptivos, previo al análisis inferencial. Para esto se generaron tablas, en las que caracterizaron los datos encontrados con medidas de tendencia central (media y mediana), medidas de dispersión (desviación estándar, coeficiente de variación), y valores máximos y mínimos de cada variable.

3.5.3. Análisis inferencial

Previo al análisis inferencial se verificó el cumplimiento de los supuestos de los modelos lineales (relación lineal, homocedasticidad, normalidad, etc). Todos los análisis se realizaron utilizando los paquetes estadísticos R en entorno de R-Studio, Primer 7 Permanova +, Paleontological Statistics Software (PAST) y SigmaPlot.

Para comparar la variación en la tasa de descomposición, factor de estabilización, infiltración de suelo, características fisicoquímicas del suelo, abundancia, riqueza y diversidad de macrofauna según tipo de cobertura vegetal se realizaron análisis de varianza (ANOVA) a un 5% de probabilidad de error. En caso de encontrar diferencias significativas en el ANOVA se procedió a realizar la prueba de comparaciones múltiples (posthoc test) de Bonferroni. Para determinar que variables de textura del suelo se relacionan

de forma significativa con la tasa de infiltración se usó el coeficiente de correlación de Pearson.

La abundancia, riqueza, y diversidad de taxones de macrofauna se determinó con el paquete estadístico PAST, mediante una matriz de abundancias.

CAPITULO IV: RESULTADOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

4.1. Tasa de descomposición (k)

El experimento se culminó en 100 dias, cada 20 dias fueron extraídos y secados en estufa los dos tipos de té (rooibos y té verde). Los resultados del peso, materia orgánica degradada en cada periodo, expresado en porcentajes se muestran en la Figura 6 y Figura 7. Se encontró una diferencia en el patrón de degradación de biomasa entre los dos tipos de té utilizados. El porcentaje de biomasa no degradada en rooibos fue más bajo durante los primeros 40 dias que en té verde. Ya que observamos una mayor biomasa restante en rooibos (> 70%) que en té verde (< 65%).

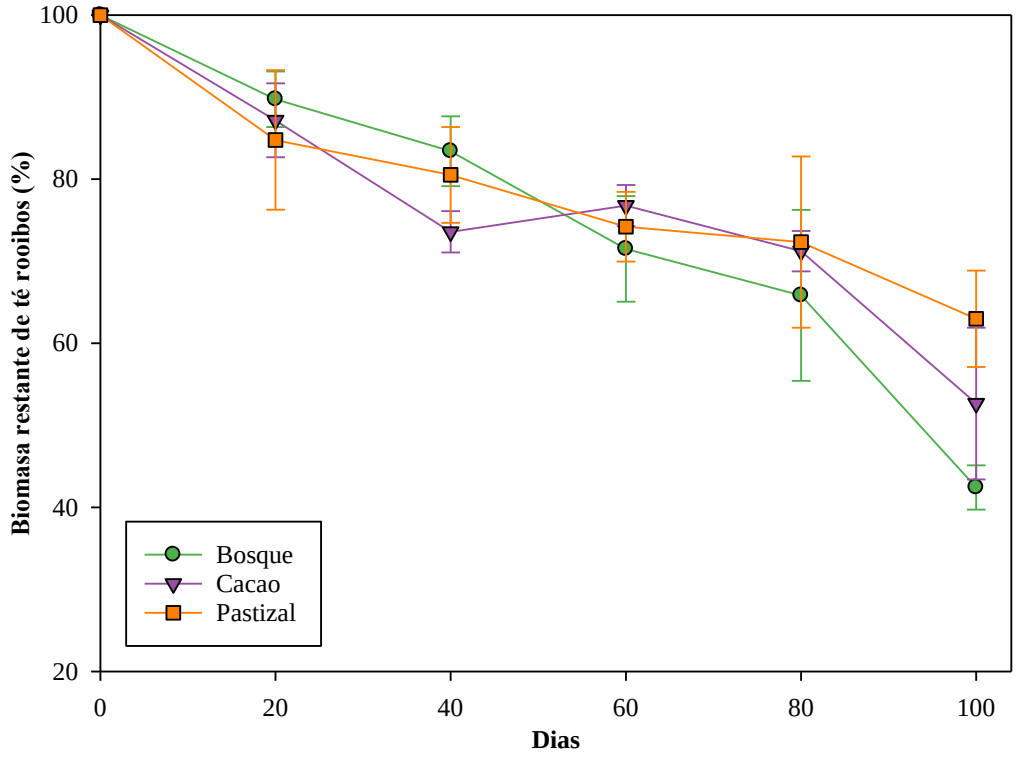


Figura ***6****.* Comparación del promedio de biomasa restante (± desviación estándar) de te rooibos según tres tipos de cobertura.

En rooibos la mayor pérdida de biomasa se observó a partir del día 80, mientras que en té verde fue en los primeros 40 días, aunque esto varió entre tipo de cobertura vegetal. La mayor solubilidad en agua y mayor concentración de celulosa y menor contenido de lignina en té verde estarían generando la mayor disminución de biomasa en té verde que en rooibos (Marley, Smeaton y Austin 2019).

Al final del experimento encontramos, para los dos tipos de té, una menor biomasa restante en el bosque (42% en rooibos y 36% en té verde). Sin embargo, en el pastizal se encontró el promedio más alto de biomasa restante, 63% en rooibos y 44% en té verde (Figura 7).

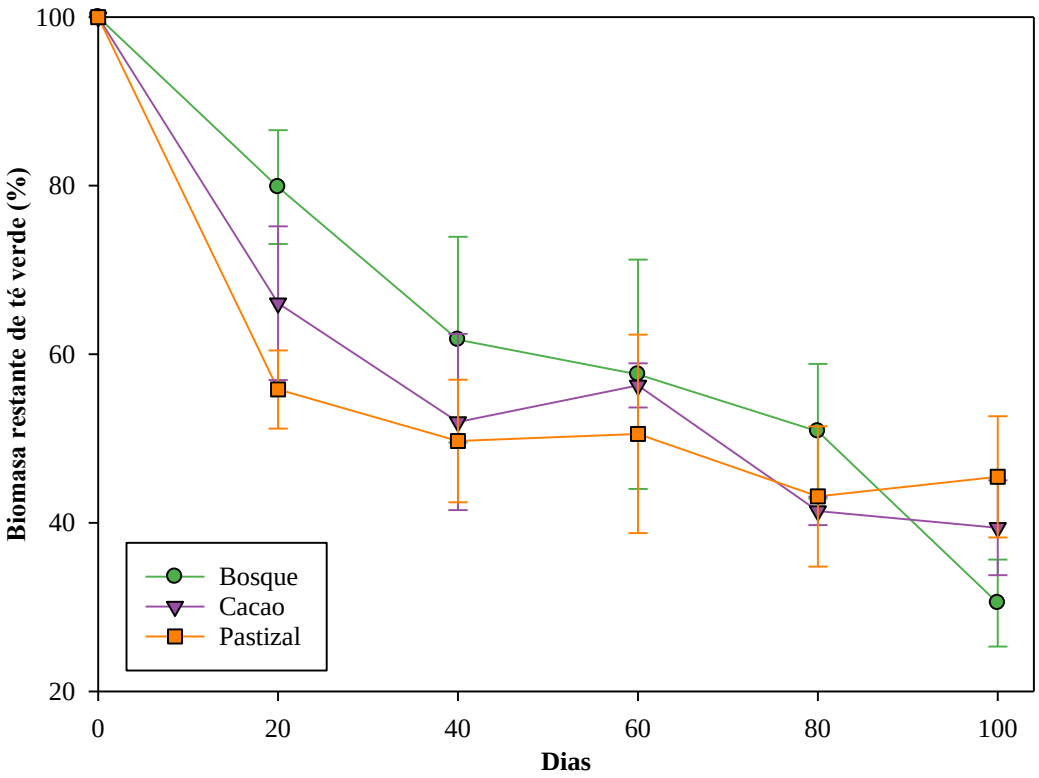


Figura **7**. Comparación del promedio de biomasa restante (± desviación estándar) de té verde según tres tipos de cobertura.

El patrón observado de perdida de biomasa en los tipos de té utilizados es similar al reportado por estudio previos (Duddigan et al. 2020 ; Marley, Smeaton y Austin 2019), es decir una mayor pérdida de biomasa de té verde en los primeros días y en rooibos una mayor perdida entre el día 60-80 (Duddigan et al. 2020).

La tasa de descomposición luego de 100 días de instalación del experimento varió de forma significativa entre los tipos de cobertura (ANOVA $p < 0.001$). La tasa de descomposición fue significativamente superior en el bosque (0,30 ± 0,005) que en el SAF con cacao (0,016 ± 0,001) y el pastizal (0,011± 0,002) (Bonferroni post hoc test, $p < 0,05$; Figura 8). Sin embargo, no encontramos diferencias significativas entre el SAF con cacao y el pastizal (Bonferroni post hoc test, $p > 0,05$; Figura 8). Una mayor tasa de descomposición en el bosque está relacionada con una mayor humedad del suelo y una mayor diversidad de microorganismos descomponedores característicos de estos bosques tropicales.

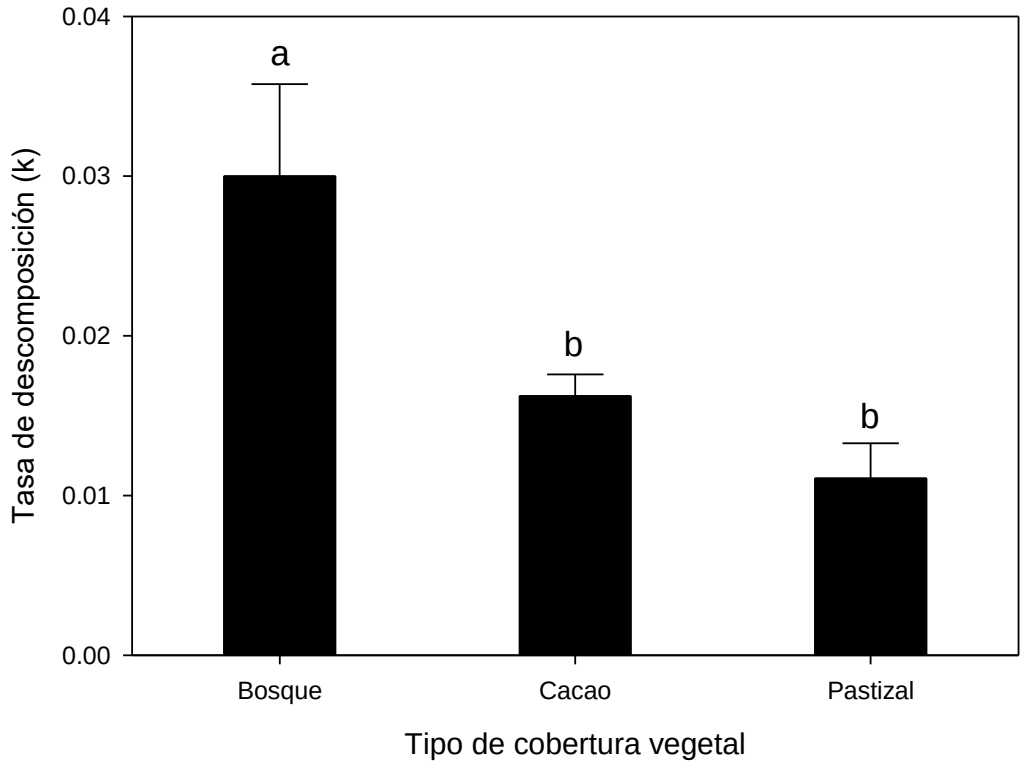


Figura **8**. Gráfico de barras (± desviación estándar) de la comparación de la tasa de descomposición entre los tres tipos de cobertura. Letras diferentes representan diferencias significativas en la tasa de descomposición entre los tres tipos de cobertura, de acuerdo al ANOVA y el posthoc test Bonferroni.

En la comparación de la dinámica de la tasa de descomposición, encontramos diferencias significativas en el promedio de tasa de descomposición entre al menos dos tipos de cobertura en los cinco periodos evaluados (ANOVA, $p < 0,05$, Figura 9). En todos los periodos evaluados se encontraron diferencias

significativas en la tasa de descomposición entre el bosque y el pastizal (Bonferroni post hoc test, $p < 0,05$), y estas diferencias fueron mayores al inicio del experimento. Por otro lado, la tasa de descomposición en los suelos de SAF con cacao difieren significativamente del bosque al inicio (20 – 40 días) y al final del experimento (100 días). La tasa de descomposición del SAF con cacao fue ligeramente superior al pastizal en todos los periodos evaluados, aunque estas diferencias no fueron significativas (Bonferroni post hoc test, $p > 0,05$) (Figura 9).

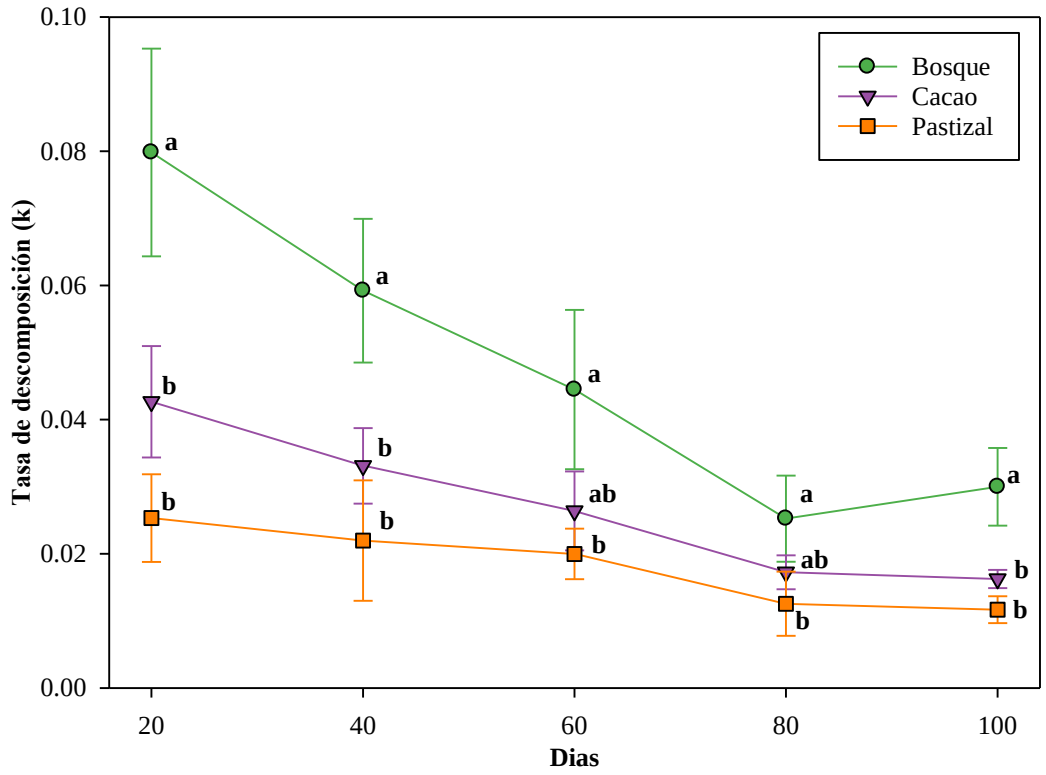


Figura **9**. Comparación del promedio (± desviación estándar) de la tasa de descomposición según periodos de evaluación (cada 20 días) entre los tres tipos de cobertura. Letras diferentes representan diferencias significativas en la tasa de descomposición entre los

4.2. Tasa de infiltración en tres tipos de cobertura vegetal

La velocidad de infiltración de agua varió de forma significativa entre los tipos de cobertura (ANOVA $p < 0.005$; Tabla 3). La infiltración fue significativamente superior en el bosque (143.83 ± 83.45) que en el SAF con cacao (17.56 ± 9.78) y el pastizal (52.37± 17.71) (Tukey, $p < 0,05$; Figura 9). Sin embargo, no encontramos diferencias significativas entre el SAF con cacao y el pastizal

(Tukey, p > 0,05; Figura 10). La infiltración en los suelos de bosque fue 8.2 veces mayor que la de Cacao y 2.75 veces mayor que la de Pastizal. Una mayor infiltración en bosques está relacionada con la estructura del suelo y el sistema de raíces de la vegetación.

En pastizales, el pisoteo de los animales puede generar cambios en la calidad física del suelo, como un aumento de la densidad aparente y la consiguiente reducción de la macroporosidad; esto compromete la infiltración del agua en el suelo, lo que puede favorecer la escorrentía superficial, cambiar las características naturales del drenaje del suelo y causar erosión (Moratelli et al. 2023). El cambio de uso de suelo disminuye drásticamente la infiltración de agua (Hernandez, Alba y Daza 2009). Estos resultados concuerdan con lo reportado por Llanes et al. (2020) y Gajić et al. (2008).

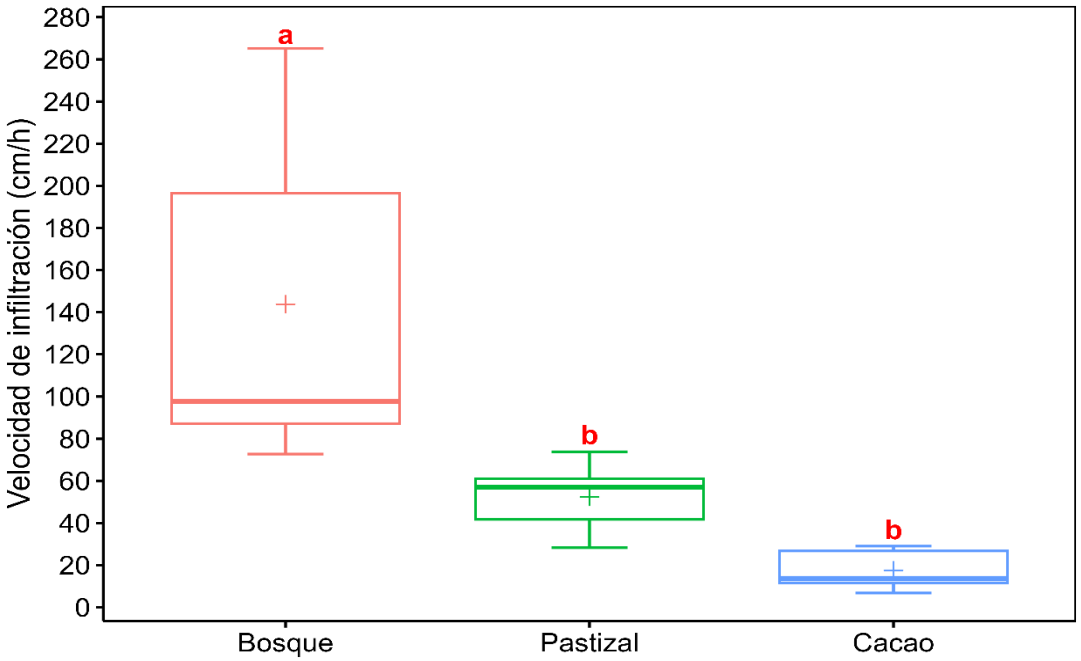


Figura ***10.*** Gráfico de boxplot de la comparación de velocidad de infiltración de agua entre los tres tipos de cobertura.

4.3. Características fisicoquímicas del suelo en tres tipos de cobertura vegetal

Las características fisicoquímicas del suelo presentaron diferencias significativas entre los tipos de cobertura (Tabla 2). El bosque presento suelos más ácidos en comparación con los demás tipos de cobertura ($p < 0.05$). La

C.E fue menor en el pastizal y mayor en Bosque ($p < 0.05$). La materia orgánica fue similar en los tres tipos de cobertura ($p > 0.05$). La CIC fue mayor en Bosque, sin embargo, no presentaron diferencias significativas en comparación a los demás tipos ($p > 0.05$). El pastizal presento mayores porcentajes de arena y menor en Cacao ($P<0.05$). El Limo presento mayores porcentajes en Cacao y menores en Bosque ($p <0.05$). El porcentaje de arcilla fue mayor en el Bosque y menor en Pastizal ($p< 0.05$).

Tabla 2. Comparación de las características fisico-químicas entre tipos de cobertura vegetal.

Variable del suelo	Tipo de cobertura		
	Pastizal	Cacao	Bosque
pH	5.82 ± 0.10 a	4.03 ± 0.24 b	3.73 ± 0.18 c
Conductividad eléctrica (dS/m)	0.10 ± 0.02 a	0.33 ± 0.05 b	0.27 ± 0.05 b
Materia orgánica (%)	1.44 ± 0.25 a	1.74 ± 0.28 a	1.27 ± 0.34 a
Fosforo (ppm)	0.95 ± 0.69 a	0.56 ± 0.40 a	0.43 ± 1.76 a
Potasio (ppm)	81.40 ± 15.58 a	56.6 ± 10.31 b	45.0 ± 7.52 b
CIC	4.61 ± 0.69 a	7.65 ± 1.04 b	5.76 ± 0.76 a
Ca^{+2}	1.85 ± 0.20 a*	1.31 ± 0.27 ab*	0.20 ± 0.05 b*
Mg^{+2}	0.56 ± 0.08 a	0.44 ± 0.13 a	0.17 ± 0.03 b
Arena (%)	70.8 ± 3.35 a	48.4 ± 2.61 b	61.5 ± 1.0 c
Limo (%)	19.80 ± 1.79 a	34.20 ± 3.63 b	15.50 ± 1.91 a
Arcilla (%)	9.40 ± 1.67 a*	17.40 ± 3.29 ab*	21.0 ± 5.73 b*

Nota: * Kruskal-wallis (Poshoc Dunn's). Letras diferentes indican diferencias significativas $p \leq 0.05$.

La tasa de degradación de la calidad del suelo depende de los sistemas de uso de la tierra, los tipos de suelo, la topografía y las condiciones climáticas (Asmare et al. 2023; Gowthamchand et al. 2023). Estas diferencias encontradas en las características fisicoquímicas del suelo según tipo de cobertura vegetal coinciden con estudios previos (Gowthamchand et al. 2023 ; Buraka, Elias y Lelago 2023 ; Asmare et al. 2023). Esto debido a que las diferentes prácticas de uso del suelo tienen un impacto considerable en las características fisicoquímicas del suelo y la degradación del suelo afecta gravemente a sus propiedades físicas y químicas, especialmente a la infiltración, la densidad aparente, la materia orgánica, la porosidad y la estabilidad de los agregados, provocando compactación y erosión (Asmare et al. 2023).

Se realizo un PCA para caracterizar el suelo con los tipos de cobertura. Los primeros componentes (PC1 y PC2) proporcionaron el 79.3% de la varianza total. Las variables que proporcionaron mayor variabilidad para el PC1: pH, C.E, Arcilla y K respectivamente. Mientras que para el PC2: Limo, M.O, Mg y Ca respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3. Auto vectores (*loadings*) de las 2 primeras componentes y su respectiva varianza acumulada.

Variables	Componente 1 (PC1)		Componente 2 (PC2)	
	Auto vectores	Contribución (%)	Auto vectores	Contribución (%)
pH	**0.40**	**16.11**	0.05	0.24
C.E	**-0.374**	**13.98**	0.16	2.63
M.O	-0.08	0.61	**0.40**	**16.40**
P	-0.23	5.09	0.12	1.32
K	**0.317**	**10.04**	0.15	2.26
CIC	-0.31	9.59	0.28	7.96
Ca	0.31	9.52	**0.37**	**13.85**
Mg	0.29	8.52	**0.38**	**14.14**
Arena	**0.323**	**10.45**	-0.34	11.67
Limo	-0.15	2.34	**0.52**	**27.51**
Arcilla	**-0.370**	**13.71**	-0.14	2.00
Autovalores	5.92		2.80	
Varianza acumulada (%)	53.83		25.50	

El pastizal estuvo caracterizado por mayores valores de pH (menos acido), arena, K, P y Ca. Mientras que el bosque se caracterizó por mayores valores en arcilla. En cambio, el Cacao se caracterizó por mayores valores en M.O, CIC, C.E y Limo (Figura 11).

Los suelos del Amazonas son poco fértiles y ácidos (de Jesus et al. 2023). Sin embargo, la conversión de bosques en pastos en la Amazonia provoca la deforestación y la pérdida de servicios medioambientales, además esta práctica afecta a los ciclos biogeoquímicos y perjudica la actividad enzimática del suelo, esencial para mantener su calidad (Pereira et al. 2024). Por lo tanto, los altos valores encontrados en pH, Ca, Mg, K y P en el presente estudio en el pastizal y el SAF, son coherentes con lo reportados en estudios previos (de Lima et al. 2022 ; Vásquez et al. 2023 ; Pereira et al. 2024). Por otro lado, los altos valores encontrados de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico encontrados en el SAF, sugieren que esta práctica puede contribuir

a mantener la fertilidad del suelo en niveles adecuados para las especies cultivadas en estos sistemas (de Jesus et al. 2023).

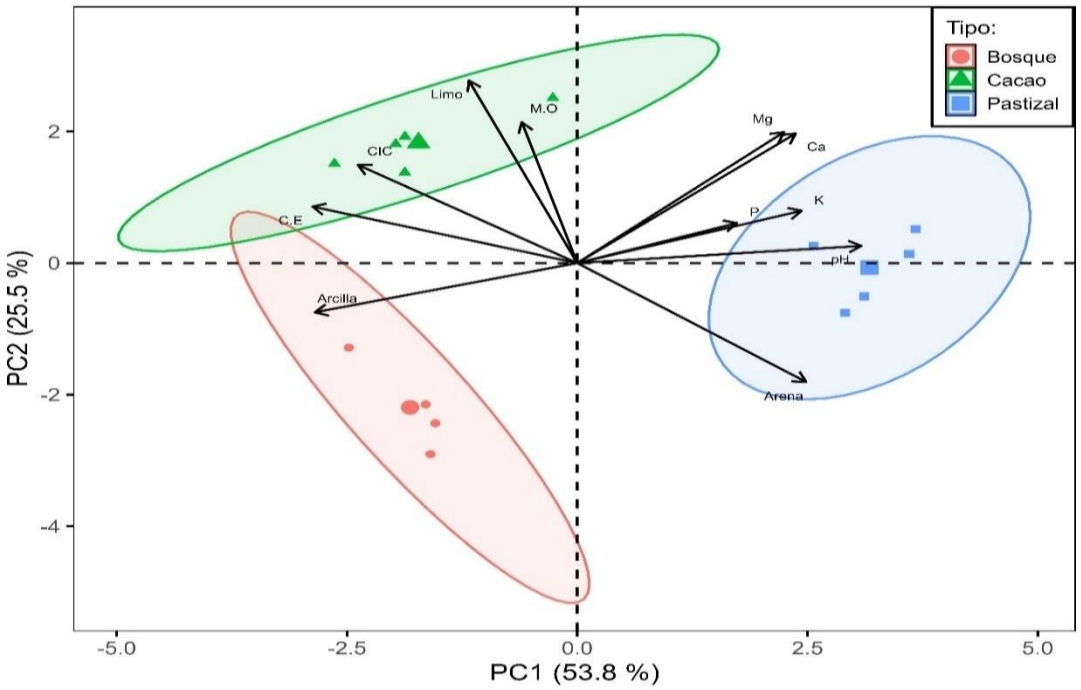


Figura **11**. Análisis de componentes principales de las características fisico-químicas en tres tipos de cobertura vegetal.

4.4. Correlación entre las características texturales del suelo y tasa de infiltración

Todas las correlaciones entre las características texturales y la tasa de infiltración fueron no significativas. Las características texturales de arcilla (%) y limo (%) presentaron correlaciones negativas con la velocidad de infiltración en los tres tipos de cobertura vegetal. Mientras que la arena (%) presentó correlación positiva con la velocidad de infiltración en los tres tipos de cobertura vegetal. El contenido de arcilla mostró una correlación negativa fuerte con la infiltración en Pastizal. Asimismo, el Limo mostró la misma tendencia y fuerza de correlación en el Bosque.

Por otra parte, los suelos con alto contenido de arena presentaron mayor velocidad de infiltración debido al tamaño de sus partículas y poros. Lo que permite que el agua fluya. Esto estaría relacionado con los efectos negativos en la salud del suelo generados por el cambio de uso de suelo (de bosque a pastizal), Ya que al tener altos porcentajes de arena (Tabla *2*) en el pastizal,

incrementa su macroporosidad y menor agregación del suelo, lo que genera una mayor infiltración y retención del agua en el suelo (Moratelli et al. 2023).

Tabla **4**. Correlación de la velocidad de infiltración con las características texturales del suelo en tres tipos de cobertura.

Variable	Arena (%)	Arcilla (%)	Limo (%)
(a) **Bosque**			
Velocidad de infiltración	0.22	-0.11	-0.87
(b) **Pastizal**			
Velocidad de infiltración	0.67	-0.79	-0.33
(c) **Cacao**			
Velocidad de infiltración	0.67	-0.16	-0.20

Nota: P< 0.05 **.

Por otro lado, los altos valores de correlación entre los porcentajes de arena y la velocidad de infiltración en el pastizal y el SAF coincide con lo reportado en estudios previos (Alves et al. 2023 ; Narayanan, Cohen y Gardner 2024 ; Cruz, Luisa y Andrade 2024). Esto debido a que los suelos con mayor contenido de arena, la infiltración tiende a ser mayor que en los suelos arcillosos (Alves et al. 2023) .

4.5. Correlación entre las características físico-químicas del suelo y tasa de descomposición

Se realizó el análisis de correlación entre las características fisicoquímicas del suelo y la tasa de descomposición en cuatro periodos en el experimento (Tabla 5). A 20 días del experimento, la tasa de descomposición del suelo se relacionó de forma significativa y directa con el porcentaje de arcilla y Al^{+H}, e inversa con el pH, Ca^{+2} y Mg^{+2}.

A 40 días de inicio del experimento, la tasa de descomposición del suelo se relacionó de forma significativa y directa con el porcentaje de arcilla y Al^{+H}, e inversa con el pH, porcentaje de arena, Ca^{+2} y Mg^{+2}. A 60 días de inicio del experimento, la relación entre estas variables varió ligeramente, ya que la tasa de descomposición del suelo se relacionó de forma significativa y directa solo con Al^{+H}, e inversa con el pH, Ca^{+2} y Mg^{+2}. Finalmente, a los 80 días de inicio

del experimento, la tasa de descomposición del suelo se relacionó de forma significativa y directa con el porcentaje de arcilla y Al^{+H}, e inversa con el pH, fósforo, Ca^{+2} y Mg^{+2} (Tabla 5).

Tabla **5**. Correlación entre la tasa de descomposición (k) con las características fisicoquímicas del suelo. Los valores corresponden al coeficiente de correlación Pearson, a excepción de los que tiene la letra a (coeficiente de correlación de Spearman). * < 0,05; ** <0,01.

Característica fisicoquímica	**Tasa de descomposición (*k*)**			
	***k* (20 dias)**	***k* (40 dias)**	***k* (60 dias)**	***k* (80 dias)**
pH	-0,73**	-0,75*	-0,63	-0,72*
Conductividad eléctrica (dS/m)	0,43	0,60	0,43	0,61
Materia orgánica (%)	0,29	0,21	0,12	0,02
Fosforo (ppm)	0,15[a]	0,20	0,24[a]	-0,80**[a]
Potasio (ppm)	-0,39	-0,60	-0,52	-0,39
Arena (%)	-0,40	-0,69*[a]	-0,35	-0,37
Limo (%)	-0,19	-0,04	-0,13	-0,12
Arcilla (%)	0,84**	0,85**[a]	0,63	0,80**
CIC	0,47	0,48	0,42	0,40
Ca^{+2}	-0,86**	-0,88**	-0,81*	-0,81**
Mg^{+2}	-0,74**	-0,93**	-0,77*	-0,76*
K	-0,36	-0,27	-0,49	-0,27
Na	-0,26[a]	-0,55[a]	0,27[a]	-0,41[a]
Al^{+H}	0,87**	0,86*[a]	0,67*	0,85**

Estos resultados sugieren que se espera encontrar una mayor tasa de descomposición en suelos con mayores porcentajes de arcilla y Al^{+H}, mientras que los valores de descomposición serían más bajos en suelos con altos valores de pH, fósforo y iones de Ca^{+2} y Mg^{+2}.

La baja correlación entre las características fisicoquímicas del suelo y la tasa de descomposición estaría relacionada con otras variables de la vegetación que no se consideraron en el estudio. De Godoy et al. (2021) encontraron que las tasas de descomposición se relacionaron directamente con la estructura del bosque, además sugieren que a esta escala espacial la variación de la vegetación es más importante que otros factores ambientales, como las diferencias en las propiedades del suelo. Sin embargo, la elevada y significativa correlación entre la tasa de descomposición y la concentración de fosforo y porcentaje de arcilla coincide con los resultados de Fung et al.

(2022). Lo cual demuestra que las propiedades fisicoquímicas del suelo es uno de los factores que puede influenciar de forma significativa en la descomposición (Fung, et al. 2022).

4.6. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo y la tasa de descomposición

La relación entre la diversidad de macrofauna del suelo y la tasa de descomposición se analizaron considerando las profundidades del muestreo de la macrofauna del suelo. Al inicio del experimento (20 días), se encontró una relación inversa entre la tasa de descomposición y la abundancia de macrofauna edáfica presente en hojarasca y en las dos profundidades del suelo ($r \leq -0,61$, $p < 0,05$) (Tabla 6, Tabla 7 y Tabla 8).

Luego de 40 días la abundancia de macrofauna en hojarasca se relacionó de forma inversa y significativa con la tasa de descomposición ($r = -0,66$, $p < 0,05$). Mientras que la diversidad de macrofauna (Shannon) en suelo (0 – 20 cm) se relacionó de forma inversa y significativa con la tasa de descomposición ($r = -0,75$, $p < 0,05$) (Tabla 6 y Tabla 8).

Luego de 60 días, no encontramos correlaciones significativas entre la diversidad de macrofauna del suelo y la tasa de descomposición ($p > 0,05$). Sin embargo, a 80 días del experimento la abundancia de macrofauna en hojarasca se relacionó de forma inversa y significativa con la tasa de descomposición ($r = -0,68$, $p < 0,05$) y la diversidad de macrofauna (Simpson) en suelo (0 – 10 cm) se relacionó de forma inversa y significativa con la tasa de descomposición ($r = -0,71$, $p < 0,05$) (Tabla 6 y Tabla 7). Aunque no se encontraron correlaciones en no encontramos correlaciones significativas entre la diversidad de macrofauna del suelo a 10-20 cm de profundidad y la tasa de descomposición (Tabla 8).

Tabla **6**. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo (hojarasca) y la tasa de descomposición (k).

Macrofauna edáfica (hojarasca)	**Tasa de descomposición (*k*)**			
	***k* (20 dias)**	***k* (40 dias)**	***k* (60 dias)**	***k* (80 dias)**
Riqueza	-0.23	-0.51	-0.37	-0.49

Abundancia	-0.61*	-0.66*	-0.35	-0.68*
Shannon	-0.42	0.08	-0.30	0.37
Simpson	-0.38	0.23	-0.26	0.49

Nota: Los valores corresponden al coeficiente de correlación Pearson. * < 0,05.

Tabla **7**. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo (0 - 10 cm de profundidad) y la tasa de descomposición (k).

Macrofauna edáfica (0 - 10 cm)	**Tasa de descomposición (*k*)**			
	***k* (20 dias)**	***k* (40 dias)**	***k* (60 dias)**	***k* (80 dias)**
Riqueza	-0.23	-0.53	-0.54	0.04
Abundancia	-0.61*	-0.53	-0.56	0.09
Shannon	-0.42	-0.39	-0.48	-0.56
Simpson	-0.38	-0.19	-0.22	-0.71*

Nota: Los valores corresponden al coeficiente de correlación Pearson. * < 0,05.

Tabla **8**. Correlación entre la diversidad de macrofauna del suelo (10 - 20 cm de profundidad) y la tasa de descomposición (k).

Macrofauna edáfica (10-20 cm)	**Tasa de descomposición (*k*)**			
	***k* (20 dias)**	***k* (40 dias)**	***k* (60 dias)**	***k* (80 dias)**
Riqueza	-0.52	-0.90**	-0.64	-0.47
Abundancia	-0.55*	-0.55	-0.36	-0.24
Shannon	-0.20	-0.75*	-0.63	-0.05
Simpson	-0.06	-0.63	-0.58	0.13

Nota: Los valores corresponden al coeficiente de correlación Pearson. * < 0,05; ** <0,01.

Estos resultados sugieren que se espera encontrar una menor tasa de descomposición en los suelos con mayor abundancia y diversidad de macrofauna edáfica. Estos resultados concuerdan con estudios previos, ya que las propiedades fisicoquímicas del suelo, la comunidad de descomponedores y la calidad de la hojarasca son los tres factores que influyen de forma significativa en la descomposición (Fung, et al. 2022).

4.7. Macrofauna edáfica en tres tipos de cobertura

4.7.1. Densidad y diversidad de la macrofauna edáfica

La riqueza de taxas de la macrofauna para los estratos en comparación con los tipos de cobertura no presentaron diferencias significativas (p>0.05)

(Figura 12A). Sin embargo, se observa que el pastizal tuvo una mayor riqueza en los estratos de hojarasca y a los 20 cm de profundidad del suelo. Mientras que Cacao tuvo una mayor riqueza a los 10 cm de profundidad del suelo.
La densidad de macrofauna (ind/m^2) presento diferencias significativas en el estrato hojarasca (Figura 12B). El pastizal fue estadísticamente superior en comparación a Cacao y Bosque ($p< 0.05$). Para los estratos de 10 cm y 20 cm no se encontraron diferencias significativas ($p>0.05$). Estos resultados son similares a los reportados por Sánchez (2018), quien encontró una mayor densidad de macrofauna en pastizales que en los bosques y monocultivos.

La densidad y la biomasa de las comunidades de macroinvertebrados puede variar significativamente en relación con el uso del suelo (Barros et al. 2002). En el presente estudio, se encontró diferencias significativas en la diversidad de Shannon (H') para el estrato de 10 cm de profundidad de suelo ($P< 0.05$) (Figura 12C). El pastizal fue estadísticamente superior al bosque ($p<0.05$) y similar al Cacao ($P>0.05$). Estos resultados son similares a los reportados por Sánchez (2018) y contradictorios a Pashanai (2001), quien reporta mayores índices de Shannon en bosque. No se encontraron diferencias significativas para el índice de Simpson para todos los estratos ($P>0.05$) (Figura 12D). Sin embargo, se puede observar que, para el estrato de hojarasca, el Bosque presento una mayor dominancia de taxas. Mientras que, para los 10 y 20 cm de profundidad, el Cacao presento mayor dominancia de taxas.

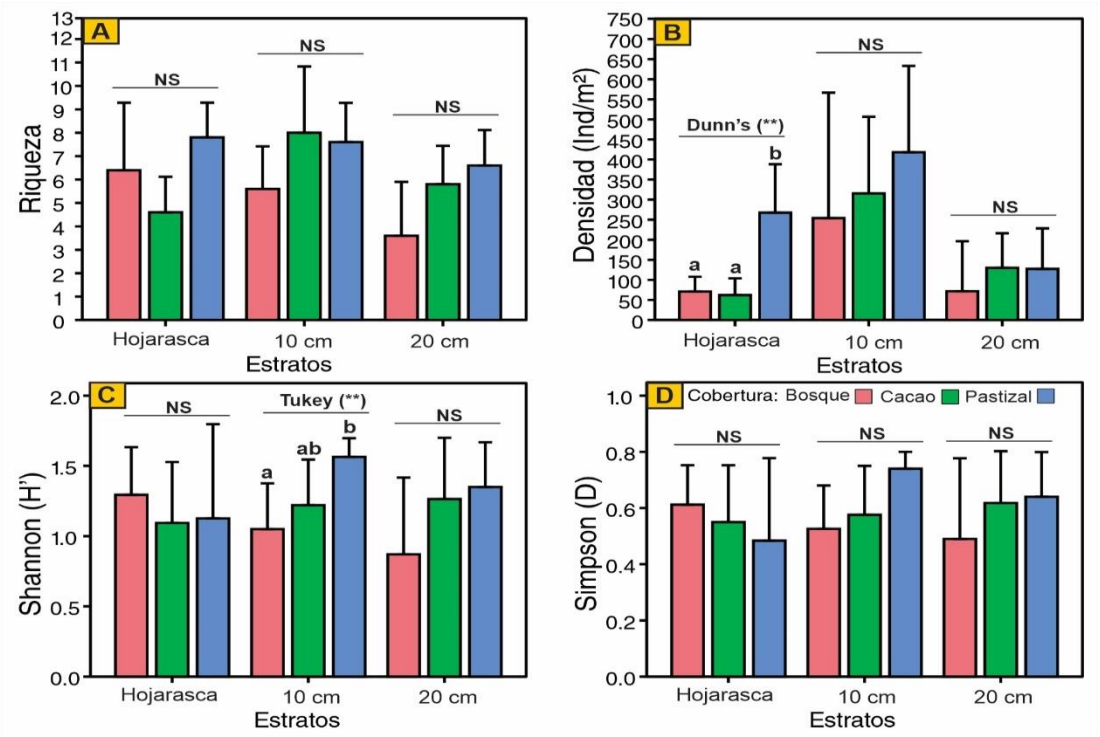


Figura **12**. Gráfico de barras con desviación estándar. Comparación entre tipos de cobertura por estrato. Letra NS: No significativo. Letras diferentes indican diferencias significativas.

4.7.2. Composición de macrofauna

Se utilizo las curvas de acumulación basada en el tamaño de la muestra (monolito) para estimar la riqueza de taxas especifica (q=0). Se observa que la curva para el pastizal tiende a estabilizarse (muy cerca a la asíntota), esto indica que el número de taxas no aumentaría significativamente al incrementar el esfuerzo de muestreo de monolitos. Esta tendencia similar se observa también en el Bosque. Ambos tipos de cobertura tienen el mismo número de taxas con un muestreo de 25 monolitos. Por otra parte, se puede observar que en Cacao las curvas nos indican que al aumentar el número de muestras se incrementará el número de taxas, siendo el Cacao el que presento mayor número de taxas en comparación a los demás tipos de cobertura (Figura 13).

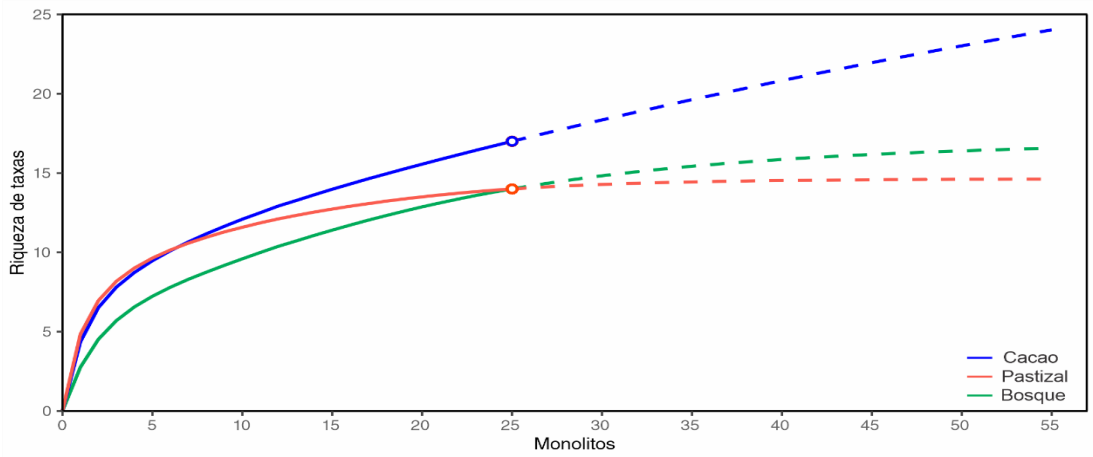


Figura **13**. Curvas de acumulación de especies basada en el tamaño de muestreo de la macrofauna en los tipos de cobertura vegetal. Líneas discontinuas representan la extrapolación de cada tipo de cobertura. Macrofauna de 10 cm a 20 cm del suelo.

La diversidad de macroinvertebrados del suelo sigue siendo en gran parte desconocida en la Amazonia (Barros et al. 2002). Sin embargo, diversos usos del suelo y prácticas de gestión pueden afectar negativamente en la macrofauna, debido a esto estudios recientes proponen utilizarlos como indicadores de la calidad o el cambio ambiental debido a su susceptibilidad y rápida respuesta a los cambios en la cobertura forestal, la transformación de la vegetación, el comportamiento en respuesta a diversas variables ambientales y la actividad ecológica (Cabrera, Robaina y Ponce De León 2011). En el presente estudio, la estructura de comunidad de macrofauna del suelo, en términos de su composición, se describió mediante la curva de rango-abundancia por cada tipo de cobertura vegetal. El cacao presento mayor dominancia de riqueza en comparación a los demás. Asimismo, se registró un mayor número de taxas raras. Las taxas de macrofauna con mayor dominancia en los tres tipos de cobertura fueron Isoptera e Hymenoptera respectivamente (Figura 14).

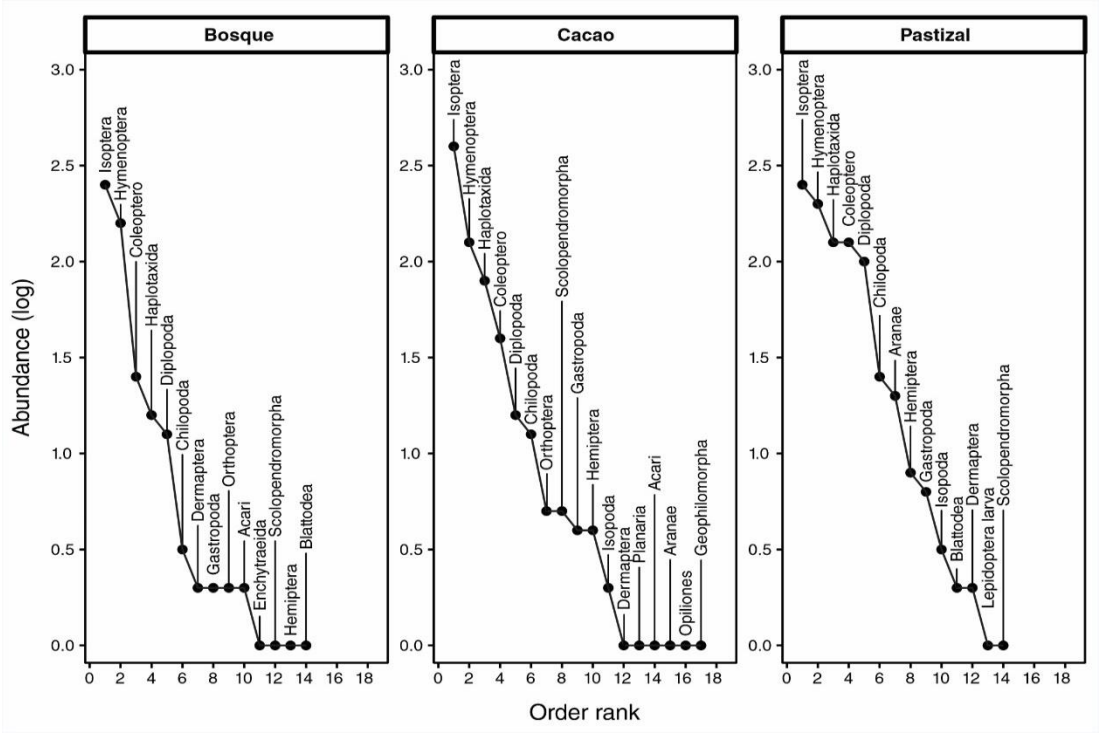


Figura **14**. Rango-Abundancia de taxas de macrofauna del suelo en tres tipos de cobertura vegetal. Macrofauna de 10 cm a 20 cm del suelo.

CONCLUSIONES

La tasa de descomposición de hojarasca varió significativamente entre los tipos de cobertura vegetal, con una mayor tasa descomposición en el bosque que en el pastizal y el sistema agroforestal con cacao (SAF).

La tasa de infiltración de agua varió significativamente entre los tipos de cobertura vegetal, siendo mayor en el bosque.

Las características fisicoquímicas del suelo variaron significativamente entre los tipos de cobertura vegetal. El bosque presento suelos más ácidos que el pastizal y el SAF, mientras que la conductividad eléctrica y el potasio fueron más bajos en el pastizal. El porcentaje de arena fue mayor en el pastizal, el porcentaje de limo fue mayor en el SAF con cacao y el porcentaje de arcilla fue mayor en el bosque. Mientras que la materia orgánica y el fosforo fueron similares en los tres tipos de cobertura.

No se encontraron correlaciones significativas entre las características texturales del suelo y la tasa de infiltración del suelo. Sin embargo, la tasa de infiltración se relacionó de forma directa con el porcentaje de arena e inversa con el porcentaje de limo y arcilla.

Se encontraron correlaciones no significativas entre las características fisicoquímicas del suelo y la tasa de descomposición de hojarasca. La tasa de descomposición se correlacionó de forma directa con el porcentaje de arcilla y Al^{+H}, e inversa el pH, fósforo y iones de Ca^{+2} y Mg^{+2}, aunque los coeficientes de correlación variaron ligeramente según periodo de evaluación de la tasa de descomposición.

La tasa de descomposición de hojarasca estuvo positivamente correlacionada con la abundancia y riqueza de la macrofauna del suelo. La tasa de descomposición se correlacionó de forma directa con la abundancia y diversidad de la macrofauna edáfica, aunque estas relaciones variaron ligeramente según profundidad de evaluación de la macrofauna y el periodo de evaluación de la tasa de descomposición.

La densidad y diversidad de la macrofauna variaron significativamente entre los tipos de cobertura. A nivel general, no se encontraron diferencias significativas en la riqueza y diversidad de taxas (órdenes) de la macrofauna según tipo de cobertura. Sin embargo, encontramos que el pastizal tuvo una mayor abundancia y riqueza de taxas en los estratos de hojarasca y a los 20 cm de profundidad del suelo. Mientras que en el SAF tuvo una mayor riqueza a los 10 cm de profundidad del suelo.

Se acepta la hipótesis general planteada, ya que encontramos que el cambio de cobertura vegetal tiene un efecto significativo en la tasa de descomposición de la hojarasca y en la capacidad de infiltración de los suelos en el área de estudio. Esto debido a que la tasa de descomposición de hojarasca y la tasa de infiltración de agua varió significativamente entre los tipos de cobertura vegetal.

SUGERENCIAS

- Continuar con estudios sobre los impactos del cambio de uso y sus impactos en el suelo y las funciones y servicios ecosistémicos que estos brindan.
- En futuros estudios considerar otras variables edáficas como humedad, compactación, etc. También es recomendable ampliar el área de estudio y evaluar otros tipos de cobertura vegetal, así como los impactos antropogénicos que influyen en sus cambios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, M., 1995. *Fundamentos de la quimica del suelo*. Venezuela: Universidad Central de Venezuela.

AERTS, R., 1997. Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos* [en línea], vol. 79, no. 3, pp. 439. ISSN 00301299. DOI 10.2307/3546886. Disponible en: https://www.jstor.org/stable/3546886?origin=crossref.

AERTS, R. y DE CALUWE, H., 1997. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of Carex species. *Ecology*, vol. 78, no. 1, pp. 244-260. ISSN 1939-9170.

ALARCÓN, G., CANAHUIRE, R., GUEVARA, F., RODRÍGUEZ, L., GALLEGOS, L. y GARATE-QUISPE, J., 2021. Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonia peruana: un estudio de caso en Madre de Dios. *Ecosistemas*, vol. 29, no. December, pp. 1-9. DOI https://doi.org/10.7818/ECOS.2175.

ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J. y HARMON, M., 2003. Descomposición de hojarasca: hojas y madera. *Ecologia del suelo en la selva tropical humedad de méxico*. Xalapa, Mexico: Instituto de Ecología, AC, pp. 108. ISBN 970-709-018-9.

ALVES, M.A.B., DE SOUZA, A.P., DE ALMEIDA, F.T., HOSHIDE, A.K., ARAÚJO, H.B., DA SILVA, A.F. y DE CARVALHO, D.F., 2023. Effects of Land Use and Cropping on Soil Erosion in Agricultural Frontier Areas in the Cerrado-Amazon Ecotone, Brazil, Using a Rainfall Simulator Experiment. *Sustainability (Switzerland)*, vol. 15, no. 6. ISSN 20711050. DOI 10.3390/su15064954.

ANDERSON, J.M. y INGRAM, J.S.I., 1993. A handbook of methods. *CAB International, Wallingford, Oxfordshire*, vol. 221.

ANDIA, W., 2017. *Manual de investigación universitaria: pautas para la planificación de una tesis*. Lima, Perú: Ediciones Arte y Pluma. ISBN

9786124726125.

ASMARE, T.K., ABAYNEH, B., YIGZAW, M. y BIRHAN, T.A., 2023. The effect of land use type on selected soil physicochemical properties in Shihatig watershed, Dabat district, Northwest Ethiopia. *Heliyon* [en línea], vol. 9, no. 5, pp. e16038. ISSN 24058440. DOI 10.1016/j.heliyon.2023.e16038. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16038.

BARROS, E., PASHANASI, B., CONSTANTINO, R. y LAVELLE, P., 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils*, vol. 35, no. 5, pp. 338-347. ISSN 01782762. DOI 10.1007/s00374-002-0479-z.

BECKER, J.N. y KUZYAKOV, Y., 2018. Teatime on Mount Kilimanjaro: Assessing climate and land-use effects on litter decomposition and stabilization using the Tea Bag Index. *Land Degradation and Development*, vol. 29, no. 8, pp. 2321-2329. ISSN 1099145X. DOI 10.1002/ldr.2982.

BINKLEY, D., 2002. Ten-year decomposition in a loblolly pine forest. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 32, no. 12, pp. 2231-2235. ISSN 00455067. DOI 10.1139/x02-136.

BORMANN, H. y KLAASSEN, K., 2008. Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils. *Geoderma*, vol. 145, no. 3-4, pp. 295-302. ISSN 00167061. DOI 10.1016/j.geoderma.2008.03.017.

BURAKA, T., ELIAS, E. y LELAGO, A., 2023. Effects of land-use-cover-changes on selected soil physicochemical properties along slope position, Coka watershed, Southern Ethiopia. *Heliyon* [en línea], vol. 9, no. 5, pp. e16142. ISSN 24058440. DOI 10.1016/j.heliyon.2023.e16142. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16142.

CABRERA-DÁVILA, G., SOCARRÁS-RIVERO, A.A., HERNÁNDEZ-VIGOA, G., PONCE DE LEÓN-LIMA, D., MENÉNDEZ-RIVERO, Y.I. y SÁNCHEZ-RENDÓN, J.A., 2017. Evaluación de la macrofauna como indicador del

estado de salud en siete sistemas de uso de la tierra , en Cuba. *Pastos y Forrajes*, vol. 40, no. 2.

CABRERA, G., ROBAINA, N. y PONCE DE LEÓN, D., 2011. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba Richness and abundance of soil macrofauna in four land uses of the Artemisa and Mayabeque provinces, Cuba. *Pastos y Forrajes*, vol. 34, no. 3, pp. 313-330.

CARLOS, G., MUNIVE, R., MALLMA, R. y ORIHUELA, C., 2014. Evaluación de la tasa de infiltración en tierras agrícolas, forestales y de pastoreo en la subcuenca del río Shullcas. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, vol. 4, no. 1, pp. 32-43.

CASTELLANOS, L., CAPACHO, A. y LEONIDES, C.H., 2021. Variations of soil microfauna with the implantation of 18 agroecological models in 6 municipalities of Norte de Santander, Colombia. *Inge Cuc*, vol. 17, no. 1, pp. 81-95. ISSN 0122-6517.

CASTILLO, R., 2016. *Diversidad y abundancia de macrofauna edáfica en tres sistemas de uso de suelo IllpaA-Puno* [en línea]. S.l.: Universidad Nacional del Altiplano. Disponible en: http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/7104/Molleapaza_Mamani_Joel_Neftali.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

COLEMAN, D.., BLAIR, J.., ELIOTT, E.. y FRECKMAN, D., 1999. Soil invertebrates. *Standard soil methods for long-term ecological research*. New york: Oxford University Press, pp. 349-377.

CRUZ, S., LUISA, N. y ANDRADE, R. De, 2024. Water quality in irrigated area for production of robusta coffee (Coffea conephora) in the Amazon. , vol. 1919, pp. 1-14.

CUI, Z., WU, G.L., HUANG, Z. y LIU, Y., 2019. Fine roots determine soil infiltration potential than soil water content in semi-arid grassland soils. *Journal of Hydrology* [en línea], vol. 578, no. 26, pp. 124023. ISSN 00221694. DOI 10.1016/j.jhydrol.2019.124023. Disponible en:

https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124023.

DE GODOY, P., TEIXEIRA, A., TANAKA, M. y RENATA, S., 2021. Decomposition and stabilization of organic matter in an old-growth tropical riparian forest: effects of soil properties and vegetation structure. *Forest Ecosystems*, vol. 8, no. 1. ISSN 21975620. DOI 10.1186/s40663-021-00293-0.

DE JESUS, L.R., DE MATOS, G.S.B., GOMES, M.F., KATO, O.R., CASTELLANI, D.C., GUEDES, R.S. y VASCONCELOS, S.S., 2023. Soil fertility in oil palm agroforestry systems in the Eastern Amazon, Brazil. *Agroforestry Systems* [en línea], vol. 97, no. 5, pp. 865-881. ISSN 15729680. DOI 10.1007/s10457-023-00832-4. Disponible en: https://doi.org/10.1007/s10457-023-00832-4.

DE LIMA, A.F.L., CAMPOS, M.C.C., MARTINS, T.S., SILVA, G.A., BRITO, W.B.M., DOS SANTOS, L.A.C., DE OLIVEIRA, I.A. y DA CUNHA, J.M., 2022. Soil chemical attributes in areas under conversion from forest to pasture in southern Brazilian Amazon. *Scientific Reports* [en línea], vol. 12, no. 1, pp. 1-21. ISSN 20452322. DOI 10.1038/s41598-022-25406-9. Disponible en: https://doi.org/10.1038/s41598-022-25406-9.

DUDDIGAN, S., SHAW, L.J., ALEXANDER, P.D. y COLLINS, C.D., 2020. Chemical Underpinning of the Tea Bag Index: An Examination of the Decomposition of Tea Leaves. [en línea], [Consulta: 23 marzo 2022]. DOI 10.1155/2020/6085180. Disponible en: https://doi.org/10.1155/2020/6085180.

EIZA, M. y CARFAGNO, P., 2018. Medición de la infiltración en el suelo. Infiltrómetro de anillo simple y simulador de lluvias. *Análisis y evaluación de propiedades físico hídrica de los suelos* [en línea]. Argentina: INTA Ediciones, pp. 123. ISBN 9789875219373. Disponible en: https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/3834.

FAO, 2015. Suelos y biodiversidad:Los suelos albergan una cuarta parte de la biodiversidad de nuestro planeta. *Organizacion de las Naciones Unidas para la Alimentacion y la Agricultura* [en línea], pp. 4. ISSN ao.org/soils-

2015. Disponible en: https://sinia.minam.gob.pe/documentos/suelos-biodiversidad-0.

FROUZ, J., 2018. Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Geoderma* [en línea], vol. 332, no. March 2017, pp. 161-172. ISSN 00167061. DOI 10.1016/j.geoderma.2017.08.039. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039.

FUNG, T.K., RICHARDS, D.R., LEONG, Rachel A.T., GHOSH, S., TAN, C.W.J., DRILLET, Z., LEONG, K.L. y EDWARDS, P.J., 2022. Litter decomposition and infiltration capacities in soils of different tropical urban land covers. *Urban Ecosystems*, vol. 25, no. 1, pp. 21-34. ISSN 15731642. DOI 10.1007/s11252-021-01126-2.

FUNG, T.K., RICHARDS, D.R., LEONG, Rachel A. T., GHOSH, S., TAN, C.W.J., DRILLET, Z., LEONG, K.L. y EDWARDS, P.J., 2022. Litter decomposition and infiltration capacities in soils of different tropical urban land covers. *Urban Ecosystems* [en línea], vol. 25, no. 1, pp. 21-34. ISSN 1083-8155. DOI 10.1007/s11252-021-01126-2. Disponible en: https://link.springer.com/10.1007/s11252-021-01126-2.

GAJIĆ, B., DUGALIĆ, G., SREDOJEVIĆ, Z. y TOMIĆ, Z., 2008. Effect of different vegetation types on infiltration and soil water retention. *Cereal Research Communications*, vol. 36, pp. 991-994.

GALLI, A., PERUZZI, C., BELTRAME, L., CISLAGHI, A. y MASSERONI, D., 2021. Evaluating the infiltration capacity of degraded vs. rehabilitated urban greenspaces: Lessons learnt from a real-world Italian case study. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 787, pp. 147612. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.147612. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147612.

GARCÍA-ÁLVAREZ, A. y BELLO, A., 2004. Diversidad de los organismos del suelo y transformaciones de la materia orgánica. *Memorias. I Conferencia Internacional Eco-Biología del Suelo y el Compost*. León, España: s.n., pp. 211-212.

GODAGNONE, R., IRURTIA, C., HOLZMANN, R. y CUENCA, M., 2012. Perdidas de agua por flujo lateral en un infiltrometro de anillo simple. . Argentina: XIX CONGRESO LATINOAMERICANO DE LA CIENCIA DEL SUELO.

GONGALSKY, K.B., 2021. Soil macrofauna: Study problems and perspectives. *Soil Biology and Biochemistry* [en línea], vol. 159, no. May, pp. 108281. ISSN 00380717. DOI 10.1016/j.soilbio.2021.108281. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108281.

GOWTHAMCHAND, DHALIWAL, S.S., SHARMA, V., VERMA, G., SINGH, J. y KAUR, M., 2023. Variation of Physico-Chemical Properties among Different Soil Orders under Different Land Use Systems of the Majha Region in North-Western India. *Sustainability (Switzerland)* , vol. 15, no. 6. ISSN 20711050. DOI 10.3390/su15064779.

HARMON, M.. y LAJTHA, K., 1999. Analysis of detritus and organic horizons for mineral and organic constituents. En: S.P. ROBERTSON GP, BLEDSOE CS, COLEMAN DC (ed.), *Standard soil methods for long-term ecological research*. New York: Oxford University Press, pp. 143-165.

HÄTTENSCHWILER, S., TIUNOV, A. V. y SCHEU, S., 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 36, pp. 191-218. ISSN 00664162. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932.

HEDIN, L.O., 2000. Deposition of Nutrients and Pollutants to Ecosystems. *Methods in Ecosystem Science* [en línea]. New York, NY: Springer New York, pp. 265-276. Disponible en: http://link.springer.com/10.1007/978-1-4612-1224-9_18.

HERNÁNDEZ-SAMPIERI, R., FERNÁNDEZ, C. y DEL PILAR, M., 2014. *Metodología de la investigación*. 6ta. Mexico: Mc Graw Hill. ISBN 9781456223960.

HERNANDEZ, F., ALBA, F. y DAZA, M., 2009. Efecto de actividades agropecuarias en la capacidad de infiltración de los suelos del páramo del

sumapaz. *Ingeniería de Recursos Naturales y del AMbiente* [en línea], vol. 8, no. 8, pp. 29-39. Disponible en: http://www.redalyc.org/articulo.oa.

HUAMAN, J.L., 2016. *Evaluación de la capacidad de infiltración por precipitaciones, utilizando infiltrómetro de doble anillo en la zona de recarga hídrica de la unidad hidrográfica de rontoccocha-abancay, 2016* [en línea]. Abancay: Tesis de pregrado. Disponible en: https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:Gc4zWId7Z0MJ:https://repositorio.utea.edu.pe/bitstream/utea/144/1/Evaluaci%25C3%25B3n%2520de%2520la%2520capacidad%2520de%2520infiltraci%25C3%25B3n%2520por%2520precipitaciones%252C%2520utilizando%2520in.

HUANG, Z., SUN, L., LIU, Y., LIU, Y.F., LÓPEZ-VICENTE, M., WEI, X.H. y WU, G.L., 2019. Alfalfa planting significantly improved alpine soil water infiltrability in the Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems and Environment* [en línea], vol. 285, no. May, pp. 106606. ISSN 01678809. DOI 10.1016/j.agee.2019.106606. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106606.

JERNEJ, I., BOHNER, A., WALCHER, R., IMRAN HUSSAIN, R., ARNBERGER, A., ZALLER, J.G. y FRANK, T., 2019. Impact of land-use change in mountain semi-dry meadows on plants, litter decomposition and earthworms. *Web Ecology*, vol. 19, no. 2, pp. 53-63. ISSN 13991183. DOI 10.5194/we-19-53-2019.

JOHNSON, A.I., 1963. *A Field Method for Measurement of Infiltration*. Washington: US Government Printing Office.

KARBERG, N.., SCOTT, N.. y GIARDINA, C.., 2008. Methods for estimating litter decomposition. *Field measurement for forest carbon monitoring*. Nueva York, NY, USA: Springer, pp. 103-111.

KARLIN, M.S., SALAZAR, J.B., CORA, A., SÁNCHEZ, S., ARNULPHI, S. y ACCIETTO, R., 2019. Cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración en el centro de Córdoba (Argentina). *Ciencia del Suelo*, vol. 37, no. 2, pp. 196-208. ISSN 18502067.

KELEMEN, A., TÖRÖK, P., VALKÓ, O., DEÁK, B., MIGLÉCZ, T., TÓTH, K., ÖLVEDI, T. y TÓTHMÉRÉSZ, B., 2014. Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: Vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation*, vol. 23, no. 3, pp. 741-751. ISSN 09603115. DOI 10.1007/s10531-014-0631-8.

KEUSKAMP, J.A., DINGEMANS, B.J.J., LEHTINEN, T., SARNEEL, J.M. y HEFTING, M.M., 2013. Tea Bag Index: A novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 4, no. 11, pp. 1070-1075. ISSN 2041210X. DOI 10.1111/2041-210X.12097.

LAVELLE, P., PASHANASI, B., CHARPENTIER, F., ROSSI, J., DEROUARD, L. y ANDR, J., 1998. Large-scale effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics To cite this version : Large-Scale Effects of Earthworms on Soil Organic Matter and Nutrient Dynamics. *Edwards, C.A. Earthworm ecology, St. Lucie Press*, pp. 103-122.

LLANES, G.M., RIZO BERMÚDEZ, D.O., MENDOZA CORRALES, R.B., AVILÉS SILVA, E.A. y DUARTE CANALES, H.A., 2020. Agricultura de conservación de suelos y su efecto en la erosión hídrica y propiedades hidrofísicas en la unidad hidrográfica Quebrada Arriba, Yalagüina, 2017. *La Calera*, vol. 20, no. 34. ISSN 1998-7846. DOI 10.5377/calera.v20i34.9773.

LOPES, B., 2019. Utilização do Método Tea Bag Index na Biodegradação em solos submetidos a diferentes tipos de uso em Campo Mourão, Paraná. ,

LOZANO-BAEZ, S.E., COOPER, M., MELI, P., FERRAZ, S.F.B., RODRIGUES, R.R. y SAUER, T.J., 2019. Land restoration by tree planting in the tropics and subtropics improves soil infiltration, but some critical gaps still hinder conclusive results. *Forest Ecology and Management* [en línea], vol. 444, no. April, pp. 89-95. ISSN 03781127. DOI 10.1016/j.foreco.2019.04.046. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.046.

MALHI, Y., ROBERTS, J.T., BETTS, R.A., KILLEEN, T.J., LI, W. y NOBRE,

C.A., 2008. Cambio climático, deforestación y el destino del Amazonas. *Science*, vol. 319, pp. 169–172.

MARLEY, A.C.R.G., SMEATON, C. y AUSTIN, W.E.N., 2019. An Assessment of the Tea Bag Index Method as a Proxy for Organic Matter Decomposition in Intertidal Environments. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 124, no. 10, pp. 2991-3004. ISSN 21698961. DOI 10.1029/2018JG004957.

MAURER, K., 2005. *Natural and anthropogenic determinants of biodiversity of grasslands in the Swiss Alps*. Basel: Universität Basel.

MEIER, C.L. y BOWMAN, W.D., 2008. Links between plant litter chemistry, species diversity, and below-ground ecosystem function. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, no. 50, pp. 19780-19785. ISSN 00278424. DOI 10.1073/pnas.0805600105.

MIDDLETON, T.E., MCCOMBS, A.L., GAILANS, S.R., CARLSON, S., KARLEN, D.L., MOORE, K.J., LIEBMAN, M.Z., KASPAR, T.C., AL-KAISI, M.M., LAIRD, D.A., WIEDENHOEFT, M.H., DELATE, K., CAMBARDELLA, C.A., THOMPSON, M.L., HEATON, E.A. y MCDANIEL, M.D., 2021. Assessing biological soil health through decomposition of inexpensive household items. *Applied Soil Ecology* [en línea], vol. 168, no. August, pp. 104099. ISSN 09291393. DOI 10.1016/j.apsoil.2021.104099. Disponible en: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104099.

MINAM(MINISTERIO DEL AMBIENTE), 2014. Guía para el muestreo de suelos. . Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM. Perú - Lima: Dirección General de Calidad Ambiental.

MORATELLI, F.A., ALVES, M.A.B., BORELLA, D.R., KRAESKI, A., ALMEIDA, F.T. de, ZOLIN, C.A., HOSHIDE, A.K. y SOUZA, A.P. de, 2023. Effects of Land Use on Soil Physical-Hydric Attributes in Two Watersheds in the Southern Amazon, Brazil. *Soil Systems*, vol. 7, no. 4. ISSN 25718789. DOI 10.3390/soilsystems7040103.

MUÑOZ, F.A., GALICIA, L. y PÉREZ, E., 2018. Agricultura migratoria conductor del cambio de uso del suelo de ecosistemas alto-andinos de colombia. *Biotecnoloía en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, vol. 16, no. 1, pp. 15. DOI 10.18684/bsaa(16)15-25.

NARAYANAN, A., COHEN, S. y GARDNER, J.R., 2024. Riverine sediment response to deforestation in the Amazon basin. *Earth Surface Dynamics*, vol. 12, no. 2, pp. 581-599. ISSN 2196632X. DOI 10.5194/esurf-12-581-2024.

NEPSTAD, D., STICKLER, C., SOARES-FILHO, B. y MERRY, F., 2008. Interacciones entre el uso del suelo, los bosques y el clima en el Amazonas: perspectivas de un punto de inflexión en el bosque a corto plazo. *Transacciones filosóficas de la Royal Society Biological Sciences*, vol. 363, no. 1498, pp. 1737–1746.

NERIS, J., JIMÉNEZ, C., FUENTES, J., MORILLAS, G. y TEJEDOR, M., 2012. Catena Vegetation and land-use effects on soil properties and water in fi ltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands , Spain). *Catena* [en línea], vol. 98, pp. 55-62. ISSN 0341-8162. DOI 10.1016/j.catena.2012.06.006. Disponible en: http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.006.

OKWAKOL, M.J.N. y SEKAMATTE, M.B., 2007. Soil macrofauna research in ecosystems in Uganda. *African Journal of Ecology*, vol. 45, no. SUPPL. 2, pp. 2-8. ISSN 01416707. DOI 10.1111/j.0141-6707.2007.00800.x.

OLSEN, J.S., 1963. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* [en línea], vol. 44, no. 2, pp. 322-331. ISSN 00129658. DOI 10.2307/1932179. Disponible en: http://doi.wiley.com/10.2307/1932179.

OSUNA-OSUNA, A.K., DE JESÚS DÍAZ-TORRES, J., ANDA-SÁNCHEZ, J., VILLEGAS-GARCÍA, E., GALLARDO-VALDEZ, J. y DAVILA-VAZQUEZ, G., 2015. Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; periodo 1994-2010. *Revista Ambiente e Agua*, vol. 9, no. 3, pp. 445-458. ISSN 1980993X. DOI

10.4136/1980-993X.

OTZEN, T. y MANTEROLA, C., 2017. Técnicas de muestreo sobre una población a estudio. *International Journal of Morphology*, vol. 35, no. 1, pp. 227-232. ISSN 07179502. DOI 10.4067/S0717-95022017000100037.

PASHANAI, B., 2001. Estudio Cuantitativo De La Macrofauna Del Suelo En Diferentes Sistemas De Uso De La Tierra En La Amazonía Peruana. *Folia Amazónica*, vol. 12, no. 1-2, pp. 75. ISSN 1018-5674. DOI 10.24841/fa.v12i1-2.126.

PASHANASI, B., 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. En: P. L. WOOMER AND M. J. SWIFT (ed.), *The biological management of tropical soil fertility*. London: Wiley, pp. 137-169.

PEREIRA, S.C., PEREIRA, L.F., MATOS, C.H.L. de, TAVARES, I. do N., ALVES, J.M.A. y VALE JÚNIOR, J.F. do, 2024. IMPACT OF FOREST CONVERSION TO PASTURE ON SOIL ENZYMATIC ACTIVITY IN THE NORTHERN AMAZON. *REVISTA DE AGRICULTURA NEOTROPICAL* [en línea], vol. 11, no. 3, pp. e8585. ISSN 2358-6303. DOI 10.32404/rean.v11i3.8585. Disponible en: http://periodicosonline.uems.br/index.php/agrineo/article/view/8585.

PETRAGLIA, A., CACCIATORI, C., CHELLI, S., FENU, G., CALDERISI, G., GARGANO, D., ABELI, T., ORSENIGO, S. y CARBOGNANI, M., 2019. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant and Soil*, vol. 435, no. 1-2, pp. 187-200. ISSN 15735036. DOI 10.1007/s11104-018-3889-x.

PUZZI, A., HERNDON, K. y FLORES-ANDERSON, A., 2019. A spatial pattern analysis of forest loss in the Madre de Dios region, Peru. *Environmental Research Letters*, vol. 29, no. 46, pp. 465705. ISSN 21626588.

RAMIREZ, R., 1997. *Propiedades Físicas, Químicas y Biológicas de los suelos* [en línea]. Colombia: Produmedios. Disponible en: http://bibliotecadigital.agronet.gov.co/bitstream/11348/6636/1/083.pdf.

REYES, R., 2014. *Influencia de cuatro sistemas usos de la tierra (Teca,*

citricos y cafe bajo sombra manejado y en abandono) , en la sortividad en el IRD Selva Fundo la Génova, Chanchamayo, Junín. Lima, Perú: Tesis de pregrado.

REYNOLDS, W.D. y ELRICK, D.E., 1991. Determination of Hydraulic Conductivity Using a Tension Infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* [en línea], vol. 55, no. 3, pp. 633-639. ISSN 03615995. DOI 10.2136/sssaj1991.03615995005500030001x. Disponible en: http://doi.wiley.com/10.2136/sssaj1991.03615995005500030001x.

ROBERTSON, G.P. y PAUL, E.A., 1999. Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. *Methods in Ecosystem Science* [en línea]. New York, NY: Springer New York, pp. 104-116. Disponible en: http://link.springer.com/10.1007/978-1-4612-1224-9_8.

ROJAS, N., BARBOZA, E., MAICELO, J., OLIVA, S. y SALAS, R., 2019. Deforestación en la Amazonía peruana: índices de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, no. 81, pp. 1-34. ISSN 0212-9426. DOI 10.21138/bage.2538a.

ROLECEK, J., CORNEJ, I.I. y TOKARJUK, A.I., 2014. Understanding the extreme species richness of semi-dry grasslands in east- central Europe : A comparative approach Understanding the extreme species richness of semi-dry grasslands in east-central Europe : a comparative approach Srovnávací analýza mimořád. , no. August.

RUCKS, L., GARCIA, F., KAPLÁN, A., PONCE DE LEÓN, J. y HILL, M., 2004. *Propiedades fisicas del suelo*. Montevideo, Uruguay: Universidad de la República.

SÁNCHEZ, G., 2018. *Evaluación de la macrofauna del suelo en cuatro diferentes sistemas de uso, en el distrito Las Piedras, provincia de Tambopata. departamento Madre de Dios*. S.l.: [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios].

SCHLESINGER, W., 1997. *Biogeochemistry, an analysis of global change*. 2da. New York: Academic Press.

SELKER, J.S., DUAN, J. y PARLANGE, J.-Y., 1999. Green and Ampt infiltration into soils of variable pore size with depth. *Water Resources Research* [en línea], vol. 35, no. 5, pp. 1685-1688. ISSN 00431397. DOI 10.1029/1999WR900008. Disponible en: http://doi.wiley.com/10.1029/1999WR900008.

SOCARRAS, A., 2013. Soil mesofauna: biological indicator of soil quality. *Pastos y Forrajes*, vol. 36, no. 1, pp. 5- 13(Es), 14- 21(En). ISSN 0864-0394.

SURYATMOJO, H., 2014. Recovery of Forest Soil Disturbance in the Intensive Forest Management System. *Procedia Environmental Sciences* [en línea], vol. 20, pp. 832-840. ISSN 18780296. DOI 10.1016/j.proenv.2014.03.101. Disponible en: http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2014.03.101.

TASSER, E. y TAPPEINER, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*, vol. 5, no. 2, pp. 173-184. ISSN 14022001. DOI 10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x.

URRIOLA, L., 2020. ¿Por qué estudiar las propiedades físicas del suelo? *Revista Cientifica Semilla del Este*, vol. 1, no. 1.

VAN HOESEL, W., TIEFENBACHER, A., KÖNIG, N., DORN, V.M., HAGENGUTH, J.F., PRAH, U., WIDHALM, T., WIKLICKY, V., KOLLER, R., BONKOWSKI, M., LAGERLÖF, J., RATZENBÖCK, A. y ZALLER, J.G., 2017. Single and Combined Effects of Pesticide Seed Dressings and Herbicides on Earthworms, Soil Microorganisms, and Litter Decomposition. *Frontiers in Plant Science*, vol. 8, no. February. ISSN 1664-462X. DOI 10.3389/fpls.2017.00215.

VÁSQUEZ, V. y CHANG-NAVARRO, L., 1988. *El riego: Principios básicos*. S.l.: s.n.

VÁSQUEZ, H. V., HUAMÁN PUSCÁN, M.M., BOBADILLA, L.G., ZAGACETA, H., VALQUI, L., MAICELO, J.L. y SILVA-LÓPEZ, J.O., 2023. Evaluation of pasture degradation through vegetation indices of the main livestock

micro-watersheds in the Amazon region (NW Peru). *Environmental and Sustainability Indicators*, vol. 20, no. August. ISSN 26659727. DOI 10.1016/j.indic.2023.100315.

VITOUSEK, P.M., TURNER, D.R., PARTON, W.J. y SANFORD, R.L., 1994. Litter Decomposition on the Mauna Loa Environmental Matrix, Hawai'i: Patterns, Mechanisms, and Models. *Ecology* [en línea], vol. 75, no. 2, pp. 418-429. ISSN 00129658. DOI 10.2307/1939545. Disponible en: http://doi.wiley.com/10.2307/1939545.

WHIGHAM, D.F., WALKER, C.M., MAURER, J., KING, R.S., HAUSER, W., BAIRD, S., KEUSKAMP, J.A. y NEALE, P.J., 2017. Watershed influences on the structure and function of riparian wetlands associated with headwater streams – Kenai Peninsula, Alaska. *Science of the Total Environment*, vol. 599-600, pp. 124-134. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.03.290.

ANEXOS

Anexo 1. Matriz de operacionalización de las variables

Definición conceptual	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores	Ítems
Variables independientes **V1. Cobertura vegetal:** Capa de vegetación natural que cubre la superficie terrestre. **V2. Propiedades del suelo:** Recurso natural no renovable de la superficie terrestre.	**V1.** Para el estudio se consideraron cuatro (3) tipos de cobertura, de acuerdo con el mapa nacional de cobertura vegetal **V2.** Muestreo del suelo por tipo de cobertura vegetal.	**D1:** Cobertura vegetal **D2.** Propiedades del suelo	• Hectáreas • Físico y químicos: -Textura (%) -Densidad aparente (g/cm^3) -pH -K (ppm) -P (ppm) -CIC (Cmol(+)/kg -Materia orgánica (%) Carbono orgánico (%) -Conductividad eléctrica (dS/m)	• Mapa de cobertura vegetal • Físico – químico: -Método de Bouyoucos ASTMD422 -Método del cilindro metálico -Potenciómetro -Espectrofotometría -Método extractante Bray -Método Walkley and Black - Método Walkley and Black - Método de acetato de amonio
Variables dependientes **V1. Descomposición de hojarasca** Son conjuntos de hojas secas, que caen al suelo y son principal fuente de nutriente. **V2. Infiltración de suelos** proceso por el cual el agua penetra en el suelo desde la superficie **V3. Macrofauna edáfica** Macroinvertebrado edáficos con dimensiones > 2mm a 30 mm de diámetro.	**V1.** Se evaluó utilizando el método de Tea Bag Index en los tipos de cobertura vegetal **V2.** Utilizando un infiltrometro de anillo simple se realizó muestreos por cada tipo de cobertura **V4.** Se utilizó monolitos distribuidos por cada tipo de cobertura vegetal	**D1:** Tasa de descomposición (k) y Factor de estabilización (S) **D2:** Tasa de infiltración del suelo **D3:** Índices de diversidad	• Masa relativa restante (g/g^{-1}) • Infiltración y mm/hora • Índices: - Shannon - Simpson - Riqueza - Abundancia	• Bolsita de Té • Método de infiltrometro de anillo simple • Muestreo de macrofauna

Anexo 2. Matriz de consistencia

<table>
<tr><td colspan="5">Título: Impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de hojarasca e infiltración en suelos de la provincia de Tambopata</td></tr>
<tr><td colspan="5">Nombre del tesista: Bach. ZURITA ROMANI, Kiara Anahir y Bach. GIL PARAVESINO, Erik Bryan</td></tr>
<tr><th>PROBLEMAS</th><th>OBJETIVOS</th><th>HIPOTESIS</th><th>VARIABLE/INDICADORES</th><th>METODOLOGIA</th></tr>
<tr><td>General</td><td>General</td><td>General</td><td rowspan="4">Variable independiente
V1. Cobertura vegetal
V2. Propiedades del suelo</td><td rowspan="2">Enfoque:
cuantitativo</td></tr>
<tr><td>¿En qué medida el cambio de cobertura vegetal influye en la descomposición de la hojarasca y la capacidad de infiltración de los suelos de la provincia de Tambopata, Amazonia peruana?</td><td>Comparar el impacto del cambio de cobertura vegetal en la descomposición de la hojarasca y la capacidad de infiltración de los suelos de la provincia de Tambopata, Amazonía peruana.</td><td rowspan="4">Se espera que los cambios en la cobertura vegetal tengan efectos en la abundancia y riqueza de especies, alteren la estructura de la vegetación y disminuya la necromasa, de esta manera disminuya la tasa de descomposición de hojarasca (Jernej et al., 2019). Po lo tanto, nuestra principal hipótesis es que la tasa de descomposición y la infiltración son significativamente superiores en sitios con cobertura vegetal natural (Fung et al., 2022a) que en otros tipos de cobertura con afectados por actividades antrópicas.</td><td>Diseño:
Experimental</td></tr>
<tr><td>Específicos</td><td>Específicos</td><td rowspan="2">Dimensiones:
D1: Cobertura vegetal
D2. Propiedades del suelo</td><td>Nivel:
Descriptivo y correlacional</td></tr>
<tr><td rowspan="2">PE1. ¿Cómo será la variación de la tasa de descomposición en los tres tipos de cobertura vegetal?
PE2. ¿Cómo será la variación de la tasa de infiltración del suelo en los tres tipos de cobertura vegetal?
PE3. ¿Cómo influirá las características físico-químicas del suelo en la tasa de descomposición de hojarasca?
PE4. ¿Cómo influirá las características físico-químicas del suelo en la tasa de infiltración de suelos?</td><td>OE1. Determinar y comparar la variación en la tasa de descomposición de hojarasca en tres tipos de cobertura vegetal.</td><td rowspan="2">Indicadores:
Hectáreas
Propiedades Físicas y químicas del suelo</td><td rowspan="2">Tipo:
Será longitudinal</td></tr>
<tr><td>OE2. Determinar y comparar la variación en la tasa de infiltración del suelo en tres tipos de cobertura vegetal.
OE3. Analizar la influencia de las características físico-químicas del suelo en la tasa de descomposición de hojarasca
OE4. Analizar la influencia de las características físico-químicas en la tasa de infiltración de suelos.</td></tr>
<tr><td></td><td></td><td></td><td>Variable dependiente:
V1. Descomposición de hojarasca
V2. Infiltración del suelo
V3. Macrofauna edáfica</td><td>Método:
Se utilizaron los siguientes métodos:
Método de tea bag index
Muestreo de suelo
Infiltración del agua en suelos</td></tr>
</table>

				Macrofauna edáfica
			Dimensiones: **D1:** Tasa de descomposición (k) y Factor de estabilización (S) **D2:** Tasa de infiltración del suelo **D3:** Índices de diversidad	**Población y muestra:** La población correspondió a todos los tipos de cobertura vegetal, y el muestreo a emplearse será no probabilístico por conveniencia
			Indicadores: • Masa relativa restante (g/g^{-1}) • Infiltración y mm/hora • Índices: - Shannon - Simpson - Riqueza - Abundancia	**Análisis estadístico:** Se utilizaron estadística descriptiva, correlacional y pruebas multivariadas.

Anexo 3. Panel fotográfico

→ **Muestreo de macrofauna del suelo**



→ **Muestreo de infiltración**



→ **Instalación de los tecitos (descomposición de hojarasca)**



→ **Secado en horno de las muestras de tecitos**

