

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

Facultad de Ciencias Naturales

Evaluación del efecto de las prácticas de conservación en la infiltración del suelo en la microcuenca La Beata, Querétaro.

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Gestión Integrada de Cuencas

Presenta:

Biol. Juan De Jesús Velázquez

Director de Tesis:

Dr. Víctor Hugo Cambrón Sandoval

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciatario no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciatario.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



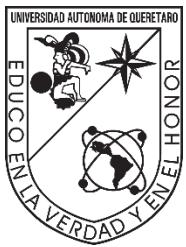
SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría en Gestión Integrada de Cuencas

Evaluación del efecto de las prácticas de conservación en la infiltración del suelo en la microcuenca La Beata, Querétaro.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Gestión Integrada de Cuencas

Presenta:

Biol. Juan De Jesús Velázquez

Director de Tesis:

Dr. Víctor Hugo Cambrón Sandoval

Dr. Víctor Hugo Cambrón Sandoval

Presidente

Mtro. Hugo Luna Soria

Secretario

M. en GIC. René Fernando Tobar Díaz

Secretario

M. en C. Dioseline Girón Gutiérrez

Secretaria

Dra. Tania González Vargas

Secretaria

Centro Universitario, Querétaro, Qro.

Fecha de aprobación por el Consejo Universitario: septiembre de 2025

Dedicatorias

A mis gatitos, Chakis, Pingu y Kenia, su presencia fue lo más valioso durante aquellas tardes de escritura.

A mi mamá Mayra, quien fue mi sostén en momentos de dificultad.

A mi papá Juan Ulises, por su fe en lo que hago y su apoyo incansable.

A mi hermano Ulises, por su apoyo personal y económico.

A mi abuelita Tere, por siempre esperarme con un plato de comida caliente, que siempre fue el mejor combustible.

A mi abuelita Lupita por su apoyo y calidez durante todo este proceso.

A mi novia Arantxa por su cariño y ternura, que fueron indispensables para la realización de este trabajo.

A mi amigo Alejandro Cisneros por sus valiosos aportes y opiniones con relación a este trabajo y por brindarme su amistad a lo largo de estos años como biólogos.

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Autónoma de Querétaro, por la formación académica de calidad que recibí.

Al Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro, por el apoyo financiero.

A la Dra. Diana Patricia García Tello, por su amabilidad y acompañamiento a lo largo del proceso.

A la Caja Gonzalo Vega y la bióloga Angélica, quienes me permitieron entrar a al parque natural La Beata a desarrollar este trabajo de investigación.

A Joaquina, quien con su sabiduría y experiencias me guiaron a través de la historia natural de la microcuenca La Beata.

A Jorge Ibares, por su apoyo técnico en el desarrollo de este trabajo y su acompañamiento durante la realización de mi muestreo.

A Víctor Luna, por su apoyo durante los recorridos y su apoyo en la toma de fotografías.

Al Dr. Víctor Hugo Cambrón, por el apoyo económico y la dirección de este trabajo.

A la M. en G. Elizabeth Fuentes, por su acompañamiento técnico en los análisis de suelos.

Índice

Índice de figuras	8
Índice de tablas	10
Resumen	11
Abstract	13
1. Introducción.....	15
2. Planteamiento del problema.....	18
3. Justificación.....	20
4. Objetivos	21
5. Marco conceptual	22
5.1. La cuenca hidrográfica como sistema hidrológico.....	22
5.2. Bosques templados.....	23
5.3. Propiedades hidrológicas del suelo.....	23
5.3.1. Capacidad de retención hídrica	24
5.3.2. Conductividad Hidráulica	25
5.3.3. Infiltración	26
5.4. Propiedades fisicoquímicas del suelo	27
5.5. Carbono en el suelo	28
5.6. Degradación de suelos	28
5.6.1. Degradación física	29
5.7. Obras de conservación de suelos	29
5.8. Indicadores de calidad de suelos	30
6. Antecedentes	31
6.1. Evolución histórica de las OCS	31
6.2. Fundamentos de las OCS	32

6.2.1. Prácticas mecánicas	32
6.2.2. Prácticas vegetativas o biológicas	34
6.3. Monitoreo de las OCS	36
7. Área de estudio	37
7.1. Geología	38
7.2. Tipos de suelo.....	40
7.3. Usos de suelo	41
3.1.1. Cobertura vegetal	43
7.4. Zonificación	44
7.5. Contexto socioambiental.....	46
7.6. OCS	47
8. Materiales y métodos	48
8.1. Etapa 1: Establecimiento de unidades de escurrimiento.....	48
8.1.1. Selección y zonificación de las unidades de escurrimiento analizadas	49
8.2. Etapa 2: Evaluación	51
8.2.1. Textura - Hidrómetro (Bouyoucos modificado).	51
8.2.2. Densidad aparente.....	53
8.2.3. Carbono Orgánico.....	53
8.3. Infiltración.....	54
8.4. Diversidad vegetal.....	55
8.5. Análisis estadístico.....	55
9. Resultados	56
9.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo	56
9.1.1. Textura.....	56
9.1.2. Densidad aparente.....	59

9.1.3. Carbono orgánico	61
9.2. Infiltración.....	63
9.3. Diversidad vegetal.....	66
9.4. Correlaciones	69
10. Discusión.....	70
10.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo	70
10.2. Infiltración.....	76
10.3. Diversidad vegetal.....	78
10.4. Correlaciones	79
11. Conclusiones.....	80
12. Referencias bibliográficas	82
13. Anexo	98

Índice de figuras

<i>Figura 1. Ubicación de la Microcuenca La Beata</i>	37
<i>Figura 2. Manantial somero emergente en el sotobosque de la microcuenca La Beata</i>	38
<i>Figura 3. Unidades estratigráficas de la microcuenca La Beata</i>	39
<i>Figura 4. Tipos de suelo de la microcuenca La Beata</i>	40
<i>Figura 5. Usos de suelo de la microcuenca La Beata</i>	41
<i>Figura 6. Ejemplar de pingüica en el Parque Natural La Beata</i>	42
<i>Figura 7. NDVI de la microcuenca La Beata</i>	43
<i>Figura 8. NBR de la microcuenca La Beata</i>	44
<i>Figura 9. Zonificación de la microcuenca La Beata</i>	45
<i>Figura 10. Curva hipsométrica de la microcuenca La Beata</i>	45
<i>Figura 11. OCS en la ANP La Beata</i>	47
<i>Figura 12. Ruta metodológica de la investigación</i>	48
<i>Figura 13. Unidades de escurrimiento caracterizadas</i>	49
<i>Figura 14. Cobertura vegetal de las UE analizadas</i>	50
<i>Figura 15. Zonas funcionales de las UE analizadas</i>	50
<i>Figura 16. Secado de muestras de suelo</i>	52
<i>Figura 17. Determinación de la textura mediante hidrómetro</i>	52
<i>Figura 18. Solución de dicromato de potasio</i>	53
<i>Figura 19. Titulación con sulfato ferroso</i>	54
<i>Figura 20. Establecimiento del infiltrometro de tensión</i>	55
<i>Figura 21. Contenido porcentual de las fracciones granulométricas</i>	58

<i>Figura 22. DA de las UE analizadas</i>	60
<i>Figura 23. Distribución de la DA en las UE analizadas.....</i>	61
<i>Figura 24. CO de las UE analizadas.....</i>	62
<i>Figura 25. Distribución del CO en las UE analizadas.....</i>	63
<i>Figura 26. Tasa de infiltración de las UE analizadas.....</i>	66
<i>Figura 27. Zona de intervención en la zona alta de la UE-1.....</i>	71
<i>Figura 28. Presas de gavión implementadas en la zona media de la UE-1.....</i>	71
<i>Figura 29. Signos de erosión en surcos en la zona alta de la UE-1.....</i>	72
<i>Figura 30. Zona alta de la UE-2.....</i>	73
<i>Figura 31. Suelo de la zona media de la UE-2 cubierto por hojarasca de Pinus teocote.....</i>	73
<i>Figura 32. Zona alta de la UE-3.....</i>	74
<i>Figura 33. Zona baja de la UE-3.....</i>	74
<i>Figura 34. Zanjas de infiltración en la zona alta de la UE-4.....</i>	75
<i>Figura 35. Presa de piedra acomodada azolvada en la UE-4.....</i>	76

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Distribución de los usos de suelo en la microcuenca La Beata.....</i>	41
<i>Tabla 2. Contenido porcentual de las fracciones granulométricas de los puntos analizados.....</i>	57
<i>Tabla 3. DA de los puntos analizados.....</i>	60
<i>Tabla 4. CO de los puntos analizados.....</i>	62
<i>Tabla 5. Tasas de infiltración de los puntos analizados.....</i>	65
<i>Tabla 6. Índices de diversidad y equitatividad de la vegetación analizada.....</i>	68
<i>Tabla 7. Matriz de correlación de Pearson de las variables de estudio.....</i>	69

Resumen

El suelo es un recurso indispensable que regula el ciclo hidrológico, almacena nutrientes y sustenta la vida en la Tierra. Sin embargo, su deterioro compromete estas funciones, especialmente en regiones montañosas con pendientes pronunciadas y actividades humanas. En México, aproximadamente el 64% del territorio presenta algún tipo de degradación, siendo la erosión hídrica el proceso más extendido. Una respuesta común a este problema es la implementación de obras de conservación de suelos (OCS), aunque en ocasiones carecen de monitoreo adecuado que evalúe su efecto.

Esta tesis evaluó los efectos hidrológicos y edáficos de las OCS en la microcuenca “La Beata”, Querétaro, un bosque templado con signos de degradación. El estudio se centró en cuatro unidades de escurrimiento (UE) con diferentes grados de intervención, analizando propiedades fisicoquímicas del suelo (textura, densidad aparente (DA) y carbono orgánico (CO), tasas de infiltración y diversidad vegetal.

Los resultados revelan diferencias significativas entre las UE. La UE-1, severamente degradada, pero con OCS, mostró mejoras locales en infiltración y CO, aunque con heterogeneidad y necesidad de mantenimiento. La UE-2, con pastizales y relictos de bosque de encino-pino, presentó las mayores tasas de infiltración y condiciones edáficas estables. La UE-3, con cobertura bien conservada y sin OCS, exhibió suelos equilibrados, baja DA e infiltración homogénea, demostrando la efectividad de la cobertura vegetal nativa. La UE-4 evidenció que, sin mantenimiento, la eficacia de las OCS decae de manera significativa, con puntos de infiltración mínima.

El análisis de correlación confirmó que la infiltración se asocia positivamente con el contenido de arena y negativamente con la arcilla y la DA. No se hallaron correlaciones significativas entre la diversidad vegetal y las variables del suelo, sugiriendo que la dominancia de especies nativas (pinos y encinos) es indicadora de salud ecosistémica en este contexto.

Se concluye que las OCS son herramientas eficaces para la restauración, pero su éxito depende de un diseño adecuado y mantenimiento continuo. La conservación de la cobertura vegetal es fundamental para mantener la funcionalidad hidrológica de la microcuenca.

Palabras clave: Obras de conservación de suelos, tasas de infiltración, carbono orgánico.

Abstract

Soil is an indispensable resource that regulates the hydrological cycle, stores nutrients, and sustains life on Earth. However, its deterioration compromises these functions, especially in mountainous regions with steep slopes and human activities. In Mexico, approximately 64% of the territory shows some type of degradation, with water erosion being the most widespread process. A common response to this problem is the implementation of soil conservation works (SCW), although they sometimes lack adequate monitoring to evaluate their effectiveness.

This thesis evaluated the hydrological and edaphic effects of SCW in the “La Beata” micro-watershed in Querétaro, a temperate forest showing signs of degradation. The study focused on four runoff units (RU) with different degrees of intervention, analyzing soil physicochemical properties (texture, bulk density (BD), and organic carbon (OC)), infiltration rates, and plant diversity.

The results revealed significant differences among the UEs. UE-1, severely degraded but with SCW, showed local improvements in infiltration and OC, albeit with heterogeneity and a need for maintenance. UE-2, with grasslands and remnants of oak-pine forest, presented the highest infiltration rates and stable soil conditions. UE-3, with well-conserved vegetation cover and no SCW, exhibited balanced soils, low BD, and homogeneous infiltration, demonstrating the effectiveness of native vegetation cover. UE-4 showed that without maintenance, the effectiveness of SCW decreases significantly, with points of minimal infiltration.

Correlation analysis confirmed that infiltration is positively associated with sand content and negatively with clay and BD. No significant correlations were found between plant diversity and soil variables, suggesting that the dominance of native species (pines and oaks) is an indicator of ecosystem health in this context.

It is concluded that SCW are effective tools for restoration, but their success depends on adequate design and continuous maintenance. The conservation of vegetation cover is essential to maintain the hydrological functionality of the micro-watershed.

Keywords: Soil conservation works, infiltration rates, organic carbon.

1. Introducción

El suelo es un elemento indispensable para la vida en la Tierra. Es un sistema natural compuesto por minerales, materia orgánica, aire y agua, los cuales interactúan con organismos vivos. Su estructura y funcionamiento depende de la interacción entre la litosfera, biosfera, atmósfera e hidrosfera (Pereira et al., 2018). Actúa como un regulador del ciclo hidrológico, almacena y convierte nutrientes, además de que alberga una amplia microbiodiversidad que es fundamental para los ciclos biogeoquímicos (Smith et al., 2015). Debido a esto, es importante para la producción agrícola y forestal, siendo imprescindible para la seguridad alimentaria.

En relación al ciclo hidrológico, el suelo regula el flujo, almacenamiento y calidad del agua (Vereecken et al., 2015). Es como una esponja que la absorbe, filtra y libera hacia cuerpos de agua y acuíferos, evitando inundaciones. Su porosidad permite la infiltración y movimiento del agua, a su vez que la vegetación reduce la escorrentía y la erosión. Sin embargo, esta función se ve afectada en suelos degradados, por lo que resulta un elemento vital en la gestión sostenible de cuencas hidrográficas

La degradación del suelo implica el deterioro de atributos físicos, químicos y biológicos (Lal, 2015). Los procesos degradativos se manifiestan principalmente como compactación, erosión, disminución de la materia orgánica y contaminación. Esta perturbación de la estructura edáfica reduce la porosidad, limitando la infiltración y el movimiento de agua. La compactación disminuye la capacidad de establecimiento de plantas, ya que dificulta el desarrollo de sus raíces y por consecuencia la absorción de nutrientes y agua (Shah et al., 2017). Esto tiene como consecuencia el sellado superficial, que implica una mayor velocidad de escorrentía y mayor arrastre de partículas del suelo.

Los procesos de degradación más comunes son la compactación por presión mecánica y la erosión hídrica, los cuales actúan como un sistema de retroalimentación negativa. La compactación reduce la porosidad a menos del 50%, lo cual a su vez disminuye la conductividad hidráulica y acelera la erosión,

eliminando hasta 200 toneladas de suelo por hectárea al año en México (Duwig et al., 2019). Como producto de esta relación destructiva, el 33% de los suelos a nivel mundial demuestran rasgos significativos de degradación y dando como resultado la pérdida de aproximadamente 24 mil millones de toneladas de suelo a causa de la erosión (FAO, 2011, 2015).

En México, aproximadamente el 64% del territorio nacional presenta procesos de degradación, siendo la erosión hídrica el proceso más importante afectando a un 42% de la superficie nacional; 17 estados presentan este problema en más del 50% de su territorio (SEMARNAT, 2018). La causa principal son las actividades humanas, mediante actividades como la agricultura con maquinaria pesada, sobrepastoreo y desarrollo urbano

Como respuesta ante la degradación edáfica es común el uso de obras de conservación de suelos (OCS). Estas estructuras van desde terrazas y presas de piedra acomodada, hasta barreras vivas y revegetaciones, y cumplen con funciones como la retención de sedimento y materia orgánica, cosecha de agua, retención de materia orgánica e introducción de plantas nativas para recuperar cobertura vegetal (Lal, 2014; Stanchi et al., 2012; Wu et al., 2020). Son estratégicas en el manejo de recursos naturales, ya que han demostrado reducir el escurrimiento superficial, aumentar el carbono orgánico y reducir la pérdida de suelo. Las OCS también son una herramienta para el manejo de recursos naturales a nivel de cuencas hidrográficas.

Las cuencas hidrográficas son sistemas anidados, los cuales albergan unidades más pequeñas, como las subcuencas, microcuencas y unidades de escurrimiento (UE) las cuales difieren entre sí en cuanto a los procesos erosivos que presentan, por esta razón, resulta adecuado considerar sus características biofísicas para la implementación y monitoreo de las OCS (Tilahun, 2019). El enfoque de cuencas permite realizar un monitoreo integral del efecto de estas obras.

A pesar de sus beneficios, es común que este tipo de obras carezcan de un apropiado monitoreo, lo que disminuye su eficiencia y representa pérdidas económicas (Cotler et al., 2013, 2015). En el caso de las OCS en la microcuenca

San Pedro, Huimilpan, Querétaro, Muñoz Gutiérrez (2006) apunta a que solo algunas han logrado su cometido, mientras que otras yacen abandonadas. A raíz de este diagnóstico, el autor identificó las UE con mayor grado de erosión y propuso nuevas OCS acorde a sus características biofísicas. Por otra parte, el trabajo de Pérez Hernández (2017) hace una comparación entre dos UE en la microcuenca La Joya, una con OCS y otra sin intervención, en donde la primera tuvo una reducción en el arrastre de sedimento y un aumento en la acumulación de humedad.

Por lo mismo, la evaluación de la eficiencia de estas prácticas es clave para su correcta aplicación, y requiere de una base metodológica que sirva de guía para los tomadores de decisiones en el marco del manejo y gestión integrado de cuencas.

2. Planteamiento del problema

La degradación física del suelo en los ecosistemas forestales representa un problema importante para la dinámica hidrológica de las cuencas hidrográficas. Este fenómeno, que se caracteriza por una pérdida de atributos edáficos y que resultan en la compactación, compromete la capacidad del suelo de regular el flujo hídrico.

En regiones montañosas como la de la Sierra del Rincón, ubicada en los estados de Querétaro y Michoacán, este fenómeno se intensifica debido a la interacción de sus características topográficas y las actividades humanas. El predominio de pendientes pronunciadas y suelos someros, propician este problema, que además se ve acelerado por actividades humanas como el cambio de uso de suelo y el sobrepastoreo. La pérdida de cobertura forestal reduce la capacidad del suelo de resistir a la erosión, quedando desprotegida del impacto de las gotas de lluvia y las ráfagas de viento que transportan material fino.

En este contexto, la microcuenca La Beata, ubicada en los municipios de Amealco de Bonfil y Huimilpan, y que se ubica dentro de la Sierra del Rincón, se han realizado OCS. Estas han sido creadas a partir de la pérdida de cobertura forestal de bosque, que se ha reflejado en signos de erosión. Los procesos erosivos más notorios se reflejan en la aparición de cárcavas, rocas expuestas, compactación y arrastre de sedimento (Morgan, 2015). Para atender a estos procesos, las obras que se han llevado a cabo en la zona son: zanjas de infiltración, gaviones de piedra, muros de piedra acomodada, barreras de vegetación seca, tinas ciegas y geocostales. Estas OCS comenzaron a construirse hace 5 años en el Área Natural Protegida “La Beata” y a día de hoy se les sigue dando mantenimiento.

Si bien se puede estimar la degradación de suelos con métodos indirectos como la Ecuación de Pérdida Universal de Suelos (Wischmeier & Smith, 1978) o la evaluación de la degradación del Suelo (ASSOD por sus siglas en inglés) (Van Lynden & Oldeman, 1997) los métodos directos implican la medición en campo, lo que brinda una mayor precisión. En este sentido, la evaluación de propiedades

hidrológicas del suelo como la infiltración, la densidad aparente y la textura, permiten conocer si las OCS están contribuyendo a la recarga de los acuíferos.

Además, el bosque de pino-encino de la Sierra del Rincón no solo es importante debido a su biodiversidad, sino también porque almacena una cantidad importante de carbono. En este sentido, el enfoque de cuencas permite estudiar el proceso de infiltración mediante la integración de los elementos con los que interactúa, como la vegetación, las propiedades fisicoquímicas del suelo, la pendiente o el clima (García Charria, 2015). Por lo tanto, es imprescindible evaluar su eficiencia para diseñar medidas de conservación que se adapten a los factores limitantes de la degradación del suelo en terrenos forestales.

3. Justificación

Los bosques templados desempeñan un papel crucial en la regulación hídrica y la conservación del suelo, por lo que su degradación altera funciones críticas como la infiltración, la retención de humedad y la estabilidad estructural, acelerando la erosión y pérdida de nutrientes. En este sentido, es común que las OCS sean aplicadas de forma generalizada, sin considerar los procesos de degradación que requieren de particular atención. Esto genera impactos negativos en la estructura del suelo.

Si bien la infiltración es comúnmente utilizada como indicador de salud del suelo, es necesario considerar otros atributos clave. La textura y la densidad aparente (DA) están directamente relacionadas con la compactación y la porosidad, afectando el flujo de agua a través del suelo (Brady & Weil, 2016). Por su parte, el carbono orgánico (CO) no solamente influye en la productividad, sino que también en la estabilidad y capacidad de retención hídrica del suelo, mientras que la diversidad vegetal puede ser un indicador de entrada de materia orgánica y erodabilidad (Manzanilla Quijada et al., 2020).

Esta tesis nace a partir de la necesidad de evaluar de manera integral el proceso de la infiltración. Bajo este enfoque se consideran posibles efectos negativos como la pérdida de carbono a costa de un aumento en la permeabilidad, por lo que este marco metodológico permite una visión más completa del estado de salud del suelo y como responde ante las OCS.

La importancia de este trabajo radica en su capacidad para identificar como la variación en un indicador puede desencadenar efectos significativos en los demás. Esto es de vital importancia en ecosistemas forestales, en donde la recuperación de atributos como la porosidad y la capacidad de captura de carbono puede tomar incluso décadas (Keith et al., 2014). Los resultados de esta investigación proporcionan un diagnóstico de la eficacia de las OCS.

4. Objetivos

Objetivo general

Evaluar los efectos hidrológicos y edáficos de las obras de conservación de suelos en unidades de escurrimiento de la microcuenca 'La Beata'.

Objetivos particulares

Cuantificar las tasas de infiltración del suelo asociadas a las obras de conservación.

Determinar el impacto de las obras de conservación en la textura, la densidad aparente y el carbono orgánico.

Evaluar la riqueza y diversidad de especies.

5. Marco conceptual

En este apartado se desarrollan los principales conceptos desde los cuales se abordó la presente tesis. Se comienza a introducir el fenómeno de estudio desde la perspectiva del manejo integrado de cuencas, considerando los principales aspectos de su estructura y función. Posteriormente se presenta el concepto de degradación del suelo, así como las OCS más comunes y los indicadores que se aplican para su monitoreo. Finalmente se aborda la importancia de la infiltración en las funciones hidrológicas de las cuencas y su uso como indicador de calidad del suelo.

5.1. La cuenca hidrográfica como sistema hidrológico

La cuenca hidrográfica es un espacio geográfico que está delimitado por el relieve, en donde el agua escurre de manera superficial y converge en un punto de salida como un lago, un río o el mar. En la cuenca interactúan factores físicos (relieve y clima), biológicos (vegetación y fauna) y antrópicos (actividades humanas) (García Charria, 2015).

La dinámica de las cuencas se rige por el ciclo hidrológico, en donde el agua llega en forma de precipitación, formando escorrentía y finalmente se infiltra o se evapora a través del suelo y las plantas. Las actividades humanas tales como la deforestación, la agricultura y la urbanización influyen en la dinámica de la cuenca, disminuyendo la cantidad y calidad de los recursos naturales. Por ejemplo, la pérdida de cobertura vegetal incide en las propiedades del suelo tales como la porosidad y la densidad del mismo, y así reduciendo su calidad (Osman, 2014).

El manejo de los recursos naturales bajo el enfoque de cuencas hidrográficas ha permitido analizar esfuerzos de conservación como el uso de OCS y su repercusión en zonas degradadas (Liu et al., 2021). El enfoque de cuencas permite evaluar de forma integral los servicios ambientales que brinda el suelo, tales como la regulación hídrica, la captura de carbono y la fertilidad.

5.2. Bosques templados

Los bosques templados son ecosistemas que se caracterizan por inviernos fríos en donde la vegetación entra en dormancia y veranos cálidos que estimulan el crecimiento activo de brotes y follaje. En estos bosques dominan especies como pinos y encinos, y suelos ricos en materia orgánica. Se distribuye en cada uno de los cinco continentes y a su vez se subdivide acorde a su latitud, elevación, y precipitación (Bergen & Currie, 2009).

Estos ecosistemas poseen suelos cubiertos de hojarasca y restos de madera, lo que permite almacenar y liberar nutrientes para las plantas. En el suelo los microorganismos saprófitos y la fauna edáfica se encargan de la descomposición de la materia orgánica, creando una capa superficial rica en carbono orgánico (Santini et al., 2019). La alta productividad de estos ecosistemas los vuelve de vital importancia en la regulación de los ciclos biogeoquímicos.

Debido a la alta productividad de estos ecosistemas, albergan una amplia gama de servicios ambientales tales como la recarga hídrica, regulación de la temperatura, captura de carbono y alojamiento múltiples especies de plantas, animales, hongos y otros microorganismos (Santini et al., 2019). Por esta razón los bosques templados representan un reservorio importante de recursos naturales que resienten la constante depredación a causa de las actividades humanas.

5.3. Propiedades hidrológicas del suelo

Los suelos de bosques templados albergan funciones ecosistémicas que regulan el ciclo hidrológico de las cuencas hidrográficas, es decir, el almacenamiento, flujo y calidad del agua, a las cuales también se les conoce como propiedades hidrológicas del suelo (PHS) (Lal, 2014; Pereira et al., 2018).

Las PHS están ligadas directamente a su vez las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y corresponden a procesos como el flujo, la infiltración y capacidad de retención hídrica. Las características del suelo como su

densidad, textura, contenido de materia orgánica y estabilidad estructural son de particular importancia en el comportamiento de estas propiedades.

Una de las PHS más importantes es la capacidad de campo, que es la cantidad máxima que el suelo retiene contra la gravedad y el punto de marchitez permanente, que es la cantidad mínima de agua que necesitan las plantas en el suelo. Ambas propiedades dependen de múltiples factores, como la porosidad, distribución de poros, contenido de materia orgánica y las actividades humanas (Steponavičienė et al., 2022). Se ha comprobado que el incremento de carbono orgánico en el suelo aumenta de manera significativa la capacidad de retención de humedad en suelos con altos contenidos de arena (80%), además de disminuir la DA, otro factor determinante en el transporte de agua a través del suelo (Yang et al., 2014).

En los últimos años el carbono orgánico del suelo y otras propiedades física del suelo han ganado relevancia en la investigación de la dinámica hidrológica de los bosques no solamente por su papel en la retención de agua, sino que también porque controlan la estabilidad del suelo y su respuesta ante el cambio climático (Keith et al., 2014).

5.3.1. Capacidad de retención hídrica

Se refiere a la capacidad que tiene el suelo de almacenar agua y mantenerla disponible para las plantas. Esta propiedad está determinada por la textura, la estructura y el contenido de materia orgánica que hay en el suelo (Delgado & Gómez, 2016).

La capacidad de retención hídrica (CRH) se rige por la interacción entre las partículas que conforman el suelo y las fuerzas capilares que actúan sobre moléculas de agua que viajan a través de los poros del suelo. Los poros de tamaño reducido retienen agua con fuerza, siendo de vital importancia en la capacidad de almacenamiento hídrico. Por otra parte, la materia orgánica agua como una esponja que además mejora la estructura del suelo, permitiendo una porosidad equilibrada

(Lal & Stewart, 2012). Las actividades antrópicas propician la compactación y por lo tanto la pérdida de carbono y otros atributos estructurales.

En este sentido, las prácticas de manejo y conservación en ecosistemas forestales afectan la retención hídrica. Por ejemplo, la incorporación de materia orgánica y la cobertura vegetal incrementan la retención de agua (Gao et al., 2014; Minasny & McBratney, 2018). Por otra parte, el sobrepastoreo y el paso de maquinaria pesada compactan y reducen la porosidad del suelo, reduciendo así su capacidad de retener agua (Steponavičienė et al., 2022).

La retención hídrica también es un indicador que puede ser útil en contextos de sequía; suelos con buena CRH mantienen la humedad disponible para la vegetación y reducen la fuerza de los escorrentimientos (T. Zhang et al., 2014). Debido a esto, conservar esta propiedad del suelo es clave para un correcto manejo adaptativo.

5.3.2. Conductividad Hidráulica

La conductividad hidráulica (K) es una propiedad fundamental de los materiales porosos, la cual describe su capacidad para transmitir agua bajo un gradiente hidráulico. Se expresa en unidades de velocidad (m/s) y depende tanto de las características del fluido (viscosidad y densidad) como de la matriz sólida (porosidad, distribución y conectividad) (Vogel et al., 2023). Es uno de los parámetros clave en la Ley de Darcy, que establece que el flujo de agua a través de un medio poroso es proporcional al gradiente hidráulico y a la conductividad hidráulica.

La microestructura del suelo es crucial en el movimiento del agua. Por ejemplo, en suelos arenosos, los poros más grandes y bien conectados facilitan el flujo rápido (K alta), mientras que, en arcillas, la poca porosidad y la tortuosidad del sistema de canales restringen el movimiento del agua (K baja) (Ghanbarian Alavijeh & Hunt, 2012). Otros factores como la compactación y la cementación mineral, cuales pueden alterar significativamente K (Kuncoro et al., 2014).

Estudios recientes se han enfocado en la amplia variabilidad espacial y temporal de K. Por ejemplo, trabajos que utilizan técnicas como la tomografía de resistividad eléctrica (ERT) y ensayos de bombeo en acuíferos han permitido estimar valores de K que varían desde 10^{-2} m/s (gravas) hasta 10^{-9} m/s (en suelos arcillosos) (Fetter et al., 2018). De igual forma se ha hecho uso de inteligencia artificial para estimar el valor de K a partir de datos espaciales (Nguyen & Vu, 2024).

La conductividad hidráulica tiene múltiples aplicaciones importantes en la gestión adaptativa de recursos hídricos. En hidrogeología, es esencial para modelar el flujo de contaminantes y establecer sistemas de remediación. En la agricultura, permite estimar la eficiencia del riego y el drenaje (Deb & Shukla, 2012). Su estudio sigue siendo prioritario frente a desafíos globales como la escasez hídrica y el cambio climático.

5.3.3. Infiltración

La infiltración es el proceso mediante el cual el agua logra penetrar a través de la superficie del suelo (Basset et al., 2025). Una vez que el agua logra ingresar en el suelo, se distribuye de manera superficial y subterránea (Hu & Li, 2018). Según Hillel (2007) la infiltración se define como la tasa volumétrica de agua que ingresa al suelo por unidad de área.

El proceso de infiltración ocurre en tres fases: penetración inicial (determinada por las fuerzas capilares), transmisión (flujo debido la gravedad) y redistribución (equilibrio entre las fuerzas matriciales y gravitacionales) (Brady & Weil, 2016). La textura del suelo es fundamental, ya que suelos arenosos muestran altas tasas iniciales de infiltración, pero baja retención hídrica, mientras que suelos arcillosos tienen baja infiltración inicial pero mayor capacidad de almacenamiento (Jarvis et al., 2013). La presencia de vegetación y macroporos (debido raíces o grietas) puede aumentar significativamente la infiltración (Yu et al., 2018).

Si bien es difícil estimar la infiltración total que ocurre en una cuenca, es común el uso de indicadores como la tasa de infiltración. Se conoce como intensidad, velocidad o tasa de infiltración, al volumen de agua que se mueve a

través de la superficie del suelo en determinado instante (Díaz et al., 2015). La capacidad del suelo de infiltrar el agua depende de sus propiedades hidráulicas como la porosidad, la conductividad hidráulica saturada e insaturadas, la sorbilidad, entre otros (Gómez Tagle et al., 2014).

Las cuencas hidrográficas están sujetas a modificaciones en el uso del suelo, tales como la deforestación y el uso de superficies impermeables, lo que aumenta el flujo superficial del agua y reduce la capacidad de infiltración del suelo. Estos procesos afectan el ciclo hidrológico de las cuencas, lo que amenaza la disponibilidad de los recursos hídricos, por lo que es importante conocer la infiltración.

5.4. Propiedades fisicoquímicas del suelo

Las propiedades fisicoquímicas del suelo (PFS) son aquellos atributos que determinan su estructura y función, integrando características físicas y químicas. Estas propiedades incluyen textura, densidad aparente, ph y contenido de materia orgánica, entre otros.

El mecanismo de interacción entre estas variables es clave para comprender la dinámica del suelo. La densidad aparente (DA), refleja compactación, afecta a la porosidad y la infiltración, mientras que la textura determina la capacidad de retención hídrica y la erodabilidad (Kool et al., 2019; Roa García et al., 2021). Por otro lado, el carbono en el suelo influye en la estabilidad de agregados y la capacidad de intercambio catiónico (Solly et al., 2020).

Recientemente se ha analizado el impacto de prácticas agrícolas y la deforestación en estas variables. La investigación de Kool et al. (2019) demuestra que la labranza intensiva aumenta la DA y reduce el carbono orgánico (CO) en el suelo, mientras que el uso de prácticas como los acolchados o rotación de cultivos favorece su conservación. Otros trabajos destacan la relación directa que hay entre la textura y el secuestro de carbono, demostrando que los suelos franco-arcillosos son los más aptos (Just et al., 2023; Sümmeler et al., 2025).

5.5. Carbono en el suelo

El carbono se almacena en forma orgánica e inorgánica en el suelo. En el caso del carbono inorgánico este se encuentra en minerales de carbonato, mientras que el carbono orgánico se encuentra en la fracción orgánica del suelo, compuesta por células en diversas fases de descomposición de bacterias, animales, plantas y hongos (Han et al., 2016).

La fracción orgánica del carbono en forma de materia orgánica es el componente más importante del suelo. Debido a su importancia en la retención de nutrientes, estabilidad estructural, reducción de la erosión, el contenido de este elemento se utiliza como un indicador primario de la salud del suelo (FAO, 2019). El carbono orgánico es de vital importancia en el balance hídrico del suelo, determinando la CRH de las partículas.

El carbono es determinante en la integridad estructural del suelo. El trabajo de Zhang et al (2025) sugiere que suelos con contenidos mayores al 1.5% mantienen la conectividad de los poros, favoreciendo el aireamiento y el crecimiento radicular.

5.6. Degradación de suelos

La degradación de suelos es el conjunto de procesos mediante los cuales este pierde su aptitud para proveer bienes y servicios a la población (Osman, 2014). La perturbación de los ecosistemas, usualmente mediante la pérdida de cobertura vegetal, conlleva a la degradación del suelo (Granada Isaza et al., 2013). El suelo sin cobertura vegetal es propenso a la erosión hídrica y eólica, lo que promueve la compactación, y que en consecuencia reduce su capacidad de infiltrar agua hacia el subsuelo.

De acuerdo a Lal (2015) existen cuatro tipos de degradación: física, química, biológica y ecológica. Existe una separación conceptual en cuanto a estos procesos, sin embargo, ocurren de manera simultánea. La degradación física, por ejemplo, se caracteriza por modificaciones en la estructura del suelo, lo que desencadena

procesos de deterioro ambiental como la reducción de la infiltración, captura de carbono, modificación de la cobertura vegetal y finalmente en la pérdida de servicios ecosistémicos (Osman, 2014).

5.6.1. Degradación física

Las propiedades físicas como la textura, estructura, estabilidad de agregados, porosidad y temperatura están relacionadas con la fertilidad y productividad del suelo (Osman, 2014). Debido a esto, la degradación física tiene como resultado la pérdida de atributos como la geometría y continuidad de la porosidad, lo que vuelve el suelo propenso a la compactación, la erosión eólica e hídrica y reduce su capacidad de infiltración (Lal, 2015).

La erosión es el proceso de degradación física más significativo, ya que tiene como consecuencia cambios en la estructura que afectan su productividad. Esto tiene impactos significativos en el balance hídrico de una zona, reduciendo su capacidad de infiltrar y retener agua (Mahmoodlu et al., 2016).

5.7. Obras de conservación de suelos

Las OCS tienen el objetivo de reducir la degradación, evitando la pérdida de atributos importantes para el sustento de la vida vegetal y animal. Mediante la intervención con OCS se busca promover la infiltración, reducir la velocidad y volumen de los escorrentimientos superficiales, así como favorecer el aumento de la cobertura vegetal y materia orgánica del suelo. Las OCS son del tipo mecánico (zanjas trincheras, tinas ciegas, presas de gavión, presas de piedra acomodada) o vegetativo (revegetación, acolchado, barreras vivas) (Aguirre Salado et al., 2023).

A pesar del extenso uso de estas obras, los reportes técnicos no cuantifican su efecto en la estructura y calidad del suelo. Lo anterior repercute en una inadecuada implementación de OCS, lo que puede tener un efecto perjudicial en la estructura del suelo (Cotler et al., 2013, 2015; Larios, 2020). La baja eficiencia en el caso de las técnicas mecánicas y los bajos porcentajes de supervivencia en las

reforestaciones son producto de un seguimiento deficiente, por lo que es necesario evaluar su eficiencia.

5.8. Indicadores de calidad de suelos

Los indicadores de calidad de suelos son parámetros físicos, químicos o biológicos que se utilizan para evaluar su capacidad de sostener la productividad biológica, y promover la salud vegetal y animal (Doran & Parkin, 2015). Estos indicadores permiten obtener información sobre la estructura y función del suelo por lo que su elección depende de los objetivos del estudio.

Además, son herramientas de diagnóstico que permiten integrar variables que responden a cambios por factores naturales o antrópicos, tomando como base valores de referencia. Por ejemplo, la densidad aparente y la estabilidad de agregados son indicadores de compactación y susceptibilidad a la erosión, mientras que el pH y el contenido de carbono son indicadores químicos que se relacionan con fertilidad y disponibilidad de nutrientes (Kuśmierz et al., 2023; Shah et al., 2017).

6. Antecedentes

Las OCS tienen el objetivo de reducir la velocidad y la cantidad de agua que escurre, evitando así la pérdida de suelos y aumentando la tasa de infiltración, por lo que es importante conocer su efecto en las propiedades hidrológicas del suelo. Las propiedades hidrológicas del suelo son indicadores clave de la porosidad del suelo, así como del contenido de materia orgánica y la textura del mismo.

Los seres vivos dependen del suelo y los bienes y servicios que otorga, como los alimentos, fibras y combustible, sin embargo, el ser humano ha aprovechado este recurso sin considerar su impacto en la calidad del mismo. En este apartado se revisarán los principales antecedentes con respecto al uso de las OCS y los efectos derivados de estas en el contexto internacional y nacional.

6.1. Evolución histórica de las OCS

El interés por la conservación de suelos como un recurso vital tuvo su auge desde mediados del siglo XX, en respuesta a la degradación ambiental. Durante esta época se realizaron avances científicos como respuesta ante el Dust Bowl de los años treinta en Estados Unidos, un desastre ambiental caracterizado por tormentas de polvo que devastaron millones de hectáreas, debido a la sequía y las malas prácticas de manejo (Arthi, 2018). Este acontecimiento desencadenó el estudio de los procesos de erosión, degradación estructural del suelo y pérdida de nutrientes (de Graaff et al., 2013; Lee & Gill, 2015). También surgieron instituciones gubernamentales dedicadas a la conservación del suelo como la SSSA en 1936 (Soil Science Society of America) y la SCS en 1933 (Soil Conservation Service).

En décadas posteriores el establecimiento de parcelas experimentales como unidad de estudio, permitió un mejor entendimiento de procesos del suelo y su relación con los recursos hídricos, tales como la infiltración, compactación, erosión, escorrimientos, contenido de materia orgánica, manejo de nutrientes, entre otros (Bradshaw, 1997). El desarrollo de tecnología y técnicas de manejo del recurso suelo aumentó con el fin de asegurar la producción requerida por una población en constante crecimiento.

En este contexto, durante las últimas 5 décadas los gobiernos nacionales han desarrollado políticas e instrumentos que tienen el propósito de proteger sus suelos y sus recursos hídricos, mediante la rehabilitación de suelos degradados (de Graaff et al., 2013). A pesar de esto, existe una diferencia marcada entre los países con mayor poder económico y aquellos en vías de desarrollo debido a su capacidad técnica para invertir en conservación.

En México, la preocupación por la conservación del suelo comenzó a partir de la década de 1930 y se institucionalizó en los años 40 mediante la adopción del enfoque de cuenca hidrográfica como unidad de conservación de suelos. La importancia de estas unidades radica en la importancia del ciclo hidrológico para surtir las represas recién creadas (McCulligh & Tetreault, 2017). Con el paso del tiempo se fueron formalizando esquemas de conservación, como el Programa de Conservación de Suelos Forestales (CONAFOR, 2013) cuyo objetivo fue fortalecer las labores de conservación y detener los procesos de degradación activos.

6.2. Fundamentos de las OCS

Las OCS tienen el objetivo de evitar la degradación del suelo. Esto se lleva a cabo mediante la reducción de la escorrentía, retención de materia orgánica o el establecimiento de especies vegetales nativas. En su aplicación, las OCS se dividen en dos grupos: prácticas mecánicas y vegetativas o biológicas (Sarvade et al., 2019), cuya selección depende de las características biofísicas del sitio, los recursos disponibles y su finalidad.

6.2.1. Prácticas mecánicas

Las prácticas mecánicas son estructuras físicas construidas para modificar el movimiento del agua, controlar la erosión y promover la infiltración, entre las más comunes se encuentran:

Gaviones: La construcción de gaviones es una práctica mecánica que tiene el propósito de retener el suelo arrastrado por las corrientes de agua. Estas estructuras de retención se componen de rocas, las cuales están contenidas en

cajas de alambre de acero, con diámetros que van de los 2.2 a los 3.4 mm (Chikute* & Sonar, 2019). Los gaviones son utilizados para controlar la ampliación de la zona ribereña, control de deslaves, construcción de caminos y protección de asentamientos en zonas con pendientes pronunciadas (Matic, 2009).

Esta práctica también es común para disminuir la magnitud de los procesos erosivos. Mendoza Guzmán et al. (2023) indica la eficiencia de este tipo de práctica en la reducción de la profundidad de las cárcavas, y en general en la reducción de los procesos erosivos en la región sur de la Ciudad de México. Sin embargo, este tipo de prácticas también tiene desventajas. Chikute & Sonar (2019) mencionan cinco defectos que pueden llegar a presentar estas estructuras: abultamiento del muro, corrosión de la malla, erosión de rocas blandas, grietas en el relleno y erosión de suelos de cimentación.

Los gaviones también son utilizados en la estabilización de ríos. El río Zealand alberga el segundo mayor proyecto de estabilización de ríos en los Estados Unidos, sin embargo, los gaviones instalados a lo largo de 4.5 km aumentaron la incisión vertical del río, también aumentaron el diámetro de la zona ribereña, y promovieron la aparición de avulsiones (Thompson et al., 2016). Estas estructuras también son utilizadas con el propósito de reducir el riesgo que representan las lluvias torrenciales a gente, animales, caminos y zonas de cultivo.

Terrazas: Una terraza es un terraplén o escalón construido a partir del suelo, la cual se establece en paralelo a las curvas de nivel, y que tiene el fin de reducir la pendiente y así la velocidad y magnitud de los escorrentimientos superficiales (Ahuchaoqu et al., 2022). Esta práctica permite la agricultura en zonas con pendientes pronunciadas, además de promover la formación de suelos “antropogénicos”. Las terrazas favorecen el establecimiento de plantas, la acumulación de materia orgánica y la riqueza de microrganismos beneficiosos para el suelo (Stanchi et al., 2012).

Zanas de infiltración: Las zanas trincheras o zanas de infiltración son el tipo de obra mecánica más común utilizada en México. Estas son excavaciones lineares de hasta 40 cm de profundidad, que se hacen con base en las curvas de nivel (Cotler

et al., 2015). Su objetivo principal es reducir el escorrimiento superficial. Sin embargo, es importante considerar el contexto biofísico y social en el que se ejecutan, ya que, a falta de un monitoreo adecuado, estas pueden tener efectos negativos en la estructura del suelo, la retención de humedad, y el carbono almacenado (Cotler et al., 2015). El suelo removido de las zanjas puede liberar una gran cantidad de CO₂ a la atmósfera, mediante la intemperización de la materia orgánica (Guadarrma Nonato et al., 2018).

6.2.2. Prácticas vegetativas o biológicas

Las prácticas vegetativas o biológicas usan especies vegetales para proteger el suelo, aumentar su cobertura y favorecer la entrada de materia orgánica. Incluyen:

Revegetación: Es una de las prácticas más comunes para el control de la erosión. La vegetación provee de una cubierta que protege al suelo de la pérdida de suelo. La revegetación tiene el objetivo de reestablecer la comunidad vegetal de un lugar al estado anterior al impacto (Zhang et al., 2024) Mediante la introducción de plantas, se busca recuperar los servicios ecosistémicos como la biodiversidad y las interacciones entre las especies que habitan los ecosistemas (Román-Dañobeytia et al., 2015).

Sin embargo, es importante considerar que, en suelos degradados, el establecimiento de plantas se vuelve complicado, por lo que el uso de especies de crecimiento rápido y con capacidad de adaptarse a condiciones adversas determina el éxito de las revegetaciones (Aparecida Rosa de Queiroz et al., 2024). El trabajo de Dalmasso (2010) en el sur de Malargüe, provincia de Mendoza, Argentina, sugiere que la selección de especies nativas resulta efectiva para recuperar áreas degradadas debido a su historia evolutiva ligada a las condiciones biofísicas de la zona.

En los últimos 40 años, en la región agro-pastoral del norte de China se han realizado revegetaciones en 1.5 Mha, las cuales han aumentado considerablemente la cobertura forestal en la región (Liu et al., 2021). El estudio cualitativo de Lasanta

& Pascual Bellido (2015) sugiere la importancia de la educación ambiental en la adopción proyectos de revegetación.

Barreras vivas o muertas: Esta práctica consiste en la colocación estratégica de materia vegetal (ramas secas, residuos agrícolas o líneas de siembra de especies tolerantes) dispuestos de forma perpendicular a la pendiente para frenar el escurrimiento superficial y aumentar la retención hídrica. Estas barreras actúan como obstáculos que disipan la energía cinética del agua, reducen su velocidad y propician la acumulación de partículas finas aguas arriba. Además, favorecen la acumulación de humedad y materia orgánica, lo que facilita la colonización de especies pioneras (Azero et al., 2016).

Estudios han demostrado su efectividad en zonas montañosas, donde han contribuido significativamente a la estabilización de laderas y al incremento en la cobertura vegetal (Aguirre-Salado et al., 2023; García-Barrios & González-Espinosa, 2017). Las barreras vivas han logrado mejorar las condiciones edáficas como la porosidad, contenido de carbono y nitrógeno, además de que el establecimiento de especies nativas crea sitios de descanso para aves (Martínez-Cepeda, 2019).

Acolchados orgánicos: Son coberturas aplicadas directamente sobre la superficie del suelo utilizando residuos vegetales como hojarasca, paja o rastrojo. Esta práctica actúa como una barrera física que disminuye la evapotranspiración, amortigua el impacto directo de las gotas de lluvia y mejora la retención de humedad del suelo, lo que contribuye a mantener agregados estables y a prevenir procesos de compactación y erosión. Los acolchados también promueven la actividad biológica al ofrecer alimento y refugio para la fauna edáfica, al mismo tiempo que incrementan el contenido de carbono orgánico a medida que se descomponen (El-Beltagi et al., 2022).

Se han documentado beneficios significativos del acolchado en la mejora de la humedad del suelo, con incrementos de hasta un 20% en suelos degradados, además de reducción en la escorrentía y pérdida de sedimento (Akhtar et al., 2019; Rehman et al., 2025). En ecosistemas forestales y agrícolas, el uso de acolchados

ha resultado clave para restaurar la capacidad de infiltración del suelo y mejorar la productividad (Solgi et al., 2021).

6.3. Monitoreo de las OCS

El monitoreo representa una herramienta de vital importancia para asegurar el funcionamiento de las OCS. Willy et al. (2014), mediante una evaluación de las múltiples OCS llevadas a cabo en el lago Naivasha, en Kenia, encontró un efecto positivo en las ganancias de los agricultores de la región, apuntando, además, a la importancia del acompañamiento técnico a los productores.

También es común abordar la eficiencia de las OCS desde la perspectiva de la productividad agrícola, como lo indica Larios (2020), quien utilizó indicadores ambientales (fertilidad de suelo) y socioeconómicos (ganancias de los productores), para demostrar que las obras evaluadas tuvieron un efecto significativo en la cosecha en cultivos de maíz. Mejía et al. (2012) también utilizó el rendimiento del maíz para demostrar la baja eficiencia de sistemas de producción con terrazas en la región Mixteca alta de Oaxaca, apuntando a una mala implementación.

Adimassu et al. (2017) indica que la implementación de este tipo de prácticas en el macizo etíope, reduce la superficie cultivable, teniendo un efecto negativo en la productividad. A pesar de esto, las OCS tuvieron un efecto positivo en el control de la erosión, retención de humedad, contenido de materia orgánica, entre otros servicios ambientales. En esta misma región ha sido clave la adopción de las OCS por parte de los productores, siendo la participación activa y el soporte técnico del gobierno, los principales determinantes en el éxito de estas prácticas (Mekuriaw et al., 2018). Existe un amplio rango de factores que determinan la adopción de las OCS por parte de la población, por lo que diversos autores, han indicado la importancia del contexto social, económico y político (Delaroche, 2020).

7. Área de estudio

La microcuenca “La Beata” se ubica en los límites de los municipios de Amealco de Bonfil y Huimilpan, en el estado de Querétaro (Figura 1) y comprende las localidades de La Beata, La Joya y El Aserrín.

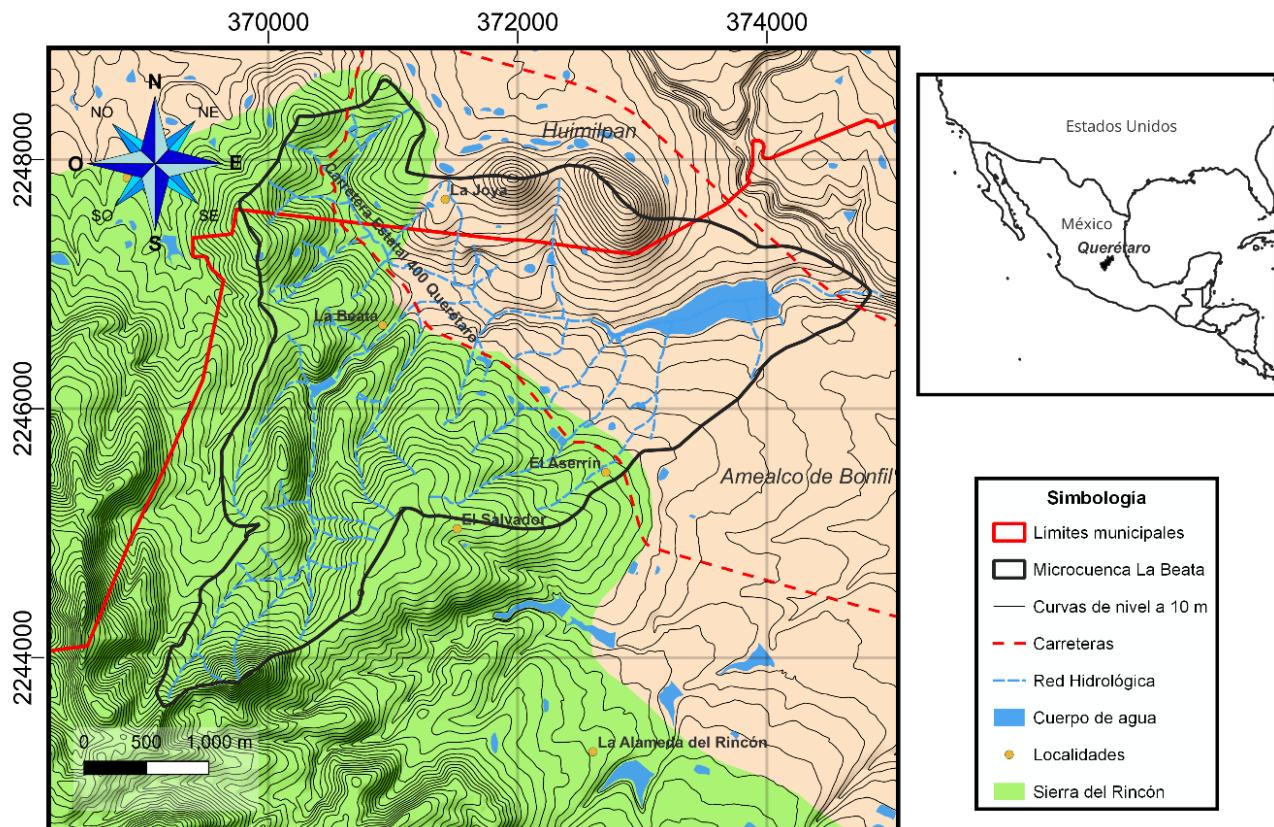


Figura 1. Ubicación de la Microcuenca La Beata. Fuente: elaboración propia con datos de INEGI (2021). SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

Es parte de la Sierra del Rincón, una zona de recarga del acuífero San Juan Del Río. La cobertura de bosque de encino-pino y la presencia de manantiales son indicadores de recarga hídrica y flujo de agua superficial (Figura 2) (Fiorillo et al., 2018).



Figura 2. Manantial somero emergente en el sotobosque de la microcuenca La Beata. Se observa vegetación riparia compuesta por helechos, gramíneas y hierbas, así como acumulación de hojarasca.

7.1. Geología

La microcuenca se encuentra en el centro-este de la Faja Volcánica Transmexicana, una extensa provincia del Cenozoico de origen volcánico que se caracteriza por su gran diversidad de rocas ígneas (Ferrari et al., 2012). En esta región, afloran múltiples unidades volcánicas que han modelado el relieve (Figura 3).

En el norte de la microcuenca se encuentra la Latita La Cuesta, una roca ígnea extrusiva de entre el Oligoceno y el Mioceno, subyacente a la andesita Vaquerías; su fracturación natural puede favorecer la retención hídrica, aunque

también presentan una alta susceptibilidad a la erosión en zonas de pendientes pronunciadas (Dávalos Álvarez et al., 2005).

Hacia el centro y norte de la microcuenca, se sitúa la Toba Amealco, un depósito piroclástico de composición riolítica originado por una serie de erupciones de la caldera Amealco hace 4.7 ± 0.1 m.a (Aguirre Díaz, 2001). Hacia la parte suroeste aflora la riolita El Rincón, correspondiente a un complejo de domos volcánicos de composición felsica, que se caracterizan por formar relieves abruptos y suelos delgados, pedregosos y poco desarrollados en los que la vegetación suele ser rala (Dávalos Álvarez et al., 2005). Finalmente, la andesita Vaquerías forma coladas lávicas masivas que se reconocen en diversas zonas genera suelos poco profundos y drenaje rápido.

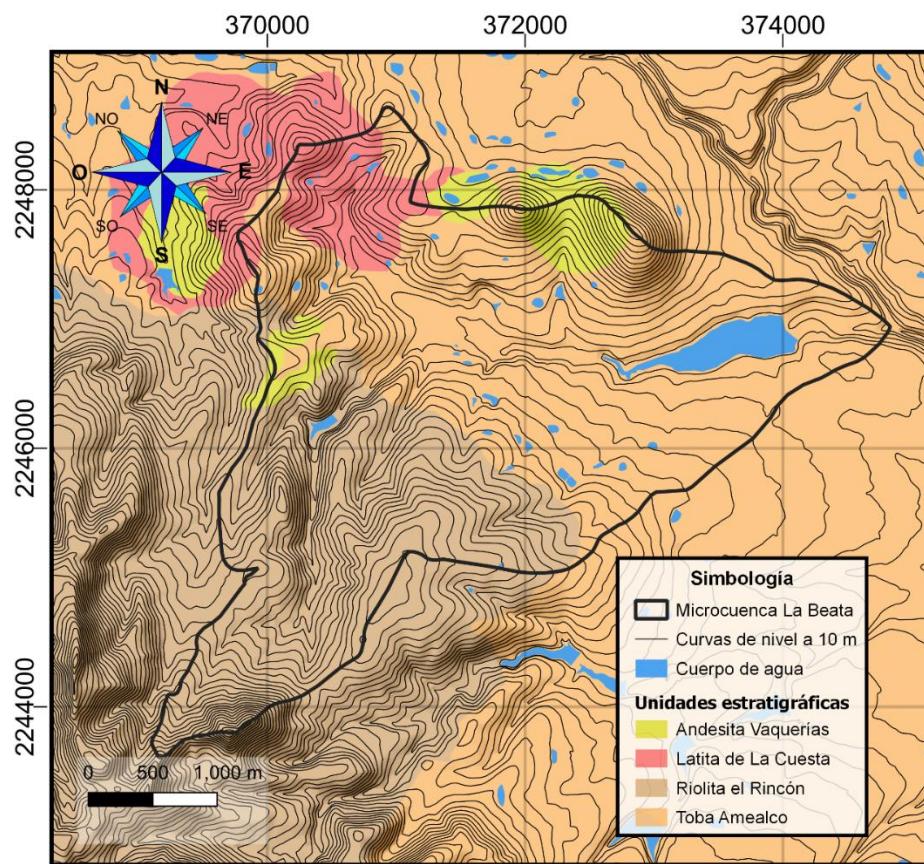


Figura 3. Unidades estratigráficas de la microcuenca La Beata. Fuente: Dávalos Álvarez et al. (2005). SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

7.2. Tipos de suelo

La microcuenca se encuentra dominada por dos unidades edáficas: Phaeozem (54%) y Umbrisol (46%) (Figura 4). Los Phaeozems se ubican en zonas medias a bajas del relieve, donde se acumulan materiales finos procedentes de la meteorización de ignimbritas riolíticas y latitas. Estos suelos suelen presentar horizontes superficiales oscuros con contenido moderado a alto de materia orgánica, condiciones favorecidas por pastizales inducidos y agricultura de temporal que han incorporado residuos de cultivos (ISRIC, 2021). La buena retención de agua en estos Phaeozems los hace aptos para la agricultura de maíz y frijol en la zona baja de la microcuenca.

Los Umbrisoles predominan en las zonas altas y centro-sur, están asociadas a laderas de bosque de encino, en donde la acumulación de hojarasca y raíces, favorece el desarrollo de horizontes superficiales ácidos sobre materiales riolíticos (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2015).

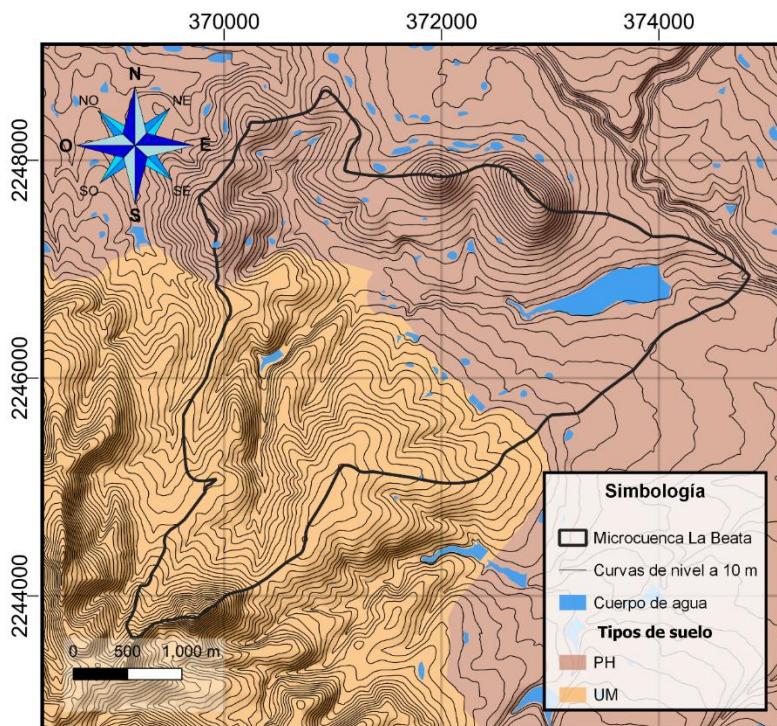


Figura 4. Tipos de suelo de la microcuenca La Beata. Fuente: elaboración propia con datos de INEGI (2024). SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

7.3. Usos de suelo

La microcuenca tiene una superficie de 12.65 km², de la cual el 36.7% está destinado a agricultura de temporal, el 32.74% pertenece a bosque de encino-pino y bosque de encino, el 26.87% a pastizal inducido y menos del 3% a cuerpos de agua. (Figura 5 y Tabla 1).

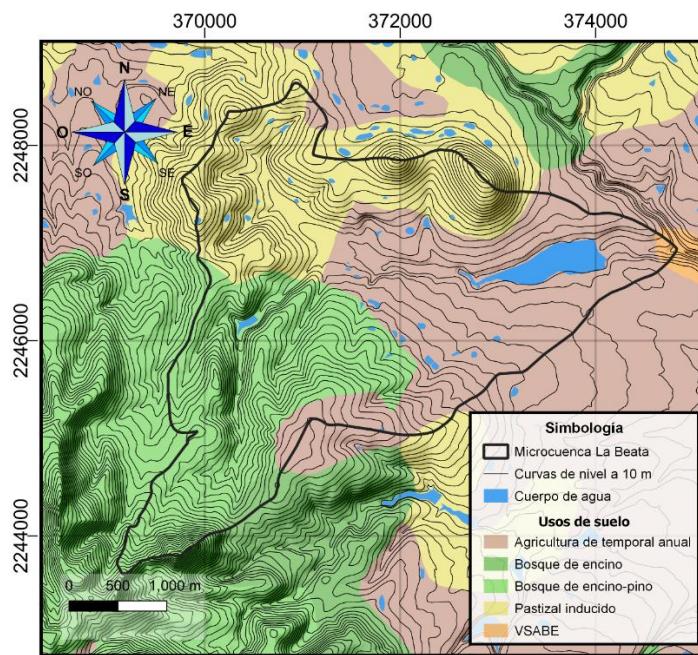


Figura 5. Usos de suelo de la microcuenca La Beata. VSABPE: Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino. Fuente: elaboración propia con datos de INEGI (2021). SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

Tabla 1. Distribución de los usos de suelo en la microcuenca La Beata.

Uso de suelo y vegetación	Superficie (%)
Agricultura de temporal anual	36.70
Bosque de encino	1.14
Bosque de encino-pino	32.74
Cuerpos de agua	2.21
Pastizal inducido	26.87
Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino	0.35

Fuente: Elaboración propia con datos de INEGI (2021).

Bosque de encino-pino y bosque de encino: Se desarrollan entre los 2400 y 2710 m.s.n.m. con especies como *Quercus castanea*, *Q. crassifolia*, *Q. crassipes*, *Q. eduardii*, *Q. laeta*, *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Pinus teocote*, *P. montezumae* y *Arctostaphylos pungens* (Figura 6) (Cabrera Luna et al., 2015). Esta vegetación protege los suelos en pendientes pronunciadas.



*Figura 6. Ejemplar de pingüica (*Arctostaphylos pungens*) en el Parque Natural La Beata. Según testimonio de una trabajadora del parque, este árbol es el más grande registrado de su especie dentro del área protegida (aproximadamente 9 m).*

Pastizal inducido: Presente en zonas medias y altas. Las especies más comunes son *Aristida schiedeana*, *A. ternipes*, *Chloris submutica*, *Digitaria ternata*, *Hilaria belangeri*, *Poa annua* y *Sporobolus indicus* (Cabrera Luna et al., 2015).

Agricultura de temporal: Constituye toda la zona baja y una parte de la media. En la zona baja se siembra maíz y frijol sobre suelos Phaeozem (Pérez-López, 2023).

3.1.1. Cobertura vegetal

Para complementar la caracterización de la vegetación, se calculó el NDVI a partir de imágenes multiespectrales del satélite Sentinel-2, utilizando las bandas B4 y B8, correspondientes al 10 de octubre de 2024 (Figura 7).

El 65.45% de la microcuenca presenta condiciones de vegetación escasa, mientras que el 29.14% corresponde a vegetación moderada. El 2.65% y el 2.76% de la superficie mostraron vegetación muy escasa o suelo desnudo, respectivamente, y menos del 1% corresponde a vegetación densa y saludable. Aunado a esto, en el mes de abril de 2025 se registró un incendio que afectó a más de 400 ha de bosque de encino-pino (Figura 8).

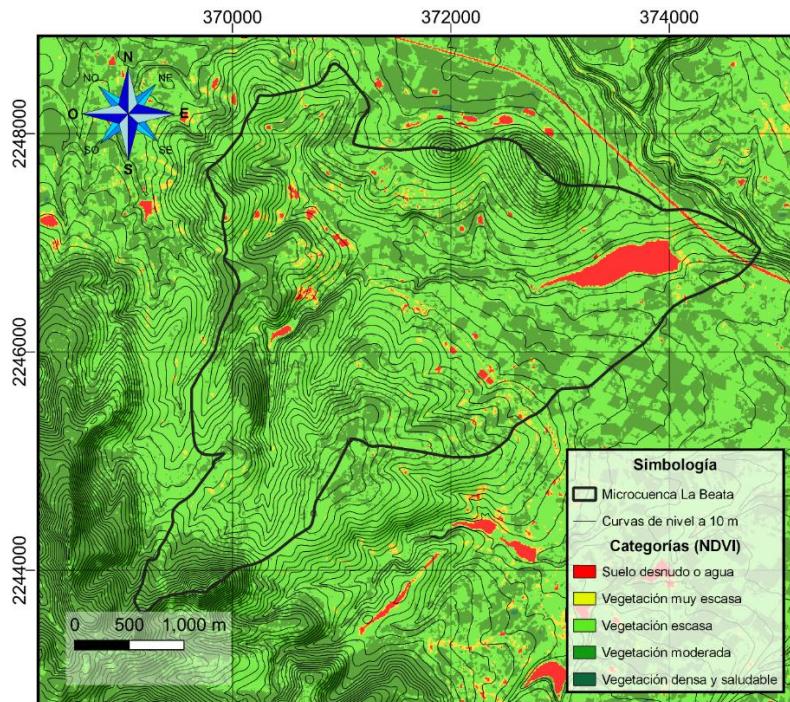


Figura 7. NDVI (normalized difference vegetation index) de la microcuenca La Beata. Las categorías se basan en el trabajo de Sucoshañay Villalba et al (2024).

SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

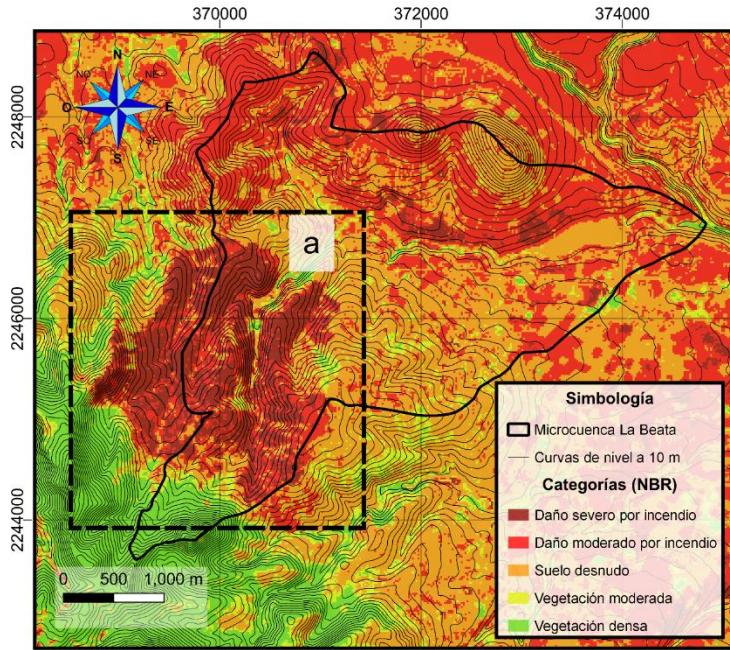


Figura 8. NBR (normalized burn ratio) de la microcuenca La Beata. a: Zona afectada por el incendio de abril del 2024. Fuente: elaboración propia. SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

7.4. Zonificación

La microcuenca se divide funcionalmente en tres zonas: alta (59%); media (33%) y baja (8%) (Figura 9). La zona alta conforma el parteaguas, con pendientes pronunciadas, mientras que la zona media y baja conforman la parte central de la microcuenca. Esta distribución, aunada a la curva hipsométrica (Figura 10), nos indica que es una microcuenca sedimentaria, en estado de vejez (Lux Cardona, 2016).

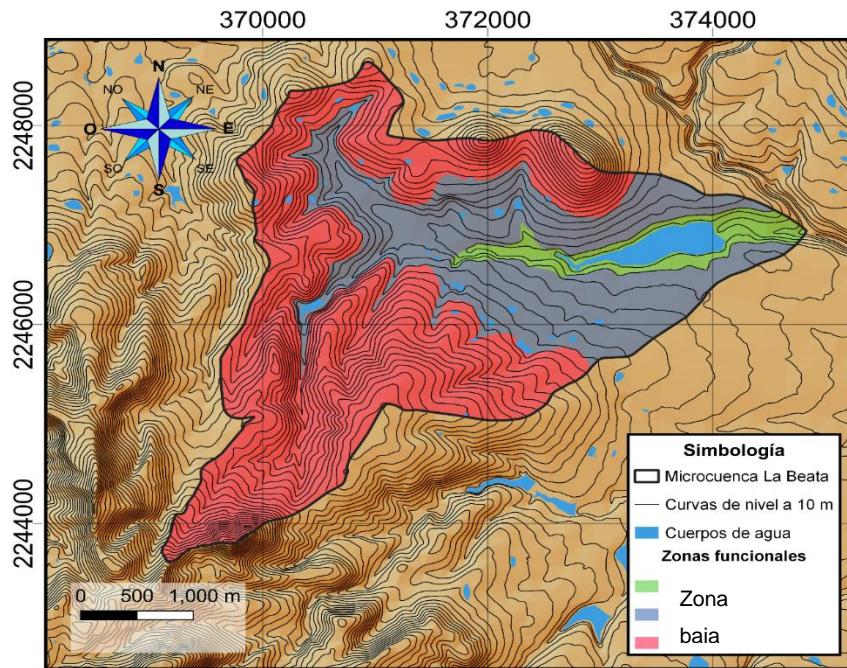


Figura 9. Zonificación de la microcuenca La Beata. Fuente: elaboración propia.

SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

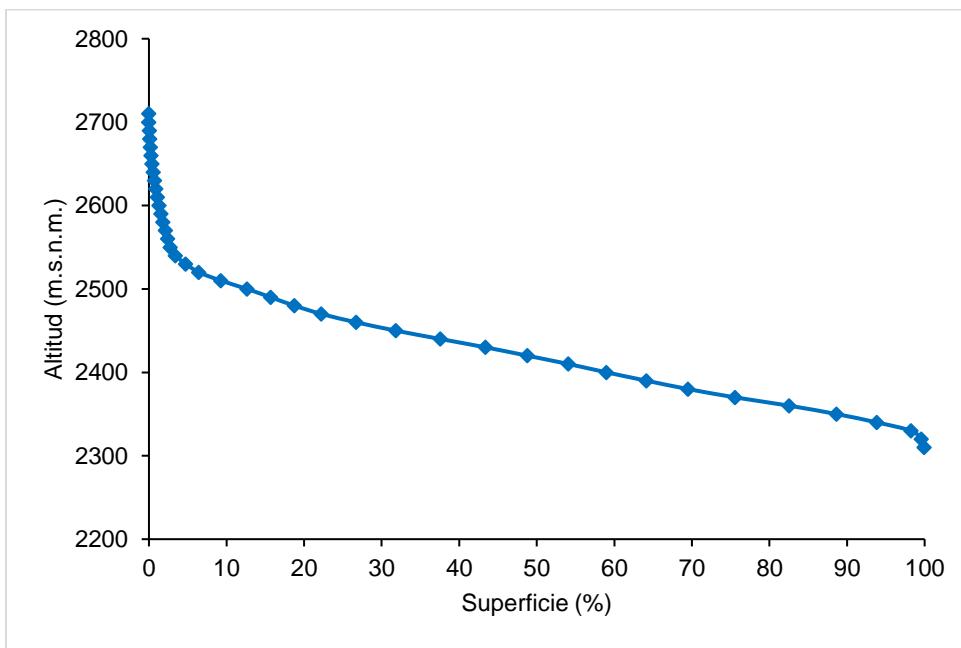


Figura 10. Curva hipsométrica de la microcuenca La Beata.

7.5. Contexto socioambiental

Las principales actividades son la agricultura de riego, en especial el cultivo de frijol, maíz, cebada y hortalizas, así como la cría de animales de granja como bovinos y aves. Desde el periodo colonial se registra la extracción maderable para la producción de carbón vegetal, actividad que se intensificó con la llegada de los españoles y posteriormente en el siglo XIX mediante la redistribución de las tierras como producto de cambios sociopolíticos (Studnicki-Gizbert & Schecter, 2010). A partir de este momento experimentó un proceso importante de modernización y crecimiento urbano que posteriormente se intensificó con la implementación de tecnologías de riego y uso de agroquímicos.

Debido a su riqueza natural la microcuenca La Beata ha sido escenario de conflictos en relación a su territorio. La comunidad de La Joya, ubicada dentro de la microcuenca La Beata ha enfrentado la fragmentación de su territorio a través de la construcción de la carretera Palmillas-Apaseo el Alto, la cual dificulta la dinámica de pastoreo y acceso al agua (Ribeiro Palacios et al., 2020).

Por otra parte, la perforación de 18 pozos sobre el acuífero San Juan Del Río para abastecer al creciente sector industrial desencadenó una lucha por la defensa del agua en la región (Pérez López, 2023). A raíz de esta problemática ha incrementado la incertidumbre de la población acerca del acceso al agua y los efectos en su estilo de vida.

Como consecuencia del manejo histórico y las actividades humanas, así como de las condiciones topográficas de la microcuenca, una superficie considerable presenta signos de degradación. Aproximadamente el 33% de la microcuenca se enfrenta a tasas de erosión de altas a muy altas, lo que ha propiciado la participación institucional mediante proyectos de conservación de suelos (Ruiz Díaz, 2024).

7.6. OCS

Dentro de la microcuenca se han llevado implementado OCS como zanjas de infiltración, gaviones de piedra, muros de piedra acomodada, barreras de vegetación seca, tinas ciegas y geocostales (Figura 11). Estas obras han demostrado ser efectivas en la retención de sedimento y agua, además de que promueven la participación de las comunidades (Ruiz Diaz, 2024).

Cabe destacar el caso del Área Natural Protegida “La Beata” como un ejemplo emblemático dentro de la microcuenca (Vázquez, 2025). Su condición de área protegida ha facilitado la implementación de OCS y la articulación entre actores locales e institucionales, promoviendo la restauración ecológica y la concientización del cuidado al medio ambiente (Sandoval, 2024).

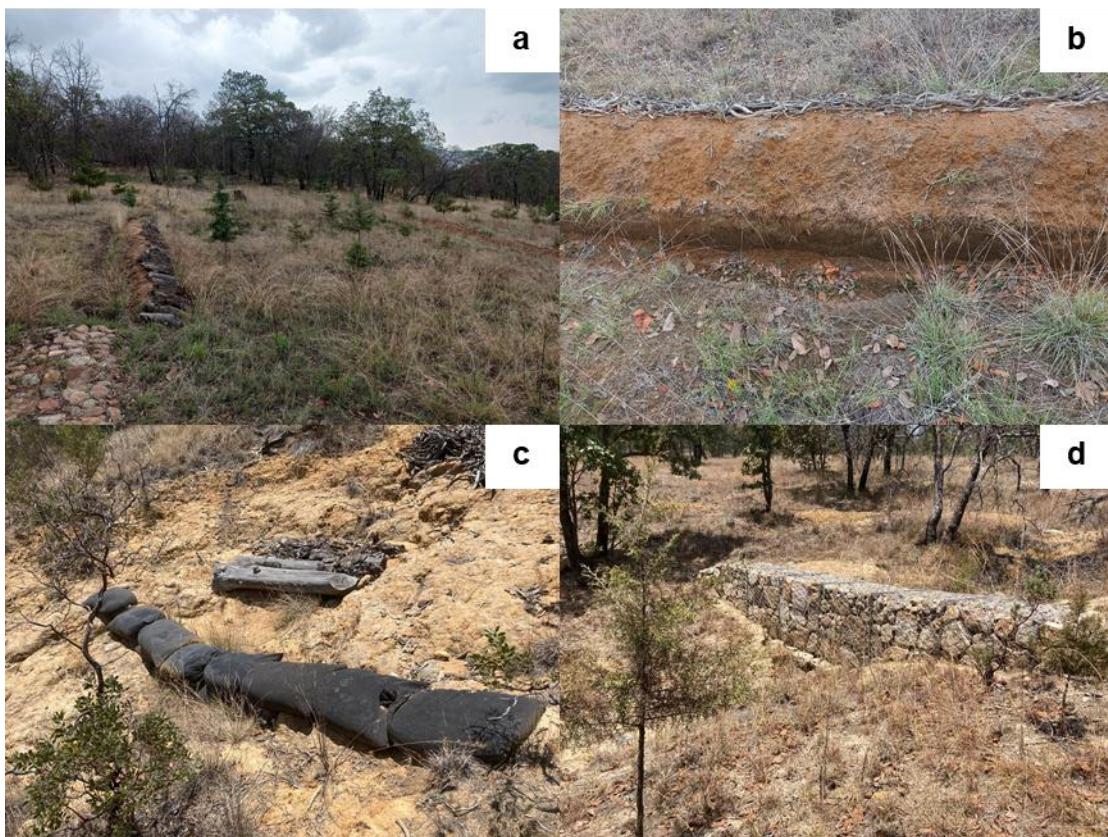


Figura 11. OCS en la ANP La Beata. a) reforestación con cedros, b) zanjas de infiltración, c) geocostales, d) presa de gavión.

8. Materiales y métodos

Para cumplir los objetivos establecidos, esta investigación se dividió en dos etapas metodológicas. La Figura 12 ilustra las actividades, instrumentos y productos que corresponden a cada etapa. Dichas etapas del estudio serán: 1) selección de UE y 2) evaluación las UE.

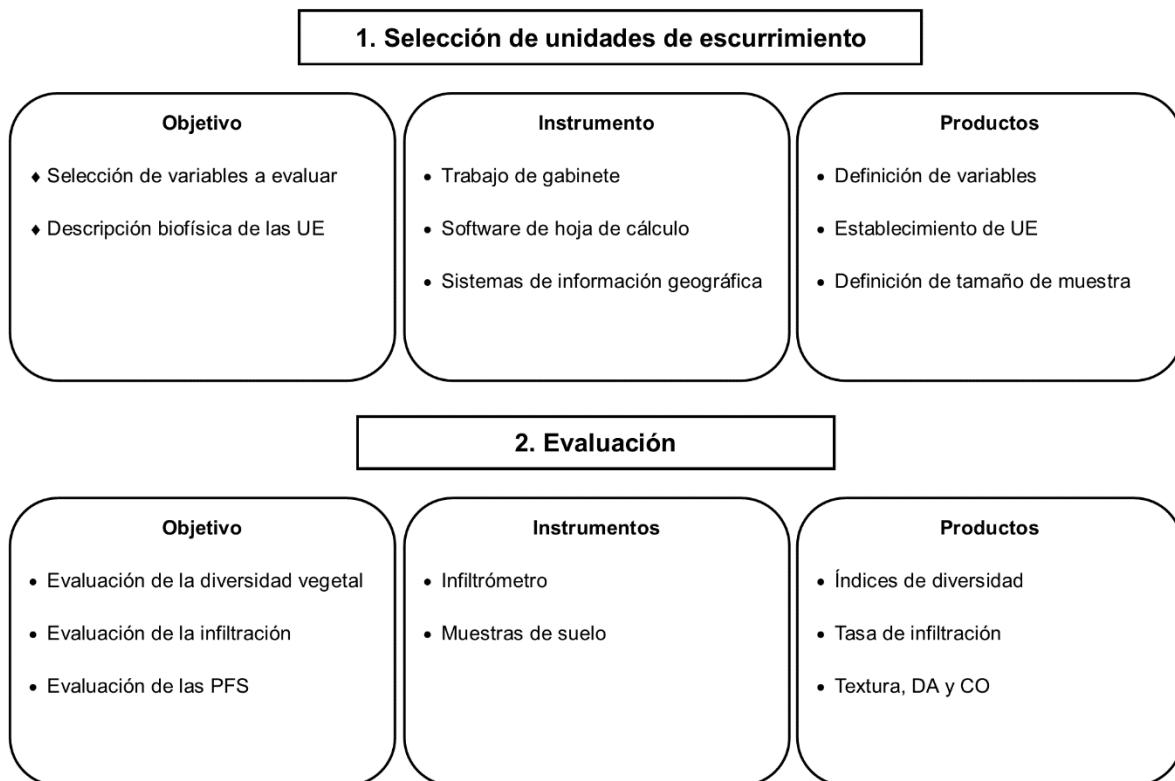


Figura 12. Ruta metodológica de la investigación.

8.1. Etapa 1: Establecimiento de unidades de escurrimiento

Se realizó la caracterización biofísica de seis unidades de escurrimiento pertenecientes a la zona funcional alta de la microcuenca La Beata que corresponden a bosque de encino-pino (Figura 13). Para esta caracterización se utilizó un formato general con los parámetros biofísicos a evaluar, adaptado de Bailón Linares (2022) (Anexo 1). En este formato se registró la pendiente (%), la textura del suelo mediante pruebas en campo (FAO, 1998), forma del terreno,

orientación, uso del suelo, rasgos de degradación del suelo, así como las OCS utilizadas y su temporalidad.

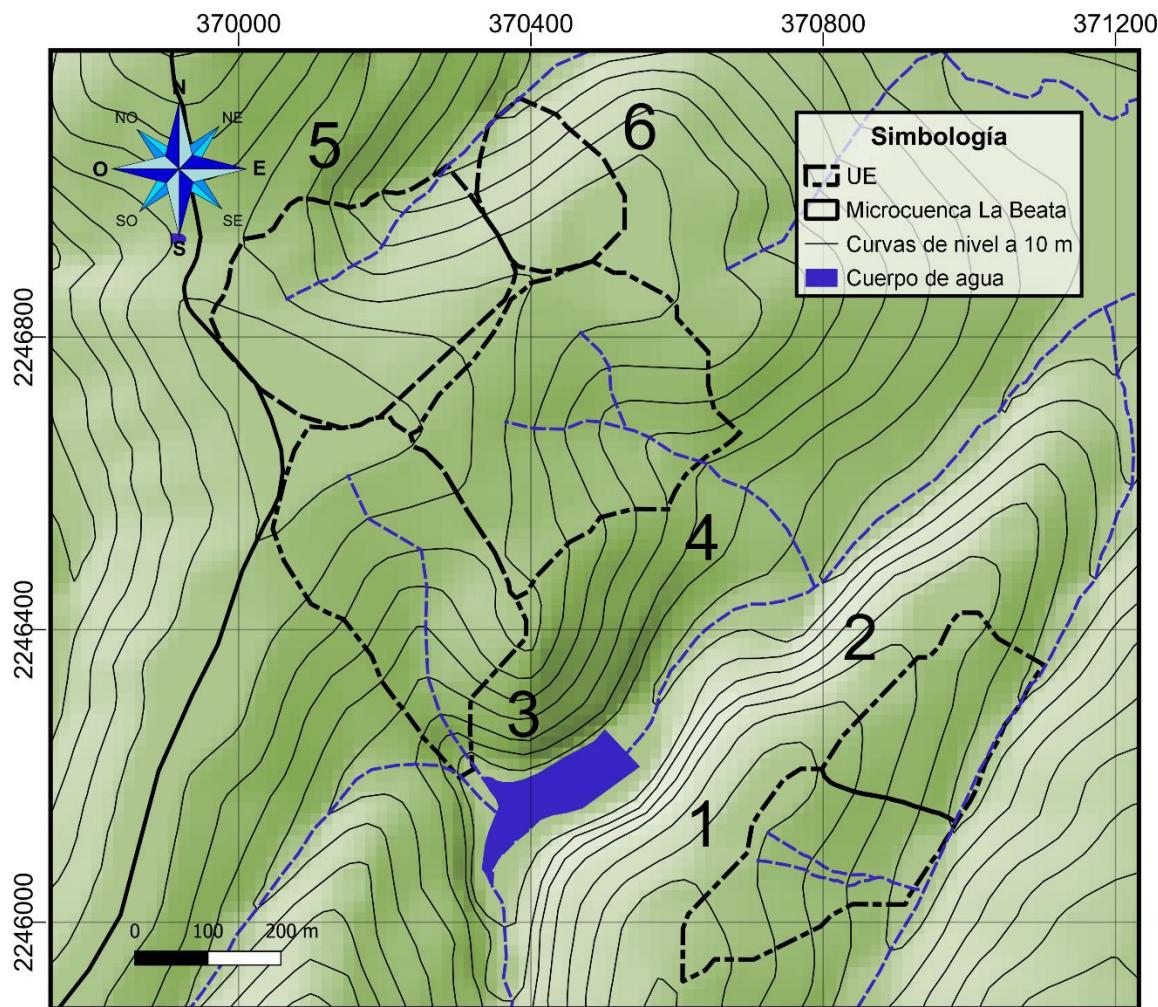


Figura 13. Unidades de escorrentamiento caracterizadas. Fuente: elaboración propia.

SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

8.1.1. Selección y zonificación de las unidades de escorrentamiento analizadas

Con base en esta caracterización se seleccionaron las UE 1-4, las cuales comparten características similares de orientación (sureste), tipo de vegetación y pendiente. Las UE-1 y UE-4 han estado sujetas a intervenciones desde el año 2022 y el 2020 respectivamente, esto debido a sus marcados signos de degradación. La UE-2 se caracteriza por relictos de bosque de encino-pino y pastizales inducidos, mientras

que la UE-3 posee el mejor estado de conservación y cobertura vegetal (Figura 14). También se llevó a cabo la zonificación con base en el método de Garrido et al. (2009) (Figura 15).

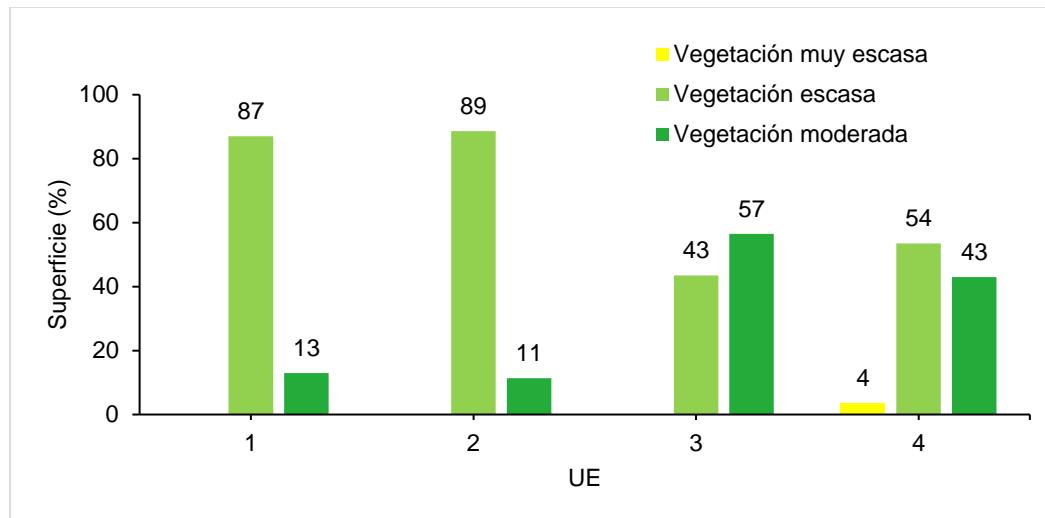


Figura 14. Cobertura vegetal de las UE analizadas, basada en el NDVI.

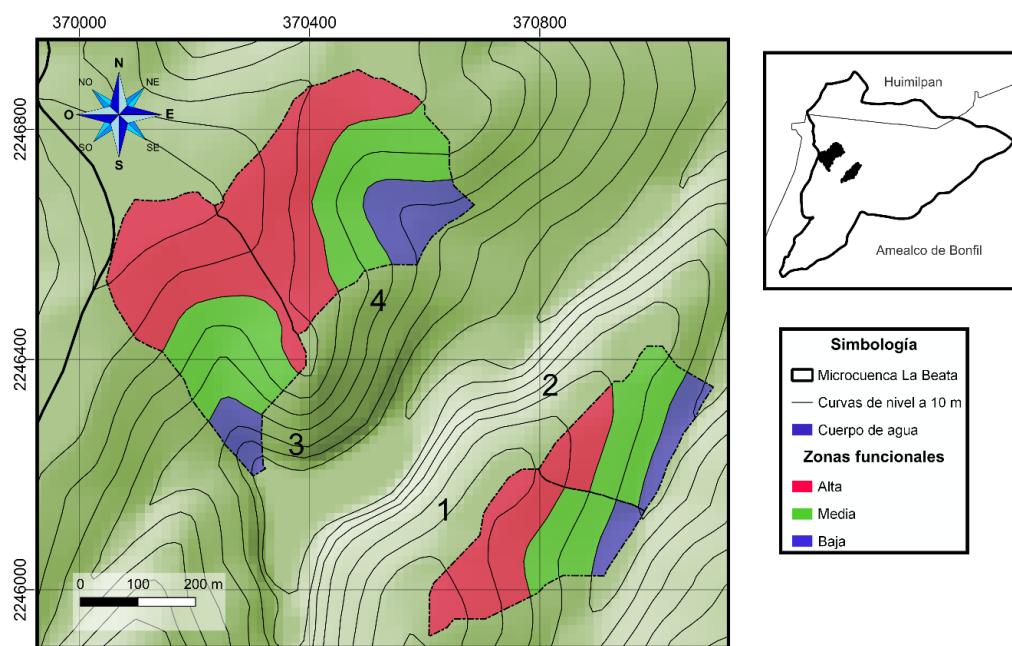


Figura 15. Zonas funcionales de las UE analizadas. Fuente: elaboración propia.

SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

8.2. Etapa 2: Evaluación

Durante los meses de octubre y noviembre del 2024 se llevó a cabo un muestreo estratificado en las UE con base en las zonas funcionales (ZF). Garrido et al. (2009) Se estableció el cuadrante (25 x 25 m) como unidad experimental, por lo que se calculó el tamaño mínimo de muestra para la superficie de cada una de las UE con un nivel de confianza del 90% ($Z=1.64$). El tamaño de muestra fue de 6 puntos por UE.

Con el fin de evitar el sobrelapamiento entre los puntos de muestreo se definió una distancia mínima de 50 metros entre sí mediante la herramienta “Puntos aleatorios dentro de polígonos” y dentro de las zonas funcionales se estableció un buffer de -10 metros dentro de cada una de las zonas en el software QGIS 3.28.13. Bajo estos criterios se establecieron 2 puntos de muestreo dentro de cada ZF (6 por UE y 24 en total). Propiedades físicas del suelo

Para determinar las PFS se tomaron muestras de 0.5 kg de suelo de los primeros 20 cm de suelo, las cuales posteriormente fueron almacenadas a temperatura ambiente hasta su análisis en el laboratorio.

8.2.1. Textura - Hidrómetro (Bouyoucos modificado).

Se utilizó el método del hidrómetro de Bouyoucos. Se secaron las muestras al aire libre durante un día (Figura 16), posteriormente se trituraron con un mortero y después se tamizaron a 2 mm. Después se tomaron 40 g de este material fino y se depositaron en un vaso de precipitado con 15.00 ml de hexametafosfato de sodio y 100.00 ml de agua destilada. Posteriormente se sometieron a agitación durante 5 minutos y se transfirieron a una probeta de 1 L. Una vez en la probeta se agregó agua hasta llegar a la marca y se mezcló con un agitador de plástico durante 5 minutos. Las lecturas del hidrómetro se realizaron a los 40 segundos para las partículas mayores de 0.05 mm (arena) y a las 2 horas para partículas mayores de 0.002 mm (limo y arena) (Figura 17). Finalmente se realizó la corrección acorde a la temperatura como indica la NOM-021-RECNAT-2000 (CONAGUA, 2002).



Figura 16. Secado de muestras de suelo.

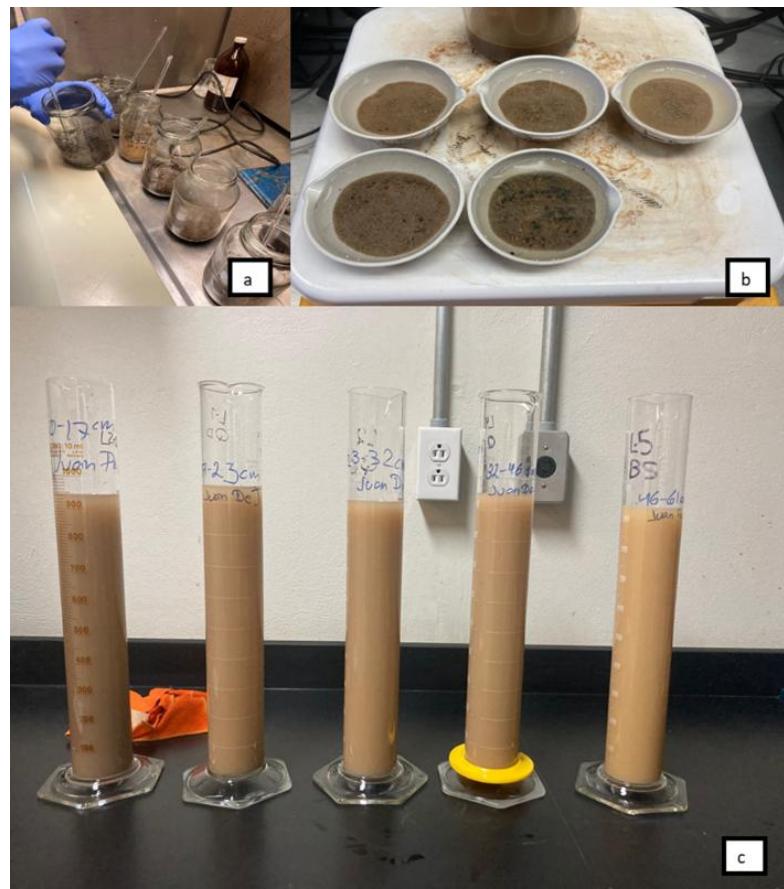


Figura 17. Determinación de la textura mediante el método del hidrómetro de Bouyoucos. a) fase de dispersión, b) partículas de arenas producto de la etapa de dispersión.

8.2.2. Densidad aparente

Se utilizó el método del cilindro (USDA, 1999). Para este método se utilizó un cilindro de metal de 6 cm de diámetro y aproximadamente 4.8 cm de altura con el borde biselado. El cilindro fue introducido con el borde biselado hacia abajo y sobre él se colocó una tabla de madera, que fue golpeada cuidadosamente con un mazo. Una vez que el cilindro quedó a nivel de superficie se cavó con una pala alrededor y se levantó cuidadosamente evitando la pérdida de suelo.

8.2.3. Carbono Orgánico

La determinación del contenido de CO se realizó mediante el método de Walkley & Black (1934), basado en la oxidación del dicromato en un medio ácido. Previamente el suelo se pulverizo en un mortero y se tamizó por una malla de 0.25 mm, de este material se pesaron aproximadamente 5g de suelo. A partir de esta muestra, se tomó una alícuota de 0.25 g la cual se vertió en un matraz Erlenmeyer de 250 ml. Posteriormente se agregaron 10 ml de una solución de dicromato de potasio 0.1667 M. y 20 ml de ácido sulfúrico, dejando reposar por 30 minutos en una cámara de extracción (Figura 18). Transcurrido este tiempo, se diluyó con 250 ml de agua destilada y 10 ml de ácido fosfórico. Finalmente se agregó 1 ml de solución indicadora y se tituló con solución de sulfato ferroso mientras la mezcla se agito constantemente hasta el viraje de color naranja a verde (Figura 19).



Figura 18. Solución de dicromato de potasio.



Figura 19. Titulación con sulfato ferroso.

8.3. Infiltración

Se evaluó la infiltración a través del uso del infiltrómetro de tensión. El registro de los datos se llevó a cabo con el sistema colecta de datos automatizada desarrollado por Morales Ortega et al. (2023). Para el establecimiento del instrumento, se limpió cuidadosamente la zona de trabajo, retirando raíces con tijeras de poda sin alterar la estructura del suelo. Posteriormente se vertió el material de contacto (marmolina) en la zona de trabajo y se fijó desde la base al suelo de los sitios de muestreo, evitando salidas horizontales de agua. Después se establecieron las tensiones de trabajo estándar (Gómez-Tagle et al., 2014) (-0.5, -7.0 y -12.5 cm) y se llenó el reservorio principal, para finalmente llevar a cabo la colecta de datos (Figura 20).



Figura 20. Establecimiento del infiltrometro de tensión.

8.4. Diversidad vegetal

Dentro de los cuadrantes se evaluaron los siguientes parámetros: riqueza, abundancia, índice de Shannon, índice de Simpson e índice de Pielou.

8.5. Análisis estadístico

Para comparar las diferencias entre las UE, se aplicó un ANOVA de una vía, con una previa verificación de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). En el caso de encontrar diferencias significativas ($p < 0.05$), se realizó una prueba post-hoc de Diferencia Mínima Significativa (DMS) con un nivel de confianza del 95%.

Adicionalmente se construyó una matriz de correlaciones de Pearson. La significancia estadística de cada coeficiente de correlación fue evaluada mediante una prueba de hipótesis bilateral ($p < 0.05$).

9. Resultados

9.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo

9.1.1. Textura

Las cuatro UE presentaron diferencias significativas en la proporción de las fracciones granulométricas del suelo ($p < 0.05$), asociadas tanto a su cobertura vegetal como a su manejo histórico (Figura 21 y Tabla 2).

Se observó predominio de texturas francas en la UE-1 con variaciones notables entre zonas. La zona baja presentó suelos limo-arcillosos, mientras que las zonas media y alta fueron arenosas.

La UE-2 presentó la textura más homogénea entre zonas, con una dominancia significativa de suelos franco arenosos con contenidos superiores al 70% de arena, en especial en las zonas baja y media. Hacia la zona alta se observó un ligero aumento del contenido de arcilla.

La UE-3 se caracterizó por la mayor proporción de limo ($p < 0.05$), particularmente en la zona media y baja, lo que sugiere una tendencia a la compactación. Sin embargo, la textura en general fue franco limosa, lo cual se puede asociar a una buena retención hídrica.

Finalmente, la UE-4 registró la mayor variabilidad, con suelos franco arenosos, franco limosos y arcillosos. Esta heterogeneidad puede estar relacionada con erosión hídrica y eólica, así como a la falta de cobertura vegetal en ciertas zonas.

Tabla 2. Contenido porcentual de las fracciones granulométricas (arcilla, limo y arena) de los puntos analizados. Clases texturales: A (Arcilloso), AF (Arena franca), FA (Franco arcilloso), FAr (Franco arcillo arenoso), FL (Franco limoso), F (Franco), FAe (Franco arenoso).

UE	ZF	Punto	Arcilla (<2 µm)	Limo 2-50 µm)	Arena (50-2000 µm)	Clase Textural
1	Baja	1	11.8	71.9	16.4	FL
		2	33.4	13.0	53.5	FAr
	Media	3	22.8	19.8	57.4	FAr
		4	42.2	24.1	33.6	A
	Alta	5	4.9	25.8	69.3	FAe
		6	10.1	42.1	47.8	F
2	Baja	7	3.6	18.3	78.1	AF
		8	3.0	15.1	81.9	AF
	Media	9	13.8	27.6	58.6	FA
		10	10.8	15.7	73.5	FA
	Alta	11	5.0	23.3	71.8	FA
		12	22.0	13.1	64.9	FAr
3	Baja	13	11.8	43.6	44.6	F
		14	4.8	65.3	29.9	FL
	Media	15	14.4	45.8	39.8	F
		16	8.0	56.8	35.2	FL
	Alta	17	5.9	50.1	44.1	FL
		18	14.0	46.2	39.8	F
4	Baja	19	24.2	29.7	46.1	F
		20	10.6	23.4	66.0	FA
	Media	21	20.9	35.7	43.5	F
		22	7.0	52.0	41.0	FL
	Alta	23	7.8	36.9	55.3	FA
		24	44.4	23.6	32.0	A

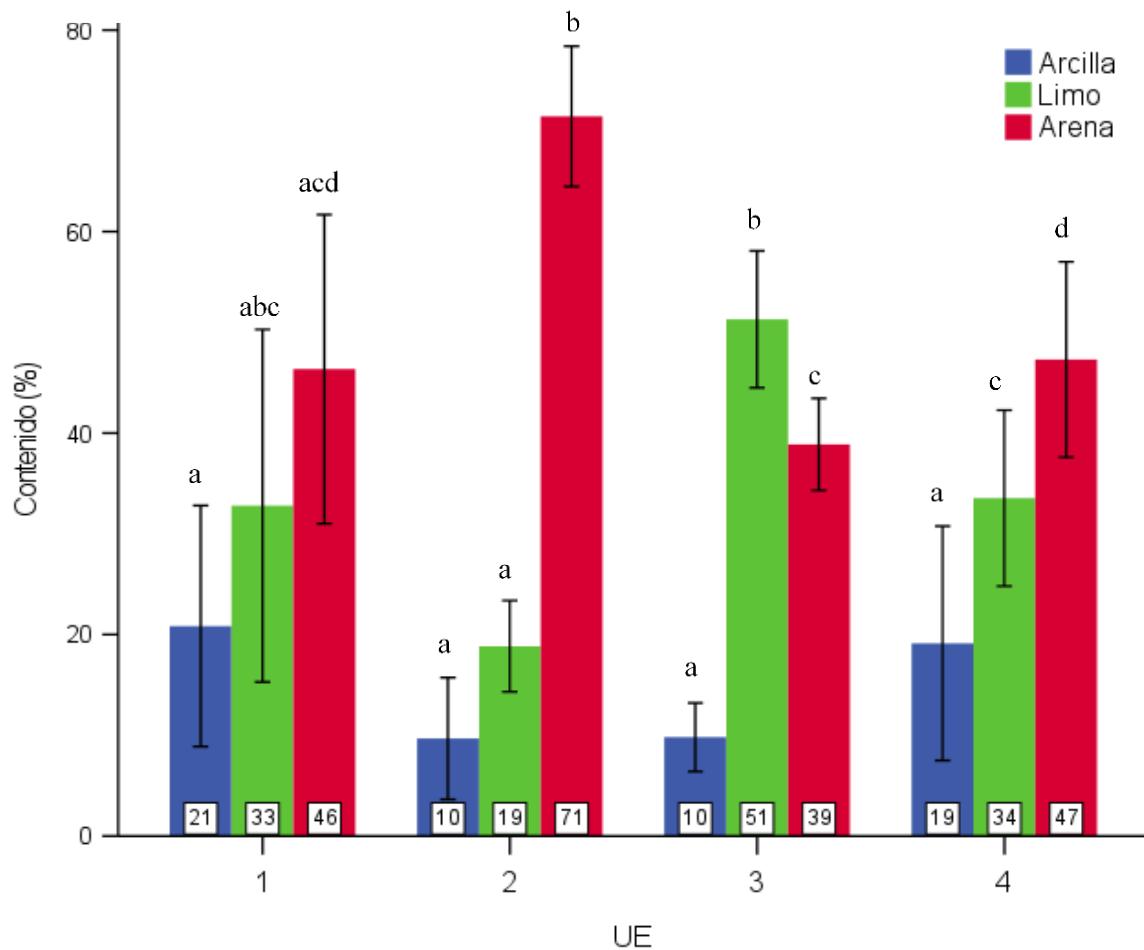


Figura 21. Contenido porcentual de las fracciones granulométricas (arcilla, limo y arena) en las UE analizadas. Barras que comparten al menos una letra, indican que no existen diferencias estadísticas significativas entre sí ($p < 0.05$).

9.1.2. Densidad aparente

Las UE mostraron diferencias significativas en la DA ($p < 0.05$), con valores que oscilan de entre 0.5 y 1.3 g/cm³ (Figuras 22-23 y Tabla 3).

La UE-1 tuvo valores intermedios de DA, con la mayor tendencia a la compactación en la zona media (1.3 g/cm³) y menores valores hacia la zona baja (0.5 g/cm³). La alta densidad en zonas medias puede estar asociada con la pérdida de cobertura vegetal y la acumulación de sedimentos finos.

La UE-2 presentó densidades moderadas (0.6 g/cm³ a 1.0 g/cm³), siendo más bajas en la zona alta. La variación fue menos marcada que en otras unidades.

En la UE-3 se presentaron las menores densidades del estudio ($p < 0.05$), lo cual sugiere suelos con alta porosidad y aireación.

La UE-4 mostró densidades de moderadas a altas, en especial en la zona baja, con valores cercanos a 1.0 g/cm³, mientras que la más baja se encontró en la zona media y corresponde a una zona de reforestación con abundante materia vegetal cubriendo el suelo (0.6 g/cm³).

Tabla 3. DA de los puntos analizados.

UE	ZF	Punto	DA
1	Baja	1	0.7
		2	0.5
	Media	3	1.2
		4	1.3
	Alta	5	0.8
		6	0.6
2	Baja	7	0.7
		8	1
	Media	9	1
		10	1
	Alta	11	0.6
		12	0.6
3	Baja	13	0.5
		14	0.5
	Media	15	0.7
		16	0.6
	Alta	17	0.7
		18	0.5
4	Baja	19	0.9
		20	1
	Media	21	0.6
		22	0.8
	Alta	23	0.7
		24	1

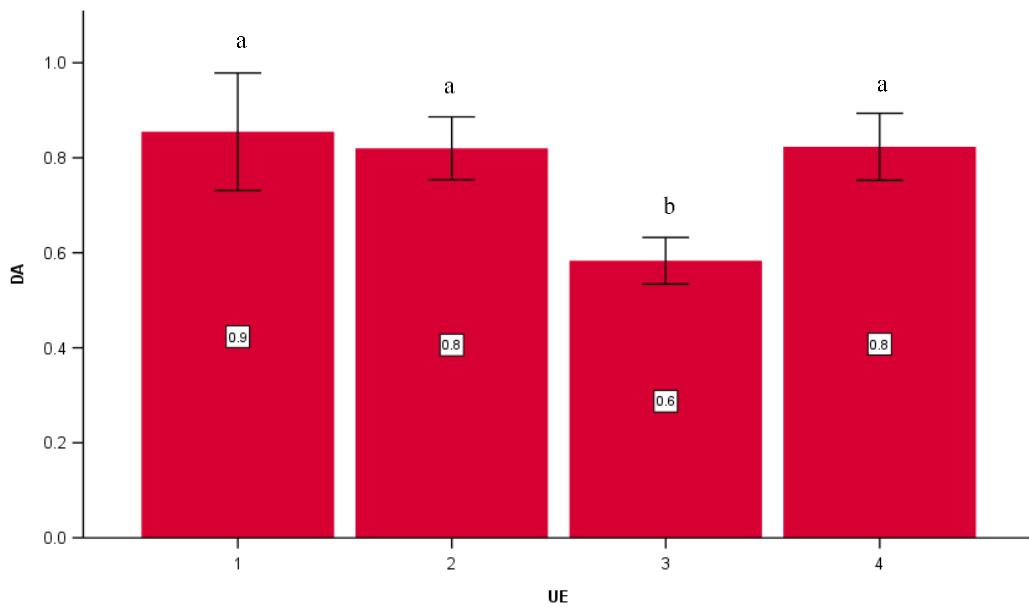


Figura 22. DA de las UE analizadas. Barras que comparten al menos una letra, indican que no existen diferencias estadísticas significativas entre sí ($p < 0.05$).

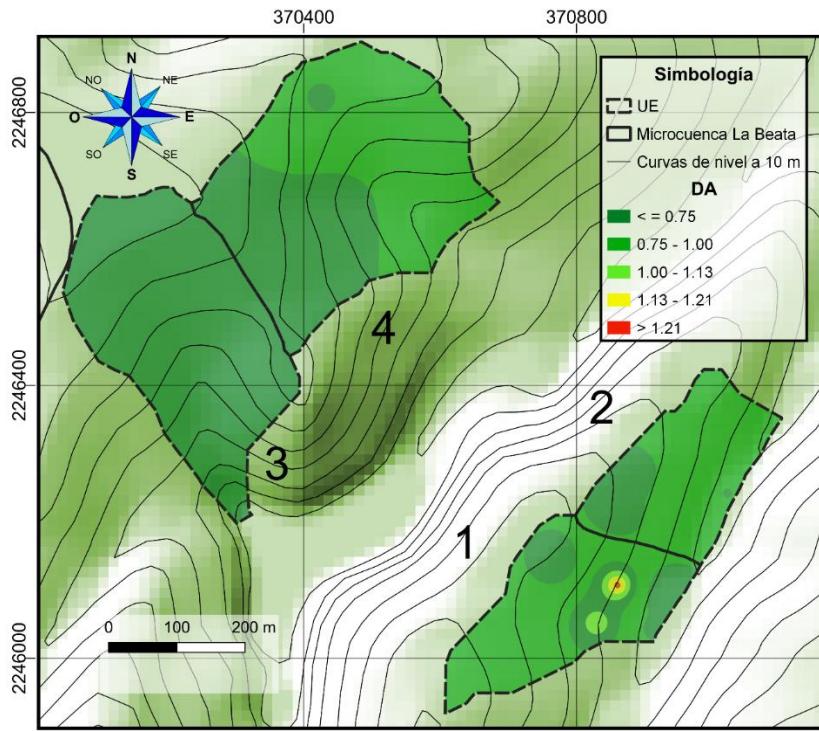


Figura 23. Distribución de la DA en las unidades de escurrimiento analizadas.

Fuente: elaboración propia. SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

9.1.3. Carbono orgánico

Esta propiedad fue altamente variable entre unidades, por lo que se encontraron diferencias significativas en el CO de las UE (Figuras 24-25 y Tabla 4).

En la UE-1, la zona baja y alta mostraron valores altos de CO (7.9% y 7.6%), mientras que en la zona media los niveles fueron más bajos (0.7-2.7%). La UE-2, compuesta por pastizales mostró concentraciones moderadas de carbono en todas sus zonas. A pesar de que la zona alta presentó los valores más altos (8.6%), la baja y media tuvieron valores intermedios. La cobertura de gramíneas favorece la acumulación de materia vegetal. La UE-3 presentó los valores más altos de CO (13.1%). Las zonas baja y media también fueron especialmente ricas en carbono, lo que sugiere acumulación de materia orgánica a lo largo de toda la ladera. A pesar de estas condiciones, no se encontraron diferencias significativas con las UE 1 y 4

(con OCS). En la UE-4, los valores de CO fueron más bajos y heterogéneos, destacando en la zona baja con el valor mínimo total (0.6%).

Tabla 4. CO de los puntos analizados.

UE	ZF	Punto	CO (%)	UE	ZF	Punto	CO (%)
1	Baja	1	7.9	3	Baja	13	8
		2	0.5			14	13.1
	Media	3	0.7		Media	15	5.1
		4	2.7			16	5.1
	Alta	5	7.6		Alta	17	5.4
		6	6.2			18	8.3
	Baja	7	8.3		Baja	19	0.6
		8	4.4			20	3.2
2	Media	9	5.3		Media	21	1.5
		10	3.3			22	0.9
	Alta	11	6.9		Alta	23	8.8
		12	8.6			24	0.7

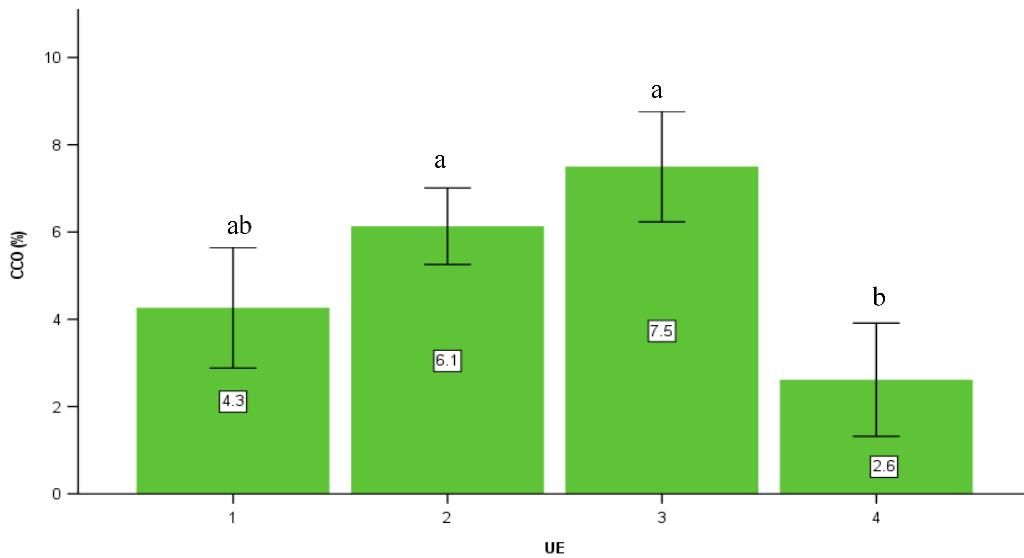


Figura 24. CO de las UE analizadas. Barras que comparten al menos una letra, indican que no existen diferencias estadísticas significativas entre sí ($p < 0.05$).

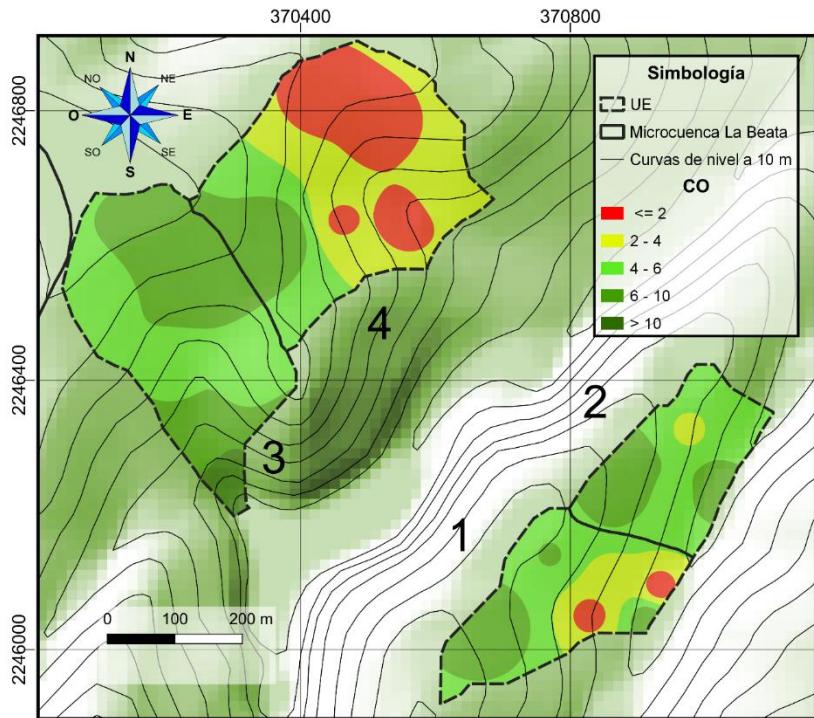


Figura 25. Distribución del CO en las UE analizadas. Fuente: Elaboración propia.

SRC: WGS 84 / Zona UTM 14N.

9.2. Infiltración

Las tasas de infiltración mostraron diferencias significativas entre UE (Figura 26 y Tabla 5). Se utilizó la T1 como valor de referencia para el análisis estadístico debido a la colinealidad de las tres variables (T1, T2 y T3). También se utilizó la T1 para la redacción de los siguientes resultados:

La UE-1 presentó una marcada variabilidad en sus tasas de infiltración entre zonas. La zona baja mostró valores contrastantes, con un extremo bajo de 53.83 mm/hr y otro significativamente alto de 179.64 mm/hr. La zona media registró un comportamiento similar, con un punto de alta infiltración (134.73 mm/hr) y otro con la tasa más baja de la unidad (11.96 mm hr). En la zona alta se observaron los valores más elevados, superando los 239.58 mm/hr en un caso, mientras que otro punto presentó 170.70 mm/hr.

En la UE-2 destacó por las tasas de infiltración más altas del estudio ($p < 0.05$), particularmente en la zona baja, donde se superaron los 289.14 mm/hr. La zona media mantuvo valores consistentemente altos, todos por encima de 194.58 mm/hr. La zona alta mostró una ligera reducción, con un punto en donde se registró 209.67 mm/hr, mientras que en el otro 119.76 mm hr.

La UE-3 exhibió tasas de infiltración moderadas y homogéneas en comparación con las otras unidades. La zona baja osciló entre 65.83 y 83.92 mm/hr. La zona media presentó un rango similar, con un máximo de 104.79 mm hr y un mínimo de 59.88 mm hr, mientras que la zona alta mostró valores intermedios, entre 95.83 y 113.91 mm hr, sin variaciones notables

Finalmente, la UE-4 se caracterizó por la mayor heterogeneidad en sus tasas de infiltración. La zona baja combinó valores intermedios (125.81 mm hr) con otros notablemente altos (203.65 mm hr). La zona media repitió este patrón, con un punto en 143.80 mm hr y otro en 74.89 mm hr. La zona alta presentó el contraste más marcado: mientras un punto alcanzó 215.73 mm hr, otro registró la tasa más baja de todo el estudio (8.98 mm hr).

Tabla 5. Tasas de infiltración de los puntos analizados.

UE	ZF	Punto	T1	T2	T3
1	Baja	1	53.83	26.91	14.96
		2	179.64	74.85	35.93
	Media	3	134.73	53.89	23.95
		4	11.96	2.99	1.50
	Alta	5	239.58	104.81	47.93
		6	170.70	45.90	28.00
2	Baja	7	289.14	209.40	89.74
		8	299.46	179.68	74.87
	Media	9	224.73	95.89	44.91
		10	194.58	83.82	38.92
	Alta	11	209.67	89.86	41.94
		12	119.76	47.90	21.03
3	Baja	13	83.92	33.57	16.78
		14	65.83	28.50	16.48
	Media	15	104.79	41.92	20.96
		16	59.88	23.95	11.98
	Alta	17	95.83	38.33	19.17
		18	113.91	45.56	22.78
4	Baja	19	125.81	50.33	23.49
		20	203.65	86.85	41.94
	Media	21	143.80	57.52	26.97
		22	74.89	29.96	14.98
	Alta	23	215.73	92.88	44.92
		24	8.98	2.25	1.12

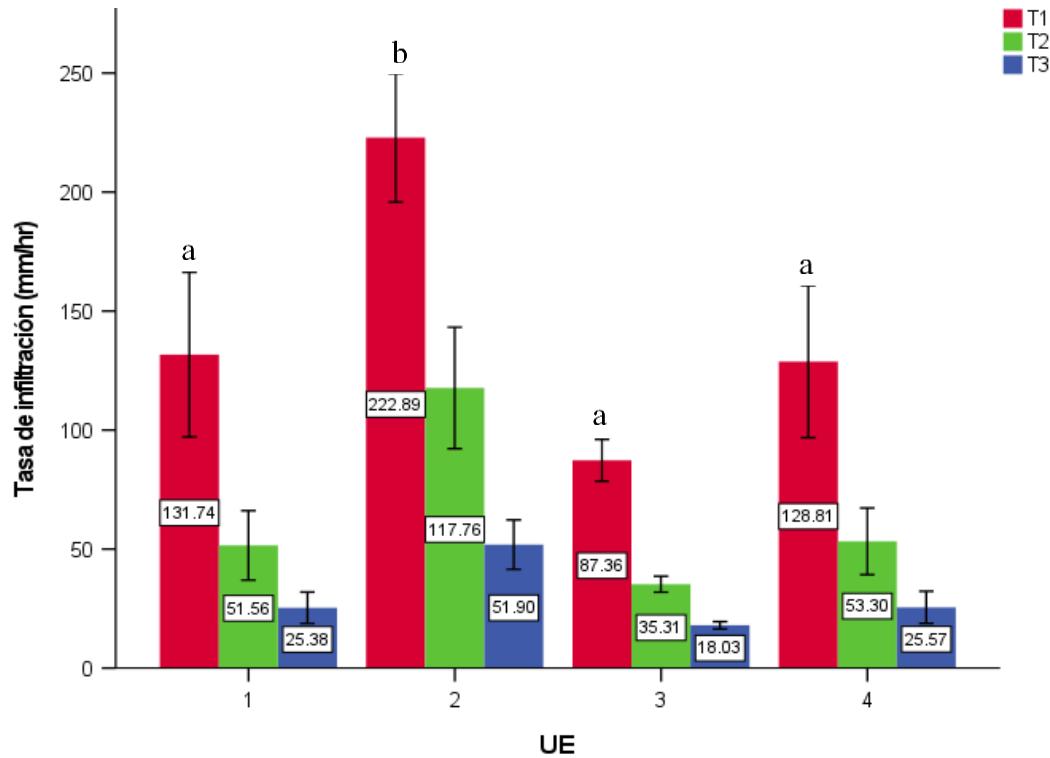


Figura 26. Tasa de infiltración de las UE analizadas. Barras que comparten al menos una letra, indican que no existen diferencias estadísticas significativas entre sí ($p < 0.05$).

9.3. Diversidad vegetal

La riqueza de especies varió entre un mínimo de 2 y un máximo de 10 especies por punto, con un promedio general de 6 especies (Tabla 6). La abundancia mostró una amplia variación, desde 16 hasta 91 individuos, con un promedio de aproximadamente 44.6 individuos por punto. El índice de Shannon obtuvo valores entre 0.2 y 1.9, reflejando una amplia variación. El índice de Simpson osciló entre los 0.1 y 0.8, mientras que el de Pielou varió entre 0.3 y 0.9.

La UE-1 mostró una diversidad variable entre sus zonas. La zona baja presentó una riqueza moderada (4-6 especies) con abundancias bajas (16-18 individuos), mostrando comunidades relativamente equilibradas (Pielou 0.80-0.93). La zona media registró contrastes marcados, con un punto de muy baja diversidad ($S=2$, $H'=0.22$) y otro con valores moderados ($S=5$, $H'=1.49$). La zona alta combinó

baja diversidad en un punto ($S=4$, $H'=1.17$) con mayor riqueza, pero dominancia en otro ($S=7$, $J=0.42$).

En la UE-2 destacó por altas abundancias, especialmente en la zona baja (hasta 91 individuos). La riqueza fue consistente (5-8 especies), pero la diversidad varió desde baja ($H'=0.68$ en zona alta) hasta moderada ($H'=1.37$ en zona baja). La zona media mostró la mayor equidad ($J=0.76$ en punto 10), mientras la alta presentó dominancia en algunos puntos ($\lambda=0.29$).

Por otra parte, la UE-3 exhibió patrones intermedios. La zona baja combinó baja diversidad ($H'=0.88$) con valores moderados ($H'=1.50$). La zona media mostró comunidades equilibradas ($J=0.64-0.75$), mientras el alta registró la mayor riqueza ($S=8$) pero con baja equidad ($J=0.45$), indicando alta dominancia.

Finalmente, la UE-4 presentó los extremos más marcados. La zona baja incluyó el punto con mayor riqueza del estudio ($S=10$, $H'=1.91$). La zona media mantuvo valores consistentes ($H'=1.30-1.57$), y la alta mostró tanto alta equidad ($J=0.94$) como puntos con dominancia ($J=0.64$). La abundancia varió significativamente (18-57 individuos).

Tabla 6. Índices de diversidad y equitatividad de la vegetación analizada. S = Riqueza de especies; N (Abundancia), H' (Índice de Shannon-Wiener), D (Índice de Simpson) y J (Índice de Pielou).

UE	ZF	Punto	S	N	H'	D	J
1	Baja	1	4	16	1.10	0.60	0.80
		2	6	18	1.66	0.79	0.93
	Media	3	5	18	1.49	0.75	0.92
		4	2	17	0.22	0.10	0.32
	Alta	5	4	23	1.17	0.70	0.84
		6	7	54	0.82	0.35	0.42
2	Baja	7	7	29	1.37	0.62	0.70
		8	8	91	1.32	0.65	0.63
	Media	9	7	86	1.09	0.49	0.56
		10	6	16	1.36	0.64	0.76
	Alta	11	6	75	0.68	0.29	0.38
		12	5	28	1.30	0.70	0.81
3	Baja	13	4	24	0.88	0.50	0.64
		14	7	78	1.50	0.70	0.77
	Media	15	6	41	1.35	0.60	0.75
		16	5	52	1.04	0.50	0.64
	Alta	17	8	55	0.93	0.40	0.45
		18	4	27	0.90	0.50	0.65
4	Baja	19	5	18	1.30	0.60	0.81
		20	10	48	1.91	0.80	0.83
	Media	21	5	46	1.30	0.70	0.81
		22	9	57	1.57	0.70	0.71
	Alta	23	5	52	1.04	0.50	0.64
		24	7	33	1.82	0.80	0.94

9.4. Correlaciones

El análisis de la matriz de correlaciones de Pearson evidenció relaciones estadísticamente significativas (Tabla 7). No se encontraron correlaciones entre las variables de diversidad vegetal y las otras variables del suelo.

Tabla 7. Matriz de correlación de Pearson de las variables de estudio. p < 0.05.

Las correlaciones significativas se muestran en negritas.

Arcilla											
Arcilla	1.00	Limo									
Limo	-0.34	1.00	Arena								
Arena	-0.35	-0.77	1.00	DA							
DA	0.40	-0.46	0.18	1.00	CO						
CO	-0.57	0.39	0.00	-0.53	1.00	T1					
T1	-0.50	-0.54	0.88	0.01	0.12	1.00	T2				
T2	-0.48	-0.50	0.83	0.05	0.15	0.93	1.00	T3			
T3	-0.51	-0.48	0.82	0.01	0.18	0.95	1.00	1.00	H'		
H'	0.05	-0.18	0.14	0.04	-0.30	0.13	0.16	0.15	1.00	D	
D	0.04	-0.17	0.14	-0.06	-0.22	0.14	0.16	0.15	0.94	1.00	J
J	0.23	-0.14	-0.02	-0.02	-0.25	-0.02	0.01	-0.01	0.84	0.94	1.00

10. Discusión

10.1. Propiedades fisicoquímicas del suelo

Las PFS mostraron diferencias estadísticamente significativas entre las unidades de escurrimiento ($p < 0.05$). Esto revela un gradiente entre zonas con marcada degradación y zonas con buena cobertura vegetal, condicionado por el tipo de manejo y el estado de las OCS. El CO y la DA fueron las variables que más evidenciaron la influencia de las intervenciones.

En la UE-1, a pesar de su degradación severa, las OCS implementadas (principalmente zanjas de infiltración, barreras de piedra y vegetación muerta) han sido efectivas para retener sedimentos finos y favorecer la acumulación de materia orgánica en zonas específicas, alcanzando CO de hasta 7.9% y DA intermedia (0.8 g/cm³) en áreas intervenidas (Figura 27 y 28). Sin embargo, la heterogeneidad espacial y la persistencia de zonas con DA elevada (>1.2 g/cm³) y CO bajo (0.5%) evidencian la recuperación del suelo puede ser lenta y que la eficiencia de las obras depende de un mantenimiento constante (Figura 29). Resultados similares han sido observados en áreas de restauración, donde la acumulación de carbono se ve afectada por la compactación del horizonte superficial (Jourgholami et al., 2019).



Figura 27. Zona de intervención en la zona alta de la UE-1.



Figura 28. Presas de gavión implementadas en la zona media de la UE-1



Figura 29. Signos de erosión en surcos en la zona alta de la UE-1.

La UE-2 ha mantenido buenas características edáficas gracias a la inducción de pastizales en zonas medias y bajas y a la cobertura de hojarasca y encinos en la zona alta (Figura 30 y 31). Este manejo ha permitido conservar una DA baja moderada ($0.6\text{--}1.0\text{ g/cm}^3$) y CO con valores aceptables. Por otra parte, las texturas franco arenosas que, si bien limitan la retención de nutrientes, pueden favorecer la infiltración y la aireación (Huang & Hartemink, 2020). En este caso, la vegetación ha contribuido a mantener condiciones físicas más estables, gracias al aporte de raíces y biomasa (Hartmann & Six, 2022).



Figura 30. Zona alta de la UE-2.



Figura 31. Suelo de la zona media de la UE-2 cubierto por hojarasca de *Pinus* teocote.

En la UE-3 las PFS fueron homogéneas en todas las ZF. La ZF alta presentó texturas equilibradas (franco y franco limoso), baja DA ($0.5\text{--}0.7 \text{ g/cm}^3$) y CO entre

5.0 y 8.3%, lo que indica suelos funcionales con buena capacidad de retención. Esto sugiere que la cobertura vegetal dominada por encinos y pinos ha mantenido el equilibrio entre erosión y sedimentación, sin necesidad de OCS (Angst et al., 2019; Throckmorton et al., 2015) (Figuras 32 y 33).



Figura 32. Zona alta de la UE-3.



Figura 33. Zona baja de la UE-3.

Finalmente, la UE-4 evidenció la mayor heterogeneidad. En sitios con obras funcionales y buena cobertura vegetal, el CO alcanzó 8.8% y la DA se mantuvo baja ($0.6\text{--}0.8 \text{ g/cm}^3$) (Figura 34), mientras que en áreas sin mantenimiento (zanjas azolvadas o presas dañadas) el CO descendió hasta 0.7% y la DA superó 1.0 g/cm^3 (Figura 35). Esto confirma que la ausencia de manejo post-implementación compromete la funcionalidad de las obras (Börner et al., 2020; Wilkie & Painter, 2021).



Figura 34. Zanjas de infiltración en la zona alta de la UE-4.



Figura 35. Presa de piedra acomodada azolvada en la UE-4.

10.2. Infiltración

En la UE-1, las OCS han contribuido a mejorar la infiltración en las zonas altas y bajas, alcanzando valores de hasta 239.6 mm/hr y 179.6 mm/hr, respectivamente, en sitios con texturas franco arenosas y buena porosidad superficial. Sin embargo, en zonas medias degradadas, donde se detectaron altos contenidos de arcilla (42.2%) y compactación ($DA \geq 1.3 \text{ g/cm}^3$), se observó una reducción de la infiltración hasta 11.96 mm/hr. Lo anterior indica que, en contextos de degradación severa, las OCS deben estar enfocadas en mejorar la porosidad (Basset et al., 2023).

En la UE-2, la infiltración fue alta en todas las ZF, con valores máximos de 299.4 mm/hr en la zona baja y valores superiores a los 194 mm hr en la zona media. La cobertura de pastizales, encinos y pinos, junto con texturas franco arenosas, favoreció la presencia de macroporos y en consecuencia una rápida infiltración. No obstante, estas condiciones pueden disminuir la capacidad de retención hídrica (Basset et al., 2023).

La UE-3 presentó tasas homogéneas (59.9–113.9 mm/h) en todas las zonas funcionales, lo que refleja un sistema en equilibrio. Las texturas equilibradas (franco

y franco limoso), la baja DA y la densa cobertura de hojarasca permitieron una infiltración estable y controlada (Angst et al., 2019).

Finalmente, en la UE-4, las diferencias internas fueron muy marcadas debido al estado de las OCS. Cuando las obras fueron funcionales, la infiltración mejoró notablemente, pero la falta de mantenimiento condujo a la colmatación de zanjas y al aumento de escurrimientos superficiales, lo que compromete la capacidad de infiltración del suelo (Throckmorton et al., 2015). En la zona alta, un sitio con textura franco arenosa alcanzó los 215.7 mm/hr, mientras que otro con 44% de arcilla y obras azolvadas apenas llegó a 8.98 mm/h. En las zonas media y baja, las tasas oscilaron entre 74.9 mm/hr y 203.6 mm/hr, mostrando que donde las OCS funcionan adecuadamente se favorece la entrada de agua, pero la colmatación reduce la capacidad de infiltración (Esser, 2017; Hadidi et al., 2023).

10.3. Diversidad vegetal

Los índices de Shannon, Simpson y Pielou sugieren que la heterogeneidad estructural y la equidad en la comunidad vegetal pueden estar relacionadas con las condiciones del suelo y el manejo histórico.

En la UE-1 la baja diversidad en las ZF alta y media se explica por la degradación severa y por la dominancia de pinos y encinos en relictos de bosque, así como por la introducción de cedros (*Cupressus lusitánica*). En cambio, la ZF baja presentó una diversidad mayor debido a la presencia de especies pioneras como *Dodonaea viscosa* y *Mimosa spp.*

La UE-2 mostró mayor cobertura de pastizales inducidos y presencia de encinos y pinos de gran porte, lo que indica comunidades estables. Estudios recientes en bosques templados señalan que los encinos generan micro hábitats que favorecen la infiltración y la retención de carbono (García Arredondo et al., 2019; Hilmers et al., 2018), por lo que el manejo debe estar encaminado a promover la transición a bosques nativos.

En la UE-3, aunque los índices de diversidad fueron bajos, la cobertura vegetal continua y la menor presión antrópica mantienen comunidades relativamente estables. Esto concuerda con hallazgos en bosques templados, en donde la dominancia de especies nativas (géneros *Pinus* y *Quercus*) promueve la conservación de las propiedades físicoquímicas del suelo (Asbjørnsen et al., 2021).

Por el contrario, la UE-4 presentó la mayor variabilidad interna. En sitios con obras funcionales y cobertura adecuada, la diversidad aumentó debido a la introducción de especies nativas, mientras que en áreas sin manejo predominaron pocas especies resistentes. Esta condición concuerda con lo indicado por Aburto et al. (2021) quienes destacan que, en ecosistemas fragmentados por el efecto de la erosión, las plantas nativas disminuyen su capacidad de establecimiento.

10.4. Correlaciones

El análisis de correlaciones mostró asociaciones significativas entre propiedades del suelo y procesos hidrológicos. La infiltración se relacionó positivamente con la proporción de arena, confirmando que, en este contexto, las texturas franco arenosas favorecen la entrada de agua, mientras que la compactación y el contenido de arcilla limitaron tanto el CO como la entrada de agua al suelo (Jourgholami et al., 2019). De esta manera, los patrones observados no solo responden al manejo y la cobertura, sino también a interacciones edáficas que condicionan la capacidad de restauración del área de estudio.

La proporción de arena mostró una correlación positiva fuerte con las tasas de infiltración medidas indicando que suelos con mayor contenido de partículas gruesas presentan una mayor conductividad hidráulica y facilitan la entrada de agua (Huang & Hartemink, 2020).

En contraste, el contenido de arcilla presentó una correlación negativa fuerte con el CO y con la infiltración, lo que confirma que las partículas finas limitan la incorporación de materia orgánica y reducen la macroporosidad (Churchman et al., 2020). De manera similar, la DA se correlacionó negativamente con el CO reflejando que la compactación limita la acumulación de materia orgánica y compromete la estructura del suelo (Céspedes Payret et al., 2017), lo que coincide con los valores elevados de DA y bajos de CO en zonas sin mantenimiento de obras.

No se encontró evidencia de correlaciones lineales significativas entre los índices de diversidad vegetal (H' , D, J) y las variables medidas (PFS e infiltración). Este hallazgo sugiere que la interpretación de la diversidad en este sistema depende críticamente del contexto, más que de gradientes simples en las propiedades del suelo. Por ejemplo, en sistemas como los bosques templados, es común documentar una alta dominancia de unas pocas especies, mientras que una mayor diversidad en los estratos de arbustos y herbáceas puede ser un indicador de perturbación (Viljur et al., 2022).

11. Conclusiones

Los resultados de esta tesis confirman que la implementación y mantenimiento de OCS, así como la protección de la cobertura vegetal, tienen un efecto determinante en las propiedades físicoquímicas del suelo, la diversidad vegetal y la infiltración en el área de estudio. Las diferencias estadísticamente significativas observadas entre las UE evidencian un gradiente claro de condiciones, desde sistemas con alta funcionalidad ecológica hasta zonas con degradación severa, condicionado por el tipo de manejo aplicado y el estado de las intervenciones.

En contextos de degradación severa, como en la UE-1, las OCS han demostrado ser eficientes para retener sedimentos finos, aumentar el CO y mejorar la infiltración en áreas específicas, aunque su efectividad está limitada por la necesidad de mantenimiento continuo y acciones complementarias de reforestación.

En la UE-2, donde la degradación es menor, la inducción de pastizales y la presencia de encinos en zonas altas han permitido conservar buenas características edáficas, y tasas de infiltración elevadas, sin requerir intervenciones físicas recientes. Sin embargo, esta unidad se encuentra dominada por suelos arenosos, lo que puede llegar a reducir la capacidad de retención hídrica.

La UE-3, con las mejores condiciones, demostró que la conservación pasiva mediante cobertura vegetal continua mantiene suelos estables, comunidades vegetales equilibradas y una infiltración controlada, igualando o superando los beneficios de las OCS.

En la UE-4, las diferencias internas indican que, sin un mantenimiento adecuado, la efectividad de las obras disminuye drásticamente.

El análisis de la matriz de correlaciones reforzó estos hallazgos, al mostrar asociaciones fuertes y significativas entre variables clave.

Asimismo, la diversidad vegetal, medida mediante los índices de diversidad vegetal, nos indica que la dominancia de pinos y encinos es característica de la

vegetación del área de estudio, por lo que en este contexto indica ecosistemas saludables.

Este trabajo demuestra que las OCS son herramientas eficientes para la restauración y mantenimiento de microcuencas degradadas, pero su éxito depende de su diseño, adaptación a las condiciones locales y mantenimiento posterior. Asimismo, confirma que la cobertura vegetal continua, ya sea natural o inducida, desempeña un papel fundamental en la conservación del suelo.

12. Referencias bibliográficas

- Aburto, F., Cartes, E., Mardones, O., & Rubilar, R. (2021). Hillslope soil erosion and mobility in pine plantations and native deciduous forest in the coastal range of south-Central Chile. *Land Degradation & Development*, 32(1), 453–466. <https://doi.org/10.1002/ldr.3700>
- Adimassu, Z., Langan, S., Johnston, R., Mekuria, W., & Amede, T. (2017). Impacts of Soil and Water Conservation Practices on Crop Yield, Run-off, Soil Loss and Nutrient Loss in Ethiopia: Review and Synthesis. *Environmental Management*, 59(1), 87–101. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0776-1>
- Aguirre Díaz, G. J. (2001). Recurrent magma mingling in successive ignimbrites from Amealco caldera, central Mexico. *Bulletin of Volcanology*, 63(4), 238–251. <https://doi.org/10.1007/s004450100138>
- Aguirre Salado, O., Pérez Nieto, J., Aguirre Salado, C., & Monterroso Rivas, A. (2023). Factors regarding the spatial variability of soil organic carbon in a Mexican small watershed. *Revista de la Facultad de Agronomía, Universidad del Zulia*, 41(1), e244101. [https://doi.org/10.47280/RevFacAgron\(LUZ\).v41.n1.01](https://doi.org/10.47280/RevFacAgron(LUZ).v41.n1.01)
- Aguirre Salado, O. T., Pérez Nieto, J., Aguirre Salado, C. A., Monterroso Rivas, A. I., & Gallardo Lancho, J. F. (2023). Erosión hídrica, redistribución del carbono orgánico del suelo y conservación del suelo y agua: una revisión. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 29(3), 47–60. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2022.10.075>
- Ahuchaogu, I., Ehiomogue, P., & Udoumoh, U. (2022). Effects of soil and water conservation measures on the environment: A review. *Poljoprivredna tehnika*, 47(3), 42–55. <https://doi.org/10.5937/PoljTeh2203042A>
- Akhtar, K., Wang, W., Khan, A., Ren, G., Afzidi, M. Z., Feng, Y., & Yang, G. (2019). Wheat straw mulching offset soil moisture deficient for improving

physiological and growth performance of summer sown soybean. Agricultural Water Management, 211, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.09.031>

Angst, G., Mueller, K. E., Eissenstat, D. M., Trumbore, S., Freeman, K. H., Hobbie, S. E., Chorover, J., Oleksyn, J., Reich, P. B., & Mueller, C. W. (2019). Soil organic carbon stability in forests: Distinct effects of tree species identity and traits. Global Change Biology, 25(4), 1529–1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.14548>

Aparecida Rosa de Queiroz, D., Pannunzio Ribeiro, M., André Tavares, P., & de Mello, K. (2024). The role of forest plantations for the native vegetation conservation in the protected areas surroundings. Journal for Nature Conservation, 78, 126551. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2023.126551>

Arthi, V. (2018). “The Dust Was Long in Settling”: Human Capital and the Lasting Impact of the American Dust Bowl. The Journal of Economic History, 78(1), 196–230. <https://doi.org/10.1017/S0022050718000074>

Asbjornsen, H., McIntire, C. D., Vadeboncoeur, M. A., Jennings, K. A., Coble, A. P., & Berry, Z. C. (2021). Sensitivity and threshold dynamics of *Pinus strobus* and *Quercus* spp. in response to experimental and naturally occurring severe droughts. Tree Physiology, 41(10), 1819–1835. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpab056>

Azero, M. A., Mendoza, I. C., Veizaga, M. C., San Pablo, B., & Márquez, C. M. (2016). Evaluation of the improvement of biological quality of soils with hedgerows practices in three case studies. En ACTA NOVA (Vol. 7).

Bailón Linares. J. (2022). Análisis de las prácticas de conservación de suelos para la evaluación de la erosión hídrica en la subcuenca Presa Jalpan [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Querétaro.

Basset, C., Abou Najm, M., Angulo-Jaramillo, R., Bagarello, V., Ghanbarian, B., Prima, S. Di, Iovino, M., Lassabatère, L., & Stewart, R. (2025). Review of conceptual and empirical approaches to characterize infiltration. Vadose Zone Journal, 24(1). <https://doi.org/10.1002/vzj2.20393>

Basset, C., Abou Najm, M., Ghezzehei, T., Hao, X., & Daccache, A. (2023). How does soil structure affect water infiltration? A meta-data systematic review. *Soil and Tillage Research*, 226, 105577. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105577>

Bergen, K. M., & Currie, W. S. (2009). Ecosystem ecology (S. Jorgensen, Ed.; Primera edición).

Börner, J., Schulz, D., Wunder, S., & Pfaff, A. (2020). The Effectiveness of Forest Conservation Policies and Programs. *Annual Review of Resource Economics*, 12(1), 45–64. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-110119-025703>

Bradshaw, D. (1997). What do we mean by restoration? En K. M. Urbanska & N. R. Webb (Eds.), *Restoration ecology and sustainable development* (pp. 8–14). Cambridge University Press.

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2016). *The Nature and Properties of Soils* (Decimoquinta edición).

Cabrera-Luna, J. A., Huerta-Cantera, H. E., Salinas-Soto, P., & Olvera-Valerio, D. (2015). Flora y vegetación de la sierra El Rincón, Querétaro y Michoacán, México. *Botanical Sciences*, 93(3), 615–632. <https://doi.org/10.17129/botsci.168>

Chikute, G. C., & Sonar, Dr. I. P. (2019). Failures of Gabion Walls. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering*, 8(11), 1384–1390. <https://doi.org/10.35940/ijitee.J9731.0981119>

CONAFOR. (2013). Manual de obras y prácticas de protección, restauración y conservación de suelos forestales (Cuarta edición). Comisión Nacional Forestal.

CONAGUA. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Cotler, H., Cram Heydrich, S., Martinez Trinidad, S., & Bunge, V. (2015). Evaluación de prácticas de conservación de suelos forestales en México: caso de las zanjas trinchera. Investigaciones Geográficas, 88. <https://doi.org/10.14350/rig.47378>

Cotler, H., Cram, S., Martinez-Trinidad, S., & Quintanar, E. (2013). Forest soil conservation in central Mexico: An interdisciplinary assessment. CATENA, 104, 280–287. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.12.005>

Dalmasso, D. (2010). Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 45, 149–171.

Dávalos Álvarez, Ó. G., Nieto Samaniego, Á. F., Alanis Álvarez, S. A., & Gómez González, J. M. (2005). Las fases de deformación cenozoica en la región de Huimilpan, Querétaro, y su relación con la sismicidad local. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 22(2).

de Graaff, J., Aklilu, A., Ouessoar, M., Asins-Velis, S., & Kessler, A. (2013). The development of soil and water conservation policies and practices in five selected countries from 1960 to 2010. Land Use Policy, 32, 165–174. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.10.018>

Deb, S. K., & Shukla, M. K. (2012). Variability of hydraulic conductivity due to multiple factors. American Journal of Environmental Sciences, 8(5), 489–502. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2012.489.502>

Delaroche, M. (2020). Adoption of conservation practices: what have we learned from two decades of social-psychological approaches? Current Opinion in Environmental Sustainability, 45, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.004>

Delgado, A., & Gómez, J. A. (2016). The Soil. Physical, Chemical and Biological Properties. En Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture (pp. 15–26). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8_2

- Díaz, V., Cruz, V., Mongil, J., & Navarro, J., (2015). Nuevo infiltrómetro inundador para test de infiltración económico en terrenos agroforestales y espacios verdes. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 41. <https://doi.org/10.31167/csef.v0i41.17395>
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (2015). Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set (pp. 25–37). <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c2>
- Duwig, C., Prado, B., Tiné, A.-J., Delmas, P., Dal Ferro, N., Vandervaere, J. P., Denis, H., Charrier, P., Gastelum Strozzi, A., & Morari, F. (2019). Impacts of land use on hydrodynamic properties and pore architecture of volcanic soils from the Mexican Highlands. *Soil Research*, 57(6), 629. <https://doi.org/10.1071/SR18271>
- El-Beltagi, H. S., Basit, A., Mohamed, H. I., Ali, I., Ullah, S., Kamel, E. A. R., Shalaby, T. A., Ramadan, K. M. A., Alkhateeb, A. A., & Ghazzawy, H. S. (2022). Mulching as a Sustainable Water and Soil Saving Practice in Agriculture: A Review. *Agronomy*, 12(8), 1881. <https://doi.org/10.3390/agronomy12081881>
- Esser, K. (2017). Water Infiltration and Moisture in Soils under Conservation and Conventional Agriculture in Agro-Ecological Zone IIa, Zambia. *Agronomy*, 7(2), 40. <https://doi.org/10.3390/agronomy7020040>
- FAO. (1998). Textura del suelo. FAO Training Series.
- FAO. (2011). The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW) Managing Systems at Risk.
- FAO. (2015). Status of the World Soil Resources.
- FAO. (2019). Carbono orgánico del suelo por el método de Walkley-Black.
- Ferrari, L., Orozco-Esquivel, T., Manea, V., & Manea, M. (2012). The dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico subduction zone. *Tectonophysics*, 522–523, 122–149. <https://doi.org/10.1016/j.tecto.2011.09.018>

Fetter, C. W., Boving, T., & Kreamer, D. (2018). Contaminant Hydrogeology (Tercera edición).

Fiorillo, F., Esposito, L., Testa, G., Ciarcia, S., & Pagnozzi, M. (2018). The Upwelling Water Flux Feeding Springs: Hydrogeological and Hydraulic Features. *Water*, 10(4), 501. <https://doi.org/10.3390/w10040501>

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). World reference base for soil resources 2014.

Gao, X., Wu, P., Zhao, X., Wang, J., & Shi, Y. (2014). EFFECTS OF LAND USE ON SOIL MOISTURE VARIATIONS IN A SEMI-ARID CATCHMENT: IMPLICATIONS FOR LAND AND AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT. *Land Degradation & Development*, 25(2), 163–172. <https://doi.org/10.1002/ldr.1156>

Garcia Arredondo, M., Lawrence, C. R., Schulz, M. S., Tfaily, M. M., Kukkadapu, R., Jones, M. E., Boye, K., & Keiluweit, M. (2019). Root-driven weathering impacts on mineral-organic associations in deep soils over pedogenic time scales. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 263, 68–84. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.07.030>

García Charria, W. (2015). El sistema complejo de la cuenca hidrográfica. En Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

García Barrios, L., & González Espinosa, M. (2017). Investigación ecológica participativa como apoyo de procesos de manejo y restauración forestal, agroforestal y silvopastoril en territorios campesinos. Experiencias recientes y retos en la sierra Madre de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.022>

Ghanbarian Alavijeh, B., & Hunt, A. G. (2012). Unsaturated hydraulic conductivity in porous media: Percolation theory. *Geoderma*, 187–188, 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.04.007>

Gómez Tagle, A., Geissert Kientz, D., & Enríquez-Fernández, E. (2014). Manual de infiltrometría. Infiltrómetro de tensión INDI.

Granada Isaza, C. A., Ramos Ventura, E., Baumann, J., Oropeza Mota, J. L., & Mobayed Khodr, N. (2013). Efecto del estado de degradación en la respuesta hidrológica de dos unidades de escurrimiento en la cuenca del río la sierra, México. European Scientific Journal, 9(21), 194–210.

Guadarrma Nonato, A., Mejía-Carranza, J., & Ramírez-Gerardo, M. G. (2018). Mineralización de la materia orgánica en suelos con manejo diferencial en cultivo de rosa. Acta Universitaria, 28(2), 33–41.
<https://doi.org/10.15174/au.2018.1654>

Hadidi, A., Boualem, R., Mohamed, H., & Saba, D. (2023). Study of the relationship between the siltation rate of Algerian dams and the runoff coefficient. H2Open Journal, 6(4), 535–550. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2023.067>

Han, L., Sun, K., Jin, J., & Xing, B. (2016). Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. Soil Biology and Biochemistry, 94, 107–121. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.023>

Hartmann, M., & Six, J. (2022). Soil structure and microbiome functions in agroecosystems. Nature Reviews Earth & Environment, 4(1), 4–18.
<https://doi.org/10.1038/s43017-022-00366-w>

Hillel, D. (2007). Soil in the Environment (Primera edición).

Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., & Müller, J. (2018). Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology, 55(6), 2756–2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>

Hu, G.-R., & Li, X.-Y. (2018). Subsurface Flow (pp. 1–23).
https://doi.org/10.1007/978-3-662-47871-4_9-1

Huang, J., & Hartemink, A. E. (2020). Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, 208, 103295.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>

INEGI. (2024). Conjunto nacional de información edafológica. Escala 1:250 000 Serie III.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII (continuo nacional).

ISRIC. (2021). Phaeozems. World Soil Distribution.
<https://www.isric.org/explore/world-soil-distribution/phaeozems>

Jarvis, N., Koestel, J., Messing, I., Moeys, J., & Lindahl, A. (2013). Influence of soil, land use and climatic factors on the hydraulic conductivity of soil. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(12), 5185–5195.
<https://doi.org/10.5194/hess-17-5185-2013>

Jourgholami, M., Ghassemi, T., & Labelle, E. R. (2019). Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. *Ecological Indicators*, 101, 102–110.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.009>

Just, C., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Diepolder, M., Döring, T. F., Heigl, L., Honermeier, B., Jate, M., Merbach, I., Rusch, C., Schubert, D., Schulz, F., Schweitzer, K., Seidel, S., Sommer, M., Spiegel, H., Thumm, U., Urbatzka, P., Wiesmeier, M. (2023). Soil organic carbon sequestration in agricultural long-term field experiments as derived from particulate and mineral-associated organic matter. *Geoderma*, 434, 116472.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116472>

Keith, H., Lindenmayer, D., Mackey, B., Blair, D., Carter, L., McBurney, L., Okada, S., & Konishi-Nagano, T. (2014). Managing temperate forests for carbon storage: impacts of logging versus forest protection on carbon stocks. *Ecosphere*, 5(6), 1–34. <https://doi.org/10.1890/ES14-00051.1>

- Kool, D., Tong, B., Tian, Z., Heitman, J. L., Sauer, T. J., & Horton, R. (2019). Soil water retention and hydraulic conductivity dynamics following tillage. *Soil and Tillage Research*, 193, 95–100. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.020>
- Kuncoro, P. H., Koga, K., Satta, N., & Muto, Y. (2014). A study on the effect of compaction on transport properties of soil gas and water I: Relative gas diffusivity, air permeability, and saturated hydraulic conductivity. *Soil and Tillage Research*, 143, 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.006>
- Kuśmierz, S., Skowrońska, M., Tkaczyk, P., Lipiński, W., & Mielniczuk, J. (2023). Soil Organic Carbon and Mineral Nitrogen Contents in Soils as Affected by Their pH, Texture and Fertilization. *Agronomy*, 13(1), 267. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010267>
- Lal, R. (2014). Soil conservation and ecosystem services. *International Soil and Water Conservation Research*, 2(3), 36–47. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30021-6](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30021-6)
- Lal, R. (2015). Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875–5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>
- Lal, R., & Stewart, B. A. (2012). *Soil Water and Agronomic Productivity* (R. Lal & B. A. Stewart, Eds.). CRC Press.
- Larios, H. (2020). Impacto de obras de conservación de suelo y agua sobre la productividad agrícola y calidad edáfica en Tlaxcala. [Tesis de doctorado].
- Lasanta, T., & Pascual Bellido, N. E. (2015). Percepción y valoración del proceso de revegetación por los actores del territorio: un estudio preliminar en el Sistema Ibérico. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 61(1), 113. <https://doi.org/10.5565/rev/dag.158>
- Lee, J. A., & Gill, T. E. (2015). Multiple causes of wind erosion in the Dust Bowl. *Aeolian Research*, 19, 15–36. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2015.09.002>
- Liu, M., Jia, Y., Zhao, J., Shen, Y., Pei, H., Zhang, H., & Li, Y. (2021). Revegetation projects significantly improved ecosystem service values in the agro-pastoral

ecotone of northern China in recent 20 years. *Science of The Total Environment*, 788, 147756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147756>

Lux Cardona, B. (2016). Conceptos básicos de Morfometría de Cuencas Hidrográficas.

Mahmoodlu, M. G., Raoof, A., Sweijen, T., & van Genuchten, M. Th. (2016). Effects of Sand Compaction and Mixing on Pore Structure and the Unsaturated Soil Hydraulic Properties. *Vadose Zone Journal*, 15(8), 1–11. <https://doi.org/10.2136/vzj2015.10.0136>

Manzanilla Quijada, G. E., Mata Balderas, J. M., Treviño Garza, E. J., Aguirre Calderón, Ó. A., Alanís Rodríguez, E., & Yerena Yamallel, J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>

Martinez Cepeda, C. (2019). Barreras vivas, una práctica de restauración en un paisaje agrícola de la microcuenca Buenavista, Querétaro. [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Querétaro.

Matic, V. (2009). Use of gabions and vegetation in erosion-control works. *Archives of Biological Sciences*, 61(2), 317–322.

McCulligh, C., & Tetreault, D. (2017). Water Management in Mexico. From Concrete-Heavy Persistence to Community-Based Resistance. *Water alternatives*, 10(2), 341–369.

Mekuriaw, A., Heinemann, A., Zeleke, G., & Hurni, H. (2018). Factors influencing the adoption of physical soil and water conservation practices in the Ethiopian highlands. *International Soil and Water Conservation Research*, 6(1), 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.12.006>

Mendoza Guzmán, G., López Gutiérrez, C., Escandón Calderon, J., & Rosas Chavoya, M. (2023). Proyecto de obras de conservación de suelo y agua en parres, Tlalpan, Ciudad de México. En *Hacia un conocimiento global y*

multidisciplinario del recurso suelo División IV: El papel de los suelos en la sostenibilidad del medio ambiente y la sociedad (Primera edición, pp. 2006–2012).

Minasny, B., & McBratney, A. B. (2018). Limited effect of organic matter on soil available water capacity. European Journal of Soil Science, 69(1), 39–47. <https://doi.org/10.1111/ejss.12475>

Morgan, R. P. C. (2015). Soil Erosion and Conservation (Tercera edición).

Muñoz Gutiérrez, R. (2006). Erosión Hídrica en la microcuenca San Pedro Huimilpan: valoración integrada para su control. Universidad Autónoma de Querétaro.

Nguyen, T.-T.-H., & Vu, D.-Q. (2024). Predicting Hydraulic Conductivity using Machine Learning techniques. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4509834/v1>

Osman, K. T. (2014). Soil Degradation, Conservation and Remediation. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7590-9>

Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. Current Opinion in Environmental Science & Health, 5, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>

Pérez Hernández, C. D. (2017). Efectos acumulativos en la microcuenca la joya: evaluación de obras y prácticas de conservación [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Querétaro.

Pérez-López, K. K. (2023). Gestión para el acceso y distribución del agua subterránea en la microcuenca La Beata, Amealco, Querétaro [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Querétaro.

Rehman, O. ur, Rizvi, S. A., Khan, M., Aulakh, A. M., Yunas, M., Hussain, T., Naseem, W., Bibi, R., Malik, S. N., & Majeed, M. D. (2025). Mulching Technology for Moisture Conservation: Strategies and Applications for

Rainfed Area. Planta Animalia, 4(2), 179–195.
<https://doi.org/10.71454/PA.004.02.0129>

Ribeiro Palacios, M., Belmont Cortés, E., Cabrera Rosas, M., & Morales Gómez, C. (2020). Conflicto socioambiental en la Joya, Huimilpan, Qro (Primera edición).

Roa García, C., Brown, S., Krzic, M., Lavkulich, L., & Roa-García, M. C. (2021). Relationship of soil water retention characteristics and soil properties: a case study from the Colombian Andes. Canadian Journal of Soil Science, 101(1), 147–156. <https://doi.org/10.1139/cjss-2020-0066>

Román Dañobeytia, F., Huayllani, M., Michi, A., Ibarra, F., Loayza-Muro, R., Vázquez, T., Rodríguez, L., & García, M. (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. Ecological Engineering, 85, 39–46.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>

Ruiz Díaz, P. (2024). Diagnóstico de las OCS de la microcuenca La Beata, Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro.

Sandoval, L. (2024, septiembre 15). Reforestan parque natural La Beata. El Sol de Querétaro.

Santini, N. S., Adame, M. F., Nolan, R. H., Miquelajáuregui, Y., Piñero, D., Mastretta-Yanes, A., Cuervo-Robayo, Á. P., & Eamus, D. (2019). Storage of organic carbon in the soils of Mexican temperate forests. Forest Ecology and Management, 446, 115–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.029>

Sarvade, S., Upadhyay, V. B., Kumar, M., & Imran Khan, M. (2019). Soil and Water Conservation Techniques for Sustainable Agriculture. En Sustainable Agriculture, Forest and Environmental Management (pp. 133–188). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-6830-1_5

SEMARNAT. (2018). Informe de la situación del medio ambiente en México.

Shah, A. N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., Bukhari, M. A., Tung, S. A., Hafeez, A., & Souliyanonh, B. (2017a). Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(11), 10056–10067. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>

Shah, A. N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., Bukhari, M. A., Tung, S. A., Hafeez, A., & Souliyanonh, B. (2017b). Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(11), 10056–10067. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>

Smith, P., Cotrufo, M. F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P. J., Elliott, J. A., McDowell, R., Griffiths, R. I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J. I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P. C., Gerber, J. S., Clark, J. M., Adhya, T., Scholes, R. J., & Scholes, M. C. (2015). Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *SOIL*, 1(2), 665–685. <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>

Solgi, A., Naghdi, R., Zenner, E. K., Hemmati, V., Behjou, F. K., & Masumian, A. (2021). Evaluating the Effectiveness of Mulching for Reducing Soil Erosion in Cut Slope and Fill Slope of Forest Roads in Hyrcanian Forests. *Croatian journal of forest engineering*, 42(2), 259–268. <https://doi.org/10.5552/crojfe.2021.756>

Solly, E. F., Weber, V., Zimmermann, S., Walther, L., Hagedorn, F., & Schmidt, M. W. I. (2020). A Critical Evaluation of the Relationship Between the Effective Cation Exchange Capacity and Soil Organic Carbon Content in Swiss Forest Soils. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00098>

Stanchi, S., Freppaz, M., Agnelli, A., Reinsch, T., & Zanini, E. (2012). Properties, best management practices and conservation of terraced soils in Southern

Europe (from Mediterranean areas to the Alps): A review. *Quaternary International*, 265, 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.09.015>

Steponavičienė, V., Bogužas, V., Sinkevičienė, A., Skinulienė, L., Vaisvalavičius, R., & Sinkevičius, A. (2022a). Soil Water Capacity, Pore Size Distribution, and CO₂ Emission in Different Soil Tillage Systems and Straw Retention. *Plants*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/plants11050614>

Studnicki Gizbert, D., & Schecter, D. (2010). The Environmental Dynamics of a Colonial Fuel-Rush: Silver Mining and Deforestation in New Spain, 1522 to 1810. *Environmental History*, 15(1), 94–119. <https://doi.org/10.1093/envhis/emq007>

Sucoshañay Villalba, D. J., Mejía Pazmiño, L. A., Del Corral Villarroel, V. H., Montero Garófalo, M. F., Yedra Machado, D. A., & Paredes Ulloa, C. O. (2024). Análisis del Estado de la Vegetación de una Microcuenca Amazónica Mediante el NDVI. Caso de Estudio Microcuenca del Río Sandalias. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(4), 11003–11015. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i5.13236

Sümmerer, M., Just, C., & Wiesmeier, M. (2025). Soil carbon benchmarks and cropland management effects: Insights from the Bavarian soil organic matter monitoring. *Geoderma Regional*, 40, e00909. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00909>

Thompson, D. M., Puklin, L. S., & Marshall, A. E. (2016). The long-term impact of channel stabilization using gabion structures on Zealand River, New Hampshire. *Ecological Engineering*, 95, 779–792. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.016>

Throckmorton, H. M., Bird, J. A., Monte, N., Doane, T., Firestone, M. K., & Horwath, W. R. (2015). The soil matrix increases microbial C stabilization in temperate and tropical forest soils. *Biogeochemistry*, 122(1), 35–45. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0027-6>

Tilahun, A. (2019). Conservation and production impacts of soil and water conservation practices under different socio-economic and biophysical setting: a review. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 06(02), 1653–1666. <https://doi.org/10.15243/jdmlm.2019.062.1653>

USDA. (1999). Soil Quality Test Kit Guide (Primera). United States Department of Agriculture.

Van Lynden, G. W. J., & Oldeman, L. R. (1997). The ASSESSMENT of the STATUS of HUMAN-INDUCED SOIL DEGRADATION in SOUTH and SOUTHEAST ASIA.

Vázquez, A. (2025, mayo 16). El Parque Natural La Beata será un Área Natural Protegida. *El Universal*.

Vereecken, H., Huisman, J. A., Hendricks Franssen, H. J., Brüggemann, N., Bogen, H. R., Kollet, S., Javaux, M., van der Kruk, J., & Vanderborght, J. (2015). Soil hydrology: Recent methodological advances, challenges, and perspectives. *Water Resources Research*, 51(4), 2616–2633. <https://doi.org/10.1002/2014WR016852>

Vogel, H., Gerke, H. H., Mietrach, R., Zahl, R., & Wöhling, T. (2023). Soil hydraulic conductivity in the state of nonequilibrium. *Vadose Zone Journal*, 22(2). <https://doi.org/10.1002/vzj2.20238>

Walkley, A., & Armstrong Black, I. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 29–38.

Wilkie, D., & Painter, M. (2021). Factors of success in community forest conservation. *Conservation Science and Practice*, 3(5). <https://doi.org/10.1111/csp2.388>

Willy, D. K., Zhunusova, E., & Holm-Müller, K. (2014). Estimating the joint effect of multiple soil conservation practices: A case study of smallholder farmers in

the Lake Naivasha basin, Kenya. *Land Use Policy*, 39, 177–187.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.02.017>

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting Rainfall Erosion losses-A Guide to Conservation Planning. USDA.

Wu, L., He, Y., & Ma, X. (2020). Can soil conservation practices reshape the relationship between sediment yield and slope gradient? *Ecological Engineering*, 142, 105630. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105630>

Yang, F., Zhang, G.-L., Yang, J.-L., Li, D.-C., Zhao, Y.-G., Liu, F., Yang, R.-M., & Yang, F. (2014). Organic matter controls of soil water retention in an alpine grassland and its significance for hydrological processes. *Journal of Hydrology*, 519, 3086–3093. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.054>

Yu, B., Xie, C., Cai, S., Chen, Y., Lv, Y., Mo, Z., Liu, T., & Yang, Z. (2018). Effects of Tree Root Density on Soil Total Porosity and Non-Capillary Porosity Using a Ground-Penetrating Tree Radar Unit in Shanghai, China. *Sustainability*, 10(12), 4640. <https://doi.org/10.3390/su10124640>

Zhang, Q., Hu, Y., Shao, M., Jia, X., & Wei, X. (2024). Revegetation re-carbonizes soil: Patterns, mechanisms, and challenges. *Fundamental Research*. <https://doi.org/10.1016/j.fmre.2024.06.004>

Zhang, T., Yang, X., Wang, H., Li, Y., & Ye, Q. (2014). Climatic and technological ceilings for Chinese rice stagnation based on yield gaps and yield trend pattern analysis. *Global Change Biology*, 20(4), 1289–1298. <https://doi.org/10.1111/gcb.12428>

Zhang, W., Munkholm, L. J., Heck, R. J., Watts, C. W., & Jensen, J. L. (2025). Aggregate pore and shape properties were more strongly correlated to soil organic carbon in large aggregates: Evidence from a long-term management-induced soil carbon gradient. *Geoderma*, 459, 117357. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117357>

13. Anexo

Anexo 1. Formatos de registro de parámetros biofísicos.

FORMATO DE REGISTRO DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS

Sitio	1	Superficie	5.25 ha
-------	---	------------	---------

Forma del terreno	Ladera de montaña
-------------------	-------------------

Orientación	Sureste	Uso del suelo	Forestal
-------------	---------	---------------	----------

Pendiente (%):

Muy escarpada (>60)

Escarpada (30-60)

Inclinada (16-30)

Poco inclinada (8-16)

Pendiente ligera (5-8)

Casi plana (2-5)

Plana (0-2)

Textura:

Gruesa

Media

Fina

Signos de degradación del suelo:

Erosión laminar

Surcos

Cárcavas

Pedestales

Exposición de raíces

Exposición de rocas

Comentarios: Signos de degradación severa, suelo descubierto debido a la erosión.

Prácticas de conservación de suelos: Desde hace cinco años se han llevado a cabo prácticas como presas de piedra acomodada, humedales, zanjas de infiltración, tincas ciegas, barreras de vegetación seca. Se han realizado reforestaciones cada año con encinos, pinos, cedro blanco y pingüica.

FORMATO DE REGISTRO DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS

Sitio	2	Superficie	4.25 ha
-------	---	------------	---------

Forma del terreno	Ladera de montaña
-------------------	-------------------

Orientación	Sureste	Uso del suelo	Forestal
-------------	---------	---------------	----------

Pendiente (%):

Muy escarpada (>60)

Escarpada (30-60)

Inclinada (16-30)

Poco inclinada (8-16)

Pendiente ligera (5-8)

Casi plana (2-5)

Plana (0-2)

Textura:

Gruesa

Media

Fina

Rasgos de degradación del suelo:

Erosión laminar

Surcos

- Cárcavas
- Pedestales
- Exposición de raíces
- Exposición de rocas

Comentarios: Suelos bien conservados y con gran cantidad de hojarasca

Prácticas de conservación de suelos:

FORMATO DE REGISTRO DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS

Sitio	3	Superficie	10.24 ha
-------	---	------------	----------

Forma del terreno	Ladera de montaña
-------------------	-------------------

Orientación	Noroeste	Uso del suelo	Forestal
-------------	----------	---------------	----------

Pendiente (%):

Muy escarpada (>60)

Escarpada (30-60)

Inclinada (16-30)

Poco inclinada (8-16)

Pendiente ligera (5-8)

Casi plana (2-5)

Plana (0-2)

Textura:

Gruesa

Media

Fina

Rasgos de degradación del suelo:

Erosión laminar

Surcos

- Cárcavas
- Pedestales
- Exposición de raíces
- Exposición de rocas

Comentarios:

Prácticas de conservación de suelos: Zanjas de infiltración

FORMATO DE REGISTRO DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS

Sitio	4	Superficie	8.79 ha
-------	---	------------	---------

Forma del terreno	Ladera de montaña
-------------------	-------------------

Orientación	Noroeste	Uso del suelo	Forestal
-------------	----------	---------------	----------

Pendiente (%):

Muy escarpada (>60)

Escarpada (30-60)

Inclinada (16-30)

Poco inclinada (8-16)

Pendiente ligera (5-8)

Casi plana (2-5)

Plana (0-2)

Textura:

Gruesa

Media

Fina

Rasgos de degradación del suelo:

Erosión laminar

Surcos

Cárcavas

Pedestales

Exposición de raíces

Exposición de rocas

Comentarios:

Prácticas de conservación de suelos: Zanjas de infiltración y barreras de vegetación seca para detener la ampliación de una cárcava.

FORMATO DE REGISTRO DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS

Sitio	5	Superficie	9.45 ha
-------	---	------------	---------

Forma del terreno	Ladera de montaña
-------------------	-------------------

Orientación	Sureste	Uso del suelo	Forestal
-------------	---------	---------------	----------

Pendiente (%):

Muy escarpada (>60)

Escarpada (30-60)

Inclinada (16-30)

Poco inclinada (8-16)

Pendiente ligera (5-8)

Casi plana (2-5)

Plana (0-2)

Textura:

Gruesa

Media

Fina

Rasgos de degradación del suelo:

Erosión laminar

Surcos

Cárcavas

Pedestales

Exposición de raíces

Exposición de rocas

Comentarios:

Prácticas de conservación de suelos: Desde hace un año se han llevado a cabo prácticas de conservación de suelos como escalones de piedra, geocostales, presas de gavión, presas de roca acomodada, zanja de infiltración, barreras de vegetación muerta, tina ciega y revegetación con cedros.

FORMATO DE REGISTRO DE PARÁMETROS BIOFÍSICOS

Sitio	6	Superficie	3.39 ha
-------	---	------------	---------

Forma del terreno	Ladera de montaña
-------------------	-------------------

Orientación	Sureste	Uso del suelo	Forestal
-------------	---------	---------------	----------

Pendiente (%):

Muy escarpada (>60)

Escarpada (30-60)

Inclinada (16-30)

Poco inclinada (8-16)

Pendiente ligera (5-8)

Casi plana (2-5)

Plana (0-2)

Textura:

Gruesa

Media

Fina

Rasgos de degradación del suelo:

Erosión laminar

Surcos

- Cárcavas
- Pedestales
- Exposición de raíces
- Exposición de rocas

Otros:

Prácticas de conservación de suelos: Ninguna.