

Universidad de Costa Rica
Escuela de Ingeniería de Biosistemas
Proyecto de Graduación

“Generación de una línea base de cuantificación de dos servicios ecosistémicos en la Reserva Natural Monte Alto de Hojancha, Guanacaste, como instrumento para desarrollo local en el marco de análisis de biosistemas”

Mario Gutiérrez Pacheco
Carné B53289

Gloriana Guzmán Vindas
Carné B63290

Carlos Rojas Alvarado, Ph.D.
Director, Comité Asesor

Ing. Alejandra Rojas Gonzáles, Ph.D
Miembro, Comité Asesor

Ing. José Francisco Aguilar Pereira, M.Sc.
Miembro, Comité Asesor

Noviembre 2023

Trabajo Final de Graduación sometido a revisión por la Comisión de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Ingeniería en Biosistemas de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Costa Rica, como requisito para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería Agrícola y de Biosistemas

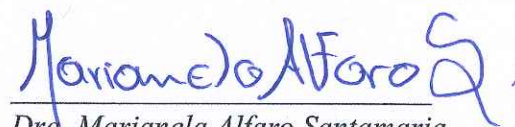

Mario Gutierrez Pacheco
Postulante

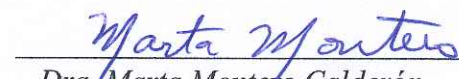

Gloriana Guzmán Vindas
Postulante


Dr. Carlos Rojas Alvarado
Director del proyecto


M.Sc. José Francisco Aguilar Pereira
Comité Asesor


Dra. Alejandra Rojas González
Comité Asesor


Dra. Marianela Alfaro Santamaria
Lectora Invitada


Dra. Marta Montero Calderón
Directora de la Escuela de Ingeniería
Agrícola y de Biosistemas

DEDICATORIA

A nuestros padres, hermanos y amigos por el cariño y apoyo incondicional durante esta etapa.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos sinceramente a nuestro director, Carlos Rojas, por compartir la historia de Monte Alto y motivarnos a transformar nuestro conocimiento en poder, cambio y consciencia. Su acompañamiento y perspectiva enriquecedora durante esta etapa final universitaria fueron fundamentales.

A Miguel Méndez, agradecemos por abrirnos las puertas de la Zona Protectora Monte Alto con generosidad y el deseo de fomentar relaciones interdisciplinarias, contribuyendo con información valiosa para la comunidad gestora de Pilangosta y el SINAC.

A nuestras familias, les expresamos nuestro agradecimiento por ser siempre nuestra base sólida, impulsándonos a dar lo mejor de cada uno. A nuestros amigos y parejas, les agradecemos por sus palabras de motivación, apoyo y sincero deseo de éxito.

Finalmente, extendemos nuestro agradecimiento a la Universidad de Costa Rica por proporcionarnos experiencias enriquecedoras a nivel personal y profesional. Agradecemos el constante desafío de lograr resultados satisfactorios y por ser una institución que motiva a las mentes jóvenes a utilizar las herramientas académicas como un bien social.

INDICE

RESUMEN	7
1.INTRODUCCIÓN	9
1.1 Objetivos	14
2.MARCO TEÓRICO	15
2.1. Servicios ecosistémicos	15
2.2 Ciclo de carbono	17
2.3 Ciclo hidrológico	20
2.3.1 Modelación hidrológica	21
2.4.1 ENSO	26
3.METODOLOGÍA	27
3.1 Sitio de estudio.....	27
3.2 Determinación de biomasa forestal.....	30
3.3 Evaluación de datos satelitales para determinar biomasa forestal utilizando índices vegetativos	33
3.4 Análisis de series de precipitación y fenómeno ENSO	36
3.5 Modelación hidrológica	39
3.6 Relación entre precipitación e índices vegetativos	44
4.RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
4.1 Determinación de biomasa forestal.....	46
4.2 Evaluación de datos satelitales para determinar biomasa forestal	54
4.2 Análisis de series de precipitación y fenómeno ENSO	60
4.3 Modelación hidrológica	72
4.4 Relación entre precipitación y desempeño forestal	84
5.CONCLUSIONES	91
6.RECOMENDACIONES y LIMITACIONES	96
7.REFERENCIAS	97
8.ANEXOS	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Delimitación del área correspondiente a la Reserva Monte Alto, Hojancha.....	26
Figura 2. Imagen satelital del bosque en la Zona Protectora Monte Alto mostrando la topografía y la ubicación de las parcelas experimentales dentro del perímetro del área de estudio (línea roja).....	27
Figura 3. Gráfico de cajas (boxplot) con el valor promedio y desviación estándar del DAP las cuatro parcelas muestreadas en la Reserva Monte Alto, Hojancha, Costa Rica.....	43
Figura 4. Área basal en las cuatro parcelas evaluadas en la Reserva Monte Alto.....	44
Figura 5. Gráfico de cajas (boxplot) con el valor promedio y desviación estándar de la distancia entre árboles en las cuatro parcelas muestreadas en la Reserva Monte Alto, Hojancha, Costa Rica.....	45
Figura 6. Dispersión de la biomasa superficial calculada en este trabajo en función de los índices vegetativos estudiados y valores del coeficiente de determinación en cada caso. RE=NDRE....	55
Figura 7. Diagramas de patrones subyacentes generados a partir del análisis de series de tiempo aplicado al registro de precipitaciones del periodo 2013-2022 de la Zona Protectora Monte Alto.....	58
Figura 8. Distribución porcentual de la clasificación mensual aplicada según el valor del Índice ONI para el set de datos completo y para cada periodo identificado.....	59
Figura 9. Valores de precipitación media por periodos de análisis y tipo de mes según la clasificación basada en el Índice ONI.....	60
Figura 10. Variación significativa (U Mann Whitney) en los valores del coeficiente de tendencia entre periodos A y B según el registro de precipitaciones de la Reserva Natural Monte Alto durante 2013-2022. La línea roja indica el valor medio de periodo completo.....	61
Figura 11. Diagrama de correlación entre el coeficiente de tendencia extraído del análisis de series de tiempo y el Índice ONI para el periodo 2013-2022 a partir del registro de precipitaciones de la Reserva Natural Monte Alto.....	61
Figura 12. Clúster de precipitación máxima mensual (l/m^2).....	62
Figura 13. Clúster de precipitación promedio mensual (l/m^2).....	63
Figura 14. Precipitación máxima e índice Niño 1+2 durante la serie de tiempo.....	67
Figura 15. Precipitación máxima e índice ONI durante la serie de tiempo.....	67
Figura 16. Mapa de uso de suelo de la microcuenca Monte Alto.....	70
Figura 17. Comportamiento de la precipitación y escorrentía en el área de estudio respecto al tiempo.....	72
Figura 18. Comportamiento de la precipitación y flujo total en el área de estudio respecto al tiempo.	73
Figura 19. Flujo base (m^3/s).....	74
Figura 20. Sensibilidad de parámetros de modelo hidrológico de microcuenca Monte Alto.....	77
Figura 21. Regresión lineal entre precipitación del mes anterior y NDRE.....	82
Figura 22. Regresión lineal entre precipitación de la semana antes y NDVI.....	82
Figura 23. Regresión lineal entre precipitación de la semana antes y SAVI.....	83
Figura 24. Regresión lineal entre precipitación del mes actual y NDWI.....	83

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Ecuaciones utilizadas en este trabajo para los cuatro índices vegetativos evaluados con base en la nomenclatura de bandas de reflectancia de Sentinel 2.....	31
Cuadro 2. Resultados de análisis basado en el Criterio de Información de Akaike para determinar el modelo más apto para determinar la biomasa superficial en la Zona Protectora Monte Alto, Hojancha, Costa Rica.....	49
Cuadro 3. Valores totales (y anuales en paréntesis) de biomasa, carbono superficial y unidades equivalentes de CO ₂ (en t/ha) obtenidos con las tres ecuaciones alométricas usadas acá.....	50
Cuadro 4. Valores totales de biomasa superficial, carbono sobre suelo y unidades equivalentes.....	51
Cuadro 5. Valores de prueba y de probabilidad de la prueba de hipótesis entre los valores de los cuatro índices calculados por tipo de bosque.....	52
Cuadro 6. Estadísticas básicas de los valores de pixel asociados con el cálculo de los diferentes índices vegetativos estudiados en Monte Alto.....	52
Cuadro 7. Análisis de correlación no paramétrica (Rho de Spearman) y significancia entre los índices vegetativos y los valores de biomasa calculados de información obtenida en el campo.....	55
Cuadro 8. Valores unitarios calculados para los diferentes parámetros de caracterización de la microcuenca de Monte Alto.....	68
Cuadro 9. Parámetros del método de contabilidad de humedad del suelo (SMA) en HEC HMS.....	70
Cuadro 10. Valores máximos y mínimos de los parámetros iniciales ingresados al análisis de incertidumbre Monte Carlo en HEC HMS.....	75
Cuadro 11. Valores de correlación entre datos de precipitación e índices vegetativos para diferentes particiones de datos y periodos de análisis. PD= precipitación del día, PMR=precipitación máxima registrada en el periodo y PPP=precipitación promedio del periodo.....	81
Cuadro 12. Ecuaciones de la recta obtenidas para relacionar la precipitación con el NDWI.....	83

RESUMEN

Los servicios ecosistémicos son las prestaciones proporcionadas por sistemas biológicos sanos de las cuales se pueden ver beneficiados los seres humanos. La Zona Protectora Monte Alto en Guanacaste atravesó por un proceso de regeneración forestal gestionado por la comunidad que inició hace aproximadamente 35 años. Dado a esto se identificó la necesidad de documentar y cuantificar los servicios ecosistémicos, específicamente la fijación de carbono y funcionamiento del ciclo hidrológico. La valoración y análisis de estos servicios desde una perspectiva socioecológica puede ser útil para la toma de decisiones y la gestión de recursos ambientales.

Se caracterizaron cuatro parcelas de 1000 m² distribuidas en la Zona de Protección Montealto en el periodo entre marzo y agosto del 2022, para lograr comprender mejor la estructura forestal en la zona. Se observaron diferencias significativas en tres de las cuatro variables dasométricas evaluadas (DAP, distancia vecinal y área basal). Se analizaron tres modelos alométricos diferentes para determinar biomasa, y se determinó que el modelo de Fonseca para el Pacífico Central (FPC) fue el más adecuado. Se obtuvieron valores de biomasa superficial en el área de estudio de 5.6 ± 2.1 t/ha/año, lo cual equivale a una tasa de fijación de 2.8 ± 1 t C/ha/año. Se encontró que las parcelas ubicadas en bosque muy húmedo premontano (BmHP) presentaron valores más altos de biomasa que las parcelas con bosque húmedo tropical (BHT). Además, se realizó un análisis de datos satelitales utilizando índices vegetativos como NDVI, NDRE, SAVI y ARVI para estimar la biomasa superficial. Se observó una correlación negativa significativa entre los índices vegetativos (SAVI, NDRE y NDVI) con la biomasa superficial con un valor de correlación de Spearman de -0.8, lo que indica que la información satelital puede ser útil para monitorear la biomasa forestal en el área de estudio. Aunque la muestra fue limitada, los resultados sugieren un potencial para desarrollar un monitoreo remoto de la biomasa en la zona, pero se recomienda realizar un muestreo más amplio y aleatorio para mejorar la precisión de los resultados.

Se realizó un análisis de la variabilidad de la precipitación en la Zona Protectora Monte Alto durante un período de nueve años y siete meses, desde 2013 hasta 2022. Se identificaron patrones estacionales y tendencias a largo plazo en la precipitación utilizando análisis de series de tiempo. Se observó un aumento significativo en la precipitación anual entre 2017 y 2020, con valores más altos durante la temporada de lluvias (junio a octubre) y más bajos de diciembre a marzo. Se encontró una correlación entre el fenómeno ENSO y la tendencia de la precipitación. La modelación hidrológica resaltó la importancia de los bosques deciduos en la regulación del flujo de agua y la recarga de acuíferos. Se enfatiza la necesidad de conservar adecuadamente la Zona Protectora Monte Alto para proteger el servicio de aprovisionamiento de agua, y se recomienda seguir monitoreando la situación para una gestión adecuada del agua en la zona.

Por último, se analizó la relación entre la precipitación y varios índices vegetativos determinados con información satelital para evaluar como estos pueden determinar un cambio fenológico en el bosque. Se encontró que los índices NDWI, NDVI y NDRE ($p < 0.000206$, $p < 0.000423$ y $p < 0.000328$ respectivamente) fueron los mejores indicadores para determinar las respuestas fenológicas del bosque ante la precipitación. Los valores promedios de los índices evaluados presentaron diferencias entre la época seca y lluviosa. Se determinó que la precipitación máxima del mes previo para los índices NDRE (0.89), NDVI (0.84) y ARVI (0.82) y de la semana anterior para los índices NDVI (0.72) y SAVI (0.71) fueron las mejores particiones para predecir la respuesta del bosque. Estos hallazgos resaltan la importancia de monitorear adecuadamente la dinámica fenológica del bosque en Monte Alto para una gestión sostenible de la zona y la conservación de sus servicios ecosistémicos, como la provisión de agua y la captura de carbono.

1.INTRODUCCION

Los servicios ecosistémicos se definen como aquellas prestaciones proporcionadas por los ecosistemas sanos de las cuales se obtienen beneficios de aprovisionamiento, regulación, cultura y sostenibilidad (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005). Dos de los principales servicios del ecosistema son la captura de carbono y la provisión de agua potable (Watanabe & Ortega, 2011). La valoración y análisis de los servicios ecosistémicos desde una perspectiva socioecológica tiene el potencial de convertirse en una herramienta para la toma de decisiones y para la gestión integral de los recursos ambientales (Quijas et al., 2019).

Conforme el ser humano identifica las interrelaciones entre el capital natural y su bienestar económico y social, aumenta la búsqueda de herramientas generadoras de información que contemplan distintos enfoques de investigación de servicios ecosistémicos. Como ha sido establecido en la literatura (e.g., MEA, 2005; Cruz et al., 2017 y Azadi et al., 2021), los servicios del ecosistema son esenciales para el estilo de vida moderno. Entre estos, el agua y la fijación de carbono están directamente vinculados con los ecosistemas sanos y funcionalmente equilibrados (Gleeson et al., 2020; Rubio & Calama, 2021). Bajo esta perspectiva, el bosque puede ser considerado como un depósito de carbono relevante para la dinámica natural de los biosistemas terrestres o como un modulador primario de carbono atmosférico y por defecto del cambio climático. De forma análoga, la valoración del recurso hídrico puede ofrecerse desde una perspectiva de cuantificación de aspectos del ciclo hidrológico (Rockström et al., 2009) o como una limitante del desarrollo humano.

En Costa Rica, durante las últimas décadas, la evaluación de tales servicios se ha visto reflejada en esfuerzos gubernamentales con miras a la reforestación y mejora en el uso de la tierra (Ministerio de Ambiente y Energía [MINAE], 2011). Lo anterior, por cuanto entre los años 1973

y 1983 el país experimentó un gran crecimiento demográfico, que generó un aumento en las tasas de deforestación (Rosero-Bixby & Palloni, 1998), principalmente en la zona de Guanacaste. Durante esos años, los cambios en el uso de suelo generaron, entre otras cosas, erosión y una recarga deficiente de los mantos acuíferos (Pacha, 2014).

A raíz de lo anterior el país inició una fuerte integración de normativas sobre los recursos naturales dentro de su estructura legal. Estas iniciativas, en el caso de Guanacaste, hicieron que esta provincia se convirtiera en el principal ejemplo de reforestación en el país (Campos, 1997) y que esa región lograra un desarrollo centrado en la protección ambiental. Tales cambios lograron además la protección de los servicios ambientales de más de 728 000 hectáreas de bosques, entre ellas 65 000 correspondientes a territorios indígenas. De la misma manera, durante el periodo 1997-2009 se logró llevar a cabo la siembra de más de 40 millones de árboles (MINAE, 2011).

Monte Alto, es una Zona Protectora, incorporada al Sistema Nacional de Conservación, localizada en el cantón de Hojancha en Guanacaste, que ha atravesado un proceso de regeneración forestal impulsado por la comunidad local con el fin de promover voluntariamente una serie de beneficios ambientales relacionados con el bosque. Desde el año 2000, según García & Méndez, (2017) se ha notado un incremento en la valoración de distintos servicios ecosistémicos a nivel de la comunidad. Sin embargo, por muchos años, el énfasis particular en la documentación de los servicios ecosistémicos provisionales se centró en el acceso al recurso hídrico y en la biodiversidad. Es por esta razón que en Monte Alto se han realizado primordialmente investigaciones relacionadas con la documentación de la flora y la fauna locales (García & Méndez, 2017).

A pesar de lo anterior, en la agenda actual de desarrollo de Monte Alto, los temas relacionados con la documentación de servicios ecosistémicos en el contexto de territorios

climáticamente inteligentes son prioritarios (Miguel Méndez, director de Monte Alto, comm. pers., 2021), pero dada la falta de personal con entrenamiento técnico para llevar a cabo tal documentación, la zona muestra un rezago en la implementación de tales medidas. De esta forma, la presente investigación constituye un apoyo fundamental para la generación de conocimiento en esta Zona Protectora y representa un paso estratégico de integración entre los ejes científico-tecnológicos y sociales como base del desarrollo local. La documentación de las reservas de carbono en un contexto de dinámica forestal y la generación de datos relacionados con zonas de recarga acuíferas dentro del cantón de Hojancha, son temas de interés para Monte Alto, para la comunidad local y para el desarrollo nacional.

Por ejemplo, las políticas impulsadas por las Naciones Unidas en sus Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS, <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>) apuntan a la administración y recuperación de los bosques y al uso eficiente de los recursos hídricos (p.e. ODS 13 y 15), pero dentro de un marco integrado con el desarrollo local (ODS 11 y 17) y la salud pública (ODS 3 y 6). Así mismo, el Plan Nacional de Desarrollo y de Inversión Pública 2023-2026 (<https://www.mideplan.go.cr/plan-nacional-desarrollo>) establece como objetivo para incrementar el nivel del país en el tema de vivienda, hábitat y territorio, un incremento de la sostenibilidad y resiliencia de los ecosistemas habitados por asentamientos humanos mediante la aplicación de acciones basadas en la interacción entre comunidades y ecosistemas. Es decir, tanto las agendas de desarrollo nacionales como internacionales apuntan a la colaboración técnico-social como motor de desarrollo al igual que lo mencionaron McCartney et al. (2015). En este sentido, el presente proyecto representa un gran aporte a la potencial adaptación y resiliencia al cambio climático en la comunidad de Hojancha, por medio de la documentación técnica de dos servicios ecosistémicos clave para el soporte de la calidad de vida moderna.

En todo caso, la Zona Protectora Monte Alto tiene un alto potencial como un centro de investigación relevante de cambio climático (García & Méndez, 2017) debido a las características únicas de la Península de Nicoya. Esta reserva natural, al estar localizada en una de zona de colina entre el Océano Pacífico y el Golfo de Nicoya, cuenta con dos zonas de vida (Bosque húmedo Tropical y Muy Húmedo Premontano) raras en la zona primordialmente seca de Guanacaste. Por ello, se ha dicho que el estudio de estos bosques peninsulares podría generar información muy relevante para comprender los efectos que las variaciones de temperatura generadas por el cambio climático pueden tener sobre la dinámica forestal (García & Méndez, 2017).

Desde una perspectiva de servicios ecosistémicos, el efecto de tales variaciones se refleja naturalmente en la disponibilidad, aprovisionamiento y calidad de los servicios, con potenciales implicaciones en las comunidades que se benefician de tales. Sin embargo, como mencionan Quijas et al. (2019) existen vacíos de conocimiento a la hora de analizar la relación entre los servicios ecosistémicos y los habitantes beneficiados debido a un sesgo hacia los efectos negativos de las variaciones. De esta forma, también es necesario visibilizar el efecto positivo de los servicios ecosistémicos sobre los asentamientos humanos aledaños a las zonas con algún grado de protección ambiental (p.e., a partir de metodologías de monitoreo futuro). Este tipo de gestión de datos es importante para compensar tal desbalance en la generación de información.

Como consecuencia, el Área de Conservación Tempisque y la Zona Protectora Monte Alto han determinado que la conservación y manejo de los servicios ecosistémicos corresponden a una de sus funciones principales. Así, como parte de la gestión por llevar a cabo este trabajo, ha surgido la iniciativa de crear una red conjunta entre la comunidad local, las instancias asociadas a la protección del sitio y la Municipalidad de Hojancha. La idea de tal iniciativa ha sido crear una base de información científica inicial sobre la cual se pueda llevar a cabo una gestión inteligente

de ambos servicios ecosistémicos por parte de todos los actores involucrados, con apoyo de la Universidad de Costa Rica. Tal base científica es la que se expone en este trabajo.

Lo anterior se comprende bien a partir del proceso de creación de la Zona Protectora Monte Alto, que, dado su origen comunitario, ha permitido que se genere una valoración ambiental de los recursos asociados con la conservación y manejo de biosistemas. Tal proceso se visualiza en la positiva percepción comunitaria de los ejes temáticos de fijación de carbono y protección del agua como moduladores del estilo de vida moderno.

La limitación local, antes mencionada, del vacío de conocimientos técnicos para documentar y cuantificar tales servicios ecosistémicos le impide a la reserva autogestionarse, pero el apoyo de otras instancias puede promover que se sigan generando datos relevantes para su manejo. De esta forma, la investigación acá propuesta tiene como motivaciones iniciales: 1) cerrar la brecha técnica de generación de datos base sobre dos servicios ecosistémicos, 2) ofrecer un panorama a futuro de gestión de estos servicios bajo un modelo de Ingeniería de Biosistemas y 3) vincular a la Universidad de Costa Rica (a través de la Escuela de Ingeniería de Biosistemas) como actor del desarrollo local del cantón de Hojancha.

Se espera que un enfoque de cuantificación de servicios ecosistémicos contribuya a la promoción del bienestar socio ecológico local, y a solventar la falta de información sobre el tema en la región de Guanacaste para contribuir con los procesos de documentación a nivel nacional y regional (MINAE, 2011).

1.1 Objetivos

1.1.2 Objetivo general

1. Desarrollar un modelo de monitoreo de dos servicios ecosistémicos en la Reserva Natural Monte Alto a partir de una línea base que integra elementos de teledetección y medición en campo ajustados a la temporalidad bioclimática del sitio para facilitar los procesos de autogestión en la zona de Hojancha.

1.1.3 Objetivos específicos

1. Determinar la biomasa forestal en el sitio de trabajo utilizando la metodología de ecuaciones alométricas y levantamiento de datos en campo recomendado por la Estrategia Nacional Forestal.
2. Evaluar el potencial de datos satelitales para determinar biomasa forestal en la zona de trabajo a partir de índices vegetativos bajo un enfoque estadístico.
3. Realizar análisis no lineales y de intervalos lógicos temporales de serie de tiempo asociados con datos de precipitación en la región a partir de datos obtenidos por el IMN y Monte Alto para determinar la relación entre la temporalidad climática en el sitio de estudio y dos índices del fenómeno ENSO (ONI y Niño 1+2).
4. Modelar la respuesta del agua en el sitio de trabajo durante los últimos 9 años considerando la variabilidad climática de la zona mediante la modelación hidrológica.
5. Determinar el efecto de la precipitación y del fenómeno ENSO sobre la dinámica fenológica del bosque a partir de modelos lineales y no lineales como estrategia para evaluar la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos en el tiempo.

2.MARCO TEORICO

Entre los múltiples servicios del ecosistema se puede contemplar la fijación de carbono y la provisión de agua potable. Dada la naturaleza de estos servicios existen distintos métodos de medición y evaluación de cada uno. En el caso del primero, mediante la cuantificación de la biomasa en el bosque a través de ecuaciones, teledetección e índices vegetativos se puede lograr establecer la dinámica ecosistémica de carbono en una determinada zona (Rojas & Rojas, 2023). Por otro lado, el servicio de aprovisionamiento de agua es determinado a través de modelación hidrológica y análisis de elementos del ciclo hidrológico como la precipitación. El reconocimiento de ambos servicios del ecosistema confiere una mejor gestión de los recursos ambientales y toma de decisiones a nivel económico, ambiental y social.

2.1. Servicios ecosistémicos

Los servicios del ecosistema se definen como las unidades de contabilidad que determinan las contribuciones de la naturaleza al bienestar humano (Boyd & Banzhaf 2007). El paradigma de partida de los servicios ecosistémicos es que la vida humana no se puede desvincular de la dinámica natural del planeta. Así, el estudio de tales aportes se enfoca en entender la dinámica entre los seres humanos y su entorno, con un énfasis en los beneficios directos o indirectos que se obtienen de los ecosistemas naturales (Mengist et al., 2020).

Los flujos biogeoquímicos de carbono, nitrógeno y agua pueden ser expresados en función de masa y energía y ser valorados ecológica y económicamente a partir de la última (Izursa, 2011). Para ello, normalmente la cuantificación de estos servicios se expresa en función de su forma final. Así, la formación de suelo, la regulación del clima, el suministro de agua o el secuestro de carbono, por ejemplo, son las unidades finales de estudio (Watanabe & Ortega, 2011).

2.1.1 Servicios ecosistémicos regulatorios y de aprovisionamiento

Existen diferentes sistemas de clasificación de los servicios ecosistémicos, pero en todos ellos, los servicios regulatorios son aquellos en los que el proceso funcional imperante es la modulación energética entre niveles de organización natural (ME, 2005). Así, este tipo de servicios hacen referencia a procesos que utiliza un ecosistema para autorregularse (p.e., fijación de carbono). De forma análoga, los servicios de aprovisionamiento son aquellos en los que se obtienen productos tangibles de los ecosistemas como alimentos, agua o biomasa (Espinosa, 2020). Es decir, estos últimos hacen referencia a los niveles de organización en los que se lleva a cabo la acumulación energética. De esta forma, en los primeros se determina el flujo energético mientras que en los segundos se determina el nivel de reserva de energía.

2.1.2 Antecedentes

El punto de partida de las investigaciones relacionadas con los servicios ecosistémicos inició con el “Millenium Assessment Framework” en el año 2005 (Quijas et al., 2019). Cruz-García et al., (2017) indicaron que se conocía un nexo claro entre la relación de la dinámica natural y el bienestar humano pero que tal nexo no se había cuantificado por medio de estudios empíricos.

De esta forma se iniciaron los procesos de cuantificación de servicios ecosistémicos en los que investigaciones como las de Bagstad et al., (2013) promovieron herramientas basadas en métodos de evaluación del impacto de los servicios ecosistémicos en ambientes naturales y sociales. De manera similar, investigadores como Vigerstol & Aukema (2011) se enfocaron en identificar las entradas y salidas de energía en los ecosistemas con el fin de crear un software de modelación de servicios ecosistémicos.

En la actualidad existen diferentes enfoques de estudio de servicios ecosistémicos, normalmente asociados a las distintas disciplinas académicas (p.e., más cuantitativos y técnicos en ciencias básicas e ingeniería o más cualitativos en ciencias sociales), pero todos ellos se enfocan en el bienestar humano como objetivo final (Wang et al. 2022). De tal forma, en la actualidad se concibe que un enfoque técnico con componente social tiene un mayor potencial de impacto que el estudio de los servicios ecosistémicos desde una perspectiva disciplinaria más discreta.

2.2 Ciclo de carbono

El ciclo del carbono es esencial para la vida en la tierra debido a que las cadenas tróficas se basan primariamente en la fijación atmosférica de carbono llevada a cabo por las plantas. El dióxido de carbono en la atmósfera es un gas de efecto invernadero dado a su capacidad de emitir y absorber radiación en determinadas longitudes de onda (Kansri & Filippo, 2018). Actualmente, según datos de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) las emisiones de CO₂ han llegado a 419 ppm, es decir el equivalente a 40 billones de toneladas métricas de carbono por año (Stein Theo, 2021).

Lo anterior supone un gran desbalance en la relación entre emisiones y capacidad natural de fijación de carbono en el planeta. Por ello hay muchos esfuerzos a nivel mundial para determinar las reservas de carbono en bosques y su potencial como moduladores de cambio climático. Dentro de los límites actuales de manejo se ha establecido un rango entre 350-550 ppm como el umbral a evitar. La concentración neta de carbono cambia de manera dinámica dadas las modificaciones en el uso del suelo. Por ejemplo, la dinámica de balance en la relación fotosíntesis-respiración y los procesos paisajísticos como la agricultura y la urbanización modifican fuertemente el potencial de un bosque para fijar o emitir carbono (Kansri & Filippo, 2018).

2.2.1 Biomasa superficial

La biomasa se puede definir como toda la materia orgánica aérea o subterránea que se encuentra viva o muerta (International Panel on Climate Change [IPCC], 2001). En la naturaleza el carbono atmosférico es transformado a biomasa por medio de la fotosíntesis. Aproximadamente un 50 % de todo el carbono fijado es retenido en forma de biomasa vegetal leñosa y el resto se concentra en los sistemas radiculares y en el suelo. Hay distintas metodologías de cuantificación de biomasa aérea o superficial, ya sea por métodos destructivos o a través de modelos alométricos y de teledetección.

2.2.1.1. Ecuaciones o modelos alométricos

La cuantificación de biomasa a través de modelos matemáticos se basa en ecuaciones alométricas. Estas ecuaciones se generan a través de regresiones entre variables asociadas a los individuos (p.e., el diámetro de un tronco a la altura del pecho o la altura de un árbol, [Fonseca, 2017]) y la biomasa. Existen una gran cantidad de ecuaciones alométricas para estimar la biomasa de distintos árboles y arbustos a través del mundo (Kebede & Soromessa, 2018).

En Costa Rica ya se ha trabajado previamente con la cuantificación de biomasa a través de la utilización de ecuaciones alométricas. Chou & Gutiérrez-Espeleta (2013) realizaron un análisis de las variables dasométricas para predecir biomasa arbórea que se enfocó específicamente en los bosques tropicales en Costa Rica. Quesada et al. (2019) utilizaron el anterior método para determinar las reservas de carbono dentro de la Finca Experimental Interdisciplinaria de Modelos Agroecológicos (FEIMA). Más recientemente, investigadores de la Universidad Nacional

(Fonseca et al., 2021) se han enfocado en la generación de modelos alométricos específicos para especies de carácter comercial en Costa Rica.

2.2.1.2. Teledetección

La teledetección es un enfoque metodológico que permite obtener y procesar datos de un objeto de estudio a través de la utilización de sensores, sin tener que estar directamente en contacto con el objeto. Dentro de las muchas formas de obtener datos de forma remota están los métodos ópticos que permiten analizar las respuestas espectrales a diferentes longitudes de onda. Estos métodos hacen referencia a la utilización de sensores espectrales, normalmente satelitales (p.e. Landsat, Sentinel) o aéreos (cámaras en aviones) que permiten generar imágenes con la iluminación solar (Booyesen et al., 2021). Debido a que estas imágenes se pueden adquirir con alta frecuencia, estas metodologías son muy usadas en la actualidad para monitorear procesos ecosistémicos en el tiempo.

2.2.1.3 Índices vegetativos

El análisis de relaciones entre imágenes de teledetección adquiridas a diferentes longitudes de onda permite el seguimiento de características funcionales de los ecosistemas (Congalton, 2015). Este enfoque ha generado un gran número de índices vegetativos (IV) a partir de las relaciones matemáticas entre las anteriores imágenes. Según Xue & Su (2017), los IV permiten realizar análisis cuantitativos y cualitativos de la cobertura vegetal, vigor y dinámica de crecimiento de zonas boscosas. Algunos de los IV más utilizados son el Índice de Vegetación Diferencia Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index) (NDVI) que se usa para caracterizar crecimiento vegetativo con base en radiación infrarroja, y el Índice de Vegetación

Resistente a la Atmósfera (Atmospherically Resistant Vegetation Index) (ARVI) que se utiliza para estudiar características de la vegetación, pero minimizando el efecto de la distorsión atmosférica por medio del uso de radiación en las zonas azules del espectro visible.

2.3 Ciclo hidrológico

El agua es el agente en el planeta que media los procesos naturales clave que regulan al clima (p.e., evaporación, sensación térmica y nubosidad). Este último a su vez afecta al ciclo hidrológico a través de la disponibilidad de agua (p.e., descarga de ríos, infiltración de agua en suelos y precipitación). Aunque no todas las personas en el planeta cuentan con acceso a agua potable, este recurso es en realidad renovable y tiene un tiempo promedio de residencia en la atmósfera de siete días (Dolman, 2019). La precipitación recarga los flujos superficiales de los ríos o se infiltra a través del suelo llegando hasta los mantos acuíferos y la recarga de estos últimos es especialmente importante en las épocas secas, donde el agua almacenada se encarga de alimentar los ríos y mantener el caudal ecológico y caudal base (Watanabe & Ortega, 2011).

A través del ciclo hidrológico se pueden diseñar y analizar escenarios relacionados con el cambio climático y el aprovisionamiento de flujo de agua (Viglia & Kunz, 2013), que es esencialmente el servicio ecosistémico clave provisto naturalmente. De tal forma, Watanabe & Ortega (2011) mencionaron que los servicios ecosistémicos relacionados con el ciclo hidrológico son afectados por el uso intensivo del suelo. Como consecuencia, un espacio paisajístico destinado al urbanismo aprovisiona de forma diferente el recurso hídrico en comparación con un espacio cuyo uso de la tierra sea para conservación forestal. Según los lineamientos actuales de desarrollo (p.e., ODS) es importante llevar a cabo la cuantificación del agua en los sistemas naturales y antropogénicos con el fin de llegar a un equilibrio en el manejo de ambos. Para representar de

forma cuantitativa un sistema hidrológico se emplea un volumen en el espacio delimitado por un límite o frontera, que normalmente puede ser una cuenca o alguna división similar (Barquero, 2015). Las cuencas hidrográficas delimitan el trayecto de sus aguas, y siempre poseen una salida por lo que son unidades de estudio sumamente efectivas en estudios de ciclo hidrológico.

2.3.1 Modelación hidrológica

La modelación de cuencas es parte de un conjunto de herramientas disponibles para estimar los parámetros asociados al uso y gestión del recurso hídrico o al comportamiento del ciclo hidrológico en una determinada área. Con base en datos climáticos (p.e., precipitación, temperatura del aire, radiación) se pueden realizar comparaciones, crear escenarios y generar información actualizada sobre una determinada zonas llamadas subcuencas (Dutta & Sarma, 2021). Las subcuencas son áreas más pequeñas de drenaje dentro de la cuenca hidrográfica. Cada subcuenca tiene su propio patrón de flujo de agua y características geográficas distintivas, lo que permite dividir y estudiar áreas más grandes para comprender mejor el comportamiento hidrológico de la región.

Uno de los modelos actualmente más usados se conoce como Hydrologic Engineering Center's Hydrologic Modeling System (HEC HMS) y es un sistema de modelado hidrológico desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica (HEC) del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos. El HEC HMS se utiliza para simular los procesos de lluvia-escorrentía en una amplia variedad de tipos de cuencas hidrográficas (Cabrera-Balarezo et al., 2019).

El HEC HMS es un modelo hidrológico muy versátil y se puede utilizar en una amplia variedad de aplicaciones hidrológicas, desde la simulación de eventos hidrológicos hasta la planificación de recursos hídricos. La herramienta cuenta con una interfaz gráfica de usuario (GUI)

intuitiva y fácil de usar que permite a los usuarios configurar y ejecutar simulaciones hidrológicas de manera eficiente. El HEC HMS permite la integración de datos de diferentes fuentes, incluyendo estaciones meteorológicas, datos topográficos y de precipitación, para proporcionar una representación precisa del sistema hidrológico en cuestión. Esto permite que haya flexibilidad en la elección de los modelos hidrológicos, y las funcionalidades avanzadas permiten modelar series de tiempo, la calibración automática de modelos y la simulación de eventos hidrológicos extremos (Chathuranika et al., 2022).

La modelación en HEC HMS puede ser utilizada para evaluar el comportamiento hidrológico de microcuencas (Quiñones & Pozzo, 2012) y (Duque-Sarango et al., 2019) y debido a que se permite la integración de datos hidrológicos y climáticos en un solo modelo, se tiene una gran cantidad de opciones para la calibración y validación del mismo. Esta modelación permite la simulación de escenarios futuros para evaluar el impacto de diferentes cambios en la cuenca y la representación detallada de la topografía de esta, así como la distribución del uso del suelo.

Algunas desventajas de esta estrategia incluyen el hecho de que se requiere un conocimiento técnico avanzado para la configuración y operación del modelo. La calibración del modelo puede ser un proceso complejo y requiere datos hidrológicos precisos y de alta calidad y la precisión del modelo depende en gran medida de la calidad y precisión de los datos hidrológicos utilizados en la calibración

Algunos conceptos relevantes para la realización de cualquier modelo hidrológico son:

- **Precipitación:** La precipitación es la cantidad de agua que cae en forma de lluvia, nieve o granizo en una región durante un tiempo determinado. Es esencial para el ciclo hidrológico y proporciona la principal fuente de agua dulce en la Tierra. Se mide en unidades de

volumen por metro cuadrado (l/m^2) oficialmente, sin embargo, en la literatura e históricamente en el país se ha reportado en unidades equivalentes (mm) (IMN, 2021). Los pluviómetros se instalan en zonas estratégicas para capturar el agua llovida. La cantidad de precipitación varía según la ubicación geográfica, la temporada y las condiciones meteorológicas. Su distribución espacial y temporal en una cuenca hidrográfica es crucial para predecir el flujo de agua y tomar decisiones informadas sobre la gestión del agua (Mónica & Valle, 2021).

- **Escorrentía:** La escorrentía es el movimiento del agua sobre la superficie del suelo hacia los cuerpos de agua de una cuenca hidrográfica (Chow et al, 1994). Se genera por la precipitación que no se infiltra en el suelo ni se almacena en la cuenca. La cantidad de escorrentía depende de la intensidad y duración de la lluvia, la permeabilidad del suelo, la topografía y la vegetación. Se clasifica en dos tipos: escorrentía directa y escorrentía base, que proviene de las aguas almacenadas en el suelo y los acuíferos subterráneos.
- **Infiltración:** La infiltración es el proceso mediante el cual el agua de la lluvia o el riego penetra en el suelo y se desplaza hacia las capas más profundas. Su cantidad depende de la precipitación, la permeabilidad del suelo y la vegetación. La infiltración es esencial en el ciclo hidrológico y recarga los acuíferos subterráneos (Chow et al, 1994). La tasa de infiltración varía según el tipo de suelo y la vegetación (Gómez, 2014). En la modelación hidrológica, se considera la infiltración para comprender el movimiento del agua en el suelo y su contribución al balance hídrico. Se puede medir mediante pruebas de infiltración en áreas específicas de suelo.
- **Evapotranspiración:** La evapotranspiración es el proceso en el cual el agua se evapora de la superficie terrestre y se transpira desde las plantas. Es un componente esencial en el ciclo

hidrológico y afecta la disponibilidad de agua en una cuenca hidrográfica (Chow et al, 1994). La cantidad de agua perdida por evapotranspiración está determinada por la temperatura, humedad del aire, luz solar y cobertura vegetal. La tasa de evapotranspiración varía según el tipo de suelo y cobertura vegetal, siendo más alta en suelos arenosos y zonas con poca vegetación (FAO, 2022). En contraste, suelos con alta retención de agua y densa vegetación tienen una tasa más baja. En la modelación hidrológica, se considera la evapotranspiración para comprender el movimiento del agua en el ciclo hidrológico y su impacto en la disponibilidad de agua. Se puede medir mediante técnicas como la lisimetría o el uso de modelos de balance de energía y agua.

- **Almacenamiento:** El almacenamiento se refiere a la cantidad de agua presente en un sistema hidrológico en un momento determinado, en reservorios como ríos, lagos o cuencas hidrográficas. Puede dividirse en componentes como el almacenamiento superficial, subterráneo y en la nieve. Es fundamental en el ciclo hidrológico, ya que determina la disponibilidad de agua en un sistema en un momento dado (Barquero, 2015). El almacenamiento puede cambiar debido a la entrada y salida de agua, como la precipitación, la escorrentía, la evaporación y la transpiración. En la modelación hidrológica, se considera el almacenamiento para comprender el movimiento del agua en el ciclo hidrológico y su impacto en la disponibilidad de agua en una cuenca hidrográfica. Se utiliza la modelación mediante ecuaciones que describen la entrada y salida de agua y los cambios en el almacenamiento a lo largo del tiempo (Cabrera-Balarezo et al., 2019).
- **Flujo base:** El flujo base se refiere al agua que fluye en un río o arroyo sin la influencia directa de la precipitación o la escorrentía superficial. Proviene del agua subterránea y se mantiene constante incluso durante períodos de sequía (Chow et al, 1994). Es un

componente significativo del caudal y es vital para mantener los ecosistemas acuáticos. En hidrología, el flujo base se puede medir mediante técnicas como la elevación del agua subterránea y el caudal durante épocas de sequía (Barquero, 2015). En la modelación hidrológica, se considera el flujo base para comprender cómo el agua se mueve en un sistema y para una gestión eficiente. Se utiliza la modelación para describir cómo el agua subterránea fluye hacia el río o arroyo y contribuye al caudal.

- **Caudal:** El caudal se refiere al flujo de agua en un río o canal, y se mide en unidades de volumen por unidad de tiempo, como metros cúbicos por segundo (m^3/s) o litros por segundo (l/s) (Chow et al, 1994). Es un parámetro fundamental para comprender la cantidad de agua disponible y cómo varía en función del clima y las características hidrológicas. Se mide mediante técnicas que evalúan la velocidad del flujo y la sección transversal del cuerpo de agua (Te Chow, 2004). En la modelación hidrológica, el caudal es esencial para comprender cómo el agua fluye en un sistema y para una gestión efectiva. Se utilizan ecuaciones que describen el movimiento del agua en respuesta a las entradas y salidas en la cuenca hidrográfica.

2.4 Serie de tiempo de precipitación

El análisis de datos de precipitación en diferentes escalas espaciales y temporales permite conocer mejor el papel de esta variable en el clima, ayuda a evaluar su relación con fenómenos regionales o globales y visibiliza su interacción con los ecosistemas (Solomon et al. 2007). En Costa Rica se han empleado este tipo de análisis de eventos para evaluaciones de obras civiles, impacto ambiental y caracterización de cuencas (Vargas, 2010; García, 2017; Quesada & Mora, 2017). Goebel (2009) incluso estudió las interacciones posibles entre las precipitaciones y eventos

sociales, económicos y socioambientales para demostrar el papel preponderante del clima sobre eventos históricos de importancia nacional.

La calidad y cantidad de datos se relacionan directamente con la robustez de las inferencias estadísticas que se puedan generar de los análisis. Por ello, es importante usar modelos lineales y no lineales en la evaluación de series particulares de precipitación. Lo anterior es muy relevante cuando se considera el efecto de fenómenos que alteran los registros hidroclimatológicos (p.e. sequías, inundaciones o cambio climático).

A partir de este enfoque se puede determinar el impacto de la precipitación sobre algunas variables relacionadas con el funcionamiento del bosque (p.e. temperatura del dosel o vapor de agua emitido por el bosque) y con ello aproximar el efecto de cualquier anomalía climática sobre la función boscosa. Es decir, la fenología de un bosque, por ejemplo, puede caracterizarse a partir de la partición temporal lógica de una serie de datos de precipitación y la clasificación no supervisada de imágenes satelitales.

2.4.1 ENSO

El fenómeno de El Niño y la Oscilación del Sur (ENSO) es una fluctuación periódica en la temperatura de la superficie del mar (El Niño) y la presión atmosférica (Oscilación del Sur) en el Océano Pacífico ecuatorial. La Oscilación del Sur implica variaciones en la presión barométrica entre Darwin, Australia, y Tahití. Estas interacciones entre ambos fenómenos afectan los vientos alisios, las corrientes oceánicas y los patrones de precipitación, dando lugar a sequías en algunas regiones y originando inundaciones en otras. La relación entre la Oscilación del Sur y las precipitaciones se observa mediante la medición de la radiación de onda larga y las variaciones en el nivel del mar. El monitoreo de las condiciones de ENSO se centra en las anomalías de la

temperatura de la superficie del mar y es crucial para comprender y predecir los patrones climáticos y sus impactos en diferentes regiones.

El índice Oceánico del Niño (ONI) es una medida que evalúa y monitorea las condiciones del fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO). Se calcula promediando las anomalías de temperatura de la superficie del mar en la región Niño 3.4 (cerca de Tahití) del Pacífico ecuatorial durante tres meses. Un valor igual o mayor a 0.5°C indica la fase cálida de El Niño, mientras que un valor igual o menor a -0.5°C indica la fase fría de La Niña. Este índice es utilizado por científicos y meteorólogos para comprender y predecir los patrones climáticos asociados con el ENSO y sus impactos en diferentes regiones (www.climate.gov).

El índice Niño-1+2 es una medida utilizada para evaluar las condiciones del fenómeno de ENSO en la región más cercana de la costa de América del Sur y abarca una extensión más pequeña que la región Niño 3.4. Sin embargo, las anomalías de temperatura en el Niño 1+2 pueden ser un indicador temprano de los cambios en el patrón ENSO. Dichas anomalías de temperatura de la superficie del mar se utilizan para determinar la presencia de El Niño o La Niña y para estudiar el efecto sobre los índices vegetativos (Fayech & Tarhouni, 2021). Este índice es crucial para monitorear y comprender los patrones climáticos asociados con el ENSO y sus impactos regionales (Trenberth & Stepaniak, 2000) y a pesar de que es el índice que muestra la mayor variabilidad es el único que está calculado para la región costera americana.

3.METODOLOGIA

3.1 Sitio de Estudio

El proyecto se realizó en la Zona Protectora Monte Alto, ubicada en la comunidad de Pilangosta de Hojancha, en Guanacaste, Costa Rica, específicamente en las coordenadas $10^{\circ} 0'$

42.0212" N, 85° 24' 10.8634" O (CRTM05). Este sitio se encuentra en la cuenca superior del Río Nosara y forma parte del Área de Conservación Tempisque (subregión Hojancha-Nandayure). La Zona Protectora tiene una extensión de 924 hectáreas y cuenta con zonas de Bosque Húmedo Tropical (abreviado posteriormente como BHT) y Muy Húmedo Premontano (BmHP) en su extensión altitudinal cuyo rango oscila entre los 430 y los 880 msnm. A lo largo de esta zona se ubican aproximadamente nueve quebradas que abastecen a la ASADA de Pilangosta y los cuerpos de agua en la zona protegida. La precipitación anual de la región de Hojancha oscila alrededor de los 2500 litros de agua por metro cuadrado por año, por un periodo lluvioso que normalmente se extiende de mayo a noviembre. La temperatura media anual en la zona es de 27 grados Celsius, llegando a un máximo de 32 grados Celsius en época seca y 30 grados Celsius en época lluviosa (IMN, 2021).

La microcuenca Monte Alto, como se decidió denominar para este estudio, forma parte de la cuenca del río Nosara, localizada en la península de Nicoya, provincia de Guanacaste. El sitio de estudio representa la parte alta de la microcuenca.

El área de la microcuenca es de 15.29 km² y tanto el límite de la cuenca, como la ubicación de la Zona Protectora Monte Alto se ilustran en la Figura 1.

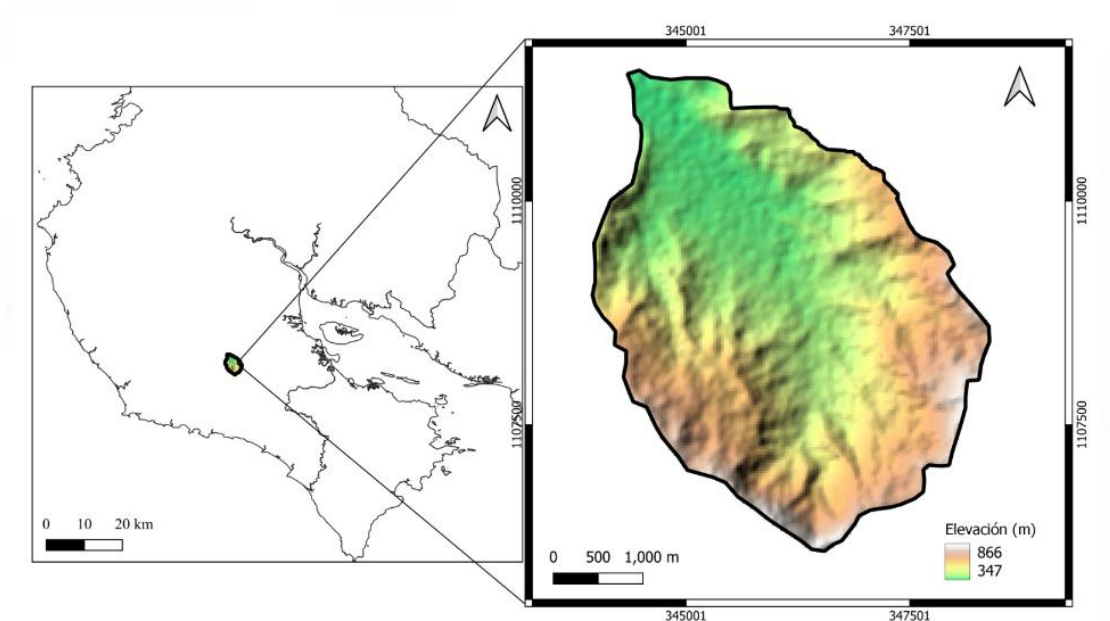


Figura 1. Delimitación del área correspondiente a la Reserva Monte Alto, Hojancha.

Como parte de este proyecto, los objetivos uno y dos, relacionados con el servicio ecosistémico de fijación de carbono fueron abordados por el primer integrante Mario Gutiérrez Pacheco (MGP) mientras que los objetivos tres y cuatro relacionados con el recurso hídrico fueron estudiados por la segunda integrante Gloriana Guzmán Vindas (GGV). Debido a la complementariedad de ambos enfoques (en términos de trabajo con servicios ecosistémicos y caracterización en la misma zona geográfica) ambos subproyectos se llevaron a cabo de forma simultánea. Para visibilizar tal complementariedad en el enfoque de servicios ecosistémicos, se desarrolló el objetivo cinco, que relacionó las características de la precipitación en la región con la funcionalidad de bosque bajo un enfoque multiescala (geográfica y temporal). En este último objetivo, ambos integrantes tuvieron participación.

3.2 Determinación de biomasa forestal

La cuantificación de las reservas de carbono dentro de la Reserva se realizó utilizando la metodología de levantamiento de datos en campo recomendado por la Estrategia Nacional Forestal a partir de la determinación de la biomasa sobre el suelo (MINAE, 2014). Para ello, se utilizó un muestreo sistemático estratificado que permitió seleccionar las unidades de muestreo en áreas heterogéneas. Lo anterior se llevó a cabo seleccionando aleatoriamente cuatro sitios de muestreo, dos en cada tipo de bosque presente en la reserva. Se delimitaron cuatro parcelas de 20x50 m (1000 m² de área cada una) dentro de Monte Alto. Dos de estas unidades fueron ubicadas en la sección con las elevaciones más bajas (~400 msnm) y que corresponden a la franja del Bosque Húmedo Tropical (las dos parcelas fueron denominadas BHT1 y BHT2) y las otras dos fueron ubicadas en la sección de elevaciones más altas (~800 msnm) dentro Bosque muy Húmedo Premontano (denominadas BmHP1 y BmHP2) como se observa en la Figura 2.

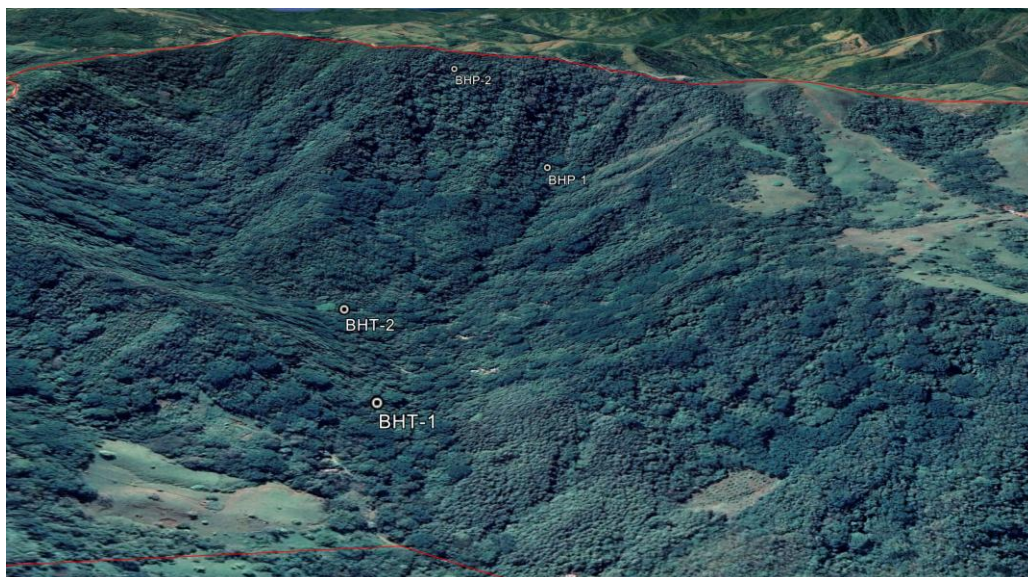


Figura 2. Imagen satelital del bosque en la Zona Protectora Monte Alto mostrando la topografía y la ubicación de las parcelas experimentales dentro del perímetro del área de estudio (línea roja).

En todas las parcelas se cuantificaron variables dasométricas relacionadas con la horizontalidad del bosque como el DAP, la distancia horizontal y el área basal. Para cuantificar la verticalidad del bosque se determinó la altura de los árboles. En todos los casos, estas mediciones se realizaron únicamente en individuos con diámetros mayores a 10 cm. Las mediciones fueron realizadas los días 25 de abril y 28 de agosto del año 2022. Las variables obtenidas fueron utilizadas para calcular la biomasa por hectárea (escalando de 0.1 ha a 1 ha) en cada tipo de bosque usando para la cuantificación primaria, de 0.1 ha, las ecuaciones de Fonseca et al. (2021) para el Pacífico Central (abreviada posteriormente como Fonseca PC, ecuación 1) y para el bosque seco (Fonseca BP, ecuación 2), y el modelo de Chou & Gutiérrez-Espeleta (2013) para los bosques costarricenses (Chou, ecuación 3).

$$Bt = \text{Exp}(-1,6203 + 2,30583 * \ln(dap)) \quad (1)$$

Bt= biomasa total (kg)

dap=diámetro (cm) medido a 1.3 m de altura

$$Bt = \text{Exp}(-1,53009 + 2,17632 * \ln(dap)) \quad (2)$$

donde,

Bt= biomasa total (kg)

dap=diámetro (cm) medido a 1.3 m de altura

$$B2/5 = 0.1438 + 0.2051 \cdot dap \cdot \delta - 0.0744 (dap - 50)x \quad (3)$$

donde,

B = biomasa (kg)

dap = diámetro (cm) medido a 1.3 m de altura

δ = peso específico básico (g/cm³)

x = variable dicotómica (1 si dap ≥ 50 cm y 0 si dap < 50 cm).

Tras la anterior cuantificación de biomasa, se procedió a determinar los valores de (carbono sobre el suelo (CSS) y CO₂ equivalente, también en unidades por hectárea. El carbono sobre el suelo se calculó (ecuación 4) con base en los datos de la fracción de carbono en la biomasa forestal comunicada por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC por sus iniciales en inglés), cercana a 0.49 ton C (d.m.)⁻¹, (Schoene et al., 2006). De esta forma, se utilizó este valor que estima que alrededor de un 50% de la biomasa superficial es carbono elemental.

$$CSS = B \cdot 0.49 \quad (4)$$

Dado que el carbono sobre el suelo solo se enfoca en cuantificar el carbono elemental, fue necesario hacer una conversión para determinar el dióxido de carbono (CO₂), dado que es la molécula que los árboles fijan en el proceso de fotosíntesis. Esta conversión se realizó con la relación entre las masas moleculares del dióxido de carbono y carbono puro (3.667). Este paso permitió calcular las unidades equivalentes de carbono en el bosque como se observa en la ecuación 5, para cuantificar el servicio ecosistémico de fijación de carbono que está brindando el bosque.

$$CO_2 \text{ Equivalente} = CSS \cdot 3.667 \quad (5)$$

Posteriormente se calculó la cantidad de biomasa acumulada por año con base en el inicio del proceso de reforestación hace 35 años. Este cálculo grueso se simplificó al valor total observado actualmente dividido por el número de años del proceso de crecimiento.

Finalmente, para seleccionar el mejor modelo alométrico en el caso del bosque estudiado se implementó un análisis basado en el Criterio de Información de Akaike (AIC), que es un estimador estadístico que permite seleccionar modelos numéricos equivalentes relacionados con un tipo de estimación (Jimenez,2018). El AIC es una medida de la calidad relativa de un modelo, y en el caso del presente trabajo la determinación se basó en la siguiente ecuación:

$$AIC = -2 \log(\mathcal{L}(\theta)) + 2K \quad (6)$$

Tal expresión permite generar una estimación de la distancia entre el modelo y el mecanismo que permitió obtener los datos que se están estudiando, y típicamente el modelo con el menor valor del AIC se considera como el más certero para calcular los datos en un contexto particular. Así, los valores obtenidos del modelo solo se pueden interpretar al comparar dos o más series de datos experimentales (Martínez et al., 2009).

3.3 Evaluación de datos satelitales para determinar biomasa forestal utilizando índices vegetativos

Para evaluar el potencial que datos satelitales pueden tener para determinar la biomasa forestal en la zona de trabajo se utilizaron cuatro índices vegetativos conocidos como NDVI, ARVI, SAVI y NDRE. Las ecuaciones de estos índices están descritas en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Ecuaciones utilizadas en este trabajo para los cuatro índices vegetativos evaluados con base en la nomenclatura de bandas de reflectancia de Sentinel 2.

Índice vegetativo	Ecuación utilizada en este trabajo
NDVI	$\frac{B8 - B4}{B8 + B4}$
ARVI	$\frac{(B8 - (B4 - 1 * (B2 - B4)))}{B8 + (B4 - 1 * (B2 - B4))}$
SAVI*	$\frac{(B8 - B4)}{(B8 + B4 + 0.428)} \cdot (1 + 0.428)$
NDRE	$\frac{B6 - B4}{B6 + B4}$

Todos los cálculos fueron realizados con base en dos imágenes satelitales de la plataforma Sentinel-2 (European Space Agency) que fueron adquiridas en las fechas más cercanas a las visitas de medición en el campo, tanto en la época seca como en la temporada lluviosa de la región de Hojancha. De esta forma, la primera imagen correspondió al día 28 de enero del 2022 y la segunda al 22 de junio del 2022.

Todas las imágenes fueron procesadas utilizando el software libre QGIS, versión 3.22.8, georreferenciadas en coordenadas elipsoidales WGS 1984, y proyectadas en coordenadas UTM. Dentro de cada set de imágenes originales se seleccionaron dos zonas, de 1 ha de tamaño, y que estuvieron asociadas con cada una de las dos parcelas forestales estudiadas por tipo de bosque. A través de la herramienta Raster Statistics se calcularon los índices satelitales anteriormente mencionados y con base en ellos se calcularon las estadísticas básicas (p.e. promedio, desviación estándar) asociadas con los píxeles de las hectáreas definidas en las imágenes rasterizadas.

El análisis de datos se llevó a cabo utilizando técnicas de estadística descriptiva e inferencial, utilizando el programa PAST 4.12. En el caso de la estadística descriptiva se analizaron

los promedios, los rangos y la desviación estándar de los valores espectrales para cada uno de los índices vegetativos en cada una de las áreas definidas. Para la estadística inferencial se llevó a cabo un análisis de correlación no paramétrico, dado que la muestra analizada no presentaba características de una distribución normal. El análisis de correlación realizado entre los índices vegetativos y los valores de biomasa (variable de respuesta) utilizó el coeficiente de correlación de Spearman como indicador del grado de asociación. El coeficiente de Spearman es una medida de asociación lineal que utiliza los rangos, números de orden de cada grupo de sujetos y compara dichos rangos. Este coeficiente se puede considerar de gran utilidad para el análisis realizado dado que la muestra disponible de datos a asociar era menor a 30. La correlación realizada fue analizada con un nivel de significancia de 0.05 para el rechazo de la hipótesis nula.

NDVI

El NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) es uno de los índices vegetativos más comúnmente utilizados para analizar la vegetación y sus cambios temporales en escalas locales y regionales. Este índice vegetativo se calcula a partir de los espectros reflejados por la vegetación en longitudes de onda rojas (665 nm) e infrarrojas (840 nm).

ARVI

El ARVI (Atmospherically Resistant Vegetation Index) es un índice vegetativo muy similar al NDVI pero que incluye un factor de corrección en la zona azul de espectro visible (490 nm) para minimizar el efecto que la atmósfera impone sobre la reflectancia de la vegetación.

SAVI

El SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index), de forma similar al ARVI, es similar al NDVI, pero incluye un factor de ajuste de brillantez del suelo (denominado L) que se calculó a partir de

la diferencia entre la reflectancia en el infrarrojo cercano y la reflectancia de la banda espectral roja (Huete, 2012).

NDRE

El NDRE (Normalized Difference Red Edge, o simplemente Red Edge) es similar a los índices anteriores, pero en vez de la información de reflectancia en la banda roja del espectro visible (alrededor de 665 nm), usa información más cercana al infrarrojo en una zona espectral conocida como “la frontera del rojo” (o red edge en inglés, alrededor de 740 nm). Este índice es generalmente utilizado para estudiar la salud de la vegetación, así como su pigmentación. (Clevers & Gitelson, 2013).

3.4 Análisis de series de precipitación y fenómeno ENSO

En Monte Alto se anota diariamente el acumulado de precipitaciones en una bitácora dedicada a tal registro desde mayo de 2013, cuando comenzó a sistematizarse esa actividad. Para efectos de registro, se usa un pluviómetro manual colocado en una zona abierta cercana al estacionamiento para visitantes. Este dispositivo está atado a un poste cerca de un metro de distancia de piso y no hay vegetación dispuesta sobre el mismo que interrumpa la recepción de la lluvia.

Con el registro mensual de 115 meses (9 años y 7 meses continuos de datos) se procedió a realizar un análisis de series de tiempo con el paquete “Technical trading rules (TTR)” en el ambiente R (R Core Team 2022). Con esta técnica se puede descomponer la relación entre una variable dependiente del tiempo en varios componentes, donde la temporalidad y la tendencia son relevantes porque permiten visualizar los patrones subyacentes difíciles de analizar en la relación original.

De esta forma, se inició con un proceso de suavizamiento de la relación original usando un factor de media móvil simple de orden 3. Este paso se realizó para minimizar el peso de las fluctuaciones naturales asociadas con la variabilidad natural del sistema. Tras ese paso, se procedió a descomponer la serie de tiempo en cuatro componentes llamados “observado”, “tendencia”, “temporalidad” y “aleatorio”. Estos componentes explican respectivamente las relaciones numéricas originales, la tendencia subyacente en los datos, las características cíclicas de los mismos y comparan todas las anteriores con un patrón azaroso. En el caso del componente de temporalidad se obtuvieron los coeficientes de variación temporal más altos y bajos en la serie, iguales para cada año, y que indican estadísticamente cuales periodos mensuales son los más y menos lluviosos en el set de datos estudiado

De forma paralela a lo anterior, se accedió a la información de dos índices del fenómeno ENSO rutinariamente publicados por la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA, www.noaa.gov). Estos índices escogidos, llamados ONI y Niño 1+2, corresponden con dos estimadores mensuales de variabilidad de temperatura en el Océano Pacífico y son útiles para evaluar el efecto de fenómeno ENSO sobre el clima regional o local. De esta forma, a cada mes en la serie de datos se le asignó el correspondiente valor de cada índice y con el caso del ONI, se clasificaron los diferentes meses en “cálidos” si el valor del índice fue mayor a 0.5, “neutrales” con índices entre 0.5 y -0.5 y “fríos” cuando el índice mostró valores menores a -0.5. En el estudio rutinario del fenómeno ENSO, los meses cálidos están asociados con la manifestación climática conocida como “El Niño” con déficits típicos en precipitaciones, los meses fríos con “La Niña” que trae un aumento en las mismas y los meses neutrales con precipitaciones en rangos medios.

Con base en un cambio en las desviaciones con respecto a la precipitación media se dividió el set de datos en dos secciones temporales. La primera sección de 52 meses correspondió con el periodo entre mayo 2013 y agosto 2017 (desviación general de -24.13, llamada acá Periodo A) y la segunda sección de 63 meses correspondió con el periodo entre setiembre 2017 y noviembre 2022 (desviación general de 19.01, llamada acá Periodo B). Para cada uno de estos periodos, así como para el set de datos general, se obtuvieron los valores medios de precipitación y las correspondientes desviaciones estándar.

De igual forma, se cuantificaron las frecuencias relativas de observaciones en periodos cálidos, neutrales y fríos y se hicieron pruebas estadísticas de Kruskal Wallis o de Mann Whitney para evaluar diferencias en valores de precipitación, valores de los índices ENSO y coeficientes de “tendencia” extraídos del análisis de series de tiempo. En todos los casos de análisis, para efectos de prueba de hipótesis se usó un valor alfa de 0.05 y las pruebas se corrieron en el software PAST v4.06b (Hammer et al. 2001).

De forma similar al caso anterior en donde se trabajó con los valores medios de precipitación, los valores máximos o mínimos mensuales fueron también usados para estudiar patrones. En este caso, se utilizó el enfoque de análisis de grupos (cluster analysis) para relacionar aquellos meses similares en grupos definidos y estudiar los patrones en común de cada agrupamiento.

Se seleccionó un clúster clásico como método de agrupamiento y se utilizó el índice de similitud euclidiano para determinar qué meses presentaban patrones de precipitación similares. El índice de similitud euclidiano es una medida de distancia que compara las características de los datos de precipitación entre los meses (Valenzuela et al., 2015). Cada uno de esos últimos grupos fue usado como variable categórica para llevar a cabo diferentes análisis de varianza (ANOVA) y

determinar diferencias entre los mismos. Cuando se encontraron diferencias en el paso anterior, se llevaron a cabo pruebas paramétricas y no paramétricas para determinar los grupos responsables de las mismas y obtener las medianas de estos.

Se evaluó el efecto relativo del fenómeno ENSO sobre las precipitaciones observadas en Monte Alto mediante un análisis de regresión lineal que evaluó el efecto del Índice ONI (variable independiente) sobre los coeficientes de tendencia de precipitación en Monte Alto (variable dependiente). No se utilizó el índice Niño 1+2 por no presentar valores de correlación mayores al umbral definido ($r=0.7$) para llevar a cabo la regresión y el cálculo de la ecuación de la recta.

Para evaluar el grado de dependencia entre los periodos ENSO y los valores de precipitación registrados se usaron datos de precipitación acumulada, máxima y promedio de la serie de tiempo con los cuales se emparejaron los Índices ONI y Niño 1+2 de cada mes y año. Tales valores se asociaron con una categorización del fenómeno ENSO en periodos lógicos (p.e. “Niño”, “Niña” y “Neutral”). Con lo anterior, se llevó a cabo un análisis de varianza a partir de los grupos que presentaran diferencias significativas, esto con la finalidad de mostrar la sensibilidad de la precipitación diaria respecto a los cambios en el clima ocasionados por el fenómeno ENSO.

3.5 Modelación hidrológica

Para la modelación hidrológica en primer lugar se realizó la caracterización de la cuenca a partir del modelo de elevación digital (DEM). Posteriormente, el modelaje adoptó un enfoque cualitativo con un nivel descriptivo y un diseño no experimental basado en estudios científicos y en la interpretación de métodos y técnicas a través de revisión bibliográfica.

La delimitación de la microcuenca se realizó utilizando la herramienta GRASS, que forma parte del software QGIS 3.26.2. Para llevar a cabo este proceso, se utilizó el MDE del AsterGDEM

(ASTER Global Digital Elevation Model) con una resolución de 30 metros (NASA & METI, 2009).

Se empleó la metodología sugerida por Sirias (2020) donde detalla el procedimiento utilizado para delimitar las subcuencas hidrográficas de una microcuenca (Anexo 1) obteniendo como resultado seis subcuencas (Anexo 2).

Para caracterizar la forma de la microcuenca se utilizaron valores de factor de forma (K_f) y coeficiente de compacidad (K_c) que fueron calculados a partir de la ecuación de Monsalve (1995) y Béjar (2004) respectivamente. Los rangos de K_f van de 0.01 a 0.54, definiendo el tamaño de los hidrogramas de salida de la cuenca. Es decir, una cuenca con factor de forma alto está sujeta a más crecientes que una con factor de forma menor. El índice K_c por su parte, varía de 1 hasta 2, siendo 1 una cuenca imaginaria exactamente circular. De esta manera, la aproximación de este índice a la unidad indica la tendencia a concentrar fuertes volúmenes de aguas de escurrimiento.

Para caracterizar el tipo de suelo se partió de la información edafológica proporcionada por el visor del Sistema Nacional de Información Topográfica y el Instituto Nacional de Innovación y Transferencia de Tecnología Agropecuaria (SNIT & INTA, 2021), mostrando que la microcuenca en estudio está conformada por suelos arcillosos o franco arcillosos (subgrupos Typic y Vertic).

Como parte de la Edafoteca del INTA y los servicios OGC (Open Geospatial Consortium) del INTA para la caracterización de suelos en Costa Rica, se usó información de dos calicatas en la parte alta de la microcuenca. Como parte de la Edafoteca, estas calicatas permitieron obtener información sobre las características del suelo, como su textura (%), contenido de materia orgánica (%) y profundidad del perfil de suelo (cm). Asimismo, a partir de estos datos se determinaron los parámetros de capacidad de campo (%), punto de marchitez permanente (%) y conductividad

hidráulica saturada (mm/hr) utilizando el software SPAW (Soil Water Characteristics) del USDA (2006).

Por su parte, la capa de uso del suelo se generó mediante la clasificación no supervisada de imágenes multiespectrales Sentinel-2 en el programa QGIS 3.26.2, empleando las bandas RGB y NIR. La imagen empleada fue tomada en fecha cercana a las estudiadas en el objetivo 2. Asimismo, el registro de precipitación empleado en la modelación hidrológica es el mismo que en la sección anterior.

Para calcular las pérdidas por evapotranspiración se utilizó la información de la estación meteorológica de Pilangosta de Hojancha (IMN). Se calcularon los valores del periodo 2013-2016 con base en el patrón del periodo 2017-2021 para el cual la estación de Pilangosta tenía datos (Anexos 3 y 4). Para ello se utilizó la ecuación de Penman-Monteith (ecuación 6) propuestas por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2022).

$$ET_o = \frac{0.408 * \Delta * (Rn - G) + \gamma * (900 / (T + 273)) * u_2 * (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma * (1 + 0.34 * u_2)} \quad (6)$$

donde:

ET_o : Evapotranspiración de referencia (mm/día)

Δ : Gradiente de la pendiente de la curva de presión de vapor (kPa/°C)

Rn : Radiación neta en la superficie (MJ/m²/día)

G : Flujo de calor en el suelo (MJ/m²/día)

γ : Constante psicrométrica (kPa/°C)

T : Temperatura media diaria (°C)

u_2 : Velocidad del viento a una altura de 2 metros (m/s)

e_s : Presión de vapor saturado (kPa)

e_a : Presión de vapor actual (kPa)

Para este estudio, se seleccionó el software de modelación hidrológica HEC HMS (Hydrologic Engineering Center - Hydrologic Modeling System) debido a su capacidad para simular el comportamiento hidrológico en microcuencas (Umaña, 2014; Sirias, 2020). Se eligió este modelo debido a su versatilidad y capacidad para simular procesos hidrológicos complejos a menor escala.

Se emplearon varios submodelos para configurar el modelo de la microcuenca. Estos fueron a) el método de “dósel dinámico” para la interceptación de precipitación por cobertura vegetal, b) el método de “superficie simple” para el almacenamiento superficial del agua y c) el método de “conteo de humedad del suelo (SMA, por sus siglas en inglés)”, para representar las pérdidas temporales por infiltración. El método de transformación de Clark se empleó al seleccionar estos tres modelos, con el fin de representar efectivamente la transformación de la precipitación efectiva en escorrentía.

Para cada una de las subcuencas se calculó el tiempo de concentración según el método de velocidades promedio del Servicio de Conservación de Recursos Naturales TR-55 (Anexo 5; NRCS, 1986). La ecuación 7 considera la suma de los tiempos de viaje en los segmentos de flujo laminar, flujo concentrado y flujo en canales de cada subcuenca.

$$T_c = T_{laminar} + T_{concentrado} + T_{canal} \quad (7)$$

Para determinar el tiempo de retardo (t_{lag}) según el Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (SCS) se considera que la reducción del tiempo es un 60% del tiempo de concentración. Finalmente se utilizó un valor de 0.3 m³/s de estimativo de flujo base en la microcuenca bajo estudio.

El software de modelación se alimentó con los datos de delimitación de la microcuenca y de la red fluvial de las subcuencas (Anexos 6, 7 y 8). Para ello se ubicaron cada una de las seis subcuencas y se definieron los tres tránsitos de avenidas y cuatro uniones.

Se instaló un sensor de nivel de agua (Levellogger) en uno de los efluentes dentro de la reserva con el fin de realizar la calibración del modelo hidrológico a partir de datos de campo (caudal) obtenidos a través de la modelación hidráulica de este tramo de quebrada. Sin embargo, debido a la pérdida del instrumento a causa de una de las crecidas en época lluviosa, se tomó la decisión de llevar a cabo un análisis de sensibilidad en su lugar. Para ello, se empleó la herramienta de análisis de incertidumbre “Uncertainty Analysis Manager” (UAM) del programa con el fin de mejorar el modelo a partir de la identificación de los parámetros que generan mayores cambios en las variables de respuesta como caudal y escurrimiento. El análisis de incertidumbre puede proporcionar información valiosa sobre las posibles variaciones y la propagación de incertidumbre en los resultados del modelo.

Con base en la distribución de probabilidad simple asignada a cada variable (+30% y -30%), se generaron múltiples muestras aleatorias de los valores de entrada y con cada una de esas combinaciones únicas se corrió el modelo. Tras lo anterior, como variables de respuesta se analizaron el caudal de salida y la escurrimiento.

Se consideró un porcentaje de 50% de agua subterránea inicialmente, con lo cual se asume que esta capa está 50% a su capacidad de campo al momento de iniciar la simulación. El primer

año de resultados se considera el periodo de calentamiento, en el cual, el modelo se estabiliza (Ahbari, 2018).

Finalmente se realizaron análisis estadísticos para caracterizar la serie de tiempo de caudales resultado de la modelación hidrológica.

3.6 Relación entre precipitación e índices vegetativos

Se obtuvieron dos series de imágenes satelitales con base en la determinación de los dos periodos de precipitación definidos en una etapa previa. Una de las series de imágenes fue obtenida para el periodo A (2014-2017) y la otra serie para el periodo B (2018-2022). Cada una de estas series consistió en cuatro fotografías, dos durante la época lluviosa y dos durante la época seca. Las imágenes rasterizadas se obtuvieron de los satélites Sentinel-2 y Landsat 8, utilizando la herramienta de Google Earth Engine (GEE). En el código de GEE se especificó que las imágenes a encontrar tuvieran una cobertura nubosa menor al 10%. Las imágenes compuestas de color natural se procesaron para extraer solo la información de los índices vegetativos de interés como ARVI, SAVI, NDRE, NDVI, y NDWI.

Se obtuvieron un total de 40 imágenes satelitales para calcular los cinco índices vegetativos de interés. Las imágenes se exportaron al programa QGIS, versión 3.22.8, georreferenciadas en coordenadas elipsoidales WGS 1984, y proyectadas en coordenadas UTM. Utilizando la herramienta de “raster statistics” se obtuvieron los valores estadísticos básicos (promedio, desviación estándar) para el conjunto numérico de píxeles dentro del área correspondiente a cada una de las cuatro parcelas de estudio en el campo. Esto se realizó para cada uno de los cinco índices vegetativos bajo estudio.

Con los valores espectrales promedio por parcela para cada uno de los índices vegetativos, se llevó a cabo un enfoque de análisis de correlación/regresión para tal grupo de datos con respecto

a los valores de precipitación obtenidos en una fase previa de este trabajo. De esta forma, se usaron los valores de precipitación mensual, máxima, media y diaria para el mes correspondiente a la fecha en la que se generó la imagen satelital y para el mes y la semana anteriores a tal fecha. Una vez generadas las líneas de tendencia y obtenidos los r^2 se plantearon las ecuaciones que relacionarían los índices vegetativos con la precipitación analizada en diversos periodos.

La idea de este enfoque fue analizar una posible relación numérica, en algún caso, que permita generar inferencias del valor de precipitación a partir de alguno de los índices analizados con el objetivo de proponer una metodología de obtención de valores a partir de los datos remotos.

De igual forma para cada una de las imágenes obtenidas, se determinó la fase del índice ENSO correspondiente usando la categorización utilizada en una sección previa (fase cálida o “Niño”, fase fría o “Niña” y fase neutra). En primer lugar, se analizaron las diferencias en los valores de los índices satelitales en función de la temporalidad climática de la Península de Nicoya.

La idea de este segundo enfoque fue evaluar el grado de respuesta de los diferentes índices ante un fenómeno de orden más regional y menos localizado como la precipitación. Con ello, se pudo analizar el grado de efecto del fenómeno ENSO sobre la respuesta forestal en el sitio de estudio. Este paso se llevó a cabo a partir de una prueba de Kruskal-Wallis para determinar si hay diferencias significativas en relación con los índices espectrales.

Se realizaron diversas pruebas estadísticas en el programa PAST 4.12 para investigar la relación entre los índices vegetativos y los diferentes estimadores de precipitación. En los casos donde no hubo normalidad se usaron pruebas no paramétricas para evaluar diferencias.

4.RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Determinación de biomasa forestal

Se observaron 61 árboles por parcela, en promedio, con un mínimo de 48 árboles para la parcela BMHP-1 y con un máximo de 80 árboles para la parcela BmHP-2. El valor promedio de árboles por hectárea en Monte Alto fue de 600 árboles, con un valor más bajo de 480 árboles/ha para el bosque BmHP-1y un valor más alto de 800 árboles/ha para el BmHP-2.

El DAP promedio por parcela fue de 18.52 ± 11.42 cm con un rango general entre 18.24 y 21.63 cm. Los valores menores de DAP fueron observados en la parcela BmHP-2 y los valores más altos en la parcela BHT-2. La BMHP-1 fue la única parcela que presentó un DAP menor al promedio general como se observa en la Figura 3.

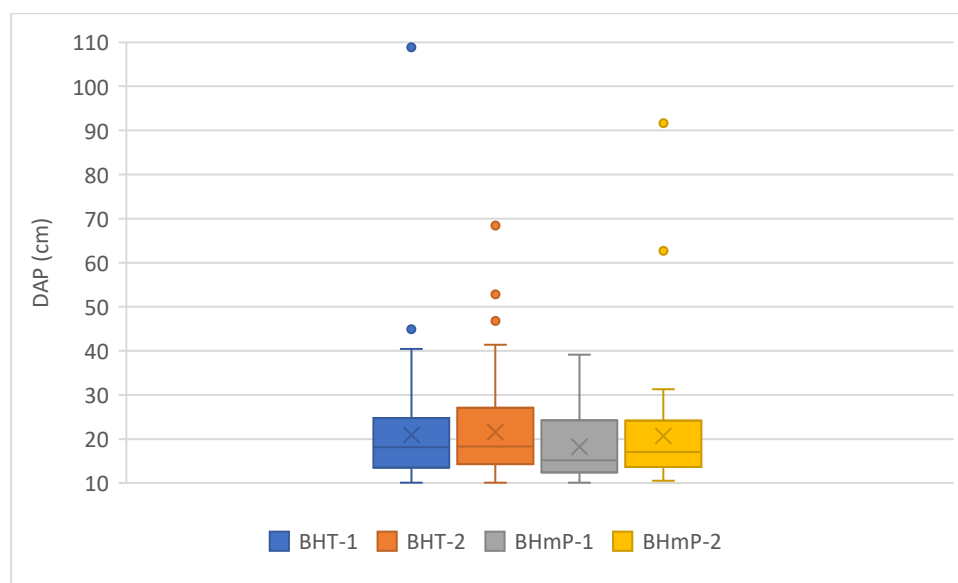


Figura 3. Gráfico de cajas (boxplot) con el valor promedio y desviación estándar del DAP las cuatro parcelas muestreadas en la Reserva Monte Alto, Hojanca, Costa Rica

El área basal promedio por parcela fue de 2.64 ± 0.94 m²/ha. Con un rango entre 1.47 m²/ha y 3.64 m²/ha. Las parcelas BMHP-1 y BMHP-2 presentaron valores inferiores al promedio con 1.47m²/ha y 2.37m²/ha, respectivamente. Lo anterior se pueden contrastar con las parcelas BHT-

1 y BHT-2 que fueron mayores que el promedio con valores de $3.10 \text{ m}^2/\text{ha}$ y $3.64 \text{ m}^2/\text{ha}$ como se puede observar en la Figura 4.

Para la distancia vecinal entre árboles se obtuvo un promedio de $3.11 \pm 1.54 \text{ m}$ para las cuatro parcelas evaluadas con un rango de 2.41 a 3.66 m. La parcela BHT1 fue en promedio la parcela que presento la menor distancia vecinal siendo de igual forma la parcela experimental que presento menor variabilidad, en cambio la parcela BmHP-2 fue la que mayor distancia entre arboles presento como se observa en la Figura 5.

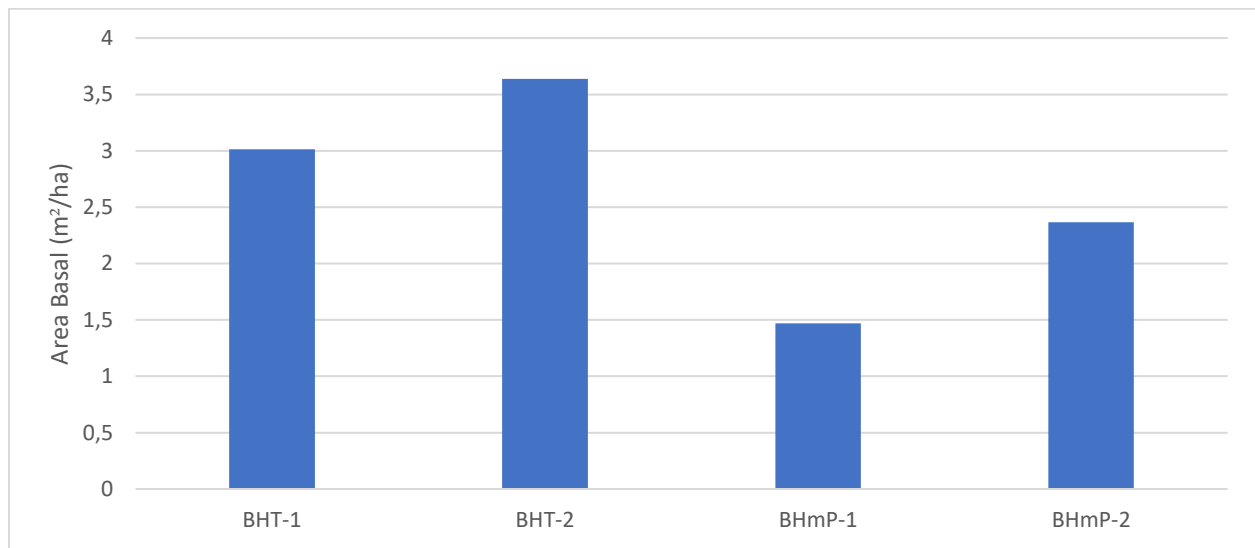


Figura 4. Área basal en las cuatro parcelas evaluadas en la Reserva Monte Alto.

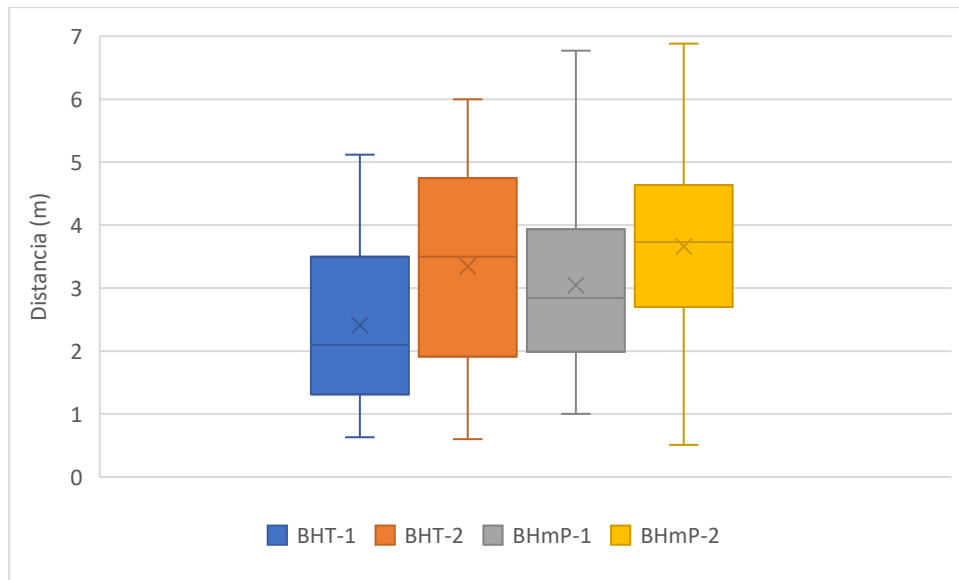


Figura 5. Gráfico de cajas (boxplot) con el valor promedio y desviación estándar de la distancia entre árboles en las cuatro parcelas muestreadas en la Reserva Monte Alto, Hojancha, Costa Rica

Para la altura total en parcela se obtuvo un promedio de 11.12 ± 1.1 m, con un rango total entre los 9.54 y 12.32 m. La BMHP 1 fue la que presentó arboles con menor altura siendo la única unidad de análisis con un valor bajo el promedio. Las parcelas BMHP-2 y BHT-2 fueron las que presentaron una mayor altura vertical.

En el presente trabajo se determinó que el DAP, la distancia vecinal y el área basal fueron significativamente diferentes entre las cuatro parcelas estudiadas ($p=0.035$, 0.045 y 0.0000003 , respectivamente). Esta heterogeneidad es característica de los sistemas en proceso de regeneración dado que el rápido de desarrollo de las etapas sucesionales iniciales genera variaciones en la disponibilidad de luz, y esto varía la ruta sucesional de cada una de las parcelas (Matsuo, 2021). Esto es esperable al considerar que las áreas con cobertura forestal de la zona estudiada llevan apenas tres décadas de sucesión natural. Los valores de altura fueron los únicos que no presentaron diferencias entre parcelas ($p=0.06$). La misma juventud del biosistema también puede explicar la

falta de diferencias en las alturas debido a que se conoce que algunos bosques costarricenses crecen verticalmente muy rápido en los primeros 50 años (Clark y Clark, 2001). En otras palabras, los bosques jóvenes priorizan el crecimiento vertical y no el horizontal y por ello se encuentra homogeneidad en la primera dimensión, pero no en la segunda.

A pesar de lo anterior, en otras investigaciones se ha documentado que el área basal tiene más impacto en la caracterización forestal que la densidad forestal o el diámetro a la altura del pecho (Ma et al., 2023). Incluso, en un estudio llevado a cabo en un bosque húmedo tropical de la vertiente caribe en donde la reforestación inició en forma de parches de diferentes especies se encontró que tal diferencia en la composición del bosque era responsable de diferencias estructurales pero que ni el DAP ni el área basal eran significativamente diferentes entre secciones forestales (Quesada-Chacón et al., 2019). De esta forma, el contexto inicial de cada sistema forestal proveniente de reforestación tiene implicaciones en la estructura bidimensional de cada biosistema en un momento de sucesión dado, como ha sido mencionado por Griscom & Ashton (2011). En general el proceso de regeneración dado a los de área basal dentro de la Zona Protectora, parece que en general las parcelas se encuentran aún en las etapas iniciales de sucesión si se comparan con los valores establecidos por Granda Moser (2015), en donde se menciona rangos de área basal entre 5.49 -11.72 m²/ha en los estadios tempranos.

Estas diferencias a nivel de parcela pueden explicarse por razones naturales como la topografía, dado a la diferencia de humedad ambiental que genera dentro del bosque. La humedad según Budowski(1965) es el factor ambiental más importante que determina la distribución, composición de especies y la productividad primaria de los bosques. Esto se da ya que se generan microclimas dado a la ausencia de movimientos de aire, que permite retener el vapor de agua, generando una alta humedad en la parte interior del bosque y por ende un microclima más propenso

para el proceso de regeneración (Uribe de Camargo, 2017). Hojancha se caracteriza por una topografía bastante irregular con pendientes de hasta 45° y una altitud que va desde el nivel del mar hasta los 900 msnm (Madrigal Cordero et al., 2012). Tomando en cuenta que la diferencia de elevación que tienen las parcelas estudiadas es de aproximadamente 300 m (es decir, un tercio del rango de elevaciones de todo el cantón), es relevante entender como la variación de microclimas puede diferenciar ambas parcelas. Soudre Zambrano (2004) menciona que existen otros factores que también pueden influir en el proceso de crecimiento de bosques secundarios como la calidad del suelo, el uso previo del sitio, la distribución y estrategias de difusión de fuentes semilleras y las características propias de las especies colonizadoras afectan la sucesión secundaria y el proceso sucesional.

Al analizar el DAP y la altura entre parcelas por tipo de bosque se pudo determinar que no hubo diferencias en las unidades dentro del bosque húmedo tropical ($p=0.59$ y 0.47 para DAP y altura, respectivamente). En el bosque muy húmedo premontano no se encontraron variaciones en el DAP ($p=0.06$), pero si en la altura ($p=0.006$), con una diferencia de valores promedio de casi 3 metros de altura entre parcelas. La distancia vecinal varió significativamente en el bosque húmedo tropical ($p=0.03$) pero no en el bosque muy húmedo premontano ($p=0.21$). Para el área basal se determinó que ambos tipos de bosque presentaron diferencias significativas entre sus parcelas ($p=0.002$ para BHT y $p=0.01$ para BmHP) como se observa en la Figura 4. Esto significa que a pesar de que las parcelas BHT 1 y 2 o BmHP 1 y 2 se encuentren en una misma zona de vida, hay diferencias en relación con la productividad primaria y cantidad de biomasa producidas. Argoty (2013) establece que la distribución de individuos, el área basal y las especies por clases diamétricas son un instrumento útil para calcular el potencial de los bosques y refleja el grado de intervención que ha ocurrido en estos, ya que permite dar una aproximación al grado de desarrollo

de los bosques, cuando no existen datos precisos sobre su dinámica (p.e., regeneración, mortalidad, crecimiento).

Con base en el Criterio de Información de Akaike (AIC, Cuadro 2) se pudo determinar que el modelo Fonseca PC es el que mejor se ajustó a los datos experimentales obtenidos. Al evaluar los datos de campo de las cuatro parcelas se observó que las ecuaciones alométricas de Fonseca BS y Fonseca PC generaron valores más altos de biomasa. A pesar de que la ecuación de Fonseca PC presentó valores más altos que la enfocada en el bosque seco, si fue la que más variabilidad tuvo, dentro de las tres ecuaciones analizadas. Estos valores fueron considerablemente mayores (99% y 54% más altos) que el obtenido por la ecuación alométricas de Chou & Gutierrez Espeleta con 98.8 ± 49 , como se observa en el cuadro 2.

La ecuación de Chou no se consideró como la ecuación óptima para el cálculo de biomasa lo que coincide con una observación previa de que tal método es más funcional para la evaluación de árboles con un DAP mayor a los 50 cm, lo que no se observó en Monte Alto (Chou & Gutiérrez-Espeleta, 2013). En el caso del carbono sobre el suelo y unidades equivalentes, fue la ecuación de Fonseca PC la que igual presento los valores más altos, seguida por la ecuación de Fonseca BS y la ecuación de Chou.

Al analizar los valores de biomasa superficial, carbono sobre el suelo y unidades equivalentes de CO₂ de la ecuación de Fonseca PC para las cuatro parcelas, se pudieron observar diferencias entre las dos zonas de vida estudiadas. Las parcelas BHT 1 y BHT 2 presentaron valores mayores de todos los indicadores que las parcelas BmHP 1 y BmHP 2 como se observa en el Cuadro 3. No se encontraron diferencias significativas en la biomasa asociada con ambos tipos de bosque ($p=0.08$), pero si en la cantidad de carbono y CO₂ secuestrados ($p=8.87E-07$ y $p=1.24E-11$). Estas últimas diferencias pueden estar relacionadas con discrepancias en edad y tamaño de

los árboles o con simples condiciones de los sitios donde ambos tipos de bosque se localizan. Por ejemplo, se conoce que los árboles de mayor edad tienen una mayor capacidad de secuestrar dióxido de carbono a través de los procesos de fotosíntesis (Fonseca, 1999). Sin embargo, las zonas bajas de Monte Alto están más protegidas al viento que las zonas altas y presentan mayor inclinación que las primeras, con un mayor efecto de pérdida de agua superficial y lavado de nutrientes que las zonas bajas.

Es relevante comparar los parámetros obtenidos de biomasa superficial y carbono con los valores esperados para los tipos de bosque estudiados. Tal proceso nos permite evaluar la eficiencia del bosque en la captura de carbono de la atmósfera y entender cómo se ha dado el proceso de regeneración dentro de Monte Alto en relación con otros bosques equivalentes.

Cuadro 2. Resultados de análisis basado en el Criterio de Información de Akaike para determinar el modelo más apto para determinar la biomasa superficial en la Zona Protectora Monte Alto, Hojancha, Costa Rica.

Parcela	Ecuación	AIC	Delta AIC	LL
BHT-1	Fonseca BS	619.04	4040.42	-306.31
	Chou	1335.36	4756.74	-664.54
	Fonseca PC	-3421.43	0	1713.9
BHT-2	Fonseca BS	17.59	4629.73	-5.64
	Chou	1075.63	5687.77	-534.66
	Fonseca PC	-4612.12	0	2309.23
BMHP-1	Fonseca BS	0	3272.98	3939.12
	Chou	1696.66	60.17	-272.9
	Fonseca PC	-3386.8	-113.86	552.28
BMHP-2	Fonseca BS	50.73	2806.96	-22.11
	Chou	824.08	3580.4	-408.78
	Fonseca PC	-2756.2	0	1381.37

Los resultados obtenidos en Monte Alto (197.52 ± 73.9 t/ha) son ligeramente más bajos que lo esperado según el IPCC (210 a 280 t/ha). Sin embargo, los valores obtenidos concuerdan con lo que establecen Das et al. (2021) que mencionan un valor de referencia de 200 t/ha hacia los 40 años del proceso de regeneración. En estudios previos, Hughes et al. (1999) encontraron una biomasa promedio de 272.15 t/ha en un bosque con 16 años, mientras que Corrales (1998) calculó 162.12 t/ha de biomasa en bosques secundarios de 15 años y 324.14 t/ha en bosques primarios en climas húmedos y muy húmedos de Costa Rica. Con base en todos estos valores, se observa que la acumulación de biomasa en Monte Alto, según los cálculos realizados acá, coincide con lo reportado en otros trabajos y sugiere que el proceso de restauración ecosistémica está siendo efectivo a este nivel.

Cuadro 3. Valores totales (y anuales en paréntesis) de biomasa, carbono superficial y unidades equivalentes de CO₂ (en t/ha) obtenidos con las tres ecuaciones alométricas usadas acá.

	Fonseca BS	Fonseca PC	Chou
Biomasa	135.96 $\pm$ 49.42 (3.81 $\pm$ 1.42)	197.52 $\pm$ 73.92 (5.62 $\pm$ 2.10)	98.8 $\pm$ 49.12 (2.82 $\pm$ 1.10)
Carbono superficial	66.53 $\pm$ 24.22 (1.91 $\pm$ 0.72)	96.82 $\pm$ 36.2 (2.81 $\pm$ 1.2)	48.43 $\pm$ 24.1 (1.42 $\pm$ 0.78)
Unidades equivalentes	498.44 $\pm$ 181.12 (14.21 $\pm$ 5.22)	724.43 $\pm$ 271.1 (20.71 $\pm$ 7.71)	177.63 $\pm$ 88.2 (5.13 $\pm$ 2.57)

Si se toma en cuenta que el proceso de regeneración del bosque en Monte Alto lleva aproximadamente 35 años, se puede estimar, al menos de forma general, que se ha dado un incremento anual de biomasa de 5.62 ± 2.10 t/ha/año. Este valor también coincide con el rango establecido por el IPCC de 2 a 7 t/ha/año (Schoene et al., 2006) para bosques tropicales húmedos o muy húmedos premontanos. En el caso de Monte Alto se determinó un almacenamiento total de 96.82 ± 36.2 t C/ha con una tasa de fijación cercana a 2.82 ± 1.10 t C/ha/año. Ambos valores son

más bajos que los comunicados por Fonseca et al. (2008) de 154.91 t C ha⁻¹ (y 3 t C/ha/año) para bosques secundarios costarricenses. Sin embargo, es importante recordar que en bosques estacionales las tasas de fijación de carbono pueden cambiar de forma considerable entre temporadas y años (Bohlman, 2010). En el Cuadro 4 se presentan los valores por parcela.

Cuadro 4. Valores totales de biomasa superficial, carbono sobre suelo y unidades equivalentes

Parcela	Biomasa Superficial (t/0.1 ha)	Carbono Sobre Suelo (t/0.1 ha)	Unidades equivalentes de CO2 (t/0.1 ha)
BHT 1	5.12	2.52	16.53
BHT 2	5.52	2.74	17.92
BMHP 1	1.93	0.92	6.43
BMHP 2	3.94	1.93	12.51

4.2 Evaluación de datos satelitales para determinar biomasa forestal

Se logró determinar que si hay diferencias significativas entre los valores espectrales de las dos zonas de vida que se encuentran en la Zona Protectora Monte Alto (BHT y BmHP). La diferencia encontrada fue consistente en los cuatro índices vegetativos que se evaluaron. Cómo se puede observar en el Cuadro 5. El promedio de los valores espectrales para cada índice vegetativo fue mayor en las parcelas BmHP que en las del BHT

Basándose en la posición de las parcelas, se encontró cierta heterogeneidad dentro de la Zona Protectora. Esto dado que la parcela BHT-2 no se diferencia en términos espectrales con la parcela BMHP-2 a pesar de que una estaba en la parte alta de la Reserva y la otra en la parte baja. Las variaciones en los sistemas naturales se pueden dar en términos espaciales dado a diferencias fenológicas o estructurales que puede tener un mismo tipo de bosque como se pudo ver en la investigación de Quesada-Chacón et al. (2019). En cambio, se obtuvo una diferencia significativa entre la parcela BHT 1 y la BMHP 1 y 2 en todos los índices vegetativos evaluados excepto con

el ARVI. Entre todos los índices vegetativos evaluados el ARVI fue el que presentó los más valores espectrales más altos en todos los casos cómo se puede observar en el Cuadro 6. Al realizar el análisis estacional de los valores obtenidos se determinó que para la época lluviosa se observaron valores más altos para NDRE y el NDVI, en cambio para la época seca se pudo observar valores sobre el promedio para el ARVI y el SAVI

Cuadro 5. Valores de prueba y de probabilidad de la prueba de hipótesis entre los valores de los cuatro índices calculados por tipo de bosque

	NDRE	NDVI	SAVI	ARVI
U	2276	2138	2151	2329
p	0.0012	0.0004	0.0004	0.0031

Cuadro 6. Estadísticas básicas de los valores de pixel asociados con el cálculo de los diferentes índices vegetativos estudiados en Monte Alto.

Índices Vegetativos	General	Por tipo de bosque		Por época	
		BHT	BMHP	Lluviosa	Seca
ARVI	0.72±0.08	0.71±0.09	0.73±0.08	0.65±0.03	0.79±0.04
NDVI	0.48±0.07	0.46±0.06	0.50±0.08	0.54±0.04	0.43±0.04
NDRE	0.41±0.07	0.42±0.06	0.43±0.09	0.47±0.04	0.35±0.03
SAVI	0.53±0.1	0.51±0.12	0.56±0.09	0.44±0.05	0.61±0.05

Se podría considerar que la heterogeneidad encontrada es característica dada la variabilidad natural asociada a los sistemas biológicos complejos, dado que hay una respuesta diferenciada de distintos tipos de bosque ante presiones hidroclimáticas y biofísicas (Hwang et al., 2014). En Monte Alto, tal reflejo en los valores espectrales asociados a los diferentes índices de monitoreo vegetativo, parecieran indicar que el bosque muy húmedo premontano de las zonas más altas

responde más rápidamente a factores abióticos que el bosque de las zonas más bajas. Según Hartshorn et al. (1982) tal observación puede responder a la composición de especies de ambos bosques, que en el caso de las zonas muy húmedas premontanas corresponde con un ensamblaje que presenta mayor estratificación y estacionalidad. Así, la densa vegetación herbácea en la época lluviosa en las parcelas de las zonas altas seguramente influyó en los valores espectrales y en el cálculo de los índices vegetativos generales. Según Ulate (2011), para bosques sucesionales, el BmHP tiene una mayor cantidad de biomasa superficial que el BHT.

Esto concuerda con los resultados obtenidos en el primer objetivo donde dadas las características dasométricas, las parcelas BmHP-1 y 2 se pueden caracterizar como que se encuentran en una fase menos avanzada del proceso de regeneración. Esto hace que las especies tengan una respuesta mucho más inmediata a las variaciones ambientales, hecho que se puede ver reflejado en los valores espectrales obtenidos para cada índice vegetativo. De hecho, también se dice que al ser parcelas en un estado sucesional menos avanzado hay un aumento de clorofila por unidad de área para maximizar la energía. El hecho que Hojancha tenga una topografía bastante irregular también pudo haber influenciado en los valores espectrales obtenidos, dado que los bosques que estaban en la parte alta de la Zona Protectora se encontraban en una zona de alta pendiente, aspecto que pudo haber generado que la imagen satelital apareciera comprimida, aumentando de forma ficticia los valores.

Debido a los cambios naturales en los bosques deciduos de la Península de Nicoya producto de las temporadas secas o lluviosas, se espera que los valores de los índices vegetativos cambien en función de tales periodos. Tales cuantificaciones fueron incluso mayores que los promedios anuales obtenidos durante todo el estudio. El SAVI busca minimizar el efecto espectral que puede generar el suelo descubierto en la lectura óptica (Huete, 1988). Esto significa que, al tener valores

espectrales altos, hay una cantidad considerable de vegetación en relación con el suelo expuesto. En un bosque caducifolio estacional, muchos árboles suelen perder su biomasa en la temporada seca, pero pueden crecer formas arbustivas o herbáceas, lo cual aumenta la radiación reflejada desde los estratos bajos del bosque. En el caso de ARVI, dado que este es un índice vegetativo que minimiza los efectos de los aerosoles atmosféricos a partir de una corrección en la banda roja, se espera que durante la época seca los valores sean más altos por la carencia de gotas de agua suspendidas en la atmósfera como lo menciona Kaufman & Tanre (1992). En los resultados, tal patrón fue observado en el área de estudio.

El NDVI y el NDRE tienden a aumentar cuando empiezan a caer las lluvias dado al aumento en la clorofila que se da naturalmente en las plantas en condiciones húmedas. Así, tanto el NDVI como el NDRE son índices que permiten generar imágenes que muestran verdor, o aumento en vigor metabólico y abundancia de clorofila (Somvanshi & Kumari, 2020). Las limitaciones más grandes que pueden tener este tipo de índices vegetativos son el efecto que pueden tener la reflectancia del suelo y las partículas atmosféricas en los valores espectrales (Imran et al., 2020).

Al evaluar la relación que la biomasa superficial tiene con los valores espectrales obtenidos para cada índice vegetativo se observó que, para el SAVI, el NDRE y el NDVI, se obtuvieron valores de Rho de Spearman de -0.80 (Cuadro 7). Esta correlación es alta pero negativa lo que indica que los valores espectrales aumentan al disminuir la biomasa. Para estos tres índices vegetativos se obtuvieron valores de probabilidad menores a 0.05, por lo que se rechaza la hipótesis nula, y se concluye que no existe aleatoriedad en la correlación.

Cuadro 7. Análisis de correlación no paramétrica (Rho de Spearman, Rs) y significancia entre los índices vegetativos y los valores de biomasa calculados de información obtenida en el campo.

Índice	Rs	p
NDVI	-0.80	0.03
SAVI	-0.80	0.03
NDRE	-0.80	0.03
ARVI	-0.63	0.05

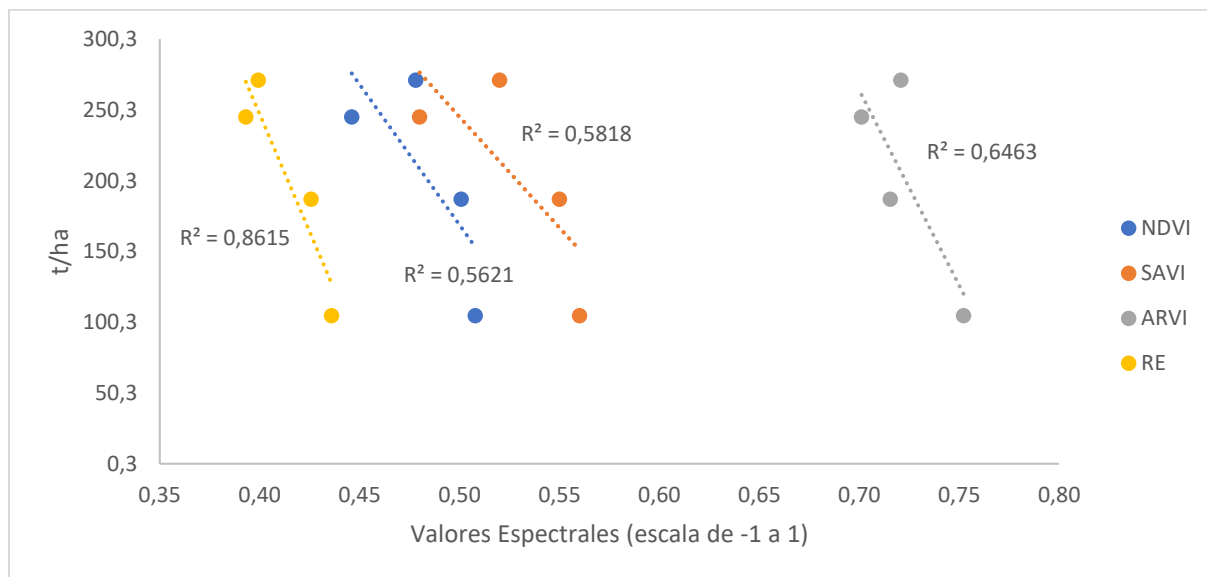


Figura 6. Dispersión de la biomasa superficial calculada en este trabajo en función de los índices vegetativos estudiados y valores del coeficiente de determinación en cada caso. RE=NDRE.

Los resultados anteriores indican que si hay potencial para determinar biomasa superficial utilizando la metodología aplicada acá. La correlación negativa obtenida en la Figura 6 se podría explicar dado al hecho que Monte Alto representa un sistema de bosques estacionales. Como ha sido mencionado antes, en tales sistemas hay variaciones estructurales a través del año que se ven reflejadas en modificaciones de cobertura en el dosel y el sotobosque. Así, los mayores valores de biomasa están relacionados con valores más bajos de los índices porque en bosques más desarrollados hay menos complejidad estructural y taxonómica que se traduce en menor

complejidad espectral. También, debido a que el dosel se modifica completamente (pierde biomasa verde) en la época seca, por los cambios en el balance hídrico del suelo, las lecturas espectrales reflejan una menor complejidad en su señal. Se logró determinar que hay una diferencia entre los valores calculados de los cuatro índices vegetativos según parcela. Se pudo ver que los índices que se consideran de banda ancha (NDVI y ARVI) se caracterizaron por tener valores espectrales más altos (0.53 ± 0.1 y 0.72 ± 0.08 , respectivamente) que los de banda estrecha (NDRE y SAVI, valores de 0.41 ± 0.07 y 0.48 ± 0.07 , respectivamente). Según Imran et al. (2020) los índices de banda ancha brindan información más general para la obtención de biomasa vegetativa, a diferencia de los de banda estrecha que utilizan bandas que son más sensibles a pequeños cambios en la estructura y salud del bosque.

El factor limitante principal que se tuvo en este trabajo es que las correlaciones resultantes no cumplen con el teorema del límite central. Es decir, no se logró obtener una cantidad suficiente de muestras unitarias (parcelas caracterizadas en este caso) por limitaciones logísticas y temporales de la investigación. A pesar de que hay una gran variabilidad asociada con la escasez de datos los niveles de correlación tan altos obtenidos para los índices NDRE, NDVI y SAVI sugieren fuertemente que la información satelital obtenida si se puede relacionar de una manera clara con los datos de biomasa superficial en campo.

Esto concuerda con las investigaciones realizadas por Cruz et al. (2013) en los bosques tropicales secos y Norovsuren et al. (2019), que establecen que el NDVI es un buen indicador de biomasa forestal al compararse con los datos de campo obtenidos. Imran et al. (2020) también destacaron el potencial que tienen los índices vegetativos de banda estrecha como el NDRE para obtener biomasa superficial. Así, el valor del trabajo presente es que a pesar de que se tuvo una muestra pequeña si se observó una tendencia fuerte de asociación entre la biomasa superficial y

los índices vegetativos, que podría aumentar con más datos (convergencia asociada con el teorema del límite central) y facilitar el muestreo y monitoreo de biomasa de una forma remota. Esto permitiría obtener datos asociados con una mayor escala espacial a lo largo del tiempo en un área de interés particular como Monte Alto. Para desarrollar más a fondo esta investigación y entender más a profundidad el peso de los factores que afectan la respuesta espectral del bosque, se debe buscar reducir el artefacto de análisis estadístico con un mayor número de parcelas, ubicadas aleatoriamente en el espacio de la Zona Protectora Monte Alto.

4.2 Análisis de series de precipitación y fenómeno ENSO

La Figura 7 muestra la variabilidad en la precipitación durante los nueve años y siete meses de estudio. Los resultados de la descomposición de la serie de tiempo de precipitación revelaron patrones significativos en cuanto a la tendencia y la estacionalidad en la Zona Protectora Monte Alto. En términos de la tendencia de la precipitación, se observó un aumento significativo en la precipitación anual durante el período 2017-2020. Esto concuerda con estudios previos que han informado sobre un incremento en la precipitación en la región debido a una serie de ondas tropicales (IMN, 2021; CNE, 2017).

Durante la temporada de lluvias, que abarca los meses de junio a octubre, se registraron los valores más altos de precipitación, mientras que los meses de diciembre a marzo presentaron valores más bajos. Este tipo de patrones de análisis (tendencia, temporalidad y la descomposición de series de tiempo de precipitación) permiten identificar características estacionales, tendencias a largo plazo y anomalías en los datos (Sun et al., 2019). De forma aplicada al caso de Monte Alto, este enfoque ha sido útil para determinar patrones de precipitación en Hojancha, y con ello tomar decisiones informadas sobre la gestión del agua, la agricultura y la conservación ambiental.

Así, se encontró que la precipitación anual en Monte Alto oscila alrededor de 2756 ± 22 litros por metro cuadrado. De forma similar, el valor medio registrado de los índices ONI y Niño 1+2 fue de -0.0004 ± 0.87 y 23.13 ± 2.26 , respectivamente; y el valor medio de los coeficientes de tendencia fue de 225 ± 45 litros por metro cuadrado. Se encontraron diferencias en las frecuencias relativas de meses categorizados según el índice ONI entre el set de datos general y los dos periodos evaluados ($\chi^2=36.49$, $P<0.001$). Se observó que tanto para el set general de datos como para el Periodo A (Figura 8) la mayor frecuencia estuvo asociada con los meses neutrales con un 45% y un 58%, respectivamente; mientras que para el Periodo B un 49% de los meses fueron fríos.

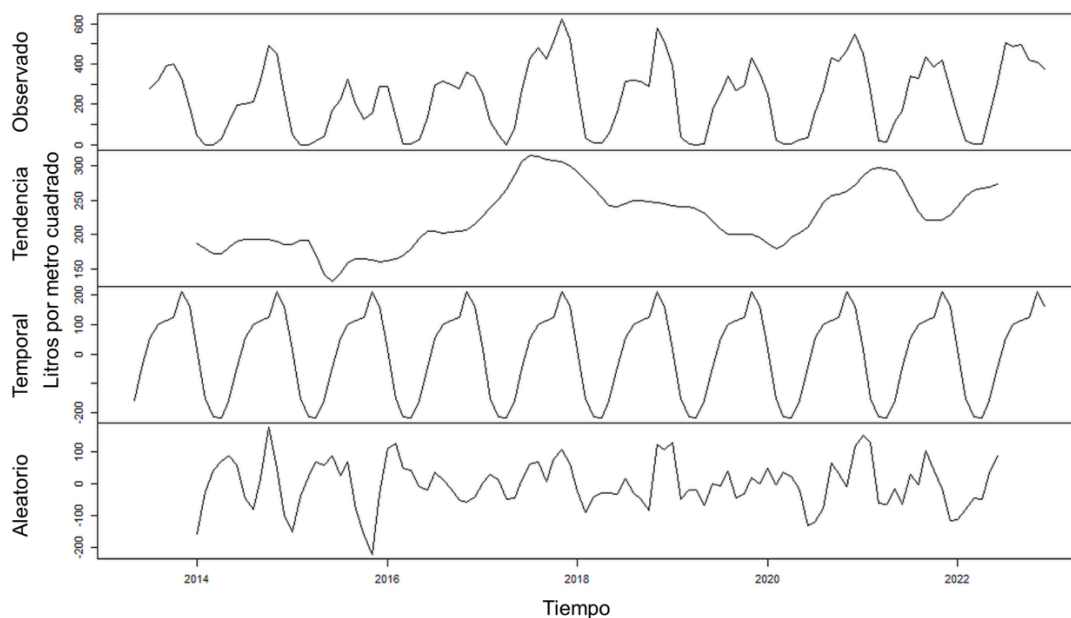


Figura 7. Diagramas de patrones subyacentes generados a partir del análisis de series de tiempo aplicado al registro de precipitaciones del periodo 2013-2022 de la Zona Protectora Monte Alto.

No se observaron diferencias significativas en la precipitación según la categorización mensual en estados cálidos, fríos o neutrales, lo cual se mantuvo aún dentro de los periodos

analizados (Figura 9); pero si hubo diferencias en los valores de los índices ONI ($H=98.5$; $P<0.0001$) o Niño 1+2 ($H=19.6$; $P<0.00005$) y en los coeficientes de tendencia ($H=31.7$; $P<0.0001$), siempre con los meses fríos mostrando la ubicación de las diferencias. De forma similar, no hubo diferencias en precipitación entre Periodos A y B; pero si se observaron diferencias en los índices ONI ($U=870.5$; $P<0.0001$) o Niño 1+2 ($U=1164$; $P<0.007$) y en los coeficientes de tendencia ($U=777$; $P<0.0004$, Figura 10).

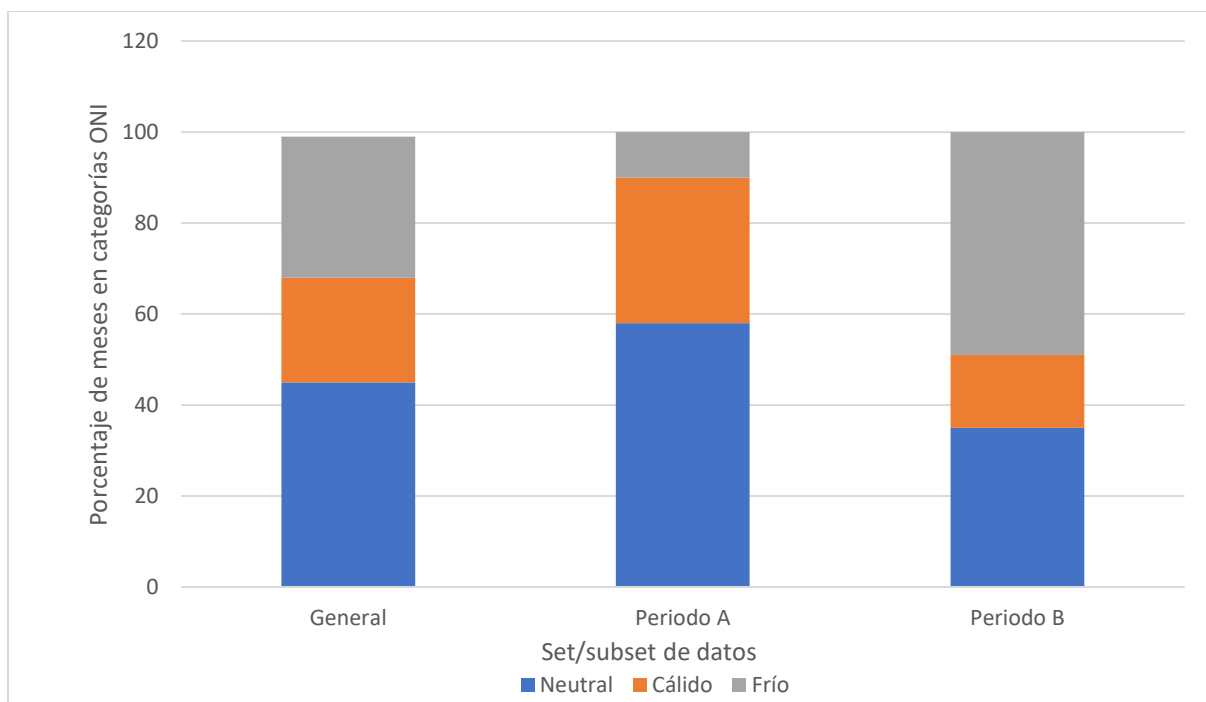


Figura 8. Distribución porcentual de la clasificación mensual aplicada según el valor del Índice ONI para el set de datos completo y para cada periodo identificado.

Según el análisis de series de tiempo, se observó una clara estacionalidad del patrón de precipitaciones durante cada año en la relación de datos observados (Figura 7) y en la relación de datos temporales. En esta última, los coeficientes de variación temporal más altos y bajos en la

serie analizada correspondieron a los valores de 212.86 para el mes de noviembre (más húmedo cada año) y -213.74 para el mes de marzo (más seco cada año). De forma esperada, la relación aleatoria mostró oscilaciones sin patrón definido alrededor del valor central de cero. Sin embargo, de manera interesante, la relación de tendencia sugirió un aumento en la variabilidad asociada con las precipitaciones en el tiempo. Tal aumento se mostró como una disrupción de un patrón oscilatorio alrededor de 217 ± 188 litros por metro cuadrado hasta el periodo lluvioso del año 2017, a partir de cuya fecha se incrementó la magnitud y el periodo de las oscilaciones alrededor de un valor cercano a los 261 ± 248 litros por metro cuadrado.

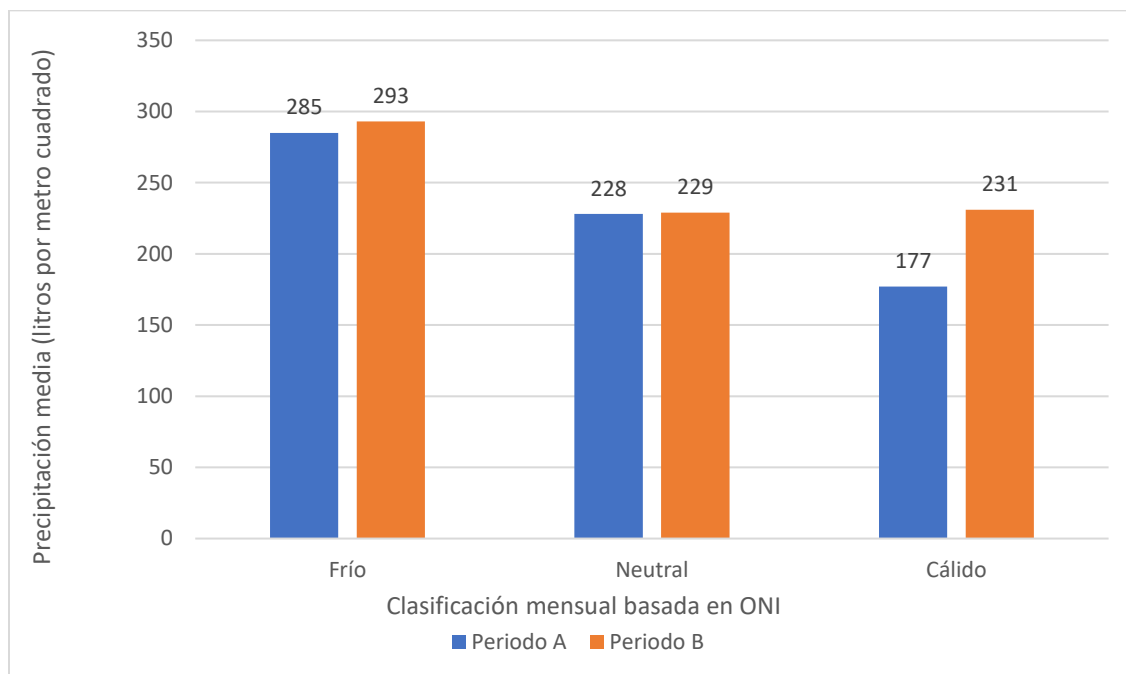


Figura 9. Valores de precipitación media por periodos de análisis y tipo de mes según la clasificación basada en el Índice ONI.

Finalmente, al analizar la relación entre los dos índices del fenómeno ENSO y la tendencia en las precipitaciones observadas en Monte Alto, se encontró una correlación de intensidad media

pero significativa entre el ONI y la relación de tendencia (Figura 11). En esta relación se observa claramente como a menor valor de ONI (asociados con estados fríos, o “La Niña”) hay una mayor tendencia a precipitaciones cuya magnitud y variabilidad también se ve incrementada. La significancia de la relación sugiere que la tendencia en las precipitaciones es dependiente del ONI.

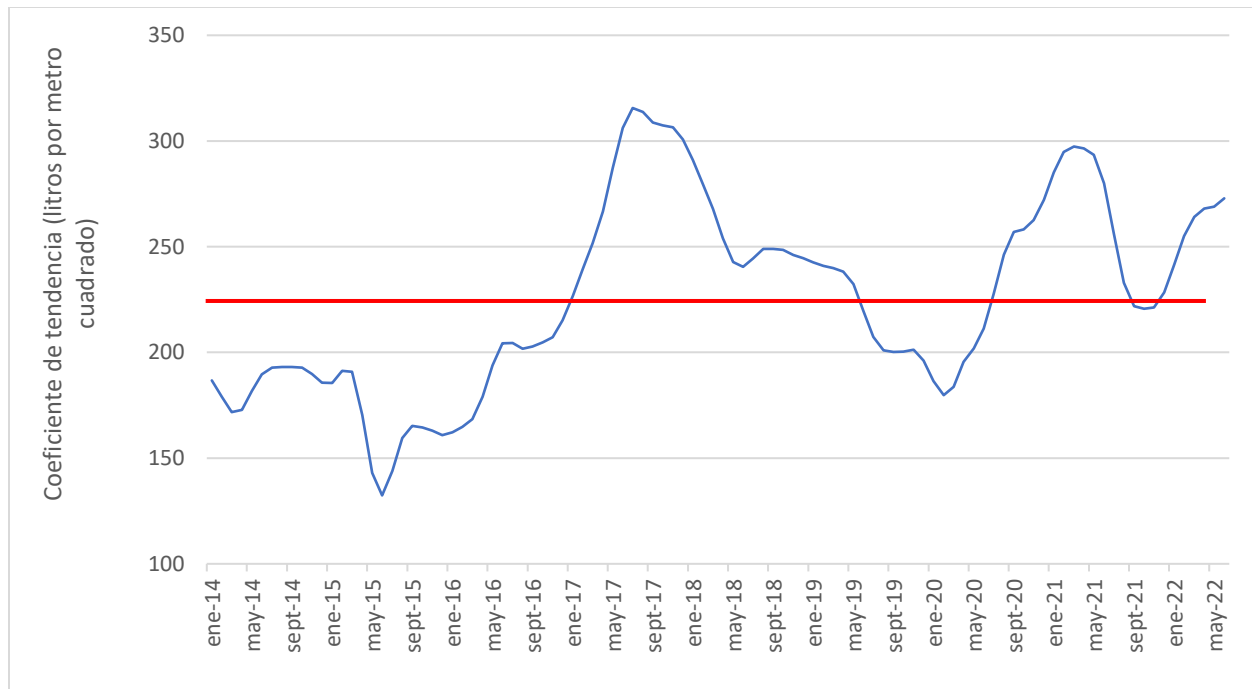


Figura 10. Variación significativa (U Mann Whitney) en los valores del coeficiente de tendencia entre periodos A y B según el registro de precipitaciones de la Reserva Natural Monte Alto durante 2013-2022. La línea roja indica el valor medio de periodo completo.

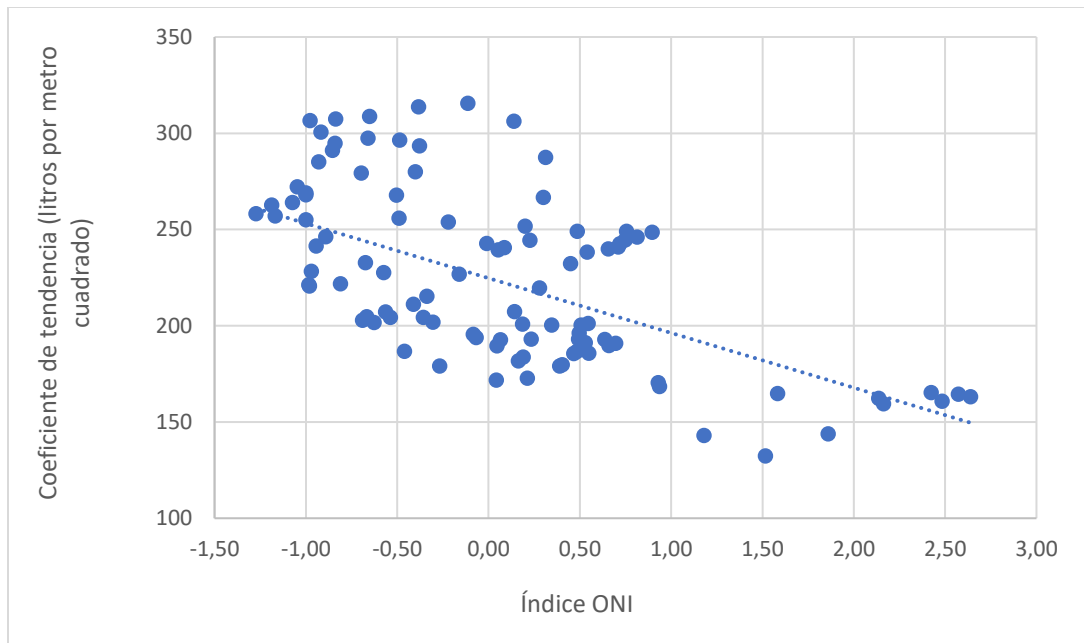


Figura 11. Diagrama de correlación entre el coeficiente de tendencia extraído del análisis de series de tiempo y el Índice ONI para el periodo 2013-2022 a partir del registro de precipitaciones de la Reserva Natural Monte Alto.

Según estudios recientes (Oliveira et al., 2017; Sun et al., 2019), el agrupamiento de datos y el análisis de varianza han sido útiles para identificar cambios y tendencias de precipitación. De igual forma, la correlación entre los valores asociados con los índices del fenómeno ENSO y la precipitación son relevantes en el contexto moderno de análisis climático (Li et al., 2020)

Según el agrupamiento realizado la precipitación máxima y promedio mensual de la serie de tiempo muestra la agrupación en 5 conjuntos (Figuras 12 y 13).

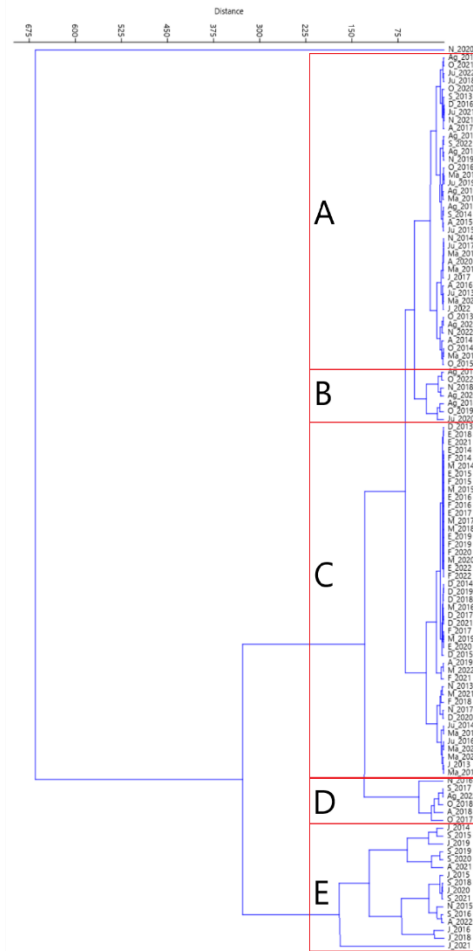


Figura 12. Agrupamiento de los meses estudiados en el set de datos según precipitación máxima mensual (l/m²).

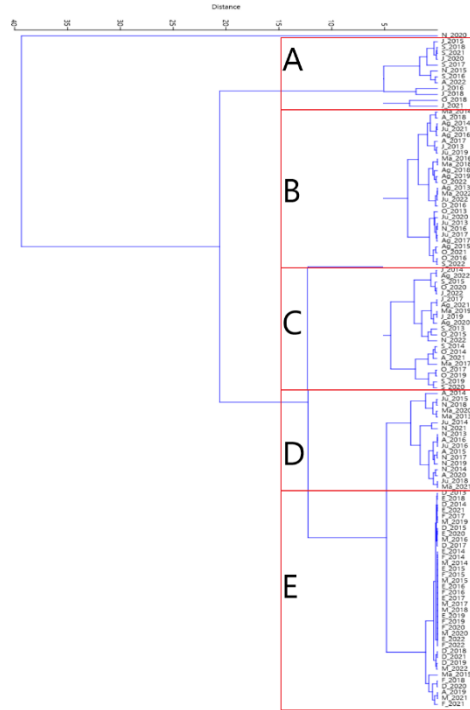


Figura 13. Agrupamiento de los meses estudiados en el set de datos según precipitación promedio mensual (l/m^2).

Entre los conjuntos determinados existen diferencias significativas según la prueba de Kruskal-Wallis ($p < 0.005$). La categoría C mostró diferencias significativas con todos los grupos según la prueba de Dunn's. La precipitación mínima registrada en este grupo es de 0 l/m^2 y la máxima 38 l/m^2 , lo cual indica que se conforma por los meses secos de todos los años de la serie de tiempo.

Los resultados de la constitución de los conjuntos se compararon con el índice ONI para definir si los meses agrupados correspondían a meses donde se dio el fenómeno de la Niña o del Niño o correspondían al periodo A o B. No se encontraron diferencias significativas entre el fenómeno del Niño, Niña o Neutro en el set de datos del grupo C. De igual manera, no se encontraron diferencias significativas respecto a los periodos A y B de los meses de la categoría

C. En el caso de los conjuntos de la precipitación promedio, se obtuvieron diferencias significativas entre ellos. Según la prueba Dunn's todos los grupos presentan diferencias significativas entre ellos. El grupo E es el que presenta valores de significancia menores ($p < 0.005$).

En ambos agrupamientos el mes de noviembre de 2020 resultó aislado de cualquier conjunto y se mostró de forma independiente. Esto es interesante porque precisamente ese mes tuvo una precipitación acumulada récord de 761 l/m², siendo el mes más lluvioso de este año. Según el reporte mensual del IMN (Chinchilla et al., 2020) esto sucedió debido a la presencia de cinco ondas tropicales y cuatro empujes fríos en el mes. El huracán Eta y el huracán Iota, provocaron temporales importantes en la vertiente del Pacífico generando superávits extremos, de hasta 600 % en el Pacífico Norte de Costa Rica. Durante los meses de finales y principios de año se presentan las depresiones o tormentas tropicales (CNE, 2017) y en años lluviosos asociados con la presencia de la Niña, los frentes fríos contribuyen en mayor medida a la precipitación anual (Quesada & Mora, 2017; IMN, 2022).

Los resultados expuestos acá apuntan en dos direcciones. En primer lugar, es claro que el fenómeno ENSO ha afectado el patrón de precipitación en la Reserva Natural Monte alto en el periodo analizado y que tal efecto se expresa en mayor grado durante los periodos fríos o de “La Niña”. En segundo lugar, debido a que la disrupción inicial observada en el registro de analizado se dio alrededor de agosto del 2017, es fácil observar que la tendencia generalizada de precipitaciones se ha manifestado de forma diferente antes y después de la misma, con claro efecto en las cuantificaciones en campo.

Es importante conocer que, para el sitio de estudio escogido, esas relaciones se han dado en la década pasada y que la variabilidad en el patrón de precipitaciones ha aumentado de alguna forma durante los últimos años. Esto ha sido observado en otros registros regionales (Hidalgo,

2021) y puede tener implicaciones en la funcionalidad de los sistemas biológicos de la Zona Protectora Monte Alto como algunos modelos sugieren (Stan et al., 2020). Sin embargo, más allá del efecto real en la productividad primaria, cualquier alteración en los patrones de precipitación tiene alto potencial de impacto en las reservas hídricas (p.e., mantos acuíferos) y el aprovisionamiento hídrico ecosistémico (p.e., via biomasa) de un sitio dado. En el caso de Monte Alto, al ser un sitio de provisión local de agua para consumo humano, el impacto potencial de cualquier alteración se podría traducir en problemas de abastecimiento de agua.

Algunos modelos recientes han identificado que los periodos cálidos del fenómeno ENSO, conocidos como “El Niño” tienden a acortarse bajo la influencia global del cambio climático (Yan et al., 2020) principalmente por el establecimiento permanente de las condiciones áridas típicamente asociadas con esas fases cálidas. Sin embargo, debido a la termodinámica global, tal tendencia implica una posibilidad alta de redistribución energética, que se traduce en periodos de “La Niña” más frecuentes o extendidos como ha sido sugerido en otros modelos (Marjani et al. 2019). El registro de precipitación de la Zona Protectora Monte Alto no es tan extenso como para poder analizar patrones interdecadales, por ejemplo, y evaluar la frecuencia de tales eventos. Sin embargo, la tendencia observada en la década estudiada apunta en la dirección de un mayor efecto de “La Niña” como puede verse en el Periodo B del set de datos analizado.

Si bien tales periodos fríos están asociados con aumentos en precipitaciones, el análisis acá realizado muestra que las mismas no han aumentado, sino que la variabilidad asociada con ellas si lo ha hecho. El efecto fuerte de tales redistribuciones es que los eventos con niveles altos de precipitaciones se incrementan, pero en periodos cortos, que no dan suficiente tiempo para que los fenómenos naturales de infiltración (en el caso de mantos acuíferos) o absorción (en el caso de productores primarios) se lleven a cabo (Kaplan et al., 2019). De esta forma, tanto los sistemas

naturales se ven afectados por estos procesos como los sistemas humanos de provisión del recurso hídrico a las poblaciones aledañas.

No se obtuvo correlación significativa entre los índices Niño 1+2 y ONI y la precipitación máxima y promedio mensual (Figuras 15 y 16, $R < 0.1$). Los fenómenos climáticos representan un sistema complejo en el que se indica la incidencia del aumento o disminución de la temperatura de la superficie del mar en la cantidad de precipitación. Es necesario investigar más acerca de esta relación.

El presente estudio simplemente muestra que, durante la última década, una disrupción en el patrón de precipitaciones registrado en la Zona Protectora Monte Alto puede servir para dividir tal registro en dos periodos. De estos últimos, los años más recientes han estado sujetos a un efecto constante de periodos fríos del fenómeno ENSO con mayor frecuencia que los años anteriores. Es importante seguir registrando la precipitación en este sitio para evaluar el desarrollo de cualquier otro esquema en el futuro. Para los tomadores de decisiones asociados con la administración de los sistemas de abastecimiento de agua potable a las comunidades aledañas es importante conocer y monitorear frecuentemente lo acá mostrado. Bajo el panorama de patrones diferenciados de influencia del fenómeno ENSO en el contexto de cambio climático y según la previsión de mayor aridez en la zona de Guanacaste, es necesario darle seguimiento a todo lo anterior.

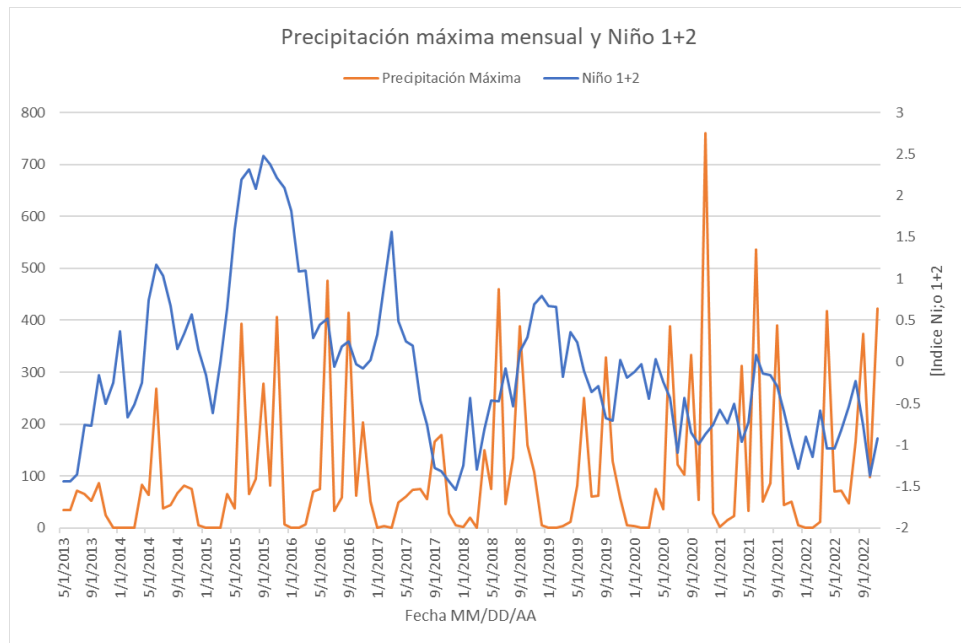


Figura 14. Precipitación máxima e índice Niño 1+2 durante la serie de tiempo.

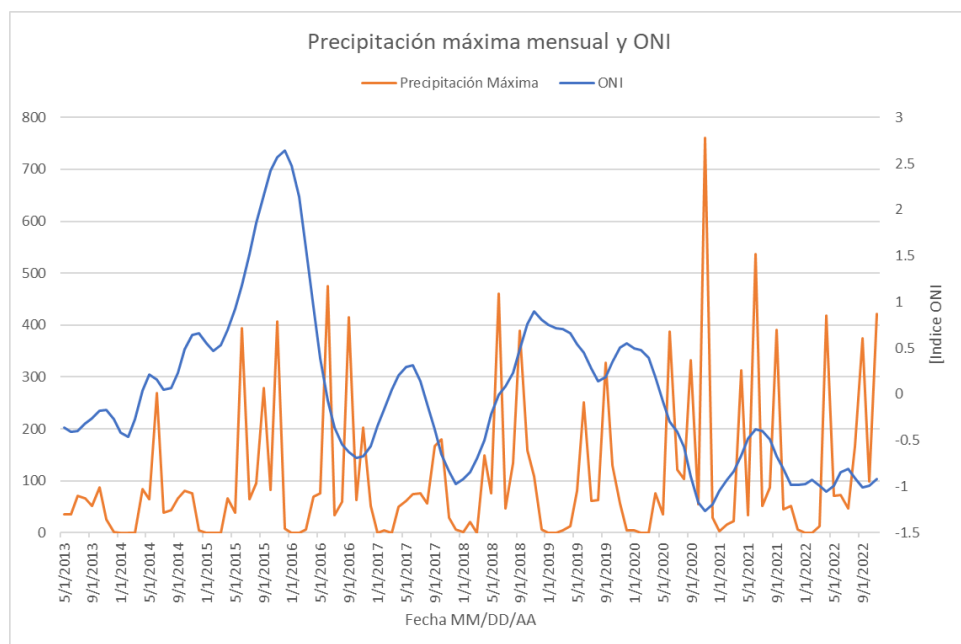


Figura 15. Precipitación máxima e índice ONI durante la serie de tiempo.

4.3 Modelación hidrológica

El área de cuenca es de 15.29 km² desde su delimitación hasta el punto de aforo elegido en las cercanías de la comunidad de Pilangosta. De acuerdo con la clasificación para el nombramiento de cuencas por tamaño (Barquero, 2015), esta se denomina microcuenca o cuenca pequeña (< 25 km²). Su cauce principal se extiende 6.83 km desde la zona alta de la microcuenca hasta la salida de la subcuenca baja.

La microcuenca en estudio tiene un factor de forma de 0.5 y un coeficiente de compacidad de 1.18, lo cual indica que es moderadamente achatada y casi redonda (Cuadro 8).

Cuadro 8. Valores unitarios calculados para los diferentes parámetros de caracterización de la microcuenca de Monte Alto.

Parámetro	Valor
Área (A)	15.29 km ² *
Perímetro (P)	16.49 km
Longitud cuenca (L)	5.76 km
Ancho de cuenca (B)	2.65 km
Cauce principal	6829.63 km
Cota máxima	799 m*
Cota mínima	351m
Factor de forma de Horton (Kf)	0.5 (moderadamente achatada)
Coeficiente de compacidad (kc)	1.18 (casi redonda a oval-redonda)**

* Determinados en QGIS 3.26.2

** Según Béjar (2004)

El factor de forma de Horton (Kf) indica que la forma de la microcuenca es relativamente alargada en comparación con su ancho. Este factor influye en el tiempo de concentración y en el enrutamiento del flujo de agua dentro de la cuenca. Al ser moderadamente achatada se da un tiempo de concentración menor que una microcuenca más alargada (Matovelle & Heras, 2020). El

coeficiente de compacidad (kc) influye en el tiempo de respuesta y la distribución espacial de la precipitación y al ser relativamente corto, el tiempo de concentración es menor.

La forma de la microcuenca en estudio favorece la infiltración del agua en el suelo y la recarga de los acuíferos. Debido a que la cuenca tiene una forma más equilibrada y compacta, es probable que la lluvia se distribuya de manera más uniforme en toda su área, lo que aumenta las oportunidades de que el agua penetre hasta el subsuelo y recargue los acuíferos subterráneos (FAO, 1995; FAO, 2002).

La subcuenca alta corresponde a la de mayor tamaño (7.86 km²) y se considera una representación importante de la microcuenca en general (15.29 km²) (Cuadro 9). En esta subcuenca se encuentra la Zona Protectora Monte Alto y entre sus características resaltan las pendientes elevadas y el área más permeable (98%), debido a la presencia de una cobertura boscosa más densa y suelos regenerados.

La subcuenca alta y baja son las que presentan mayor contraste o diferencias en relación con su uso de suelo y topografía, lo que permite visualizar el efecto de las zonas dedicadas a la conservación y las dedicadas a uso agropecuario o urbanístico (Rodríguez, J. 2018) (Figura 16).

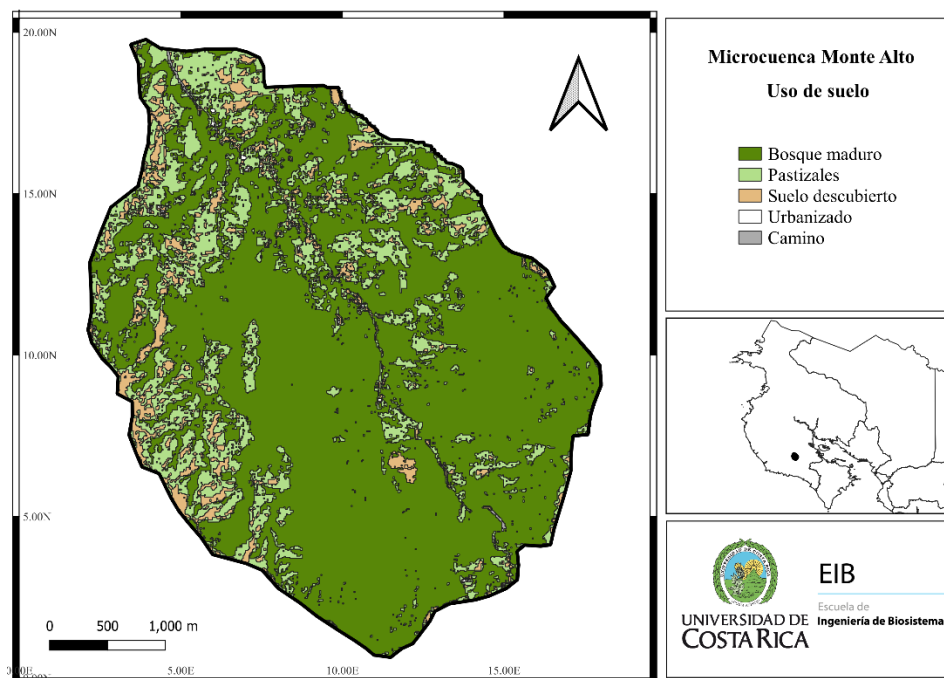


Figura 16. Mapa de uso de suelo de la *microcuenca* Monte Alto.

Un 6% del área de la microcuenca se considera impermeable, principalmente en las subcuencas bajas (Anexo 7) donde las actividades agrícolas y desarrollo urbanístico han ido creciendo (Rodríguez, 2018). La subcuenca baja presenta el porcentaje de impermeabilidad más alto (16%), seguramente por presentar una mayor área de suelo descubierto compactado por la actividad ganadera (García & Mendez, 2017) lo que disminuye su capacidad de infiltración (Gómez, 2014).

La presencia de suelos compactados, una cobertura vegetal limitada y las características topográficas como la baja pendiente promueven el flujo rápido de agua hacia la parte baja de la microcuenca. De esta forma estos factores pueden ser importantes para explicar los volúmenes de escorrentía y erosión (Díaz, 2018).

Con el uso de las ecuaciones de pedotransferencia del software SPAW y los datos de las calicatas, la primera capa del perfil de suelo de la subcuenca alta tiene una textura arcillosa, una

capacidad de campo del 40.6%, y una tasa de infiltración máxima de 1.64 mm/hr. Por otro lado, la tasa de infiltración máxima de las subcuencas medias y bajas es de 8.02 mm/hr. La conductividad puede ser así de elevada debido a la presencia de materia orgánica en un 8% según el registro de la Edafoteca INTA (sf.), la cual implica una porosidad mayor y por ende más espacio en la matriz para fluir e infiltrarse.

Cuadro 9. Parámetros del método de contabilidad de humedad del suelo (SMA) en HEC HMS.

Variable/Ubicación	Subcuenca alta	Subcuenca baja	Subcuenca media 1	Subcuenca alta 2	Subcuenca media 2	Subcuenca media 3
Suelo (%)	20	20	20	20	20	20
Máxima infiltración (mm/hr)	1.64	8.02	8.02	8.02	8.02	8.02
Impermeabilización (%)	2	16	11	5	9	8
Almacenamiento de Suelo (mm)	952.88	380.48	380.48	380.48	380.48	380.48
Almacenamiento zona de tension (mm)	64.96	65.34	65.34	65.34	65.34	65.34
Percolación del suelo (mm/hr)	1.4	8	8	8	8	8
Almacenamiento agua subterránea 1 (mm)	667.016	266.34	266.34	266.34	266.34	266.34
Percolación agua subterránea 1 (mm/hr)	0.7	4.52	4.52	4.52	4.52	4.52
Coefficiente agua subterránea 1 (mm)	19.952	13.83	13.83	13.83	13.83	13.83
Almacenamiento agua subterránea 2 (mm)	200	200	200	200	200	200
Percolación agua subterránea 2 (mm/hr)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Coefficiente agua subterránea 2 (mm)	39.9	11.33	46.73	72.36	12.36	27.65

El modelo hidrológico generado por HEC HMS muestra el impacto de la alteración de la dinámica de la cobertura vegetal, ya sea natural o causada por actividades humanas, en los procesos hidrológicos de escorrentía.

Durante eventos de lluvia intensa, se nota un rápido incremento en el flujo de los efluentes y un aumento significativo en la escorrentía superficial (Figura 17). Esto resalta la importancia de una gestión adecuada del agua en la cuenca para prevenir inundaciones y reducir los posibles riesgos dentro de esta sensibilidad (Gleeson et al., 2020; Rubio & Calama, 2021).

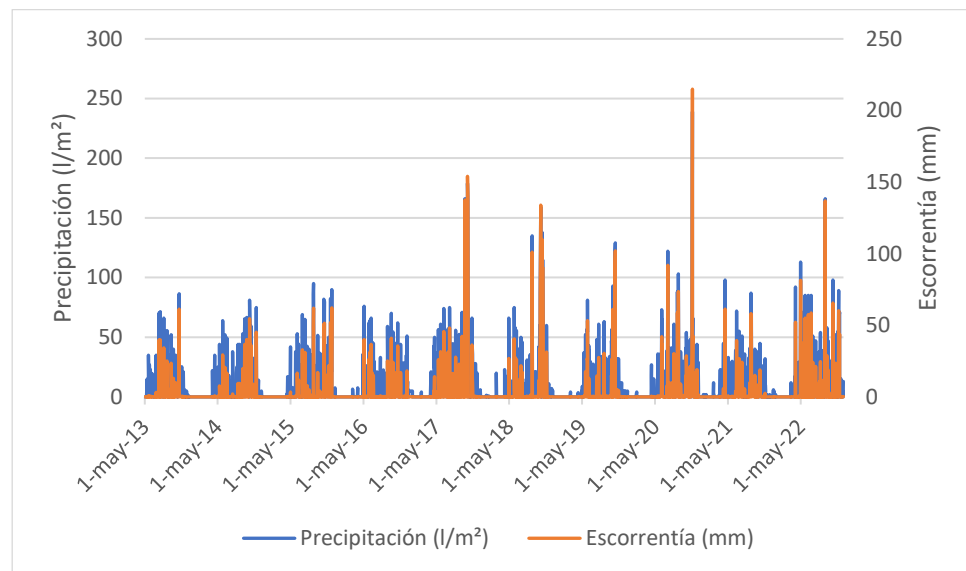


Figura 17. Comportamiento de la precipitación y escorrentía en el área de estudio respecto al tiempo.

En relación con los caudales, se puede observar en la gráfica de precipitación y flujo total diario multianual (Figura 18) que hay un comportamiento bimodal de la precipitación que se refleja en los mismos. Aunque los caudales medios disminuyen en los meses de diciembre a mayo, se observa un valor de caudal más alto en los siguientes seis meses. Esto se debe a la recarga de los acuíferos en esa zona. Específicamente, enero es el mes más seco de la serie de tiempo en temporada seca, con un caudal promedio de $0.06 \text{ m}^3/\text{s}$, seguido de cerca por febrero y marzo (0.16

m^3/s y $0.14 \text{ m}^3/\text{s}$). Por otro lado, el mes de octubre presenta el valor máximo de caudal promedio entre todos los meses, con un flujo de $19.5 \text{ m}^3/\text{s}$ y es seguido por junio, con un promedio de caudal de $12.53 \text{ m}^3/\text{s}$.

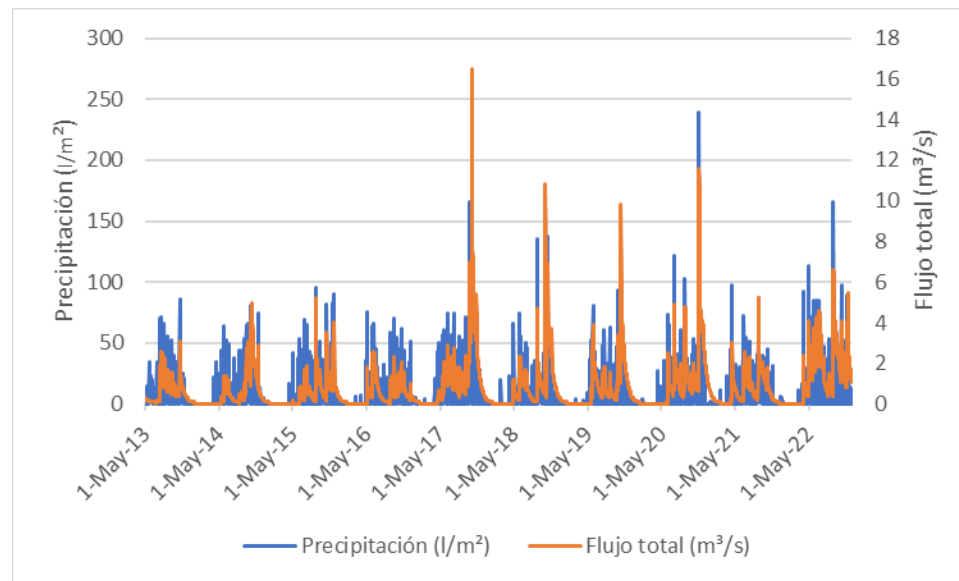


Figura 18. Comportamiento de la precipitación y flujo total en el área de estudio respecto al tiempo.

El servicio ecosistémico de aprovisionamiento de agua está a su vez estrechamente relacionado con los bosques deciduos, especialmente en regiones donde se presentan estaciones secas y lluviosas definidas. En el contexto de una modelación hidrológica es fundamental considerar cómo este servicio ecosistémico se ve reflejado en los resultados.

Los caudales presentan diferencias significativas entre épocas secas y lluviosas según la prueba de Mann-Whitney, siendo en época lluviosa 62% mayor que en época seca. De la misma manera que hay una diferencia significativa en las medianas de los caudales entre los periodos A y B (717.29 para A, 1033.7 para B).

Durante la época seca, los bosques deciduos desempeñan un papel crucial en el aprovisionamiento de agua. Sus árboles, con su sistema de raíces extenso, actúan como reguladores naturales del ciclo hidrológico. Durante este periodo, la vegetación de los bosques deciduos suele mantener cierto nivel de actividad debido a las reservas de agua almacenadas en el suelo y en los acuíferos subterráneos (Giulia Vico et al., 2017). A medida que los árboles transpiran, liberan humedad a la atmósfera, lo que contribuye a mantener la humedad local y a mitigar la escasez de agua en la cuenca hidrográfica (Budowski, 1965; Ellison et al., 2017; Andrade et al., 2020).

Sin embargo, durante la época lluviosa, la vegetación captura una gran cantidad de agua de lluvia, lo que ayuda a reducir la escorrentía superficial y a incrementar la infiltración del agua en el suelo. Los árboles retienen parte del agua en sus hojas y ramas antes de que llegue al suelo (Giulia Vico et al., 2017) reduciendo la erosión y la velocidad de escorrentía, lo que a su vez contribuye a una mayor recarga de los acuíferos y a la regulación del caudal de los ríos.

La subcuenca alta, en donde se encuentra la Zona Protectora Monte Alto, muestras caudales significativamente diferentes a los de la subcuenca baja. Según la prueba Mann Whitney, el flujo base en la subcuenca alta es significativamente mayor que en la subcuenca baja (Figura 19). Esto destaca la importancia de esta zona como reguladora natural del flujo de agua y la necesidad de mantenerla adecuadamente conservada para proteger la calidad y cantidad del servicio de aprovisionamiento de agua.

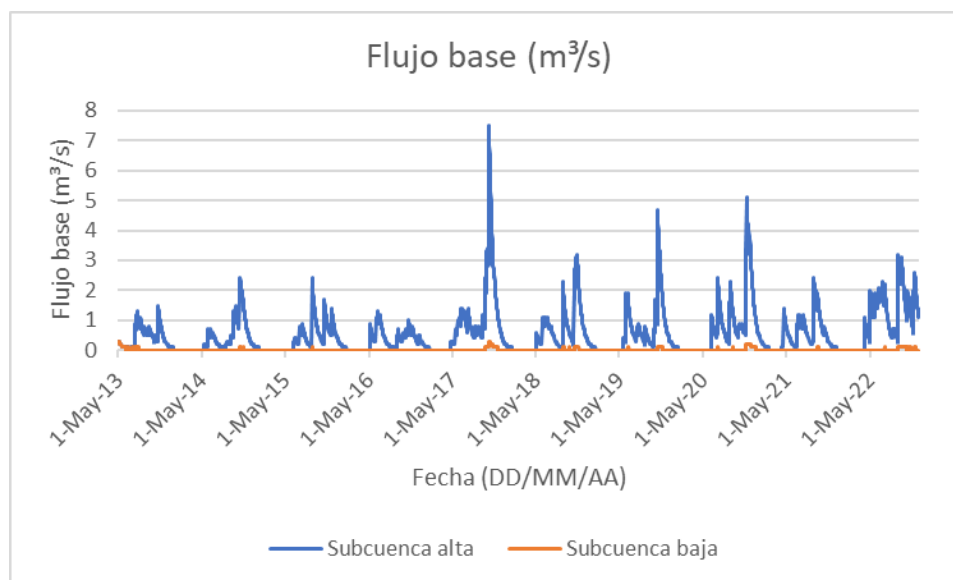


Figura 19. Flujo base calculado (en m^3/s) para las subcuencas alta y baja de la microcuenca Monte Alto según la modelación llevada a cabo.

Además, los resultados del análisis de sensibilidad local en la Reserva Monte Alto demostraron que las variables asociadas a la conductividad hidráulica del tipo de suelo y el movimiento del agua subterránea son las más sensibles y por ende más relevantes en este modelo hidrológico. Los parámetros ingresados inicialmente se presentan en el Cuadro 10. A estos se les varió en un +30% y -30% estableciendo estos valores como el límite superior e inferior del parámetro. Para cada análisis de incertidumbre se realizaron 500 simulaciones.

Se asignó un máximo de almacenamiento en las superficies (depresiones del terreno) de 12.7 mm, debido a que, aunque no hay terrenos planos en ninguna zona representativa del sitio de estudio, sí hay con alto porcentaje permeable de área como los suelos descubiertos en la parte baja. La subcuenca alta presenta las pendientes más empinadas por lo tanto su almacenamiento máximo se toma como 1.016 mm (Bennet, 1998).

Al simular diferentes escenarios, podemos evaluar el impacto de la deforestación o la degradación del bosque en el servicio ecosistémico de aprovisionamiento de agua, identificando posibles cambios en los flujos de agua y en la disponibilidad del recurso.

Cuadro 10. Valores máximos y mínimos de los parámetros iniciales ingresados al análisis de incertidumbre Monte Carlo en HEC HMS.

Parámetro	Rango		Obtenido de:	
	Mínimo	Máximo	Calculado	Fuente
DC=Si (%)	0	100	20%	HEC HMS (2000)
DC=Smax (mm)	1.27	2.54	2.54	Zinke (1967)
DC=kc	0.85	1.33	Serie de tiempo	Rocha (2012)
SS=Si (%)	0	12.7		
SS=SSmax (mm)	0.71	1.32	1.016	Bennet (1998)
SMA=S (%)	0	100	20%	SPAW (CC)
SMA=GW1 (%)	20	80	50%	UAM
SMA=Imax (mm/hr)	1.15	2.13	1.64	SPAW
SMA=SS (mm)	667.02	1238.74	952.88	SPAW
SMA=STZ (mm)	45.47	84.45	64.96	SPAW/SNIT
SMA=PS (mm/hr)	0.98	1.82	1.4	SPAW & Hawkins et al., 2008
SMA=SGW1 (mm)	466.91	867.12	667.016	SPAW
SMA= PGW1(mm/hr)	0.56	0.84	0.7	
SMA=CGW1 (hr)	15.96	23.94	19.95	Tc*20 o Area/Tlag, Shamsudin et al. (2011)
SMA=IMP (%)	1.40	2.60	2	Calculado QGIS/Shamsudin et al., 2011
HU=TC (hr)	0.70	2	1	TR-55
HU=R (adim)	0.56	1.6	0.8	0.8Tc (HEC, 1967)
BF=CR (adim)	0.665	1.24	0.95	
BF= R (adim)	0.35	0.65	0.5	Ajustado

Se compararon los caudales pico y la escorrentía máxima de la simulación original o inicial con aquellos de las 500 simulaciones de cada parámetro. Los parámetros de las capas subsuperficiales como su coeficiente de agua subterránea 1 y percolación (mm/hr) obtuvieron los caudales y escorrentía que diferían más de la presentada en los resultados de la primera modelación, lo cual indica mayor sensibilidad a los cambios de un 30% (Figura 20).

De esta manera, al comparar los caudales pico y la escorrentía máxima de la simulación original con las diferentes simulaciones asociadas con cada parámetro, los resultados mostraron que los parámetros de agua subterránea resultaron ser los que mayor efecto tuvieron sobre los valores finales de los caudales y la escorrentía. Otro parámetro que mostró sensibilidad fue el de la constante de recesión en el caso del método de Flujo Base (m^3/s). Lo anterior por cuanto esos fueron los casos que diferían más de los resultados de la modelación original y por tanto indicaron la mayor sensibilidad a los cambios con valores del 30%.

Según los resultados del UAM, las pérdidas por infiltración se deben especialmente a las características del agua en la capa subterránea y la tasa de infiltración máxima del perfil de suelo (mm/hr). Esto concuerda con estudios (Ouédraogo et al. 2018) en donde los análisis de sensibilidad muestran que el modelo hidrológico responde principalmente a cambios en las capas subsuperficiales, la tasa de máxima infiltración y el porcentaje de área impermeable.

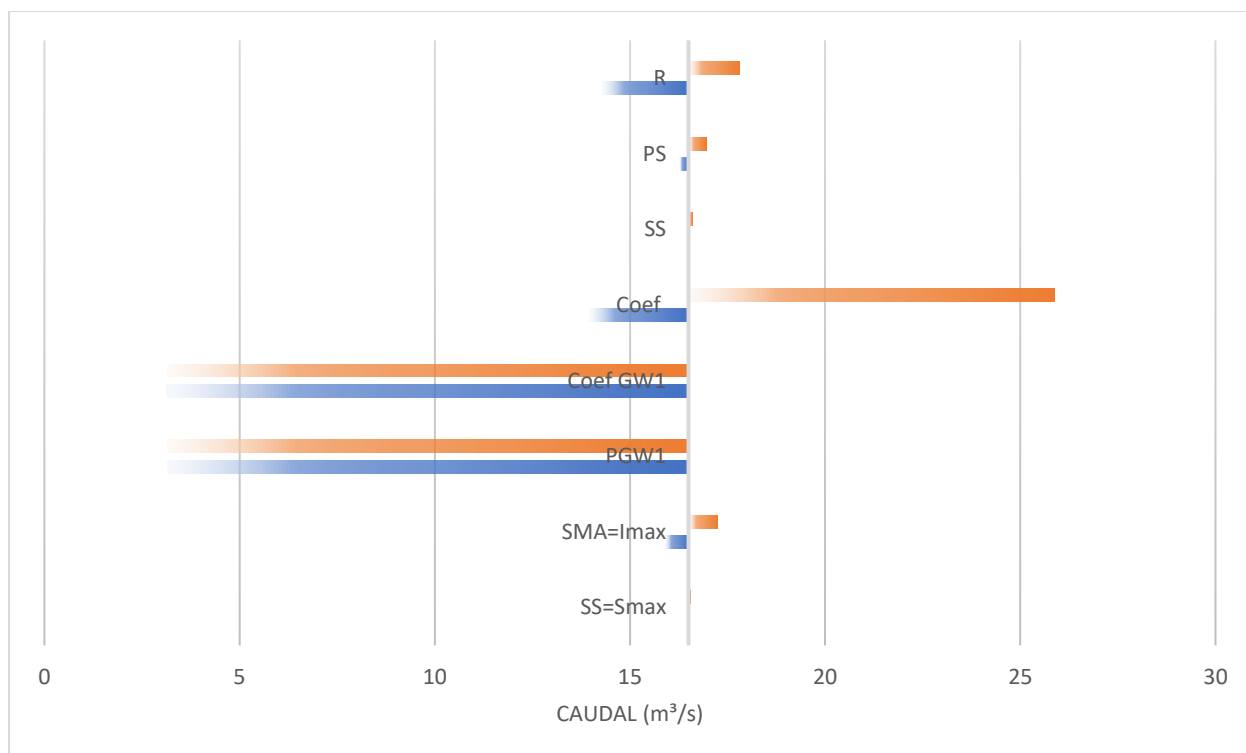


Figura 20. Sensibilidad de parámetros de modelo hidrológico de microcuenca Monte Alto.

A su vez, el tipo de suelo desempeña un papel crucial en el ciclo hidrológico, ya que afecta directamente la capacidad de infiltración del agua y la cantidad de escorrentía superficial. Un suelo arcilloso tiende a mostrar una baja capacidad de infiltración (HEC HMS, 2000), lo que resulta en una mayor pérdida por escorrentía superficial y menor recarga de los mantos acuíferos.

El agua almacenada en los acuíferos define la disponibilidad de agua del caudal base dentro del sistema (USGS, 2018). Según Méndez (2022), los efluentes de agua dentro de la reserva bajan su caudal considerablemente durante la época seca, pero en las principales tomas de agua para aprovisionamiento comunitario, nunca se observa la ausencia total de agua (caudal igual a cero). Tal observación concuerda con los resultados de caudal base de la modelación continua de la subcuenca alta (Figura 19) e indica una dinámica de respuesta de la recarga de agua adecuada o

saludable de las partes altas de la microcuenca (Misra et al., 2011) aún en los periodos secos importantes.

Sobre los mantos acuíferos, cabe destacar en esta investigación que su importancia en el ciclo hidrológico es significativa (Hutchins, 2020; Schilling et al., 2021; Pinsri et al., 2022). Estos acuíferos subterráneos actúan como reservorios de agua almacenada y proporcionan una fuente de agua potable y riego en muchas regiones (Schilling et al., 2021). Además, los mantos acuíferos pueden liberar agua gradualmente a los ríos y arroyos durante periodos de sequía (caudal base), lo que contribuye a mantener los caudales mínimos y el equilibrio ecológico de los sistemas fluviales. Algunos estudios (p.e., Misra, 2011) indican que el mayor contribuyente al caudal pico es el agua subterránea.

Según el visor del SNIT, los suelos de la familia Typic se encuentran en las colinas y tierras bajas de la Península de Nicoya, y está compuesto por suelos profundos y bien drenados. Asimismo, Brenes et al. (2018) menciona que los Vertic Paleustalfs en Guanacaste son suelos de origen volcánico, con buena fertilidad y alta capacidad de retener agua y nutrientes. Estos suelos pueden presentar un alto grado de erosión, especialmente en áreas con pendientes pronunciadas. Según un estudio realizado por Aloysius (2008), la vegetación juega un papel fundamental en regular el ciclo del agua, es decir, en cómo se distribuye y se mueve a través del medio ambiente. Por lo tanto, cuando disminuimos la cobertura vegetal, estamos alterando negativamente este ciclo hidrológico, lo que puede tener consecuencias perjudiciales para la disponibilidad y calidad del agua.

4.4 Relación entre precipitación y desempeño forestal

Para la serie de tiempo analizada en el presente estudio se encontraron relaciones significativas entre la precipitación y los diferentes índices vegetativos contemplados. Los índices vegetativos NDWI, NDVI y NDRE fueron los mejores indicadores para determinar las respuestas fenológicas del bosque ante la precipitación dentro de la Zona Protectora Monte Alto. Los valores promedios de estos tres indicadores presentaron diferencias entre la época seca y la época lluviosa ($p < 0.000206$, $p < 0.000423$ y $p < 0.000328$ respectivamente). En estos casos el NDWI se consideró un buen indicador ya que como lo establecen Prajesh et al. (2019) su respuesta a la humedad es instantánea y no se satura en niveles altos de biomasa. A diferencia, el NDVI se puede saturar con una alta densidad del dosel, pero igualmente permite diferenciar cambios estacionales dentro del sistema.

Durante el análisis de los valores promedio de los índices vegetativos, específicamente con relación al periodo de variabilidad climática establecido en el objetivo 3, se han encontrado resultados significativos. Dentro de estos resultados, se destaca que únicamente el ARVI y el SAVI presentaron diferencias significativas en cuanto a los valores espectrales con relación a las variaciones de precipitación durante el periodo A y el periodo B ($p < 0.05$ en ambos casos). Estas diferencias resaltan el potencial que tiene ambos índices vegetativos para detectar variaciones en la respuesta que tiene el bosque a distintos patrones climáticos.

Se evaluó la relación entre los índices vegetativos y los índices del fenómeno ENSO (Nino 1+2, ONI) para determinar si había diferencia significativa entre los valores espectrales y el índice de la fecha analizada. Estadísticamente no se pudo determinar una diferencia significativa dado que todos los valores de probabilidad fueron mayores a 0.05, con NDRE (0.71), NDVI (0.57),

ARVI (0.079), SAVI (0.1038) y NDWI (0.65) para el índice Nino 1+2 y NDRE (0.10), NDVI (0.32), ARVI (0.62), SAVI (0.19) y NDWI (0.09) para ONI.

Se encontraron patrones interesantes al hacer los análisis de correlación de la precipitación con los valores de los índices vegetativos. Para cada imagen espectral de cada índice se emparejó la precipitación del periodo de un mes y una semana antes de la imagen, así como del mes de la imagen. Para estas particiones temporales (mes anterior, semana anterior y mes actual), se analizó la precipitación diaria y mensual (mes antes y mes actual), el promedio del periodo, así como la precipitación máxima registrada en ese periodo.

La precipitación diaria de un mes previo a las imágenes satelitales obtenidas fue la que presentó los valores más altos de correlación (r) para NDRE (0.89), NDVI (0.84) y ARVI (0.82), en el periodo B. La magnitud de la precipitación diaria puede asociarse al mes y la época como tal, siendo días lluviosos asociados a meses lluviosos. La disrupción encontrada antes muestra precisamente el aumento en las precipitaciones que separa el periodo A del B, lo cual se puede ver reflejado en la respuesta fenológica tomando en cuenta estos resultados.

Para el caso de los valores de precipitación del mismo mes de las imágenes obtenidas se encontró valores de correlación moderadamente altos para SAVI y NDVI en los datos de precipitación máxima con valores de (0.73) y (0.74) en el periodo A, como se observa el Cuadro 11. En el caso del análisis de los valores de precipitación una semana antes se encontraron los valores de correlación más significativos en los valores de precipitación máxima para el periodo A, para los índices NDVI (0.85) y SAVI (0.84). Para el caso de valores promedio de precipitación sí se encontró una correlación alta para el NDWI (0.83).

Con base en los modelos de regresión lineal calculados se logró determinar un alto grado de relación entre las particiones de precipitación y los índices vegetativos (Cuadro 12). Las

ecuaciones obtenidas, también mostradas en el mismo cuadro, pueden ser usadas para generar valores espectrales del índice vegetativo de interés en periodos cuando no se cuenta con información satelital (Rocha et al., 2021).

Cuadro 11. Valores de correlación entre datos de precipitación e índices vegetativos para diferentes particiones de datos y periodos de análisis. PD= precipitación del día, PMR=precipitación máxima registrada en el periodo y PPP=precipitación promedio del periodo.

Índice	Periodo	Datos	PD	PMR	PPP
NDRE	B	Mes previo	0.89	~0	~0
NDVI	B	Mes previo	0.84	~0	~0
ARVI	B	Mes previo	0.82	~0	~0
NDWI	A	Mes previo	0.54	~0	~0
NDWI	B	Mes previo	~0	~0	0.67
NDRE	A	Semana previa		0.76	0.64
NDVI	A	Semana previa		0.85	0.74
SAVI	A	Semana previa		0.84	0.73
NDWI	A	Semana previa		0.76	0.83
NDWI	B	Semana previa		0.61	0.35
NDVI	A	Mes actual	~0	0.74	~0
SAVI	A	Mes actual	~0	0.73	~0
NDWI	A	Mes actual	0.73	~0	~0
NDWI	B	Mes actual	0.28	0.79	0.75

En términos de los índices vegetativos utilizados se encontró que las correlaciones dependieron de la partición de la precipitación utilizada, dado que para la precipitación diaria (PD) fue con NDRE, NDVI, ARVI, para la precipitación máxima registrada en el periodo (PMR) fue con NDVI y SAVI y para precipitación promedio del periodo (PPP) se obtuvo una correlación alta solo con NDWI. En general se pudo ver como los índices vegetativos que utilizan la banda roja e infrarroja cercana son bastante adecuados para determinar cambios en los parámetros biofísicos de la vegetación (Gutman et al., 2021).

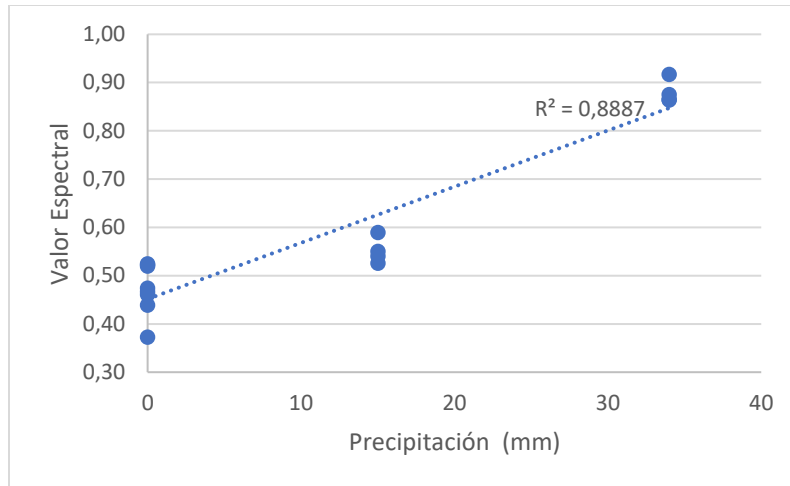


Figura 21. Regresión lineal entre precipitación del mes anterior y NDRE.

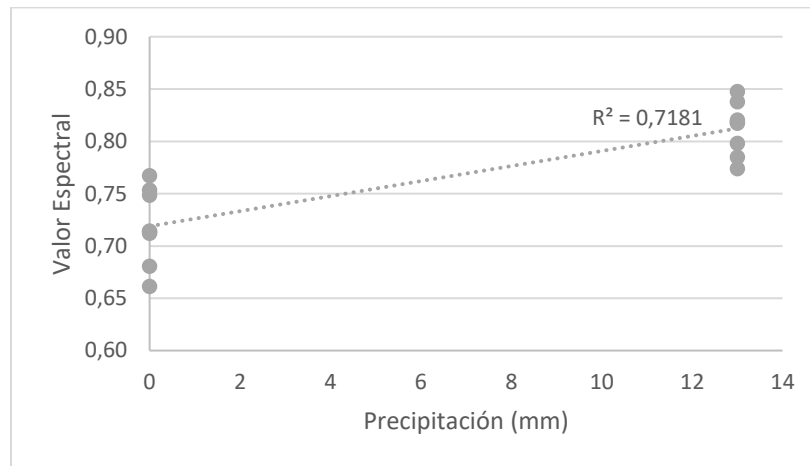


Figura 22. Regresión lineal entre precipitación de la semana antes y NDVI.

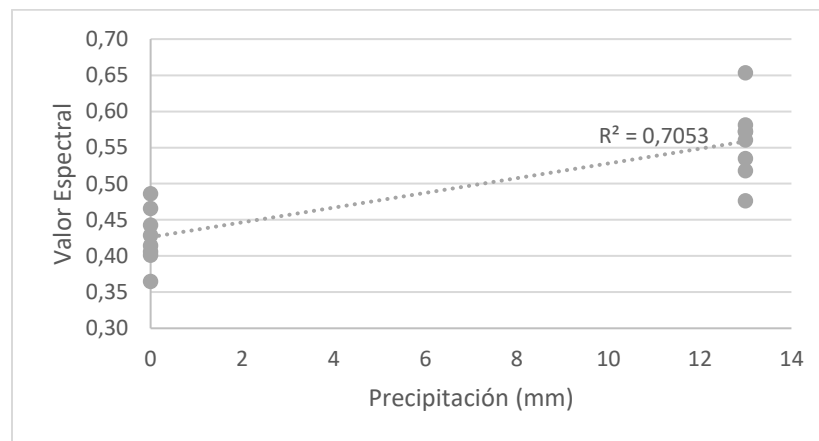


Figura 23. Regresión lineal entre precipitación de la semana antes y SAVI.

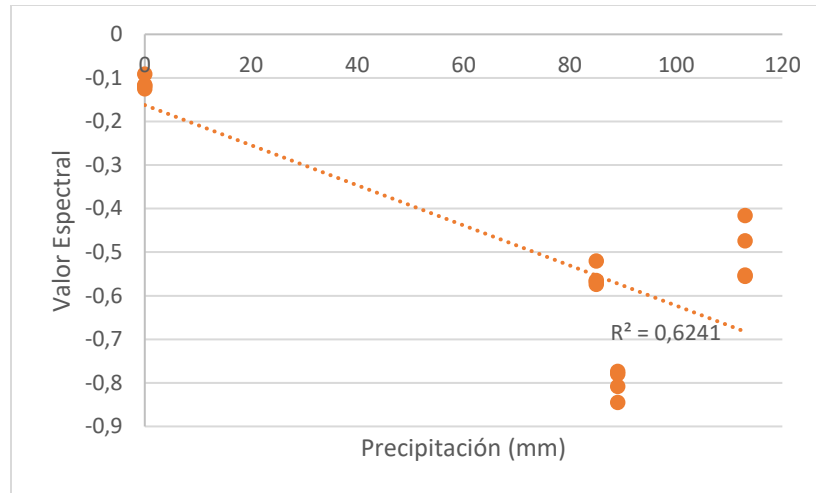


Figura 24. Regresión lineal entre precipitación del mes actual y NDWI.

Cuadro 12. Ecuaciones de la recta obtenidas para relacionar la precipitación con los índices vegetativos. PD= precipitación del día, PMR= precipitación máxima registrada en el periodo

Datos de precipitación	Coefficiente de determinación (probabilidad%)	Ecuación de la relación	Índice
Mes anterior	0.89 (94%)	$0.0116 * PD + 0.4516$	NDRE
Semana anterior	0.85 (92%)	$0.0072 * PMR + 0.7189$	NDVI
Semana anterior	0.84 (92%)	$0.0102 * PMR + 0.4262$	SAVI
Mes actual	0.79 (89%)	$-0.006566 * PMR - 0.26863$	NDWI

El fenómeno ENSO se puede considerar como un fenómeno climático sincrónico que afecta a escala regional (Richardson et al., 2023) por lo que su variabilidad es estacional también. En el caso del presente estudio, dada la escala de trabajo utilizada (mucho menor al nivel regional), es posible que la carencia de diferencias sea producto de un submuestreo de respuesta forestal en una escala más adecuada para asociarla con el fenómeno ENSO. La interacción de otros factores bióticos y abióticos pueden generar distorsiones a nivel local que no permiten distinguir una relación clara entre los índices vegetativos y las fases del fenómeno ENSO.

Tomando esto último en cuenta, en términos de la capacidad que tienen la precipitación para predecir la respuesta del bosque se determinó que las mejores particiones temporales eran la precipitación de un mes previo (tanto a escala mensual como diaria) y la precipitación de una semana antes. Es importante mencionar como a pesar de que se determinó una correlación alta entre la precipitación y la respuesta del bosque, esta se puede ver influenciada por otros factores como el potencial de retención hídrica del suelo, la evapotranspiración y la edad de la vegetación que está siendo evaluada especialmente dentro de un bosque estacional como Monte Alto, ya que conforme se acerca el cambio estacional hay un decrecimiento en la capacidad fotosintética de las hojas (Guan et al., 2015; Jolly & Running, 2004).

La partición temporal de una semana previa presentó los valores de correlación más altos para la precipitación máxima registrada. Esto es relevante dado que nos indica que índices vegetativos como el NDVI y SAVI permiten predecir el efecto que tienen las precipitaciones extremas sobre la fenología del bosque y su comportamiento. Esto es de gran valor dado los cambios en la variabilidad de la precipitación que se han visto dentro de la reserva en los últimos nueve años. Lo anterior concuerda con lo que establecen estudios previos, que mencionan que la precipitación es el principal factor de efecto en los cambios fenológicos en un bosque (Bohlman, 2010; Fayeh & Tarhouni, 2020). Das et al. (2021) determinaron que la acumulación de biomasa en bosques secundarios se ve influenciada por la precipitación e indican que la productividad primaria neta aumenta con la precipitación en bosques tropicales. De esta forma, Bohlman (2010) y Das et al. (2021) sustentan que las variables climáticas tienen un papel más relevante que la fertilidad del suelo o las perturbaciones en el crecimiento de árboles y bosques, lo que hace relevante el establecimiento de sistemas de monitoreo a futuro.

Asimismo, tomando en cuenta que tanto el flujo base, la escorrentía superficial y el flujo total de la parte alta de la microcuenca Monte Alto responden a la precipitación de forma proporcional, es posible asociar la alta capacidad de infiltración que presenta el perfil de suelo con la respuesta en el follaje de los árboles. De esta forma, el ciclo hidrológico da paso a la conexión cuantificable de biomasa en un bosque deceduo.

La partición temporal de un mes antes, en el caso del presente trabajo, se consideró más relevante dado al tiempo de respuesta que permite en términos de la gestión territorial. Esta relación se considera pertinente para los tomadores de decisión en Hojancha dado que les permitiría utilizar los datos de precipitación de un mes antes al evento de interés como variable predictora de los índices vegetativos. Tal enfoque permite generar una pauta de monitoreo del efecto de la precipitación sobre indicadores de desempeño ambiental como la salud de un bosque. Los índices vegetativos que mostraron valores altos de correlación como lo son NDRE, NDVI y ARVI se pueden incluso relacionar con otras variables de interés forestal como la edad y composición de especies en términos espaciales, para intentar predecir como va a evolucionar el espacio dado a los efectos del cambio climático (Bradley et al., 2011).

Como es representado en el ciclo hidrológico, el movimiento del agua en el suelo hacia la atmósfera es controlado principalmente por la vegetación (Saiers, 2008). De esta forma, sabiendo que el submodelo SMA presenta los parámetros de mayor sensibilidad para el modelo hidrológico de la Zona Protectora Monte Alto, es interesante reconocer la reacción del bosque a la recepción de la precipitación y el tiempo de respuesta a ella. El crecimiento de la vegetación está fuertemente vinculado con el agua disponible en el perfil de suelo para la absorción de las raíces (FAO, 2002), siendo el cambio en la humedad del suelo responsable del cambio en el dosel de los árboles.

La generación y análisis de escenarios es una herramienta de gran importancia para la toma de decisiones y acciones sobre el manejo, utilización y conservación de los servicios ecosistémicos en la zona (Montero-Sánchez, 2019). Si comparamos las condiciones de la subcuenca alta y la subcuenca baja, podemos obtener una idea de lo que podría significar no restaurar la parte superior de la microcuenca. Según el modelo hidrológico, al reducir el almacenamiento del dosel dinámico de 2.54 mm a 2 mm y aumentar el porcentaje de impermeabilidad del área de la subcuenca del 2% al 16%, teniendo en cuenta las prácticas agrícolas, ganaderas y la urbanización, observamos un aumento en el caudal pico de descarga, que pasa de 16.5 a 16.8 m³/s. Aunque este aumento no es significativo, sí notamos un incremento en la escurrimiento, que va de 7363.69 mm a 10221.82 mm. Este aumento tiene importantes implicaciones en términos de erosión y representa un volumen de agua no aprovechable para una gestión adecuada de los recursos hídricos.

En este caso el monitoreo de los índices vegetativos a lo largo del tiempo permite identificar patrones estacionales y tendencias de cambio en la dinámica fenológica. La relación encontrada a través de las ecuaciones generadas permitirá monitorear de forma aproximada la capacidad del bosque para secuestrar carbono, dado que el balance hídrico en el bosque tiene un rol fundamental en los procesos de fotosíntesis y respiración de los árboles (Ma et al., 2023). Un monitoreo adecuado de estas variables va a permitir una gestión adecuada de Monte Alto para mantener los beneficios que esta zona protegida provee, como descarbonización y la provisión de agua limpia, dos aspectos fundamentales para el mantenimiento de la calidad de vida en la comunidad Hojancha, sin menoscabo de los biosistemas forestales circundantes.

5.CONCLUSIONES

- La biomasa superficial en Monte Alto fue calculada en 197.52 ± 73.9 t/ha (o 96.8 ± 36.2 t C/ha), lo que implica un incremento anual de 5.63 ± 2.1 t/ha/año (o 2.82 ± 1 t C/ha/año). Con estos valores se puede establecer que el proceso de regeneración boscosa en la Zona Protectora Monte Alto ha sido adecuado y se presenta dentro de los rangos normales para el tipo de bosque presente en la zona estudiada.
- Se encontraron diferencias significativas en el DAP, el área basal y la distancia vecinal entre las cuatro parcelas estudiadas, lo que se presume es propio del estado sucesional temprano del bosque. No se logró encontrar un patrón homogéneo en términos del tipo de bosque estudiado dentro de la Reserva.
- Con base en el Criterio de Información de Akaike se determinó que la ecuación alométricas propuesta por Fonseca para el Pacífico Central (FPC) era la más adecuada para realizar los cálculos de biomasa dentro de la Zona Protectora Monte Alto.
- Los valores más altos para el NDRE y el NDVI se dieron en la época lluviosa, lo que contrasta con los valores más altos para el SAVI y el ARVI en la época seca.
- Los índices satelitales que presentaron una mejor relación con la biomasa superficial fueron el SAVI, el NDRE y el NDVI. A pesar de que se obtuvo una gran variabilidad asociada con la escasez de datos dado a que se manejó una muestra pequeña, es importante resaltar que la información satelital obtenida si se puede relacionar de una manera clara con los datos de biomasa superficial en campo.

- Se encontraron diferencias significativas en las frecuencias relativas de meses categorizados según el índice ONI entre el conjunto de datos general y los dos periodos evaluados con un claro predominio de meses neutrales en ambos periodos y una mayor incidencia de meses fríos en el Periodo B (posterior a 2017).
- Aunque no hubo diferencias en la precipitación entre los Periodos A y B, sí se observaron discrepancias en los índices ONI y Niño 1+2, y en los coeficientes de tendencia, lo que sugiere variaciones climáticas específicas durante los periodos analizados.
- Se encontró una correlación significativa entre el índice ONI y la relación de tendencia en las precipitaciones observadas en Monte Alto. A menor valor de ONI, asociado con estados fríos o "La Niña", se observó una mayor tendencia a precipitaciones con una magnitud y variabilidad incrementada. Esto sugiere que la tendencia en las precipitaciones es dependiente del fenómeno ENSO, siendo más pronunciada durante los periodos fríos.
- En el análisis de agrupamiento se obtuvo que la categoría C mostró diferencias significativas con el resto de los grupos. La precipitación mínima registrada en este conjunto fue de 0 l/m² y la máxima de 38 l/m², lo cual indica que este grupo se conforma por los meses secos de todos los años de la serie de tiempo (de diciembre a mayo). En el caso de la precipitación promedio, todas las categorías presentaron diferencias significativas entre ellas.

- La subcuenca alta y baja exhibieron notables diferencias en uso de suelo y topografía, lo que afecta sus características hidrológicas. La subcuenca baja se caracterizó por suelos compactados y pendientes pronunciadas, lo que contribuye a un rápido flujo de agua y erosión. La influencia de la recarga de acuíferos se refleja en el comportamiento bimodal de la precipitación y caudales en la microcuenca.
- Los caudales muestran diferencias estadísticamente significativas entre las épocas secas y lluviosas con un valor de 62% más alto durante las últimas. Se observaron diferencias significativas en las medianas de los caudales entre los períodos A y B, lo que indica una respuesta sensible del flujo total a las variaciones de precipitación.
- El análisis de sensibilidad destacó la importancia de la conductividad hidráulica del suelo y del movimiento del agua subterránea en el modelo hidrológico. La infiltración, la tasa de máxima infiltración y el porcentaje de área impermeable son variables cruciales en el ciclo hidrológico.
- No se pudo determinar una relación entre los índices satelitales evaluados y los índices del fenómeno ENSO (Nino 1+2, ONI). La escala espacial de los datos estudiados y la interacción de otros factores bióticos y abióticos se consideran factores que explican este resultado.
- Se destaca que únicamente el ARVI y el SAVI presentaron diferencias significativas en cuanto a los valores espectrales con relación a las variaciones de precipitación durante el

periodo A y el periodo B. Estas diferencias resaltan el potencial que tiene ambos índices para detectar variaciones en la respuesta que tiene el bosque a distintos patrones climáticos.

- Los índices vegetativos que utilizan la banda roja e infrarroja cercana son más adecuados que los otros usados en este trabajo para determinar cambios en los parámetros biofísicos de la vegetación.
- Con las ecuaciones de regresión generadas para las particiones temporales (semana antes y un mes antes) se podría proporcionar un monitoreo adecuado del bosque y su fenología. Esto va a permitir una gestión adecuada de Monte Alto para mantener los beneficios que esta zona protegida provee, como descarbonización y la provisión de agua limpia, dos aspectos fundamentales para el mantenimiento de la calidad de vida en la comunidad Hojancha.
- Para establecer el modelo de monitoreo de carbono dentro de la Zona Protectora se debe:
Paso 1. Aumentar el número de parcelas de medición de variables dasométricas, incluyendo diámetro a la altura del pecho, área basal y distancia entre árboles. Paso 2. Utilizar la ecuación FPC para calcular biomasa superficial basándose en las mediciones dasométricas. Paso 3. Rastrear los cambios en biomasa a lo largo del tiempo para entender la dinámica de carbono. Paso 4. Emplear los índices vegetativos (SAVI, NDRE y NDVI) como medios de verificación de las mediciones en campo. Esto va a permitir mantener una línea base sólida para el manejo del servicio ecosistémico y promover autogestión de parte de la comunidad de Hojancha para mantenerlo.

6.RECOMENDACIONES y LIMITACIONES

Se considera pertinente realizar una mayor cantidad de parcelas de muestreo para lograr determinar si la relación entre las variables efectivamente no es una relación azarosa. Como lo establece Vinu et al., (2022) la estandarización de proceso para la obtención de los datos de campo es crucial para incrementar la comparabilidad del estudio. Para una futura investigación sería de gran valor también estudiar otros indicadores de biomasa como el LAI (Leaf Area Index) y el FAPAR (Fraction of Absorbed Photoynthetically Active Radiation). Con estos indicadores se podría obtener un panorama más claro de la productividad de los biosistemas forestales en Monte Alto, ya que ellos permitirían cuantificar la densidad vegetativa o la biomasa y los cambios en productividad primaria que tiene el bosque. De esta forma se cuantificaría de forma más fina la dinámica del ciclo de carbono y se podría comprender de mejor forma la salud general del sistema en una escala espacio temporal diferente.

Se propone, además, aumentar el área de análisis para poder incrementar la probabilidad de encontrar patrones más claros a nivel de teledetección. Esto permitiría entender un poco mejor la relación que tienen los índices vegetativos con el fenómeno ENSO. En este caso se recomendaría usar ARVI y SAVI, ya que fueron los índices vegetativos que presentaron los valores más cercanos para la detección de patrones.

Respecto al monitoreo de la precipitación y dada la perspectiva de patrones diferenciados de influencia del fenómeno ENSO en un contexto de cambio climático y la previsión de un aumento de la aridez en la zona de Guanacaste, se enfatiza la importancia de dar seguimiento a esta información para una adecuada planificación y toma de decisiones. Aunque no se encontró un aumento en la cantidad total de precipitación, la variabilidad asociada con las precipitaciones ha

aumentado. Esto puede tener un impacto en la disponibilidad de agua para mantos acuíferos y productores primarios, ya que los eventos con niveles altos de precipitación ocurren en periodos cortos que no permiten una adecuada infiltración o absorción.

Por otro lado, realizar la calibración y validación del modelo hidrológico a partir de datos observados permite obtener resultados más precisos para predecir la respuesta hidrológica de la microcuenca (Barquero, 2015). En este sentido, la instalación de una estación limnigráfica completa en la salida de la microcuenca permitiría evaluar los caudales simulados de una manera concisa. Al contar con un modelo calibrado y validado con un nivel de confianza adecuado se garantiza la gestión y monitoreo del recurso hídrico y así se cuantificaría de mejor manera el recurso de aprovisionamiento de la reserva Monte Alto. Por otro lado, el submodelo de pérdidas por infiltración (SMA) es considerado un elemento importante dentro de la dinámica del agua en el ciclo hidrológico (Ouédraogo et al., 2018; Barbosa Cadena et al., 2018), por esto, se recomienda caracterizar el perfil de suelo de las diferentes subcuencas mediante técnicas como la calicata.

Los bosques regulan el ciclo hidrológico, aliviando la escasez en sequías y recargando acuíferos en lluvias. La subcuenca alta subraya la necesidad de proteger la Zona Protectora Monte Alto para el suministro de agua. Los mantos acuíferos son vitales como reservorios y fuentes de abastecimiento. La conservación de la cobertura vegetal es crucial para mantener la calidad y disponibilidad del agua.

7.REFERENCIAS

Abbott, B.W., Bishop, K., Zarnetske, J.P. Minaudo, C., Chapin III, F.S., Krause, S., et al. (2019).

Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Natural Geosciences*, 12, 533-540. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0374-y>

- Aloysius, N. (2008). *Time series vegetation index analysis*. <https://yceo.yale.edu/time-series-vegetation-index-analysis>
- Amaya Jiménez, Leonel. *Criterio de Akaike para la selección de modelos con transformaciones*. Diss. Universidad Santo Tomás, 2018.
- Andrade, R.B., Costa, G.A.O.P., Mota, G.L.A., Ortega, M.X., Feitosa, R.Q., Soto, P.J., et al. (2020). Evaluation of semantic segmentation methods for deforestation detection in the Amazon, *Int. Arch. Photogramm. Remote Sensing and Spatial Information Science*, XLIII-B3-2020, 1497–1505, <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLIII-B3-2020-1497-2020>
- Argotty, F. (2013). Degradación de los stocks de carbono y validación a partir de sensores remotos en bosques tropicales de Wiwilí y El Cuá, Nicaragua. 10.13140/RG.2.2.28610.12484.
- Azadi, H., Van Passel, S., & Cools, J. (2021). Rapid economic valuation of ecosystem services in man and biosphere reserves in Africa: A review. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01697. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01697>
- Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Barquero, A. (2015). Modelación hidrológica en las cuencas San Jerónimo-Piedras, Río Blanco y Tenorio usando SWAT. [Tesis de Licenciatura, Universidad de Costa Rica]. <https://www.ingbiosistemas.ucr.ac.cr/estudiantes/tesis/>
- Barrett, E.C. & Beaumont, M.J. (1994). Satellite rainfall monitoring: An overview. *Remote Sensing Reviews*, 11(1-4), 23-48. <https://doi.org/10.1080/02757259409532257>
- Béjar, M.V. (2004). Hidrología. Instituto Tecnológico de Costa Rica. <https://www.perlego.com/book/1924994/hidrologia-pdf> (Original work published 2004)

- Bennett, T. (1988). Development and application of a continuous soil moisture accounting algorithm for the hydrologic engineering center hydrologic modeling system (HEC-HMS). [Tesis de Maestría, Universidad de California].
- Betancur, T., Bocanegra, E., Custodio, E., Manzano, M. & da Silva, G.C. (2016). Estado y factores de cambio de los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en humedales relacionados con aguas subterráneas en Iberoamérica y España. *Biota Colombiana*, 17(Suplemento 1), 106-119. <https://doi.org/10.21068/c2016s01a06>.
- Bohlman, S.A. (2010). Landscape patterns and environmental controls of deciduousness in forests of central Panama. *Global Ecology and Biogeography*, 19(3), 376–385. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00518.x>
- Boyd J, Banzhaf S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2-3), 616-626.
- Booyesen, R., Lorenz, S., Thiele, W., Fuchsloch., Marais, T. & Gloaguen, R. (2022). Accurate hyperspectral imaging of mineralised outcrops: An example from lithium-bearing pegmatites at Uis, Namibia, *Remote Sensing of Environment*, 269, 112790. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112790>.
- Bradley, A.V., Gerard, F.F., Barbier, N., Weedon, G.P., Anderson, L.O., Huntingford, C., Aragão, L.E.O.C., et al. (2011). Relationships between phenology, radiation and precipitation in the Amazon region. *Global Change Biology*, 17(6), 2245–2260.
- Budowski, G. (1965). Distribution of Tropical American Rain Forest Species in the Light of Successional Processes. *Turrialba*, 15, 40-42.

- Cabrera, J.J., Timbe, L.M., & Crespo, P.J. (2019). Evaluation of the HEC-HMS model for the hydrological simulation of a paramo basin. *DYNA (Colombia)*, 86(210), 338–344. <https://doi.org/10.15446/dyna.v86n210.70738>
- Campos, M. (1997). El clima, su variabilidad y cambio y la deforestación en Costa Rica. Comité Regional Recursos Hidráulicos Proyecto Centroamericano sobre Cambio Climático. Capítulo modificado de la publicación en prensa sobre "El estado de los recursos en Centroamérica". Recuperado de <https://ccp.ucr.ac.cr/documentos/bibliotecavirtual/19.pdf>
- Chathuranika, I.M., Gunathilake, M.B., Baddewela, P.K., Sachinthanie, E., Babel, M.S., Shrestha, S., et al. (2022). Comparison of Two Hydrological Models, HEC-HMS and SWAT in Runoff Estimation: Application to Huai Bang Sai Tropical Watershed, Thailand. *Fluids*, 7(8). <https://doi.org/10.3390/fluids7080267>
- Chinchilla, G., Morera, R., & Navarro, J. A. (2020). Resumen meteorológico de noviembre de 2020. Departamento de Meteorología Sinóptica y Aeronáutica (DMSA), Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. <https://www.imn.ac.cr/documents/10179/490190/NOVIEMBRE>
- Chou, S.W., & Gutiérrez, E.E. (2013). Ecuación para estimar la biomasa arbórea en los bosques tropicales de Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 26(2), 41. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i2.1402>
- Clark, D.A., Clark, D.B. (2001). Getting to the canopy: tree height growth in a Neotropical rain forest. *Ecology* 82(5): 1460-1472.
- Clevers, J.G. & Gitelson, A.A. (2013). Remote Estimation of Crop and Grass Chlorophyll and Nitrogen Content Using Red-Edge Bands on Sentinel-2 and-3. *International Journal of*

- Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23, 344-351.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.10.008>
- Comisión Nacional de Prevención de Riesgos y Atención de Emergencias. (2017). Informe de Monitoreo General 2017, *Seguimiento del PNGR 2016-2020 (I Quinquen)*. San José, Costa Rica: Unidad de Desarrollo Estratégico del SNGR.
- Congalton, R. (2015). *Remote Sensing and Image Interpretation*. 7th Edición. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- Corrales, L. (1998). Estimación de la Cantidad de Carbono Almacenado y Captado (masa aérea) por los Bosques de Costa Rica. *Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo*.
- Cruz, G.S., Sachet, E., Blundo, G., Vanegas, M., & Quintero, M. (2017). To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America? *Ecosystem Services*, 25, 201–212.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.005>
- Das, B., Bordoloi, R., Deka, S., Paul, A., Pandey, P. K., Singha, L. B., et al. (2021). Above ground biomass carbon assessment using field, satellite data and model based integrated approach to predict the carbon sequestration potential of major land use sector of Arunachal Himalaya, India. *Carbon Management*, 12(2), 201–214.
<https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1899753>
- Dolman, H. (2019). The Hydrological Cycle and Climate. *Biogeochemical Cycles and Climate*. Oxford Academic. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198779308.003.0008>
- Duque, P., Patiño, D.M., & López, X.E. (2019). Evaluación del Sistema de Modelamiento Hidrológico HEC-HMS para la Simulación Hidrológica de una Microcuenca Andina

- Tropical. *Información Tecnológica*, 30(6), 351–362. <https://doi.org/10.4067/s0718-07642019000600351>
- Dutta, P., & Sarma, A.K. (2021). Hydrological modeling as a tool for water resources management of the data-scarce Brahmaputra basin. *Journal of Water and Climate Change*, 12(1), 152–165. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.186>
- Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., et al. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.0>
- Erasmi, S., Propastin, P., Kappas, M., & Panferov, O. (2009). Spatial patterns of NDVI variation over Indonesia and their relationship to ENSO warm events during the period 1982-2006. *Journal of Climate*, 22(24), 6612–6623. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2460.1>
- Espinosa, M. (2020). Valor de los Servicios Ecosistémicos como Herramienta para la Gestión Sostenible de los Ecosistemas. [Tesis de Maestría, Universidad de Jaén].
- Fayech, D., Tarhouni, J. (2021). Climate variability and its effect on normalized difference vegetation index (NDVI) using remote sensing in semi-arid area. *Modelling Earth Systems and Environment*, 7, 1667-1682. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00896-6>
- Fonseca, K. (1999). Restauración de la cobertura vegetal en la reserva forestal Monte Alto. Hojanca, Guanacaste. Editorial Heredia, Universidad Nacional, Costa Rica.
- Fonseca González, W. (2017). Revisión de métodos para el monitoreo de biomasa y carbono vegetal en ecosistemas forestales tropicales. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 91–109.
- Fonseca, W., Murillo, R., Ávila, C., Rojas, M., y Spinola, M. (2021). Modelos de biomasa y carbono para árboles de *Gmelina arborea* en plantaciones clonales. *Revista Ciencias Ambientales*, 55(1), 143-159. <https://doi.org/10.15359/rca.55-1.7>

- García Giraldo, J. and Méndez García, M. (2017). Experiencia de manejo participativo Fundación Pro Reserva Forestal Monte Alto. Área de Conservación Tempisque, Costa Rica, Infoterra Editores S.A.
- Gleeson, T., Wang, L., Porkka, M., Zipper, S. C., Jaramillo, F., Gerten, D., et al. (2020). Illuminating water cycle modifications and Earth System resilience in the Anthropocene. *Water Resources Research*, 56(4), e2019WR024957. <https://doi.org/10.1029/2019wr024957>
- Goebel, A. (2009). Una lluvia de males: el régimen de precipitaciones en la Costa Rica del progreso: Trayectoria, representaciones sociales e impacto socioeconómico (1860-1940). *Revista de Historia*, 59(60), 57-97.
- Gómez, G., Cerrón, R., Capcha, T., & Villavicencio, C. (2014). Evaluación de la tasa de infiltración en tierras agrícolas, forestales y de pastoreo en la subcuenca del río Shullcas. *Apuntes De Ciencia & Sociedad*, 4(1), 32-43. <https://doi.org/10.18259/acs.2014004>
- Granda, V.A. (2015). Caracterización ecológica y del potencial forestal de bosques secundarios en la Península de Nicoya, Costa Rica, y sus relaciones con factores ambientales. [Tesis de Maestría, CATIE]. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/7255>
- Griscom, H.P., & Ashton, M.S. (2011). Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1564–1579. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.027>
- Guan, K., Pan, M., Li, H., Wolf, A., Wu, J., Medvigy, D., et al. (2015). Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. *Nature Geoscience*, 8(4), 284–289. <https://doi.org/10.1038/ngeo2382>

- Gutman, G., Skakun, S., & Gitelson, A. (2021). Revisiting the use of red and near-infrared reflectances in vegetation studies and numerical climate models. *Science of Remote Sensing*, 4, 100025. <https://doi.org/10.1016/j.srs.2021.100025>
- Hammer, Ø., Harper, D. & Ryan, P. (2001). Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Hartshorn, G.L Hartshorn, A. Atmella, L.D. Gómez, A. Mata, L. Mata, et al. (1982). *Costa Rica: Perfil Ambiental*. Centro Científico Tropical.
- Hidalgo, H. (2021). Climate Variability and Change in Central America: What Does It Mean for Water Managers? *Frontiers in Water*, 2, 632739. <https://doi.org/10.3389/frwa.2020.632739>
- Huete, A. (2012). Vegetation Indices, Remote Sensing and Forest Monitoring. *Geography Compass*, 6(9), 513-532. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2012.00507.x>
- Hutchins, M., Abesser, C., Prudhomme, C., Elliott, J., Bloomfield, J., Mansour, M. et al. (2018). Combined impacts of future land-use and climate stressors on water resources and quality in groundwater and surface waterbodies of the upper Thames River basin, UK. *Science of the Total Environment*. 631. 962-986. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.052>.
- Hwang, T., Band, L.E., Miniati, C.F., Song, C., Bolstad, P.V., Vose, J.M., et al. (2014). Divergent phenological response to hydroclimate variability in forested mountain watersheds. *Global Change Biology*, 20(8), 2580-2595. <https://doi.org/10.1111/gcb.12556>
- Imran, A.B., Khan, K., Ali, N., Ahmad, N., Ali, A., & Shah, K. (2020). Narrow band based and broadband derived vegetation indices using Sentinel-2 Imagery to estimate vegetation biomass. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 6(1), 97-108. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2020.01.08>

- Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN). 2021. Boletín Agroclimático Arroz. Departamento de Información Meteorológica. Volumen 3 – Número 14. 5. <https://www.imn.ac.cr/documents/10179/480683/BAC+-+Arroz+-12-04-2021+-+Volumen+3+-+N%C2%BA14>
- IPCC. (2001). Anexo B. Glosario de términos. IPCC.
- Izursa, J. (2011). Emergía (con M), una herramienta nueva para estimar el valor de la madera en el bosque. *Ecología en Bolivia*. 46. 71.
- Jolly, W.M., & Running, S.W. (2004). Effects of precipitation and soil water potential on drought deciduous phenology in the Kalahari. *Global Change Biology*, 10(3), 303–308. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00701.x>
- Kansri, B., Filippo, G., & Bubu, J. (2018). Informe aceptado por el Grupo de Trabajo I del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático pero no aprobado en detalles. Cuarto Informe de Evaluación Del Grupo Intergubernamental de Expertos Sobre Cambio Climático (IPCC), Editores: Kansri B., Filippo G., y Bubu J, 77. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4_wg1_full_report.pdf
- Kaplan, J.S., Giménez, D., Hirmas, D.R., Brunsell, N.A., Blair, J.M. & Knapp, A.K. (2019). Decadal-scale shifts in soil hydraulic properties as induced by altered precipitation. *Science Advances*, 5(9), aau6635. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau6635>
- Kebede, B., & Soromessa, T. (2018). Allometric equations for aboveground biomass estimation of *Olea europaea* L. subsp. *cuspidata* in Mana Angetu Forest. *Ecosystem Health and Sustainability*, 4(1), 1-12. <https://doi.org/10.1080/20964129.2018.1433951>

- Li, L., Zhou, X., Chen, L., Chen, L., Zhang, Y., & Liu, Y. (2020). Estimating urban vegetation biomass from sentinel-2A image data. *Forests*, 11(2), 1-24. <https://doi.org/10.3390/f11020125>
- Li, X.F., Blenkinsop, S., Barbero, R., Yu, J., Lewis, E., Lenderink, et al. (2020). Global distribution of the intensity and frequency of hourly precipitation and their responses to ENSO. *Climate Dynamics*, 54, 4823-4839. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05258-7>
- Ma, Y., Eziz, A., Halik, Ü., Abliz, A., & Kurban, A. (2023). Precipitation and Temperature Influence the Relationship between Stand Structural Characteristics and Aboveground Biomass of Forests. A Meta-Analysis. *Forests*, 14(5), 896. <https://doi.org/10.3390/f14050896>
- Madrigal Cordero, P., Solis Rivera, V., & Ayales Cruz, I. (2012). *La experiencia forestal de Hojancha: Más de 35 años de restauración forestal, desarrollo territorial y fortalecimiento social*. Boletín Técnico no. 50. CATIE.
- Marjani, S., Alizadeh-Choobari, O. & Irannejad, P. (2019). Frequency of extreme El Niño and La Niña events under global warming. *Climate Dynamics*, 53, 5799-5813. <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04902-1>
- Martínez, D.R., Albín, J.L., Cabaleiro, J.C., Pena, T.F., Rivera, F.F., & Blanco., V. (2009). El criterio de información de Akaike en la obtención de modelos estadísticos de Rendimiento. *XX Jornadas de Paralelismo*, 439-444.
- Matovelle, C., & Heras, D. (2020). Análisis comparativo de las características morfométricas de sistemas hidrográficos de la vertiente del Pacífico, Ecuador. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*, 28(80), 22-31.

- Matsuo, T., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., van der Sande, M.T., & Poorter, L. (2021). Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession. *Journal of Ecology*, 109: 2871-2884. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13680>
- McCartney, M., Finlayson, M., & Silvia, de S. (2015). Sustainable development and ecosystem services. En van der Bliek, J., McCornick, P., & Clarke, J., editors. *On target for people and planet: setting and achieving water-related sustainable development goals* (28-32 pp.) International Water Management Institute (IWMI). <https://doi.org/10.5337/2014.226>
- Mengist, W., Soromessa, T., & Feyisa, G.L. (2020). A global view of regulatory ecosystem services: existed knowledge, trends, and research gaps. *Ecological Processes*, 9(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00241-w>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Editorial Island Press,
- Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (MINAET). (2011). *Plan Nacional de Desarrollo Forestal 2011-2020* (1st ed.).
- Ministerio de Ambiente y Energia, and Sistema Nacional de Areas de Conservacion. Manuel de Campo Inventario Forestal Nacional de Costa Rica. 2014
- Mishra, A.K. and Singh, V.P. (2011). Drought Modeling: A Review. *Journal of Hydrology*, 403, 157-175. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.049>
- Mónica, A., & Valle, Á. (2021). Modelación del Comportamiento Hidrológico y de la Oferta Hídrica Superficial Total de la Microcuenca de la Quebrada Santa Elena, Antioquia, Colombia. [Tesis de Licenciatura, Universidad de Antioquia]. <https://hdl.handle.net/10495/18403>
- Monsalve, G. (1995). *Hidrología en la ingeniería*. (2a. ed.). Alfaomega.

- National Aeronautics and Space Administration. (20 de agosto de 2022). The Oceanic Niño Index.https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (20 de agosto de 2022). El Niño/Southern Oscillation (ENSO). National Ocean Service.
<https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/enso/>
- Norovsuren, B., Tseveen, B., Batomunkuev, V., & Renchin, T. (2019). Estimation for forest biomass and coverage using Satellite data in small scale area, Mongolia. IOP Conference Series: *Earth and Environmental Science*, 320(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/320/1/012019>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2005). *Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal. El significado de la porosidad del suelo*. Servicio de Manejo de las Tierras y de la Nutrición de Plantas. Roma.
- Ouédraogo, W., Raude, J., & Gathenya, J. (2018). Continuous Modeling of the Mkurumudzi River Catchment in Kenya Using the HEC-HMS Conceptual Model: Calibration, Validation, Model Performance Evaluation and Sensitivity Analysis. *Hydrology*, 5(3), 44.
<http://dx.doi.org/10.3390/hydrology5030044>
- Pacha, M. (2014). *Valoración de los servicios ecosistémicos como herramienta para la toma de decisiones: Bases conceptuales y lecciones aprendidas en la Amazonía*. Iniciativa Amazônia Viva.
- Parodi, G.W. & Babcock, M. (2020). Scientific forecast use and factors of influence in water-constrained contexts: The case of Guanacaste, Costa Rica. *Climate Services*, 18, 100169.
<https://doi.org/10.1016/j.cliser.2020.100169>

- Pinsri, P., Shrestha, S., Saurav, K.C., Mohanasundaram, S., Viridis, S.G.P., Nguyen, T.P.L., & Chaowiwat, W. (2022). Assessing the future climate change, land use change, and abstraction impacts on groundwater resources in the Tak Special Economic Zone, Thailand. *Environmental Research*, 211, 113026.
- Prajesh, P.J., Kannan, B., Pazhanivelan, S., Kumaraperumal, R., & Ragunath, K.P. (2019). Analysis of Seasonal Vegetation Dynamics Using MODIS Derived NDVI and NDWI Data: A Case Study of Tamil Nadu. *Madras Agricultural Journal*, 106(4–6). <https://doi.org/10.29321/maj.2019.000275>
- Quesada, A. (2019). Estructura forestal y reserva de carbono de la Finca Experimental Interdisciplinaria de Modelos Agroecológicos (FEIMA). [Tesis de Licenciatura, Universidad de Costa Rica].
- Quesada, A., & Mora, A. (2017). Impactos ambientales y variabilidad climática en el humedal de San Vito, Coto Brus, Costa Rica. *Revista De Ciencias Ambientales*, 51(1), 16-32. <https://doi.org/10.15359/rca.51-1.2>
- Quijas, S., Romero-Duque, L. P., Trilleras, J. M., Conti, G., Kolb, M., Brignone, E., & Dellafiore, C. (2019). Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosystem Services*, 36, 100909. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100909>
- Quiñones, V., & Pozzo, D. (2012). Visualización de zonas de desborde usando HEC-GeoRAS. Microcuenca del río la Pedregosa, estado Mérida-Venezuela Esneira Quiñones, Francesco Dal Pozzo. 77-91. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=347730388005>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

- Richardson, D., Kath, J., Byrareddy, V.M., Monselesan, D.P., Risbey, J.S., Squire, D.T., & Tozer, C.R. (2023). Synchronous climate hazards pose an increasing challenge to global coffee production. *PLOS Climate*, 2(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000134>
- Rocha, A.V., Appel, R., Bret-Harte, M.S., Euskirchen, E.S., Salmon, V., & Shaver, G. (2021). Solar position confounds the relationship between ecosystem function and vegetation indices derived from solar and photosynthetically active radiation fluxes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 298–299, 108291. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108291>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U. & Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Rodríguez, J. (2018). Análisis de la gestión de los eventos de sequía ante el cambio climático en los sectores agropecuario e hídrico del Cantón de Hojancha, Guanacaste, Costa Rica. [Tesis de Maestría, CATIE]. Turrialba, Costa Rica.
- Rojas C, & Rojas PA. (2023). Nutrient cycling and carbon dynamics in an early successional forest in Turrialba, Costa Rica. *InterSedes (en prensa)*.
- Rosero-Bixby, L. & Palloni, A. (1998). Population and deforestation in Costa Rica. *Population and Environment: Journal of Interdisciplinary Studies*, 20, 149-185.
- Rubio, A. & Calama, R. (2021). La gestión de los bosques, clave en la lucha contra el cambio climático. <https://theconversation.com/la-gestion-de-los-bosques-clave-en-la-lucha-contra-el-cambio-climatico-161459>

- Rubio, A., & Calama, R. (2021). El papel de los bosques como sumideros de carbono. https://www.nationalgeographic.com.es/ciencia/papel-bosques-como-sumideros-carbono-2_16715
- Saatchi, S., Houghton, R. A., Dos Santos Alvalá, R. C., Soares, J. V., & Yu, Y. (2007). Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13(4), 816–837. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x>
- Schilling, O. S., Parajuli, A., Tremblay Otis, C., Müller, T. U., Antolinez Quijano, W., Tremblay, Y., et al. (2021). Quantifying groundwater recharge dynamics and unsaturated zone processes in snow-dominated catchments via on-site dissolved gas analysis. *Water Resources Research*, 57, e2020WR028479. <https://doi.org/10.1029/2020WR028479>
- Schoene, D., Aalde, H., & Stephen, O. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Vol 4(4.2). https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf
- Sirias, Brainer. (2020). Modelación hidrológica e hidráulica para la valoración del riesgo de inundación en un tramo del río Lepanto en la península de Nicoya, Costa Rica. Universidad Nacional, Costa Rica.
- Sistema Nacional de Información Territorial (SNIT). (10 de Setiembre 2022). Visor de capas de suelo. <https://www.snitcr.go.cr/Visor/visor?>
- Soil Survey Staff, Natural Resources Conservation Service (NRCS), (10 de Mayo 2023). Estados Unidos Departamento de Agricultura. Soil Survey Geographic (SSURGO) [Base de datos].
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., & Miller, H.L. (2007). *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribución del Grupo de

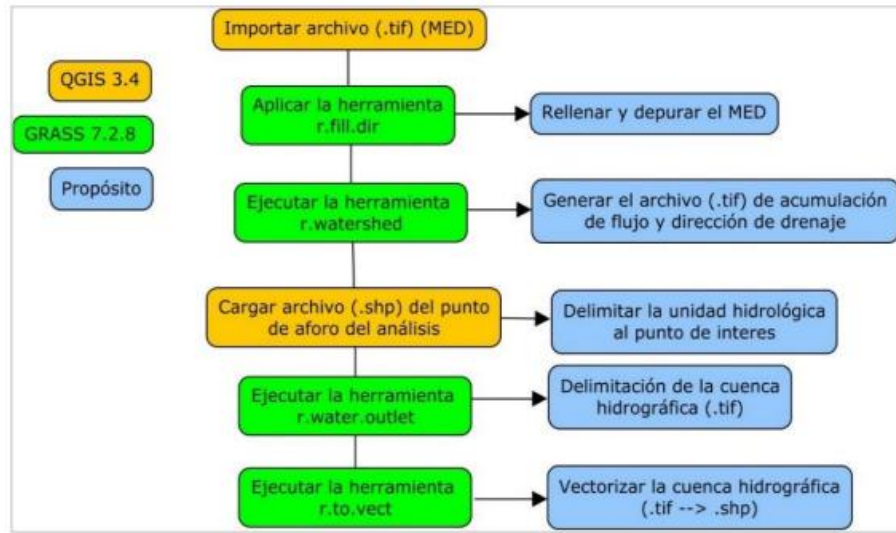
- Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Cambridge: Cambridge University Press. 996 pp.
- Somvanshi, S.S., & Kumari, M. (2020). Comparative analysis of different vegetation indices with respect to atmospheric particulate pollution using sentinel data. *Applied Computing and Geosciences*, 7, 100032. <https://doi.org/10.1016/j.acags.2020.100032>
- Soudre Zambrano, M.A. (2004). *Factores que influyen sobre las características del suelo y la vegetación secundaria regenerada en pasturas abandonadas de Hojancha, Guanacaste, Costa Rica*. [Tesis de Maestría, CATIE]. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5135>
- Stan, K., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Rodriguez, S., Castro-Magnani, M., Cheng, J., Ludwig, R. & Zou, L. (2020). Climate change scenarios and projected impacts for forest productivity in Guanacaste Province (Costa Rica): lessons for tropical forest regions. *Regional Environmental Change*, 20, 14. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01602-z>
- Stein, T. (2021). Carbon dioxide peaks near 420 parts per million at Mauna Loa observatory. *NOAA Research*. <https://research.noaa.gov/article/ArtMID/587/ArticleID/2764/Coronavirus-response-barely-slows-rising-carbon-dioxide>
- Strohmenger, L., Ackerer, P., Belfort, B. & Pierret, M.C. (2022). Local and seasonal climate change and its influence on the hydrological cycle in a mountainous forested catchment. *Journal of Hydrology*, 610, 127914. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127914>
- Sun, J., Li, Y.P., Suo, C. & Huang G.H. (2019). Identifying changes and critical drivers of future temperature and precipitation with a hybrid stepwise-cluster variance analysis method. *Theoretical and Applied Climatology* 137, 2437–2450 (2019). <https://doi.org/10.1007/s00704-018-02758-9>
- Te Chow, V. (2005). Hidráulica de Canales Abiertos. Mcgraw-Hill Interamericana.

- Tipaldo, G. & Allamano, P. (2017). Citizen science and community-based rain monitoring initiatives: an interdisciplinary approach across sociology and water science. *WIREs Water*, 4(2), e1200. <https://doi.org/10.1002/wat2.1200>
- Trenberth, K. E., & Stepaniak, D. P. (2000). LETTERS: Indices of El Niño Evolution. *Climate and Global Dynamics*. www.cgd.ucar.edu/cas/indices/
- Ulate, C. (2011). Análisis y comparación de la biomasa aérea de la cobertura forestal según zona de vida y tipos de bosque para Costa Rica. [Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica], 61. <https://hdl.handle.net/2238/3005>
- Umaña Quirós, BE. (2014). Análisis hidrológico de la cuenca del río Toyogres utilizando el modelo HEC-HMS (en línea). [Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica]. <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/6148>
- United States Department of Agriculture (USDA). (2006). Soil Water Characteristics of the USDA. <https://www.usda.gov/soil-water-characteristics>
- Uribe de Camargo, A. (1981). Microclima del bosque, *Actualidades Biológicas*, 10(36), 61-66. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.330367>
- US Army Corps of Engineers (USACE). (2000). Hydrologic Modeling System HEC-HMS Technical Reference Manual. Hydrologic Engineering Center, Davis.
- USGS, Water Science School. (3 de Diciembre 2018). *Base Flow in Rivers* [Blog post]. <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/base-flow-rivers>
- Valenzuela, L., Vásquez, R., Rojas, R. & Villalba, M. (2015). Línea base para el monitoreo de la vegetación en la Reserva Comunal El Sira (RCS). *Arnaldoa*, 22(1), 243-268.
- Vargas Fallas, L.C. (2010). Modelo teórico determinístico para análisis de la disponibilidad estacional del agua en cuencas hidrográficas con datos discretos de caudales. [Tesis de

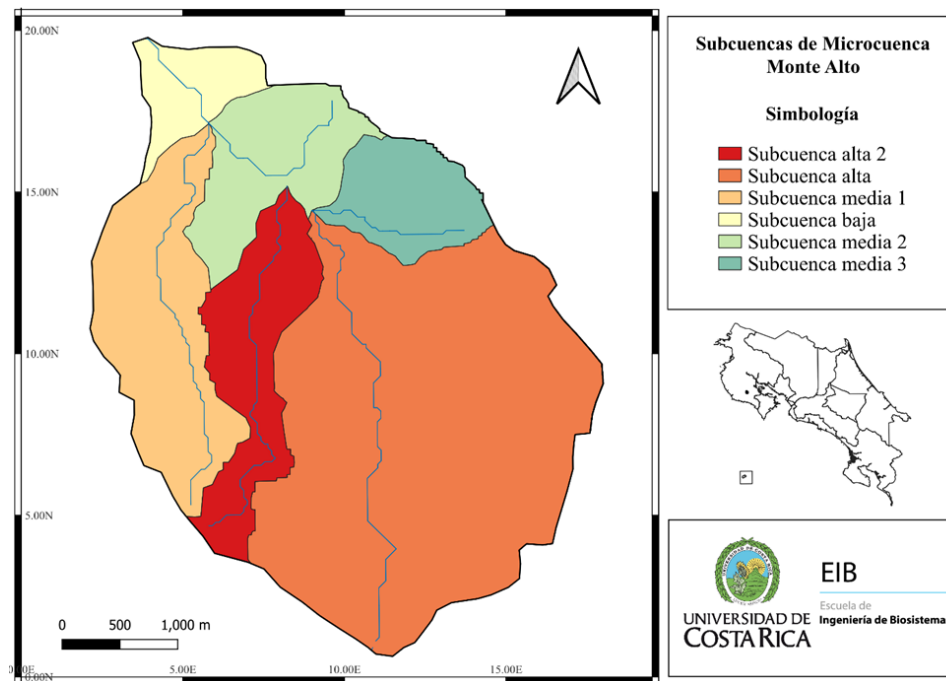
- Maestría, Instituto Tecnológico de Costa Rica - Universidad Nacional - Universidad Estatal a Distancia]. Heredia, Costa Rica.
- Vico, G., Dralle, D., Feng, X., Thompson, S., & Manzoni, S. (2017). How competitive is drought deciduousness in tropical forests? A combined eco-hydrological and eco-evolutionary approach. *Environmental Research Letters*, 12(6), 065006. doi:10.1088/1748-9326/aa6f1b
- Vigerstol, K. L., & Aukema, J. E. (2011). A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 10(92), 2403–2409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.040>
- Viglia, S., Nienartowicz, A., Kunz, M., & Franzese, P. P. (2013). Integrating environmental accounting, life cycle and ecosystem services assessment. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 1(4), 307–319. <https://doi.org/10.5890/JEAM.2013.011.001>
- Wang, S., Hu, M., Wang, Y., & Xia, B. (2022). Dynamics of ecosystem services in response to urbanization across temporal and spatial scales in a mega metropolitan area. *Sustainable Cities and Society*. 77(2022), 103561, <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103561>
- Watanabe, M. D. B., & Ortega, E. (2011). Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: Valuation of water, carbon and nitrogen processes. *Environmental Science and Policy*, 14(6), 594-604. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.05.013>
- Xue, J., & Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*, 2017, 1353691. <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>
- Y. J. Kaufman & Tanre, D. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2(30), 261-270. <https://doi.org/10.1109/36.134076>.

Yan, Z., Wu, B., Li, T., Collins, M., Clark, R., Zhou, T., Murphy, J. & Tan, G. (2020). Eastward shift and extension of ENSO-induced tropical precipitation anomalies under global warming. *Science Advances*, 6(2), eaax4177. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax4177>

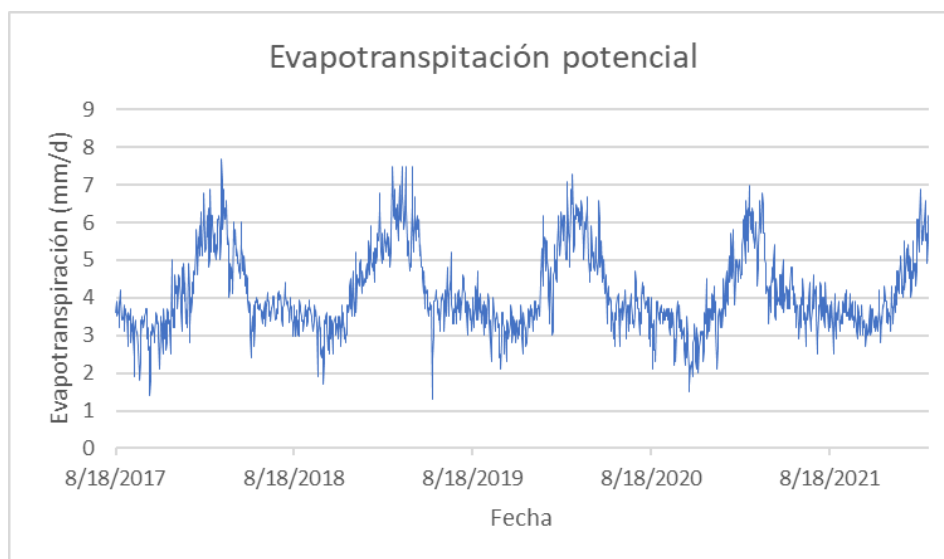
8.ANEXOS



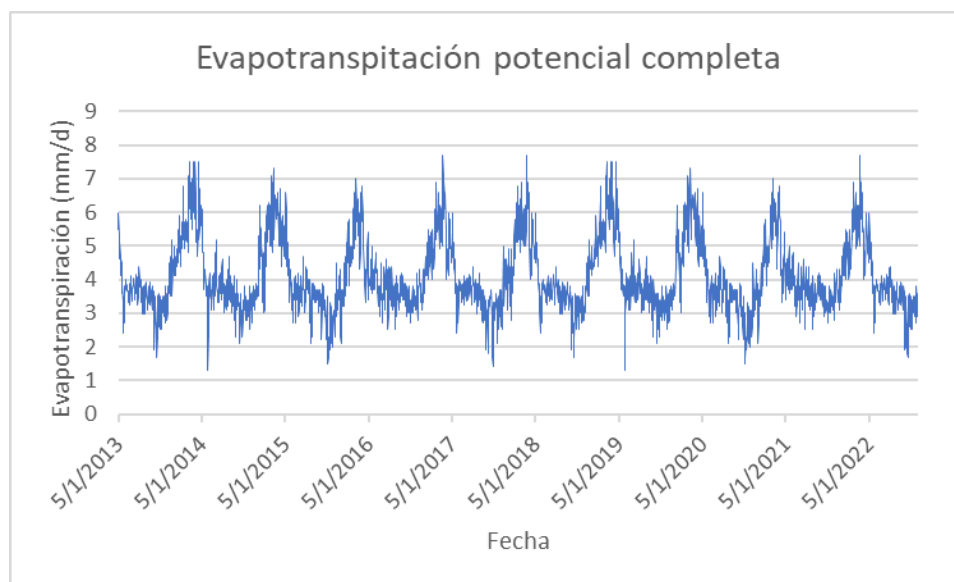
Anexo 1. Diagrama del proceso de delimitación de la cuenca hidrográfica. Sirias (2020).



Anexo 2. División de microcuenca Monte Alto en 6 subcuencas.



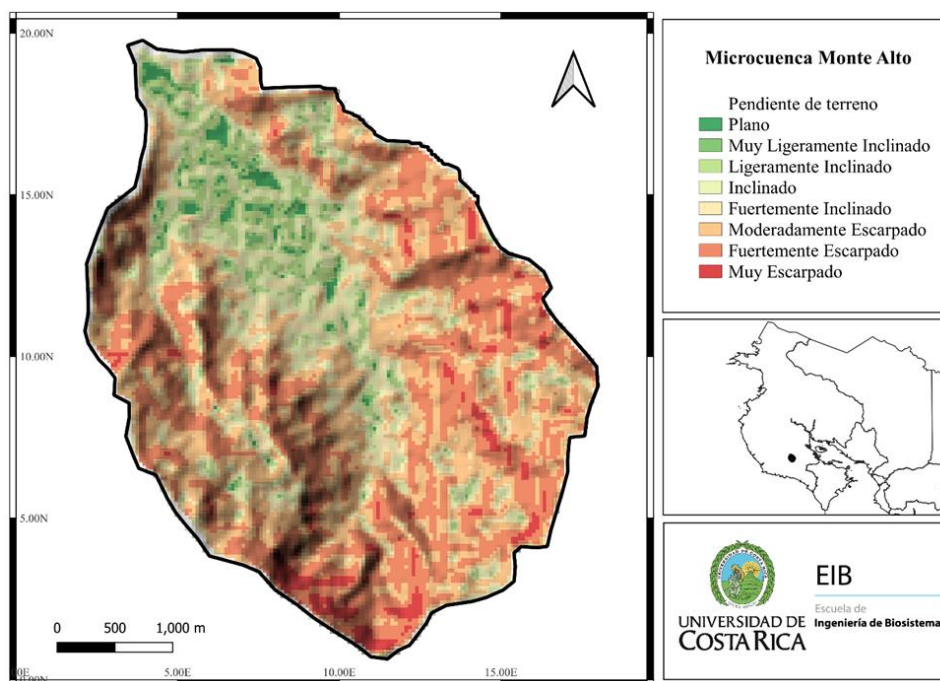
Anexo 3. Evapotranspiración potencial (mm/d) a partir de datos de estación IMN, Pilangosta.



Anexo 4. Evapotranspiración potencial (mm/d) completada para años faltantes.

Anexo 5. Número de curva en función de grupo hidrológico, tipo de cobertura, tratamiento, condición hidrológica, condición de escorrentía previa (ARC) y área impermeable en la cuenca según TR-55.

Uso de Suelo	Grupo hidrológico		
	B	C	D
Bosque	56	70	77
Suelo descubierto	86	91	94
Pastos	69	79	84
Urbanizado (1/8 acre)	92	90	85
Pavimento	89	92	93



Anexo 6. Mapa de pendientes de la microcuenca Monte Alto.

Anexo 7. Tiempo de concentración, coeficiente de almacenamiento, número de curva y área de cada subcuenca.

Subcuenca	Tiempo de Concentración (min)	CN	Area (km²)	Longitud (m)	Pendiente (m/m)	Impermeabilidad (%)
Subcuenca alta	59.86	58	7.86	4412.82	0.11	5.01
Subcuenca baja	41.48	77	0.71	1167.81	0.01	18
Subcuenca media 1	108.55	78	2.46	3939.58	0.10	10
Subcuenca alta 2	70.09	70	1.70	3750.98	0.11	24
Subcuenca media 2	18.54	73	1.49	1793.85	0.07	19
Subcuenca media 3	17.01	65	1.07	1562.92	0.21	31.8

Anexo 8. Impermeabilidad de microcuenca Monte Alto.

Tipo	Area (m²)	%Impermeable	%Area Impermeable	%Area Impermeable
Bosque	10838827	0	0	0.0%
Pastos	3457495	30	1037248.5	6.8%
Suelo descubierto	938468	80	750774.4	4.9%
Urbanizado	38415	100	38415	0.3%
Camino	21312	80	17049.6	0.1%
Porcentaje de impermeabilidad			12%	