

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE HUANTA
FACULTAD DE INGENIERÍA Y GESTIÓN
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL



TESIS

Las Actividades Antropogénicas y la Estructura Forestal de los Bosques Secos de *Vachellia macracantha* en los Distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho, 2024.

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniero en Gestión Ambiental

LINEA DE INVESTIGACIÓN:

Ciencias Naturales – Biología - Ecología

AUTOR:

Gomez Ccochachi, Yirme Yohu

ASESOR:

Dr. Tulio Celestino Paytan Montañez

HUANTA – PERÚ

2025

“Las Actividades Antropogénicas y la Estructura Forestal de los Bosques Secos de *Vachellia macracantha* en los Distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho, 2024.”

AUTOR

Bach. Yirme Yohu Gomez Ccochachi

ASESOR

Dr. Tulio Celestino Paytán Montañez

DEDICATORIA

A Dios y mis queridos padres, Fortunato Julián Gómez Enciso y Santa Reyna Ccochachi Peña, cuyo amor incondicional, apoyo constante y sabias enseñanzas han sido la fuerza motriz detrás de cada uno de mis logros. Su ejemplo de trabajo arduo y dedicación me ha inspirado a perseguir mis sueños con determinación y a nunca rendirme ante las dificultades. Este logro es tanto mío como suyo, y les dedico esta tesis con profunda gratitud y amor.

AGRADECIMIENTOS

Al PRONABEC, por otorgarme una beca de estudios y financiar mis estudios de pregrado.

A la Universidad Nacional Autónoma de Huanta, por permitirme ser parte de su historia y formarme profesionalmente.

A mis abuelos, quienes me inculcaron valores y amor: Teófila Peña, Alejandrino Ccochachi, Nicanor Gomez y María Enciso, quienes me observan y observarán desde el cielo, seguir cumpliendo mis objetivos.

A mis queridos hermanos y hermana: Josué, Frayjos, Nahum y Abisai, por confiar siempre en mí; y sobrinos, Adrianito y Yeskelito, por alegrar mis días.

A mis tíos y tías, quienes me apoyaron, colaboraron y aconsejaron, para poder lograr mis objetivos. El resto de las siguientes páginas no serían suficientes para redactar sus nombres y aportes en mi superación. Muchas gracias.

A mis amigos y compañeros: Javier, Jasmin, Esteban, María, Mariestephan, Sunmi y Quintana, por su inmensa ayuda y dedicación, en la etapa más difícil del proyecto (fase de campo), sin ellos este trabajo no se habría completado.

A los perrines: Italo, Henry, Yanis, Diego y Pepe, por su amistad, colaboración, incentivo, inspiración y acompañamiento, en el desarrollo de mi interés profesional en la investigación.

Al jefe de los perrines, el papá oso, Dr. Marco Aurelio Arizapana Almonacid, por su orientación, amistad, acompañamiento, consejo y asesoramiento en el desarrollo de la tesis y mi formación e interés en la investigación científica. Muchas Gracias.

A mi asesor el Dr. Tulio Celestino Paytan Montañés, por el asesoramiento, Paciencia y colaboración. Y al Dr. Walter Víctor Castro Aponte, por su amistad, apoyo y sus valiosas observaciones y recomendaciones.

Al equipo científico de la Universidad de Cambridge: Dr. Eustace Barnes, Dr. Hugo Lepage, Dr. John Forrest y el Dr. Luis de los Santos, por su valiosa contribución en la revisión y fortalecimiento de este proyecto de tesis. Su orientación, aliento e inspiración no solo enriquecieron el trabajo de investigación, sino que también reafirmaron en mí el compromiso con la ciencia y el crecimiento profesional

¡Muchas gracias!

RESUMEN

Los bosques secos enfrentan crecientes amenazas por las actividades humanas, lo que conlleva a la fragmentación del hábitat y alteraciones en su estructura vegetal. Este estudio evalúa el impacto de las perturbaciones antropogénicas sobre los atributos estructurales de los bosques dominados por *Vachellia macracantha* en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho, Perú. Se establecieron 15 parcelas de muestreo distribuidas en cinco parches de bosque seco, seleccionados en función de su nivel de perturbación (bajo, moderado y alto). En cada parcela se realizaron mediciones estructurales de individuos de *Vachellia macracantha*, incluyendo altura total, diámetro a la altura del suelo, cobertura de copa, área basal y regeneración. Paralelamente, se registraron indicadores de perturbación antropogénica, tales como el índice de corte, pastoreo, densidad de caminos, así como la proximidad a carreteras, áreas agrícolas y áreas urbanas. El análisis estadístico multivariado GLM, test Games-Howell y PERMANOVA, mostraron relaciones inversas significativas entre la intensidad de perturbación y características estructurales clave, como la cobertura de copa, el área basal y la altura arbórea. Asimismo, las zonas con mayor presión antrópica presentaron menores niveles de regeneración natural. El análisis espacial evidenció que los bosques menos perturbados conservan una estructura relativamente continua, mientras que las áreas altamente alteradas presentan una fragmentación severa. Estos hallazgos evidencian la vulnerabilidad de los bosques secos frente a la presión antrópica, destacando la necesidad de estrategias de conservación, restauración y una gestión sostenible de estos ecosistemas interandinos.

Palabras Claves: Bosques secos, actividades antropogénicas, *Vachellia macracantha*, ecosistemas áridos, estructura forestal.

ABSTRACT

Dry forests face increasing threats from human activities, leading to habitat fragmentation and alterations in their vegetation structure. This study evaluates the impact of anthropogenic disturbances on the structural attributes of forests dominated by *Vachellia macracantha* in the districts of Huanta, Luricocha and Iguaín, Ayacucho region, Peru. Fifteen sampling plots were established in five dry forest patches, selected according to their level of disturbance (low, moderate and high). In each plot, structural measurements of *Vachellia macracantha* individuals were taken, including total height, diameter at ground level, crown cover, basal area and regeneration. In parallel, indicators of anthropogenic disturbance were recorded, such as mowing index, grazing, road density, as well as proximity to roads, agricultural areas and urban areas. Multivariate statistical analyses GLM, test Games-Howell and PERMANOVA, showed significant inverse relationships between disturbance intensity and key structural characteristics, such as canopy cover, basal area and tree height. Likewise, areas with higher anthropic pressure showed lower levels of natural regeneration. Spatial analysis showed that less disturbed forests retained a relatively continuous structure, while highly disturbed areas showed severe fragmentation. These findings demonstrate the vulnerability of dry forests to anthropic pressure, highlighting the need for conservation, restoration and sustainable management strategies for these Interandean ecosystems.

Key Words: Dry forests, anthropogenic activities, *Vachellia macracantha*, arid ecosystems, forest structure.

ÍNDICE GENERAL

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
1.1. Descripción y formulación del problema.....	14
1.1.1. Formulación de la Interrogante general	17
1.1.2. Formulación de las Interrogantes específicas	17
1.2. Objetivos	17
1.2.1. Objetivo general	17
1.2.2. Objetivos específicos	17
1.3. Justificación e importancia.....	17
1.4. Hipótesis.....	19
Hipótesis específicas	19
1.5. Variables	21
II. MARCO TEÓRICO	24
2.1. Antecedentes del Problema	24
2.1.1. Antecedentes Internacionales	24
2.1.2. Antecedentes Nacionales	25
2.2. Bases teóricas	26
2.2.1. Actividades Antropogénicas	26
2.2.2. Estructura forestal	26
2.3. Definiciones de términos	27
2.3.1. Estructura Vertical	27
2.3.2 Estructura Horizontal	27
2.3.3. Bosques secos	27
2.3.4. Vachellia macracantha	28
2.3.5. Perturbación	28
2.4. Marco Legal	29
2.4.1. Marco Legal Nacional (Perú).....	29
2.4.2. Normativa Regional y Local	30
2.4.3. Marco Legal Internacional	30
III. METODOLOGÍA	30
3.1. Enfoque, Tipo y nivel y diseño de investigación	30
3.2. Ámbito temporal y espacial	31
3.2.1 Ámbito temporal	31

3.2.2	Ámbito Espacial	31
3.3.	Población y muestra	31
3.3.1	Población.....	31
3.3.2	Muestra.....	31
3.4.	Instrumentos	32
3.5	Procedimientos	34
3.5.1.	Fase Pre-Campo	34
3.5.2.	Fase Campo.....	35
3.6.	Procesamiento y Análisis de datos	41
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	44
4.1.	RESULTADOS.....	44
4.1.1	Caracterización de las parcelas de estudio	44
4.1.2	Resultados de Correlación Inicial global	50
4.1.3	Resultados de Correlación por grado de perturbación	51
4.1.4	Modelos lineales generalizado (GLM).....	52
4.1.5	Análisis Múltiple Permutado de Varianza (PERMANOVA)	82
4.1.6	Pairwise Test: Games-Howell.....	82
4.2.	DISCUSIÓN	91
V.	CONCLUSIONES	98
VI.	RECOMENDACIONES.....	99
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
	ANEXOS	115
	ANEXOS 1	115
	ANEXOS 2	116
	ANEXOS 3	118
	ANEXO 4.....	120
	ANEXO 5-A	121
	ANEXO 5-B.....	122
	ANEXO 6-A	123
	ANEXO 6-B.....	124
	ANEXO 7-A	126
	ANEXO 7-B.....	127
	ANEXO 7-C y D.....	128

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Operacionalización de la variable 1</i>	21
Tabla 2. <i>Operacionalización de la variable 2</i>	23
Tabla 3. <i>Criterios de asignación de categorías de las parcelas por grado de perturbación antropogénica</i>	34
Tabla 4. <i>Criterios de asignación de categorías de las parcelas por niveles de densidad.</i>	34
Tabla 5. <i>Datos generales de la ubicación de las parcelas estudiadas</i>	44
Tabla 6. <i>Resumen de algunos parámetros de los bosques y parcelas de interés</i> .	49
Tabla 7. <i>Análisis de influencia de variables para la elección del modelo</i>	52
Tabla 8. <i>Mejor Modelo lineal Generalizado de Gaussian para la variable de Altura Total</i>	53
Tabla 9. <i>Mejor GLM basado en el análisis anterior</i>	53
Tabla 10. <i>Análisis de influencia de variables para la elección del modelo</i>	56
Tabla 11. <i>Identificación del Mejor GLM Gamma para el Área basal</i>	57
Tabla 12. <i>Mejor GLM Gamma para la variable de Altura a la copa promedio</i> ...	58
Tabla 13. <i>Análisis de influencia de variables para la elección del modelo</i>	61
Tabla 14. <i>Identificación del Mejor GLM Gamma para la Cobertura de copa</i>	63
Tabla 15. <i>Mejor GLM basado en el análisis anterior</i>	64
Tabla 16. <i>Análisis de influencia de variables para la elección del modelo</i>	67
Tabla 17. <i>Identificación del Mejor GLM Gamma para el Área basal</i>	68
Tabla 18. <i>Mejor GLM basado en el análisis anterior</i>	69
Tabla 19. <i>Análisis de influencia de variables para la elección del modelo</i>	72
Tabla 20. <i>Identificación del Mejor GLM Gamma para la Densidad de individuos</i>	73
Tabla 21. <i>Mejor GLM basado en el análisis anterior</i>	74
Tabla 22. <i>Análisis de influencia de variables para la elección del modelo</i>	77
Tabla 23. <i>Identificación del Mejor GLM Gamma para la Densidad de regeneración</i>	78
Tabla 24. <i>Mejor GLM basado en el análisis anterior</i>	79
Tabla 25. <i>Modelo PERMANOVA</i>	82

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Orientación y vértices de las parcelas</i>	32
Figura 2. <i>Mapa de ubicación del área de estudio</i>	33
Figura 3. <i>Área agrícola circundante a la parcela de estudio</i>	41
Figura 4. <i>Diagrama de flujo de la metodología del proyecto</i>	43
Figura 5. <i>Delimitación de los bosques secos dentro del distrito de Luricocha</i>	46
Figura 6. <i>Delimitación de los bosques secos dentro del distrito de Huanta</i>	47
Figura 7. <i>Delimitación de los bosques secos dentro del distrito de Iguaín</i>	48
Figura 8. <i>Mapa de correlación Spearman Global</i>	50
Figura 9. <i>Mapa de correlación de Spearman, por grado de perturbación</i>	51
Figura 10. <i>Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM</i>	54
Figura 11. <i>Gráfica de relación del Mejor GLM para la altura total media</i>	55
Figura 12. <i>Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM</i>	59
Figura 13. <i>Gráfica de relación del Mejor GLM para la altura a la copa</i>	60
Figura 14. <i>Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM</i>	65
Figura 15. <i>Gráfica de relación del Mejor GLM para la Cobertura de copa</i>	66
Figura 16. <i>Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM</i>	70
Figura 17. <i>Gráfica de relación del Mejor GLM para el Área basal</i>	71
Figura 18. <i>Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM</i>	75
Figura 19. <i>Gráfica de relación del Mejor GLM para la Densidad de individuos</i>	76
Figura 20. <i>Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM</i>	80
Figura 21. <i>Gráfica de relación del Mejor GLM para la Densidad de regeneración</i>	81
Figura 22. <i>Pairwise test: Games-Howell, de la Altura total entre bosques</i>	83
Figura 23. <i>Pairwise test: Games-Howell, de la Altura total bajo grados de perturbación</i>	84
Figura 24. <i>Pairwise test: Games-Howell, de la Altura a la copa entre bosques</i> ..	85
Figura 25. <i>Pairwise test: Games-Howell, de la Altura a la copa bajo grados de perturbación</i>	86
Figura 26. <i>Pairwise test: Games-Howell, de la Cobertura de copa entre bosques</i>	87
Figura 27. <i>Pairwise test: Games-Howell, de la Cobertura de copa bajo grados de perturbación</i>	88
Figura 28. <i>Pairwise test: Games-Howell, del área basal entre bosques</i>	89

Figura 29. <i>Pairwise test: Games-Howell, del Área basal bajo grados de perturbación</i>	90
---	----

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Descripción y formulación del problema

Los bosques secos son ecosistemas que pueden definirse como zonas tropicales sometidos a lluvias estacionales, lo que generan altos niveles caducifolios en las especies forestales que habitan estos ecosistemas. Estos biomas son caracterizados también por sus condiciones bioclimáticas extremas, aridez, limitada cobertura, entre otros; además, los bosques secos abarcan distintos tipos de vegetación como sabanas, matorrales, bosques, entre otros, con distintas características alométricas (Tabarelli et al., 2024). Estos biomas están distribuidos en cinco continentes (América del Norte, Centro y Sur, Asia, África y Oceanía/Australia); considerándose la cubierta de bosques secos más densa, en las regiones de México y América de Sur; en esta última, los bosques secos se presentan como una inmensa colección de parches bien delimitados y espacialmente aislados a lo largo de la costa y los valles secos andinos (Jaramillo y Murray-Tortarolo, 2019).

Los bosques secos son uno de los biomas más amenazados del planeta, y aunque tiene una enorme extensión y es un recurso importante para los medios de vida debido a sus servicios ecosistémicos, presenta un número de investigaciones mucho menor a comparación con los bosques húmedos tropicales; las constantes tasas de deforestación y degradación alarmante, llaman la atención por su discriminación como objeto de investigación (Schröder et al., 2021; Stan et al., 2024). Además, los bosques secos cuentan con diversos hábitats en especies y endemismos, con características de resiliencia a altos grados de estrés climático (El Balti, 2021; Jaramillo & Murray-Tortarolo, 2019).

Estos entornos, debido a su vulnerabilidad, se ven afectados principalmente por las actividades antropogénicas, afectando la estructura, tipo y función de los ecosistemas (Mora, 2022; Xie et al., 2022); algunas de estas actividades son: sobrepastoreo (Hellicar y Kirschel, 2022), construcción de carreteras (Duan et al., 2021) e incendios forestales (Souza et al., 2022), agricultura, crecimiento demográfico, cambio del uso del suelo (Du et al., 2022; Novais et al., 2020; Smith-Ramírez et al., 2023; Souza et al., 2022), deforestación, sobreexplotación, fragmentación (Dar et al., 2022), entre otros. Debido a esto, los principales efectos en estos ecosistemas áridos, es la pérdida de servicios ecosistémicos (Fan et al.,

2021; Li et al., 2022) y alteraciones principalmente en la estructura del bosque (Dar et al., 2022; Graefe et al., 2020; Rasquinha y Mishra, 2021); como, por ejemplo: en el diámetro a la altura del pecho (Sapkota et al., 2019); crecimiento del tallo de algunas especies arbóreas como el *Prosopis flexuosa* DC (Piraino et al., 2017); alteración de la densidad y distribución de la vegetación en la dinámica temporal de la estructura arbórea (Alam et al., 2023; D'Amato et al., 2008; Gough et al., 2022), aumento de la tasa de mortalidad y reducción del área basal (Dar et al., 2022; Gebeyehu et al., 2019), cambios en la estructura y dinámica de la biomasa (Rasquinha y Mishra, 2021), entre otros. Sin embargo, estos efectos en la estructura, como la altura y DAP, varían también según determinados factores condicionantes como la elevación y pendiente (Arizapana-Almonacid et al., 2022), al igual que la densidad está mayormente limitada por los factores edáficos y climáticos, más que por los factores antrópicos (Riccardi et al., 2020).

Los bosques secos en el Perú, se encuentran distribuidos en tres regiones principalmente: a) la costa noroeste y estribaciones andinas de la parte baja occidental, b) los valles secos interandinos del norte, centro y sur del Perú, y 3) el Huallaga al este de los andes y el valle de Arapoto; y aunque se han identificado, clasificado y categorizado algunos de estos ecosistemas, no figuran dentro del departamento de Ayacucho, a pesar de que algunos mapas incluyen la ceja de selva de Ayacucho como parte de este grupo de ecosistemas áridos pertenecientes a la cuenca de Mantaro (Linares-Palomino, 2006; Marcelo-Peña et al., 2015), su ubicación y delimitación es cuestionable.

Esta investigación, incluye un parche de bosque seco nuevo, aún desconocido y no delimitado en la provincia de Huanta, departamento Ayacucho. Aunque este “pequeño parche aislado” es similar en extensión a los delimitados por Linares-Palomino (2006). El estudio de este nuevo parche en cuestión de estado, estructura, ubicación y altitud, es relevante, ya que se contaría con información de esta zona aislada del conocimiento de los bosques secos, para futuras gestiones del ecosistema.

Los bosques secos o también denominados matorrales andinos según las características del ecosistema (MINAM, 2019; Sabino et al., 2019), en la región de Ayacucho está dominada principalmente por especies leñosas y caducifolias; una de las especies más representativas y dominantes es *Vachellia macracantha* (Humb.

& Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger, antes denominada *Acacia macracantha willd.* (GBIF.org, 2022; Rojas-Sandoval, 2017; Seigler & Ebinger, 2005), comúnmente denominada como “huarango”. Esta especie se encuentra en zonas secas, quebradas y laderas pronunciadas, con la característica de ser resistente a periodos prolongados de sequía (Lebel-Castillo, 2010); se distribuye en la América intertropical incluyendo la región del caribe; a lo largo de la costa de Sudamérica, desde Ecuador hasta el norte de Chile; en varios valles interandinos en Perú y Ecuador (Aronson, 1991; GBIF.org, 2022). Esta especie se presenta y distribuye, además, en los bosques secos andinos de las provincias de Huanta y Huamanga, región Ayacucho; ecosistemas frágiles que actualmente están siendo degradados (De la Cruz-Arango et al., 2020). Se entiende que el huarango es una especie no muy deseada por los pobladores, por lo que frecuentemente están siendo talados y usados como leña y cercos de espinas. Los bosques secos que se ubican en la región centro sur del Perú, y principalmente en los departamentos de Ayacucho y Huancavelica, son zonas aún desconocidas y con un vacío de conocimiento científico amplio; sin embargo, son muy discriminados debido a su ubicación, condiciones ambientales hostiles e inaccesibles. Se reconoció que esta especie principalmente es considerada como una plaga y denominada por los mismos pobladores como “indeseable”, debido a su morfología y fisiología, por lo que su depredación es constante y su regeneración se ve limitada y condicionada por la presencia y pastoreo de la *Capra aegagrus hircus*, comúnmente llamados “cabras”. Esta investigación aborda los bosques secos de los distritos de Luricocha, Huanta y parte de Iguaín, debido a que se han identificado áreas en constante depredación. Además, se observó que la dispersión y estructura de los bosques secos en la zona de interés están determinadas no solo por las actividades antropogénicas, sino principalmente por las características edáficas del área. El análisis explicará y presentará información sobre la estructura forestal de los bosques secos de la provincia y su condición en relación con los impactos de las actividades antropogénicas, tales como el pastoreo, la extracción de leña, la presencia de senderos temporales y permanentes, los cultivos, las carreteras y la construcción de viviendas, entre otros.

1.1.1. Formulación de la Interrogante general

¿Cómo se relacionan las actividades antropogénicas con la estructura forestal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho?

1.1.2. Formulación de las Interrogantes específicas

- ¿Cómo se relacionan las actividades antropogénicas con la estructura vertical de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho?
- ¿Cómo se relacionan las actividades antropogénicas con la estructura horizontal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Determinar la relación entre las actividades antropogénicas y la estructura forestal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho.

1.2.2. Objetivos específicos

- Determinar la relación entre las actividades antropogénicas y la estructura vertical de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho.
- Determinar la relación entre las actividades antropogénicas y la estructura Horizontal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho.

1.3. Justificación e importancia

Los bosques secos son uno de los ecosistemas menos estudiados y más vulnerables debido a la actividad humana y el calentamiento global, por lo cual se considera como un tema de investigación de prioridad nacional, a la cual responde esta investigación. Las causas se sustentan en la descripción de la realidad problemática, y como muchos ecosistemas sufren el mismo problema a nivel mundial (Kadoya et al., 2022; Xiao et al., 2022). Aunque, los bosques secos en la región centro sur del Perú es amplia, su delimitación está limitada por aproximaciones remotas imprecisas; por tal motivo, esta investigación pretende estudiar una zona aun

desconocida y con un vacío de conocimiento alto. Los bosques secos del departamento Ayacucho están ubicados principalmente entre las ciudades de Huanta y Huamanga, y se ven influenciadas por la actividad humana, viéndose afectado principalmente la especie: *Vachellia macracantha*. Este ecosistema es rico en endemismos, al igual que de especies con características adaptativas a condiciones de sequías con potencial de estudios de investigación; además, al contar con limitada cobertura herbácea y una geografía accidentada y pendientes pronunciadas (Havrilla et al., 2020), la depredación del *Vachellia macracantha* y la cobertura foliar, contribuiría en la erosión y fragmentación de los suelos de estos ecosistemas, pérdida de hábitats, entre otros (S. A. Dar et al., 2022; Graefe et al., 2020). Por tal motivo, el propósito de esta investigación es determinar los efectos en estos ecosistemas a través del estado de *Vachellia macracantha*, ya que, al ser una especie representativa y dominante, su función es vital para el funcionamiento, estructura y carácter de estos ecosistemas (Avolio et al., 2019; Montoya et al., 2020). De esta manera, la determinación de estos efectos, serán de base científica a fin de realizar una gestión y planificación forestal para su conservación (El Balti, 2021; Liu et al., 2022; Zhai et al., 2023); esta planificación y acción de conservación variará según el área de distribución geográfica, ya que algunas son más susceptibles a las perturbaciones que otras (Orme et al., 2019). Las referencias de escenarios futuros de este tipo de ecosistemas en nuestro país, lo ubican como uno de los más vulnerables y que requieren estrategias en busca de su intervención, promoción y conservación, para evitar la extinción de especies y fragmentación del ecosistema (CONCYTEC, 2006).

Además, este estudio pretende enriquecer y demostrar la teoría de que la riqueza de especies, el comportamiento de su dispersión, la vulnerabilidad de su estructura, entre otros parámetros (Gadow et al., 2012; Graefe et al., 2020; Lim et al., 2003); son regulados principalmente por factores condicionantes como el grado de pendiente, altitud y las actividades antropogénicas (Arizapana-Almonacid et al., 2022; Eilu y Obua, 2004). De igual manera, se pretende determinar si la estructura de los bosques secos de *Vachellia macracantha* está siendo afectado por estas actividades, y que, si la susceptibilidad depende de otros factores, como los geográficos (ANEXO). La metodología que se aplicará busca la toma de datos de insitu, por el método tradicional de recojo de datos en campo con una metodología

dasométrica específica para las condiciones geográficas y fisiológicas del objetivo de estudio; además de generalizar la metodología para otras investigaciones similares en este tipo de coberturas y espacios geográficos.

Esta investigación tiene como base a algunos de los ejes y componentes temáticos establecidos por el Ministerio del Ambiente (MINAM) y el Centro Nacional de Planeamiento Estratégico (CEPLAN), por ejemplo: el estudio se encuentra en la temática “Bosque” dentro del eje estratégico 6: Recursos Naturales y Ambiente, del Plan bicentenario hacia 2021, donde también nos indica que Ayacucho tiene un promedio anual de deforestación de 672 Ha (1990-2000) (CEPLAN, 2011); al ítem “bosques” del componente 4: cambio climático del Plan Nacional de Acción Ambiental (MINAM, 2011); al Eje temático 1: conservación y aprovechamiento sostenible de los recursos naturales y de la diversidad biológica de la Agenda de investigación Ambiental (MINAM, 2013), entre otros planes de investigación y agendas que establecen la importancia de la investigación en este campo (CEPLAN, 2017; MINAM, 2011, 2016). Por tal motivo, esta investigación enriquecerá con información del estado de los ecosistemas áridos, específicamente los bosques secos, y su vulnerabilidad, para la elaboración de estrategias de intervención a través de planes nacionales, regionales y locales, como por ejemplo: el plan multisectorial de la región Ayacucho y el VRAEM (Decreto Supremo N° 102-2018-PCM, 2018), plan de desarrollo regional concertado (G.R.A., 2016), Plan de desarrollo concertado del distrito de Ayacucho (M.P.H., 2013), Plan de desarrollo concertado del distrito Huanta y Luricocha, entre otros.

1.4. Hipótesis

Las actividades antropogénicas se relacionan inversa con la estructura forestal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho.

Hipótesis específicas

- Las actividades antropogénicas se relacionan inversamente con la estructura vertical de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho.

- Las Actividades antropogénicas se relacionan inversamente con la estructura horizontal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, región Ayacucho.

1.5. Variables

Tabla 1

Operacionalización de la variable 1

Variable	Dimensiones	Indicadores	Definición Operacional	Instrumentos	Unidad de medida
Actividades Antropogénicas	Presión directa sobre el bosque	Intensidad de corte	Promedio de cortes por árbol	Observación y registro en campo.	Cortes/individuo
		Índice de intensidad de corte promedio	Promedio de cortes observados por árbol en una parcela	Observación directa.	Cortes/parcela
		Numero de árboles con cortes	Cantidad de árboles con evidencia de corte en cada parcela.	Conteo directo en campo.	Individuo
	Distancia a infraestructuras	Intensidad del Pastoreo	Clasificación basada en la densidad y frecuencia de pastoreo por parcela.	Observación directa.	Escala cualitativa
		Presencia de ganado	Presencia de ganado observadas al momento de realizar la recolección de datos en una parcela.	Observación directa.	Presente/Ausente
		Distancia a una carretera (metros)	Medición de la distancia en metros desde la parcela hasta la carretera más cercana.	QGIS	Metros (m)
	Distancia a la urbanización (metros)	Distancia en metros hasta el núcleo urbano más cercano.	QGIS	Metros (m)	

	Área agrícola circundante a la parcela (Hectáreas)	Superficie agrícola adyacente a la parcela en un radio de 300m, medida en hectáreas.	GIS/Software de mapas y observación.	Hectáreas (ha)
Fragmentación del paisaje	Densidad de caminos	Longitud total de caminos dentro de la parcela.	Observación directa y análisis en QGIS.	metros/parcela
	Presencia de caminos permanentes	Identificación de caminos permanentes dentro de la parcela.	Observación directa.	Presente/Ausente

Tabla 2*Operacionalización de la variable 2*

Variable	Dimensiones	Indicadores	Definición Operacional	Instrumentos	Unidad de medida
Estructura Forestal	Rasgos biométricos	Altura total	Altura total (m) de cada árbol dentro de cada parcela	Cinta métrica	Metro
		Altura a la copa	Altura a la copa (m) de cada árbol dentro de cada parcela	Cinta métrica	Metro
		DAS	Diámetro a la altura del suelo de cada árbol, considerando con y sin bifurcación (< 2.9cm)	Cinta métrica	Centímetro
		Diámetro de copa	Diámetro de copa de cada árbol dentro de cada parcela	Cinta métrica	Metro
		Numero de ramas	Numero de ramas, primarias y secundarias de cada árbol dentro de cada parcela	Conteo directo	Número
	Dimensiones verticales	Altura total Promedio	Promedio de altura total en cada parcela	Estadísticas de fórmula	Metro
		Altura a la copa promedio	Promedio de altura a la copa en cada parcela	Estadísticas de fórmula	Metro
		Numero de ramas promedio	Promedio del número de ramas en altura a la copa en cada parcela	Estadísticas de fórmula	Número
	Dimensiones Horizontales	Densidad de individuos	Número de individuos por parcela	Conteo directo	Individuo/parcela
		Cobertura de copa	Área cubierta por la copa de todos los individuos dentro de la parcela	Estadísticas de fórmula	%
		Densidad de regeneración	Numero de plántulas o juveniles (DAS<3cm) por parcela	Conteo directo	Individuo/parcela
		Área basal	Área total del DAS de cada árbol	Estadísticas de fórmula	M2/parcela

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del Problema

2.1.1. Antecedentes Internacionales

Sapkota et al. (2019), evaluaron el impacto de las actividades antropogénicas en los atributos estructurales del bosque; analizando las diferencias en la distribución diamétrica en zonas forestales no perturbadas, moderadamente perturbadas y muy perturbadas, en tres bosques comunitarios en Nepal. Se ajustaron las distribuciones de Weibull y gamma de los datos diamétricos para explicar los cambios en la distribución de frecuencias. Otro parámetro analizado fue el coeficiente de asimetría de Bowley, resultando un valor menor en todas las zonas con alta alteración. Finalmente, se determinó que el aumento de las perturbaciones afecta la densidad de la clase diamétrica e influye en la disminución de la biodiversidad.

Szymański et al. (2022), evaluaron los efectos del pastoreo y la extracción de madera en la estructura de bosques de *Prosopis flexuosa* en Argentina, ya que estos pueden generar alteraciones en algunos procesos vitales de los ecosistemas. Se estudio la estructura del bosque en espacios con altos disturbios antrópicos y de qué manera las interacciones entre la extracción de madera y el pastoreo alteraron la estructura de estas masas arbóreas. Concluyeron que los bosques sujetos a disturbios, manifestaron una considerable densidad de árboles de menor tamaño, de igual manera estos elevados grados de alteraciones disminuyeron la abundancia de plántulas afectando el reclutamiento y la exuberancia de árboles adultos; sin embargo, el pastoreo bajo o moderado y la alta extracción de madera, conllevó a una estructura con muchos adultos y renovables de pequeño tamaño y pocas plántulas.

Dar et al. (2022), realizaron un análisis sobre la dinámica de las perturbaciones en relación a las series temporales en los trópicos de la India. Se recolectaron datos en tres ocasiones de un bosque en un lapso temporal de 19 años (2001, 2011, 2020), con el propósito de determinar la composición de especies, dinámica de reservas de carbono, estructura del rodal, durante ese tiempo. Los resultados indicaron que la riqueza de especies se vio levemente afectada, se presentó la pérdida de cinco a diez especies durante este periodo, la tasa de mortalidad a nivel de especie superó la tasa de reclutamiento por lo que la presencia de individuos jóvenes fue en menor

proporción, lo que implicó la reducción de los componentes estructurales. De igual manera se descubrió que la densidad de individuos disminuyó en un 46%, el área basal se redujo en igual proporción, lo que implicó que el aumento de las perturbaciones incrementó año a año; la reserva de carbono se redujo considerablemente. Este estudio brindó datos reales sobre el impacto de las perturbaciones antropogénicas en estos bosques.

Alam et al. (2023), realizaron un estudio fitosociológico en los bosques caducifolios secos en Pakistan, en relación con las variables ambientales y amenazas androgénicas. Resultó que la tala extensiva de árboles, pastoreo excesivo y consumo de leña se presentaban en mayor altitud; además, de que la tasa de regeneración debido a estas actividades fue baja, lo que implica un riesgo para estos bosques. La estimación de la presión antropogénica, se clasificó según el impacto, estimaciones visuales e intensidad. Finalmente, los investigadores recomendaron la intervención a través del manejo y conservación de estos ecosistemas, estrategias colaborativas y participativas, entre otros.

2.1.2. Antecedentes Nacionales

Caballero (2017), evaluó el impacto del aprovechamiento forestal por siete tipos de disturbios, como: disturbio parcial por camino, disturbio total por tala, sin disturbios, entre otros; de un bosque productivo en Satipo-Perú. Se analizó la frecuencia, dominancia y abundancia, DAP, entre otros; comparando datos de bosques intervenidos y no intervenidos, diferenciados por el piso altitudinal o tipo de bosque a nivel de especies y familias. Se concluyó que la magnitud del impacto está relacionada con el grado de aprovechamiento, mas no con el tipo del disturbio. De igual manera, los impactos fueron evaluados por categorías diamétricas, como, por ejemplo: lo árboles con $DAP > 9,9$ cm, fueron influenciados en un 38,7% por la tala parcial.

Cueva Ortiz et al. (2019), evaluaron la influencia de los factores antropogénicos en la diversidad y estructura de un bosque seco en la parte central de la región tumbesina. Los factores a evaluar fueron la similitud de especies, diversidad, riqueza de especies, abundancia y densidad; de igual manera se determinó la influencia de 12 variables predictoras: 4 indicadores bióticos, 4 factores abióticos y 4 variables del suelo. Determinaron que los factores abióticos y actividad humana, son los principales actores de la determinación de la estructura y estado de los

bosques secos en la región de interés. La condición e impacto del ganado genera efectos principalmente en la riqueza, diversidad de especies y abundancia; sin embargo, se resalta que el análisis del ganado necesita ser estudiados más a detalle y con mayor información, ya que la información con respecto al número de ganado es limitado y se requiere para identificar efectos a largo plazo.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Actividades Antropogénicas

Las actividades antropogénicas son acciones humanas que impactan inversamente el medio ambiente, incluyendo la destrucción de hábitats, sobreexplotación de recursos, introducción de especies invasoras y cambio climático. Estas prácticas alteran ecosistemas y amenazan la biodiversidad, comprometiendo tanto la estabilidad de los hábitats naturales como la sostenibilidad del entorno global (Prakash & Verma, 2022). Ruas et al. (2022), menciona que la urbanización es el fenómeno donde espacios agrícolas, naturales y bosques son sustituidas principalmente por superficies edificadas. Volante et al. (2015), menciona que el crecimiento demográfico, promovió una rápida transformación del uso del suelo y la cobertura en los ecosistemas terrestres, entendiéndose cobertura del suelo como la depredación de la vegetación y el uso del suelo, al cambio de actividades en ese espacio. De igual manera Levers et al. (2021), menciona que la expansión rural-urbanística, se da por la dependencia de pequeños agricultores con el bosque, ya que viven dentro o a alrededores de las zonas con vegetación boscosa y arbustiva, abasteciéndose de recursos como leña, madera, productos forestales, pastoreo de ganado, entre otros.

2.2.2. Estructura forestal

La estructura forestal como lo menciona Gadow et al. (2012), es consecuencia de las perturbaciones antropogénicas y procesos naturales. La destrucción o intervención del entorno natural a menudo conduce a la creación de lo que se denomina un nuevo entorno con una nueva mezcla de especies, nuevas variedades y la posibilidad de cambios en el ecosistema. El patrón espacial afecta las condiciones competitivas, el crecimiento y supervivencia de las plántulas, así como la formación de la copa de los árboles forestales, por ejemplo: la distribución vertical y horizontal del tamaño de los árboles determina la distribución del clima, la capacidad de los recursos y el hábitat y, por lo tanto, directa o indirectamente, las

especies en el entorno forestal (Camarretta et al., 2020). Por lo tanto, el conocimiento sobre la estructura forestal de un bosque u matorral, ayuda a comprender mejor las funciones, la historia y el desarrollo futuro de estos ecosistemas forestales. Una manera de estudiar la estructura forestal es a través de índices estructurales, como: el índice de Shannon, el índice de agregación de Clark y Evans, entre otros (Pommerening, 2002).

2.3. Definiciones de términos

2.3.1. Estructura Vertical

La estructura vertical de un bosque está determinada por la distribución a lo alto del perfil de las plantas. Esta distribución responde a las condiciones micro climáticas y las características de las especies que forman parte del bosque; estas se estructuran a diferentes alturas del perfil del rodal. De igual manera, estas diferentes condiciones micro climáticas, permite que distintas especies con diferentes necesidades, se ubiquen en los niveles que mejor satisfagan sus necesidades. La estructura forestal, se presenta principalmente en tres niveles que concierne al estrato herbáceo, estrato arbustivo y estrato arbóreo; estos niveles presentan condiciones micro climáticas específicas, lo que incremente la diversidad de especies (Krebs, 1989; Oldeman y Van Dijk, 1999).

2.3.2 Estructura Horizontal

La estructura horizontal de un bosque es el conjunto de métricas descritas por la distribución diamétrica de un número determinado de árboles. Permite evaluar el comportamiento de los individuos dentro del rodal y de las especies que forman el bosque. Esta estructura puede valorarse mediante índices que expresan la ocurrencia de especies y la importancia ecológica dentro del bioma; algunos de estos índices son la abundancia, frecuencias y dominancias. La representación gráfica de las frecuencias diamétricas presentadas al inicio, expresan la forma y homogeneidad del bosque (Alvis, 2009; Krebs, 1989).

2.3.3. Bosques secos

Los bosques secos son ecosistemas que se caracterizan por un clima cálido con estaciones marcadamente secas y lluviosas. Generalmente, reciben entre 500 y 1500 mm de precipitación anual, concentrada en un breve periodo de lluvias. La vegetación predominante es caducifolia, lo que significa que los árboles y arbustos

pierden sus hojas durante la temporada seca para conservar agua. Estos ecosistemas albergan una alta biodiversidad adaptada a condiciones de aridez y desempeñan funciones críticas como la regulación hídrica y la protección de los suelos. Los bosques secos tropicales, aunque limitados en agua, son ricos en diversidad biológica y constituyen un bioma esencial (Murphy y Lugo, 1986). Asimismo, Pennington et al. (2009) resaltan que en América Latina estos ecosistemas enfrentan severas amenazas debido a la intervención humana, como la agricultura y la ganadería.

2.3.4. *Vachellia macracantha*

Vachellia macracantha es una especie arbórea de la familia *Fabaceae*, ampliamente distribuida en ecosistemas de bosques secos de América Latina. Es especialmente valorada por su capacidad para fijar nitrógeno atmosférico, mejorando así la fertilidad del suelo, y por su resistencia a condiciones de aridez. Villagra et al. (2011) destacan que esta especie tiene un papel crucial en la restauración de ecosistemas degradados, gracias a su tolerancia al estrés hídrico y su contribución a la calidad del suelo. Además, (Arce et al., 2018) señalan que su madera, su capacidad para regenerar terrenos áridos y su uso en sistemas agroforestales la convierten en un recurso estratégico en prácticas de manejo sostenible.

2.3.5. *Perturbación*

Una perturbación se define como cualquier evento, natural o humano, que altera la estructura y función de un ecosistema. Ejemplos de perturbaciones incluyen incendios, huracanes, tala de árboles y pastoreo excesivo. Se sugiere que las perturbaciones son parte inherente de los ecosistemas, pero las ocasionadas por actividades humanas a menudo superan los límites de resiliencia natural. De manera similar, se afirma que la magnitud y la frecuencia de estos eventos determinan la capacidad de recuperación del ecosistema afectado (Otavo y Echeverría, 2017; Turner, 2010).

2.4. Marco Legal

2.4.1. Marco Legal Nacional (Perú)

a) Constitución Política del Perú (1993)

- Artículo 66: Establece que los recursos naturales, renovables y no renovables, son patrimonio de la Nación, y su uso debe ser sostenible.
- Artículo 67: El Estado promueve la conservación de la diversidad biológica y de las áreas naturales protegidas.
- Artículo 68: Obliga al Estado a garantizar el uso sostenible de los recursos naturales y la conservación del medio ambiente.

b) Ley Forestal y de Fauna Silvestre (Ley N° 29763)

- Establece disposiciones para la gestión sostenible de los bosques y la conservación de la biodiversidad forestal.
- Reconoce el derecho de las comunidades locales a participar en la gestión de los recursos forestales.

c) Ley General del Ambiente (Ley N° 28611)

- Define los principios de protección, conservación y recuperación de los ecosistemas y recursos naturales.
- Promueve el desarrollo sostenible y el uso racional de los recursos, incluyendo los bosques secos.

d) Ley de Áreas Naturales Protegidas (Ley N° 26834)

- Regula la creación, administración y conservación de áreas naturales protegidas, lo que podría ser relevante si tu área de estudio incluye alguna zona bajo protección especial.

e) Ley N° 28245 – Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental (SNGA)

- Organiza el sistema de gestión ambiental en el país, definiendo las responsabilidades de las instituciones públicas y privadas en la conservación del ambiente.

f) Norma Técnica Peruana (NTP 011.109-2019)

- Establece estándares para el manejo sostenible de ecosistemas forestales, incluyendo criterios para medir impactos antropogénicos.

2.4.2. Normativa Regional y Local

- Ordenanzas regionales relacionadas con la conservación ambiental: Por ejemplo, disposiciones específicas del Gobierno Regional de Ayacucho para la protección de los bosques secos y áreas sensibles.
- Planes de Desarrollo Concertado y Ordenamiento Territorial Regional, Plan concertado de la provincia de Huanta, Plan concertado de la provincia de Luricocha, Plan de Desarrollo Local, entre otros.

2.4.3. Marco Legal Internacional

a) Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992)

Ratificado por el Perú en 1993. Promueve la conservación de la biodiversidad, el uso sostenible de los recursos biológicos y la distribución justa de los beneficios derivados de estos.

b) Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD, 1994)

Busca mitigar los efectos de la desertificación y la sequía, especialmente relevante en ecosistemas áridos y semiáridos como los bosques secos.

c) Acuerdo de París (2015)

Vinculado al cambio climático, establece compromisos para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y fomentar la resiliencia de los ecosistemas vulnerables, como los bosques secos.

d) Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS, 2015)

En particular, los ODS 13 (Acción por el clima), 15 (Vida de ecosistemas terrestres) y 12 (Producción y consumo responsables) están directamente relacionados con la gestión y conservación de los bosques.

III. METODOLOGÍA

3.1. Enfoque, Tipo y nivel y diseño de investigación

El tipo de investigación es básica, nivel correlacional y enfoque cuantitativo, debido a que el problema es conocido y se pretende analizar la relación causal de su origen, a través de la relación entre dos o más variables. La correlación implica que al alterar un parámetro otra también varía; estas correlaciones se realizan a través de análisis estadísticos (Amiel, 2014; Hernández-Sampieri et al., 2014; Ocegueda,

2004). El diseño es no experimental-transversal, ya que no se manipularán las variables independientes y la información se recolectará en un periodo único de tiempo (Hernández-Sampieri et al., 2014; Ocegueda, 2004).

3.2. Ámbito temporal y espacial

3.2.1 Ámbito temporal

El ámbito temporal de la investigación comprende un periodo total de 4 meses calendarios. La recolección de datos se realizó en la época seca de los bosques secos, entre abril y agosto del 2024.

3.2.2 Ámbito Espacial

El ámbito espacial de la investigación se ubica en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, pertenecientes a la provincia de Huanta, departamento de Ayacucho. El área de estudio se ubica en los bosques secos de *Vachellia macracantha* de estos distritos, entre los 2170 y 3000 m.s.n.m.

3.3. Población y muestra

3.3.1 Población

La población comprende todos los bosques secos de *Vachellia macracantha* de los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín.

3.3.2 Muestra

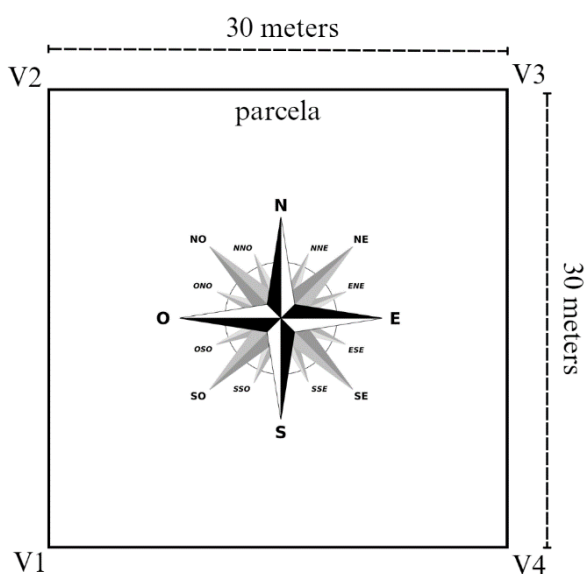
La muestra está compuesta por parcelas con y sin presencia de alteraciones por actividades antropogénicas, entre una altitud de 2170 – 3000 m.s.n.m. Se estudiaron en total 15 parcelas de 30x30m, haciendo un total de 1.35 Hectáreas de bosque seco, y 1023 individuos de *Vachellia macracantha*. Se planteó una distancia de 500 metros como mínimo entre parcelas, para abordar una gran área de este ecosistema. Las parcelas están distribuidas de la siguiente manera: 1) Luricocha: 6 parcelas, distribuidas por C.P. San Pedro de Pampay y alrededores (Etiquetadas como Luricocha I y Luricocha II); 2) Huanta: 3 parcelas, localizadas en el C.P. Inkaraccay; 3) Iguaín: 6 parcelas, 3 ubicadas en el C.P. de Cangari y 3 parcelas en el C.P. de Paquecc (Figura 2). No se tiene una aproximación del área total del bosque, ya que no se cuenta con información al respecto y la delimitación manual implicaría errores, por lo cual no se determinó el área total de los bosques secos, lo que llevó también a determinar el número de parcelas según las condiciones geográficas y la morfología de la planta (SERFOR, 2024). La identificación y

selección de parcelas siguió el criterio de elección de la muestra por conveniencia, ya que estos polígonos fueron categorizados según criterios de perturbación antropogénica específica: perturbación mínima, perturbación moderada y perturbación alta.

La distribución de los vértices y la orientación de las parcelas delimitadas en cada bosque, se muestran en la figura 1. Las coordenadas respectivas se muestran en el anexo 3.

Figura 1

Orientación y vértices de las parcelas



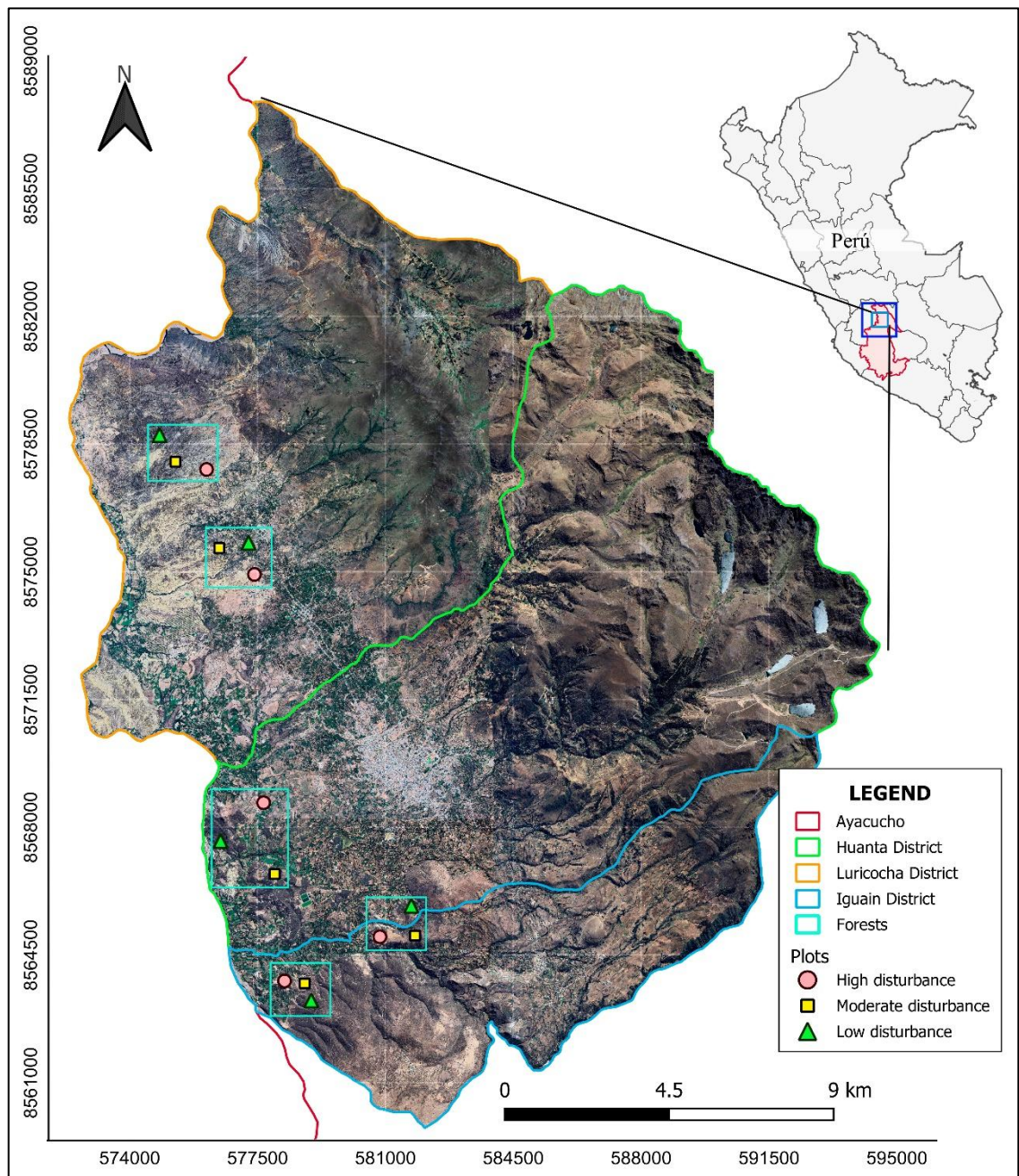
Nota. La orientación y patrón de las coordenadas de cada parcela; iniciando con el vértice 1, ubicada al Suroeste y siguiendo el sentido de las manecillas del reloj.

3.4. Instrumentos

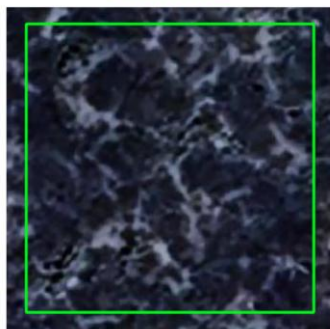
- Fichas de recolección de datos
- Workstation HP Z6
- Equipamiento de seguridad/Guantes de Cuero
- Zapato y ropa de montaña/campamento
- Eclímetro
- Cinta métrica de 5 y 50metros
- Materiales de escritorio
- Vehículo para transporte
- App móviles: Alpin Quest
- Software estadístico (R) y SIG (QGIS)

Figura 2

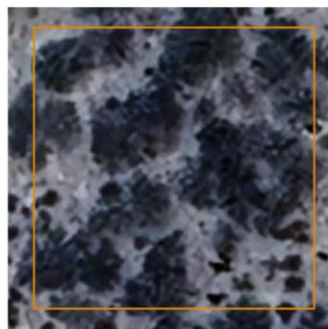
Mapa de ubicación del área de estudio



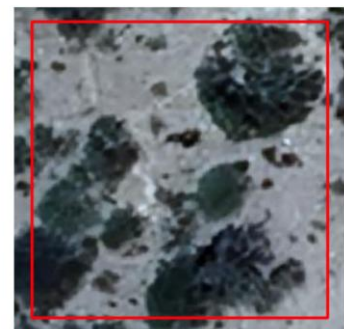
Mínima



Moderada



Alta



3.5 Procedimientos

3.5.1. Fase Pre-Campo

Se elaboró un mapa de ubicación del área de estudio y los bosques potenciales para la delimitación de parcelas y el recojo de datos, con características de perturbación antropogénica mediante la fotointerpretación de imágenes satelitales (Van Dongen et al., 2022), identificando así las 15 parcelas. La selección de parcelas se determinó inicialmente por fotointerpretación con QGis y Google Earth Pro, siguiendo los criterios de categorización de niveles de perturbación antropogénica (Tabla 3) y niveles de densidad de cobertura (Tabla 4).

Tabla 3

Criterios de asignación de categorías de las parcelas por grado de perturbación antropogénica.

<i>Categoría</i>	<i>Grado de perturbación</i>	<i>Criterios</i>
A	Mínimo	-Sin apertura de claros, sin antecedentes, otros.
B	Moderado	-Presencia de cosecha parcial de leña, indicios de ganado, presencia de caminos, cercanía a viviendas, carreteras y cultivos, otros.
C	Alto	-Presencia de tala en mayor proporción, presencia de viviendas, ganado, mayor cercanía a viviendas, carreteras y cultivos, presencia de caminos permanentes, entre otros.

Tabla 4

Criterios de asignación de categorías de las parcelas por niveles de densidad.

<i>Categoría</i>	<i>Tipo de distribución</i>	<i>Criterios</i>
1	Escasa	- Presenta una baja densidad de individuos y pocos individuos con respecto a las anteriores dos categorías
2	Semidensa	-Presenta una moderada densidad de individuos, patrones de distribución y diversidad de tamaños e individuos.
3	Densa	- Presenta una alta densidad de individuos y diversidad de especies.

Nota. Otros autores, emplean el término de “Indicadores visuales” (Page-Dumroese et al., 2013), o “predictores” (Cueva Ortiz et al., 2019), para referirse a

la observación de la parcela según los criterios determinados, condiciones o referencias, para clasificar una parcela.

De igual manera en esta etapa del proyecto se elaboraron las fichas de recolección de datos (Anexo 4). La metodología aplicada fue adaptada de DryFlor (2020); un manual de medición específico para este tipo de ecosistemas. Mas adelante se mostrarán los detalles de la ficha de recolección de datos.

3.5.2. Fase Campo

3.5.2.1. Para la delimitación y selección de parcelas

La delimitación de las parcelas en campo se realizó haciendo uso del software móvil AlpinQuest-Pro e impresiones de imágenes satelitales. Posteriormente, se realizará la medición de los parámetros biométricos con el método tradicional (medición manual). La distinción de parcelas en campo se realizará según los criterios de selección y categorización establecidos en las tablas 3 y 4, según la observación de severidad y tipo de impacto antropogénico.

3.5.2.2. Para la recolección de parámetros biométricos

Para la medición de los parámetros biométricos en campo, se acondicionó una metodología específica para esta investigación, ya que la realidad y las condiciones geográficas y morfológicas de la especie, obligan que los protocolos y Manuales de medición convencionales y estandarizados, sean obsoletos en algunos parámetros como en las mediciones del diámetro a la altura del Pecho. Por tal motivo, la metodología planteada en esta investigación, fue adaptada de DryFlor (2020), el cual pretende estandarizar las mediciones de los bosques secos en parcelas permanentes, y se cuente con los datos suficientes para realizar análisis multitemporales del estado de estos ecosistemas en toda la región. Además, hay que considerar que la gran mayoría de los manuales y protocolos se basan principalmente en la determinación de un inventario forestal con fines de aprovechamiento, mas no como un instrumento o herramienta para la investigación. Los parámetros biométricos a medir se muestran a continuación:

1. Altura

Se consideró dos tipos de alturas: 1) altura total y 2) altura a la copa. La medición 1 se realizó con una wincha metálica de 6 metros, el cual consistió en medir la longitud vertical desde la copa más alta, hasta la superficie del terreno. La medición

2, se determinó midiendo la longitud desde la superficie del terreno, al inicio de la copa (primera ramificación secundaria o presencia de ramificaciones de la copa por debajo de las ramificaciones terminales).

En la medición de la altura, se consideró la inclinación del árbol, para realizar una medición adecuada. En caso de que el tallo mayor (principal o primarios) se inclina más de 45° , la medición se realizará en sentido a la inclinación del tallo principal o ramas primarias según corresponda; en caso se generen dos ramas primarias y ambos se encuentren con inclinaciones mayor a 45° opuestas una de la otra, se considerarán las mediciones para cada tallo como dos árboles distintos, pero con la etiqueta “árbol inclinado” y ya no se considerará como un individuo con bifurcación.

2. Diámetro de Copa

En esta métrica, se considera la medición de dos copas: 1) en sentido Norte-Sur y 2) en sentido Este-Oeste. Durante la medición en campo, se presentó la complicación de la inclinación del individuo al realizar la medición de este parámetro. Por tal motivo, el sentido que toma la medición de la copa, se realizó según la inclinación del individuo y no la del terreno.

3. Número de ramas

Respecto a la estructura morfológica y geométrica de la especie *Vachellia macracantha*, tiene una ramificación de tipo simpodial dicasio, según la tipificación de Deussen & Lintermann (2005, p. 14) y una estructura arquitectónica en la categoría “Schoute”, como lo categoriza Hallé et al. (1978, citado por Deussen & Lintermann, 2005, p. 18).

Se consideraron los siguientes parámetros: tallo principal, ramas primarias, ramas secundarias y ramas terminales.

4. Diámetro a la altura del suelo

Se consideró el diámetro a la altura del suelo (DAS) entre los 10 y 30cm del suelo, ya que la especie *Vachellia macracantha*, tiene características morfológicas particulares con respecto a los tallos; este suele presentar, de uno hasta más de diez tallos primarios, el cual complica la medición del Diámetro a la altura del pecho (DAP); de igual manera, la altura de estos individuos en la región, es más pequeña con respecto a otras regiones, lo que genera que el DAP a la altura de 1.3m no pueda

ser medido, ya que presentan diámetros menor a 3 o 5 cm. Para la medición de este parámetro, se realizó la clasificación de 3 casos: caso 1) tallo sin bifurcación, caso 2) y 3) con bifurcación. En todos los casos, se medirán todos los individuos mayores o iguales a 3cm de DAS. DryFlor (2020) sugiere la medición de los individuos iguales o mayores a 5cm de diámetro; sin embargo, en los boques secos de Huanta, *Vachellia macracantha* se comporta como árbol y matorral, por lo que se consideró la medición de los individuos iguales o mayores de 3cm de diámetro.

Caso 1) El individuo presenta el tallo principal visible y se puede realizar la medición del DAS con normalidad. En todos los casos se realiza la medición de dos diámetros perpendiculares, ya que la morfología de esta especie es irregular y en ocasiones torcido.

Caso 2) El individuo presenta más de una rama primaria desde el suelo, y no se observa el tallo principal, ya que se encuentra enterrado en el suelo. En este caso se realiza la medición del DAS a cada rama mayor o igual de 3cm. De igual manera, se realiza la medición de un área basal aproximada, ya que se observaron casos de individuos con más de 10 ramas primarias.

Caso 3) El individuo presenta más de una rama primaria desde el suelo, pero están alejados uno del otro por una distancia considerable (>15cm); en este caso, el tallo que está más alejado del grupo o del tallo principal, se considera como otro individuo y se realiza las mediciones como en el caso 1 o como el caso 2 si compete; el otro grupo principal, será tratada como un individuo en caso 1 o el caso 2, según competa. Otro criterio considerado en este mismo caso, se presentó en la medición de la altura, y la inclinación como un factor para medir este individuo, en el caso 3. Si se presentan dos ramas primarias o dos agrupaciones de ramas primarias, y ambos se encuentren con inclinaciones mayor a 45° opuestas una de la otra, se considerarán las mediciones para cada rama o grupo, como dos árboles distintos. La medición de estos, se realizará como un individuo en caso 1 o el caso 2, según competa.

Si se presentan más tallos jóvenes o en regeneración que no superen los 3cm de DAS, no serán tomados en cuenta.

5. Cortes

Este parámetro se determinará para analizar los tipos de cortes que se presentan en los individuos dentro de las parcelas. Se clasificó 4 tipos de cortes, según la geometría de las ramas de la especie: tipo I, tipo II, tipo III y tipo IV.

a. Corte de Tipo I

Serán etiquetados todos los individuos que tengan cortado el tallo principal y solo se observe ramas secundarias o terminales en el individuo.

b. Corte de Tipo II

Serán etiquetados todos los individuos que tengan cortado una o más ramas primarias.

c. Corte de Tipo III

Serán etiquetados todos los individuos que tengan cortado una o más ramas secundarias

d. Corte de Tipo IV

Cuando se observa el corte de ramas terminales o terciarias en el individuo.

3.5.2.3. Para la recolección de datos de las actividades antropogénicas

La metodología planteada, los principios e indicadores analizados y las variables a estudiar fueron adaptadas de Almeida et al. (2024); Laurance et al. (2002); Otavo & Echeverría (2017) y Sulieman (2018).

1. Intensidad de corte

Se refiere a la gravedad de los daños causados por los cortes en cada árbol. Esto puede incluir desde cortes superficiales o de las ramas terminales hasta daños severos, como cortes en el tallo principal o ramas primarias. La intensidad se clasifica en las siguientes categorías:

a. Nula: El árbol no presenta ningún corte (VALOR=0).

b. Leve: Corte en ramas menores o terminales, sin afectar la estructura principal del árbol (VALOR=1).

c. Moderada: Implica cortes en las ramas secundarias, que contribuyen en el tamaño de la copa (VALOR=2).

d. Severa: Involucra un corte en las ramas primarias, impactando en el tamaño de la copa, la altura y la salud del individuo (VALOR=3).

- e. **Muy severa:** Involucra el corte del tallo principal, impactando en la estabilidad, salud y todas las variables estructurales de tamaño (VALOR=4).

El análisis de esta variable se realizará a nivel individual.

2. Índice de intensidad de corte promedio

Se refiere a la intensidad de corte a nivel de parcela. Se calculará el promedio de los individuos dentro de cada parcela, según los valores asignados para cada categoría. Este índice se clasifica en las siguientes categorías:

- a. **Nula:** Valor = 0
- b. **Baja:** Rango (0.1 – 0.8)
- c. **Moderada:** Rango (0.9 – 1.5)
- d. **Alta:** Rango (1.6 – 2.1)
- e. **Muy alta:** Rango (2.2 - 4)

3. Número de árboles con cortes

Hace referencia al número de individuos que presentan algún tipo de corte. La cuantificación de estos individuos no distingue el tipo ni número de cortes por individuo.

4. Intensidad del pastoreo

Refleja la presión del ganado u otros animales herbívoros sobre la vegetación dentro de las parcelas. Para medir esta variable, se estableció una escala cualitativa basada en observaciones directas y evidencia de pastoreo. Los criterios considerados para esta variable, fueron: observación de huellas, evidencia de excremento, vegetación dañada o consumida, entre otros. La clasificación se realizó con las siguientes categorías:

- a. **Muy baja:** Huellas o signos de pastoreo son escasos o ausentes.
- b. **Baja:** Se observa alguna evidencia de pastoreo, pero en menor cantidad.
- c. **Moderada:** Huellas y excremento más comunes, algunas plantas muestran daños.
- d. **Alta:** Evidencia clara de pastoreo frecuente; muchas plantas afectadas.
- e. **Muy alta:** Área intensamente pastoreada; mayoría de las plantas afectadas o dañadas.

5. Presencia de ganado

Hace referencia a la presencia o ausencia de ganado, dentro o adyacentes a la parcela.

6. Distancia a una carretera

La distancia de la parcela a la carretera más cercana, medida en metros. Esto puede reflejar la accesibilidad y la presión humana (mayor distancia = menor impacto esperado). Este parámetro se calculó utilizando QGIS 3.40 aplicando la herramienta de distancia euclidiana para extraer las distancias lineales desde la coordenada central de cada parcela hasta el segmento de carretera más próximo. Estudios previos han demostrado que la proximidad a la infraestructura puede tener efectos ambivalentes, ya sea aliviando la presión en algunas áreas protegidas o intensificando la fragmentación en otras (Dantas & Fonseca, 2024).

7. Distancia a la urbanización

La distancia de la parcela a la zona urbana más cercana en metros. Las parcelas más cercanas a zonas urbanas pueden estar más expuestas a actividades antropogénicas. Al igual que la distancia a la carretera, se calculó utilizando la herramienta de distancia euclidiana (en metros) del software QGIS 3.40.

8. Área agrícola circundante a la parcela

Áreas de cultivo circundantes a la parcela en hectáreas (300 metros de radio). Refleja la conversión de suelo forestal a usos agrícolas, lo cual puede indicar la presión agrícola sobre el bosque (Figura 3) (Ma et al., 2023).

Figura 3*Área agrícola circundante a la parcela de estudio***9. Densidad de caminos**

Indica el grado de accesibilidad de la parcela. Una mayor densidad de senderos dentro de una parcela suele correlacionarse con mayor intervención humana, ya que facilita el acceso para actividades como el pastoreo, la extracción de leña, tala, entre otros. La densidad se calcula como la longitud total de caminos y senderos dentro de la parcela dividida por el área de la parcela (m/parcela).

10. Presencia de caminos permanentes

Hace referencia a la presencia o ausencia de caminos permanentes, dentro de la parcela. La presencia de este camino, puede suponer presión constante al bosque.

3.6. Procesamiento y Análisis de datos

Los datos serán procesados con el Software estadístico R. Para el análisis inicial, se elaborará un mapa de correlación Pearson y Spearman (Sokal & Rohlf, 2013), para determinar la variación entre los resultados de correlación. El análisis de los resultados requiere una aproximación inicial y comprensión de la estructura forestal de los bosques; por tal motivo, también se aplicó la correlación de Spearman por categorías, distinguiendo los grados de perturbación, para observar

los coeficientes de correlación, posibles comportamientos atípicos en las relaciones entre las variables y la variación entre grados de perturbación. De igual manera, se aplicaron Modelos Lineales Generalizados (GLM) Gamma y Gaussian según la distribución de los datos (Christ, 2009; Müller, 2012), con el propósito de determinar la afectación y la relación de las variables de perturbación antropogénica (predictores o independientes), con cada variable estructural (dependiente). La aplicación de los GLM (a nivel de parcela), pretende determinar el mejor modelo lineal generalizado, según el Criterio de información de Akaike (AIC); cuanto menor sea el AIC, mejor será el modelo, indicando que tiene una mayor probabilidad y una menor complejidad (Darnius et al., 2019). El AIC, también determina los predictores que más influencia tienen en la variable estructural. Se aplicaron también gráficos de afectación por cada modelo, y un diagnóstico para la validación del mismo con: 1) Residuos vs Valores ajustados, 2) Histograma de Residuos, 3) QQ Plot y 4) Distancia de Cook.

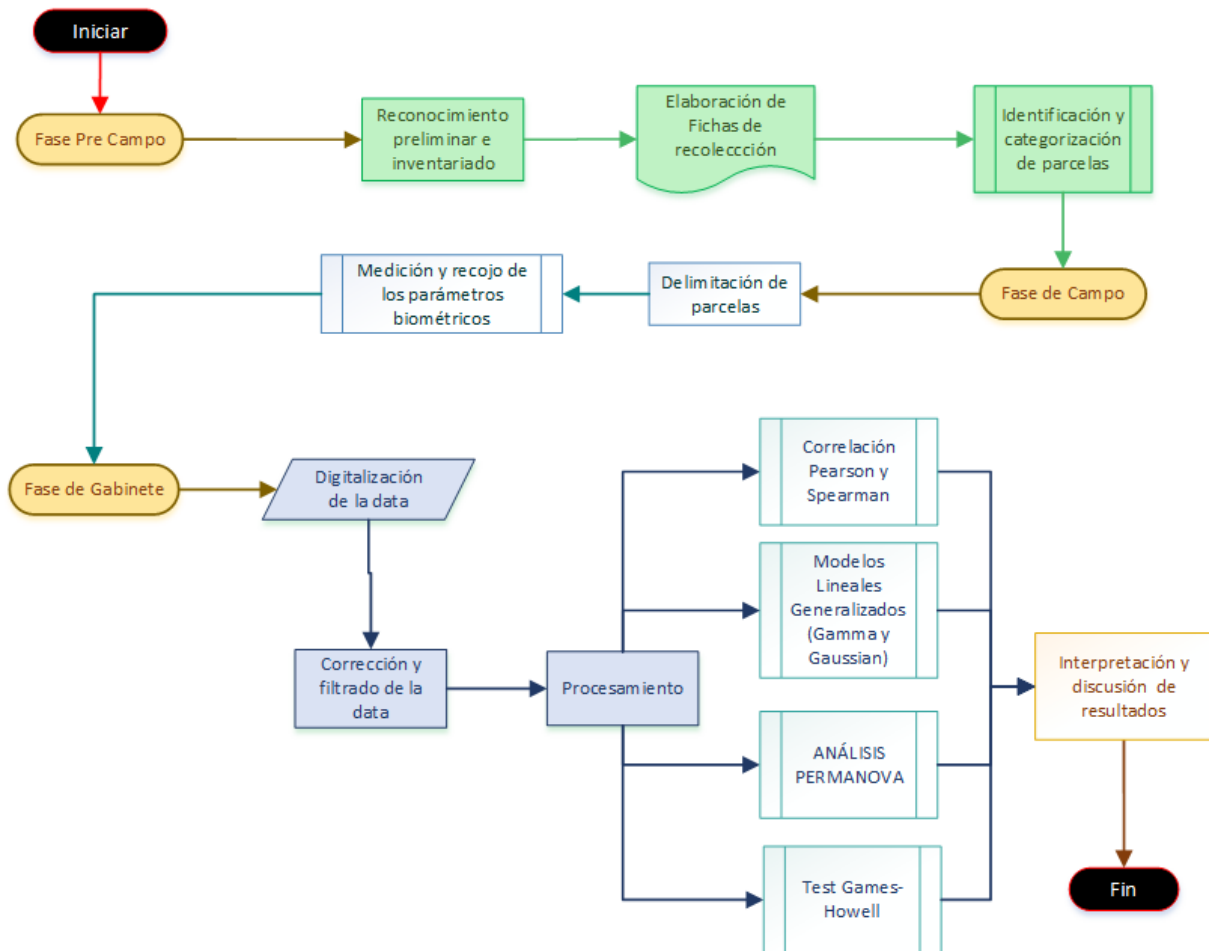
Para evaluar las diferencias estructurales entre los bosques y los grados de perturbación, se utilizó el Análisis Múltiple Permutado de Varianza (PERMANOVA), una técnica robusta para analizar datos de comunidades ecológicas basada en matrices de distancias (Anderson, 2001). Este enfoque permitió estimar la contribución relativa de los factores bosque, perturbación y su interacción sobre la variabilidad estructural de los ecosistemas estudiados, además del efecto como en investigaciones similares (Vilaplana et al., 2024).

Finalmente, se aplicó el análisis de comparación múltiple de Varianza, para explicar los resultados y encontrar la diferencia entre bosques, parcelas y los grados de perturbación (Mínima, Moderada y Alta), empleando el paquete en R "ggstatsplot" (Patil, 2021), Este paquete aplica el test de Games-Howell para comparaciones múltiples entre grupos y determinar la significancia entre las medias (Games & Howell, 1976). Para los p-valores, se empleó el método de Holm-Bonferroni ($P_{Holm-adj.}$), a fin de controlar la tasa de error y ajustar los p-valores en múltiples comparaciones. Se empleó en este mismo paquete, el análisis del tamaño del efecto (Effect Size), con el "omega-squared (ω^2), para explicar el porcentaje de variabilidad observada por los factores o perturbaciones antropogénicas, con el propósito de realizar las comparaciones entre grupos de variables categóricas (en

este caso grado de perturbación: baja, moderada y alta), con una variable numérica (variables estructurales).

Figura 4

Diagrama de flujo de la metodología del proyecto



IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados de la investigación. Estos hallazgos se presentan de la siguiente manera: 1) Caracterización general de los bosques, 2) Correlación inicial global, 3) Correlación por grado de perturbación, 4) Análisis de Modelos Lineales Generalizados, 5) Análisis PERMANOVA, 6) Test Games-Howell de análisis por pares.

4.1.1 Caracterización de las parcelas de estudio

Los bosques secos de los tres distritos, presentan diferencias edáficas y climatológicas, siendo zonas más o menos densas de cobertura vegetal, diferencias considerables en la dispersión de los individuos, entre otros. La codificación de las parcelas se presenta en la siguiente tabla:

Tabla 5

Datos generales de la ubicación de las parcelas estudiadas

N	DEP	PROV	DIST	CP_BOSQUE	COD	CONDICION
1	Ayacucho	Huanta	Luricocha	San Pedro de Pampay I	BL1	Perturbación Mínima
2	Ayacucho	Huanta	Luricocha	San Pedro de Pampay I	BL2	Perturbación Moderada
3	Ayacucho	Huanta	Luricocha	San Pedro de Pampay I	BL3	Perturbación alta
4	Ayacucho	Huanta	Luricocha	San Pedro de Pampay II	BL4	Perturbación Mínima
5	Ayacucho	Huanta	Luricocha	San Pedro de Pampay II	BL5	Perturbación Moderada
6	Ayacucho	Huanta	Luricocha	San Pedro de Pampay II	BL6	Perturbación alta
7	Ayacucho	Huanta	Iguain	Cangari	BI1	Perturbación Mínima
8	Ayacucho	Huanta	Iguain	Cangari	BI2	Perturbación Moderada
9	Ayacucho	Huanta	Iguain	Cangari	BI3	Perturbación alta
10	Ayacucho	Huanta	Iguain	Paquecc	BI4	Perturbación Mínima
11	Ayacucho	Huanta	Iguain	Paquecc	BI5	Perturbación Moderada
12	Ayacucho	Huanta	Iguain	Paquecc	BI6	Perturbación alta
13	Ayacucho	Huanta	Huanta	Inkaraccay	BH1	Perturbación Mínima
14	Ayacucho	Huanta	Huanta	Inkaraccay	BH2	Perturbación Moderada
15	Ayacucho	Huanta	Huanta	Inkaraccay	BH3	Perturbación alta

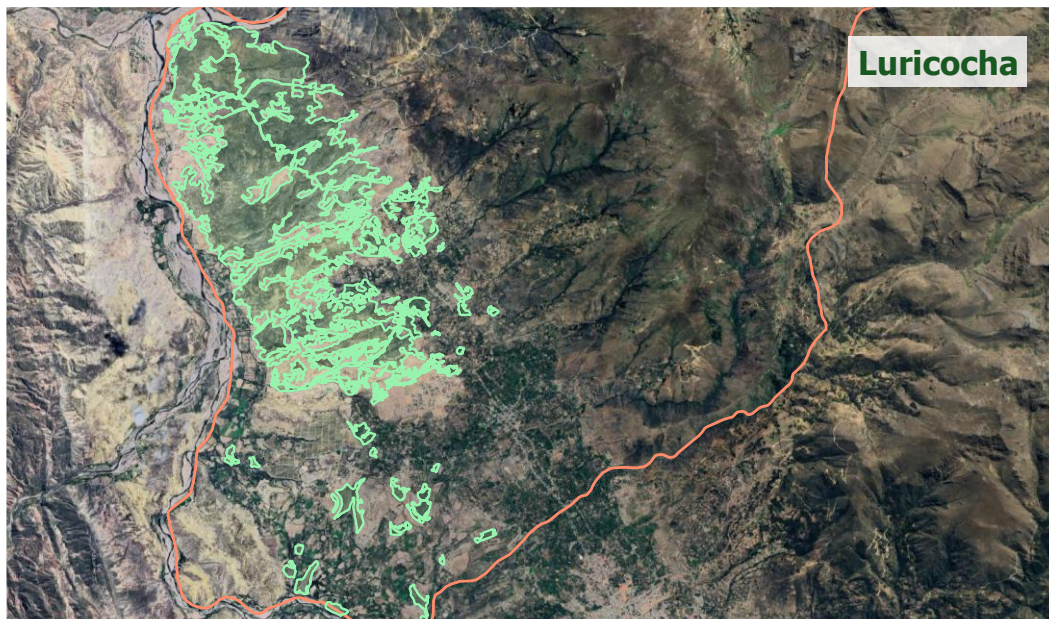
Nota. La condición de las parcelas fue clasificada según los criterios de categorización establecidos en la tabla 3 y 4. Siguen la siguiente codificación: perturbación mínima: 1, perturbación moderada: 2, perturbación alta: 3.

a. Bosques secos de Luricocha

Se muestrearon 6 parcelas en total, en dos áreas de interés con características edáficas y ecosistémicas muy diferentes. La distancia entre bosques es de 3km. El primer bosque se ubica en una zona árida y una dispersión de individuos más alta. Este bosque es el más extenso, presenta áreas sin cobertura debido a factores edáficos, pendiente en general moderada, pero con depresiones hidrológicas pronunciadas; se delimita entre los 2160 y 2600 m.s.n.m., sin embargo, también existen áreas de bosques secos a una altitud de 3200msnm. La principal actividad económica en este bosque, es la ganadería, seguido de la agricultura en menor proporción, y la extracción de leña. No presenta zonas urbanas y el área más conservada de este bosque se ubica a 6km de la urbanización principal “Luricocha” (el C.P. San Pedro de Pampay se ubica a 3.7km); pero presencia de viviendas en la parte baja y el borde del río Huarpa. Existe una única trocha carrozable, usada para la refacción del sistema eléctrico de alta tensión; caminos y senderos temporarios y permanentes, entre otros. El segundo bosque se ubica a 2.5km de la urbanización principal “Luricocha”. Es un área bastante depredada principalmente por la agricultura, siendo esta la principal actividad económica, seguida de la extracción de leña y la ganadería. Es el bosque estudiado más pequeño, ya que se ubica en solo pequeños parches replegados y delimitados principalmente por los cultivos. Se encuentra limitada entre los 2340 y 2650 m.s.n.m. y es el más cercano a la urbanización de Luricocha; sin embargo, también está rodeado por el centro poblado de San Pedro de Pampay y la urbanización Huancarumi, viéndose más afectado por la presencia urbana. Sin embargo, también es un bosque seco moderadamente árido, lo que sugiere la presencia del *Vachellia macracantha* en mayor densidad y tamaño, a comparación al primer bosque.

Figura 5

Delimitación de los bosques secos dentro del distrito de Luricocha

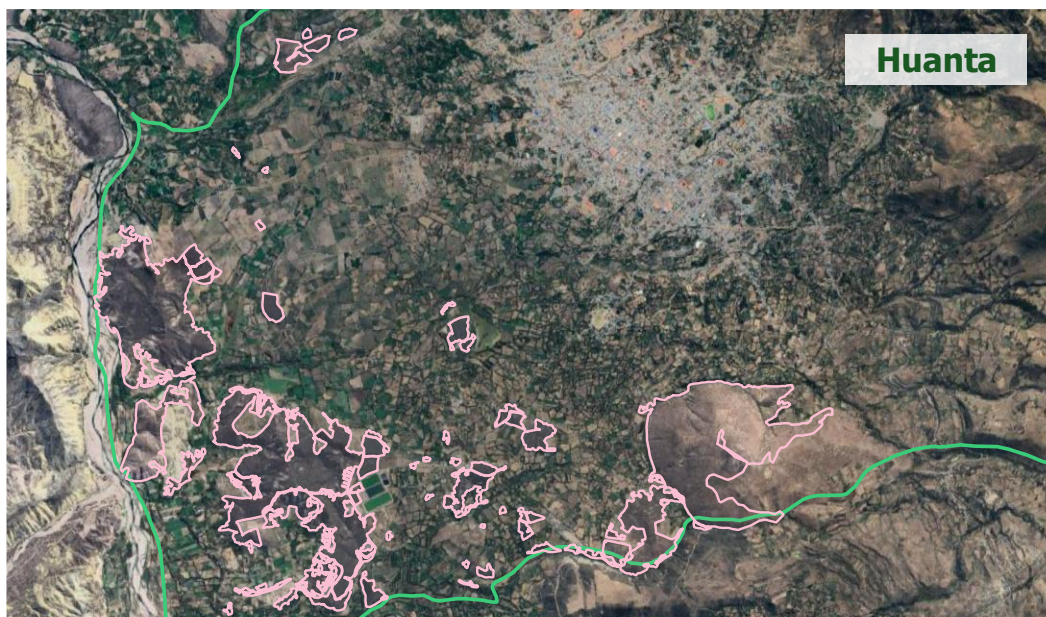


b. Bosque seco de Huanta

Se muestrearon 3 parcelas. Este bosque se sitúa a 4km de la ciudad de Huanta, entre los 2440 y 2270 m.s.n.m.; presenta dos parches principalmente, pero en constante depredación. Su delimitación es más notoria y se encuentra recluido por la agricultura y la urbanización, siendo esta primera, la principal actividad económica en esta área. Estos bosques, aunque se encuentran en la parte baja del valle de Huanta, presentan un patrón climático particular a un bosque seco, debido a que su ubicación está rodeada por quebradas y cultivos fructíferos. Este ecosistema es afectado por la agricultura, la notoriedad de su depredación es evidente a través de la visualización por imágenes satelitales, y el trabajo de campo evidencia su vulnerabilidad y desaparición futuramente. La biodiversidad en este ecosistema es alta, y la parcela con impacto mínimo, es la única que se categorizó como “sin presencia de impacto, y altamente denso”. Este bosque presenta una cobertura densa de individuos, pero que disminuye ante la presencia de elevaciones, suelos cada vez más arcillosos y cercanía al río Huarpa. Este ecosistema no presenta zonas urbanas, más que un centro poblado de 50 habitantes (C.P. Viru Viru), ubicados al límite sur del bosque seco. El área más conservada, se ubican en las partes de las altas de las elevaciones y cercana al río.

Figura 6

Delimitación de los bosques secos dentro del distrito de Huanta

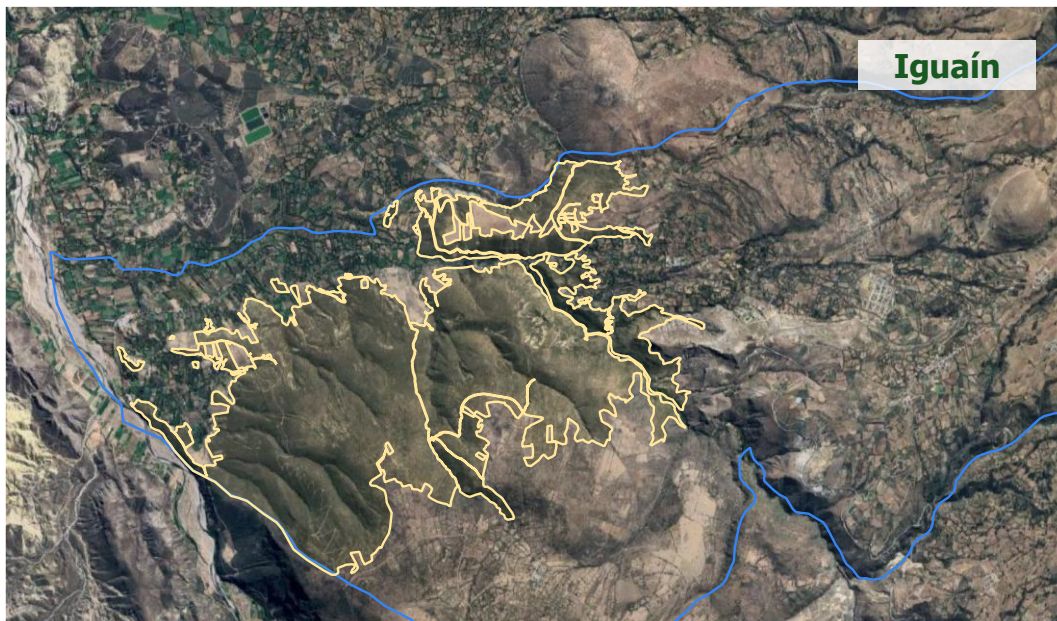


c. Bosque seco de Iguaín

Este bosque fue estudiado muestreando 6 parcelas en total. Considerados como un solo bosque, se ubica a 2km de la ciudad de Huanta y se extiende a 6,5km al sureste. Es el segundo bosque seco más extenso, pero el más denso y rico en biodiversidad, a comparación del bosque seco de Luricocha. Este bosque se limita entre los 2350msnm y 3100msnm (según evidencias de presencia de *Vachellia macracantha* a esta altitud). Este ecosistema presenta una dispersión baja de individuos de *vachellia macracantha*, alto en biodiversidad, pendiente moderadas y pronunciadas. La principal actividad económica en la zona, es la ganadería, seguido de la extracción de leña y finalmente la agricultura; la cobertura herbácea está muy limitada por el pastoreo y no existen zonas conservadas como tal; aunque la fotointerpretación satelital de este bosque, indica una cobertura alta, densa y conservada, la realidad de este ecosistema, es que está siendo intensamente intervenido y usado como áreas de pastoreo, tanto por la parte baja, por las comunidades de Cangari, Chihua y Paquecc, como también se ven afectados por la parte alta con la agricultura, por pobladores de las comunidades de Allcohuilca y Cangari.

Figura 7

Delimitación de los bosques secos dentro del distrito de Iguaín



Esta caracterización servirá de fundamento para determinar las principales actividades económicas y antropogénicas en cada bosque seco. La cantidad de parcelas fue proporcional a la extensión de bosque seco presente en cada área de estudio.

Tabla 6

Resumen de algunos parámetros de los bosques y parcelas de interés

Descripción	Bosques/Parcelas														
	Luricocha						Iguaín						Huanta		
	BL1	BL2	BL3	BL4	BL5	BL6	BI1	BI2	BI3	BI4	BI5	BI6	BH1	BH2	BH3
Altitud	2433	2451	2538	2540	2450	2504	2525	2446	2506	2600	2615	2530	2345	2430	2388
Número de individuos	42	39	17	137	92	70	136	91	30	103	94	53	51	41	30
Altura total	3.32	2.463	2.27	2.78	2.629	2.218	2.686	2.612	2.784	3.113	2.71	2.364	2.932	2.830	2.122
Área basal	0.590	0.407	0.109	0.500	1.661	0.499	0.947	0.732	0.389	0.486	0.423	0.280	0.205	0.174	0.152
Cobertura de copas	78.30	50.66	13.32	163.01	97.05	59.58	81.63	83.47	50.84	102.71	101.01	46.36	63.88	56.18	35.95
Número de individuos en Regeneración o Jóvenes (<3cm)	6	8	4	33	16	10	45	239	160	31	31	46	5	16	13
Número de individuos sin cortes	29	35	2	29	33	4	84	45	5	50	60	10	51	23	7

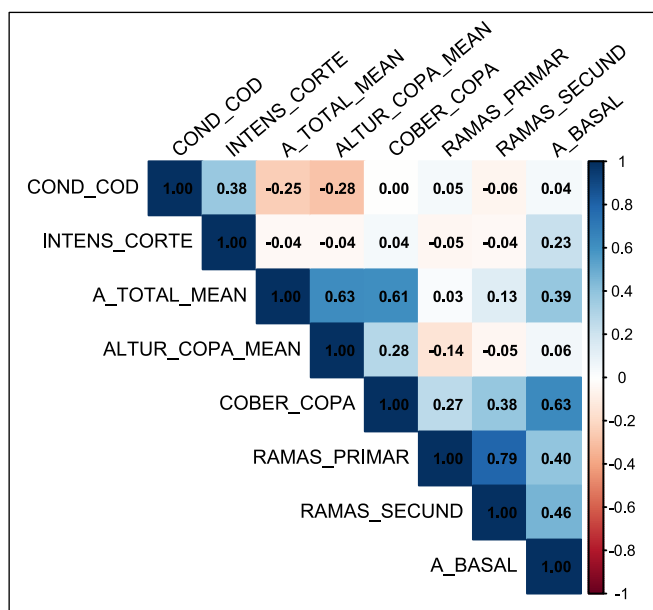
Nota. La mayor cantidad de individuos se encontró en el bosque seco de Iguaín, seguido de Luricocha y Huanta. La regeneración fue mayor en el bosque seco de Iguaín, y el bosque más conservado se ubica en la parcela de perturbación mínima del bosque seco de Huanta. Este patrón de no presentar perturbaciones antropogénicas, se evidencia también en la cantidad de individuos sin cortes.

4.1.2 Resultados de Correlación Inicial global

Se aplicó la correlación de Spearman, en el análisis individual de los datos, con el propósito de identificar correlaciones existentes para los siguientes análisis. Aunque implique variaciones en los coeficientes de correlación, se pretende dar un primer acercamiento al análisis, para sugerir correlaciones más precisas entre variables específicas.

Figura 8

Mapa de correlación Spearman Global



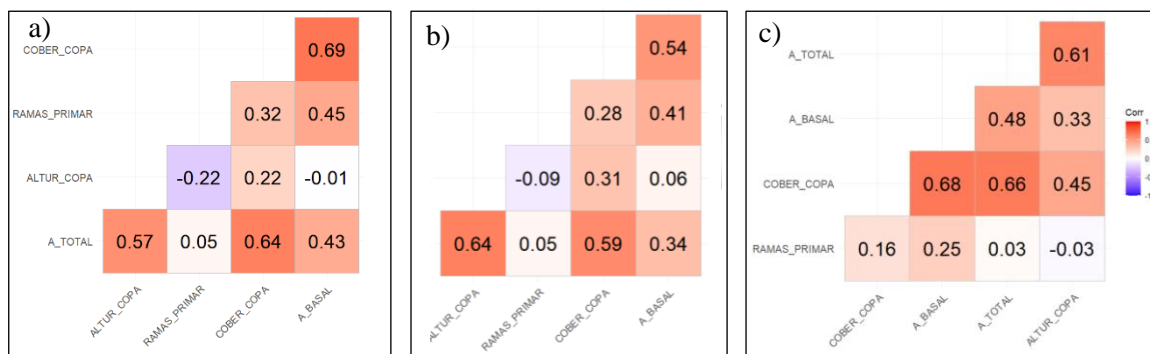
Nota. Para este análisis, se usó la data de todos los individuos individualmente, sin distinción de bosque y grado de perturbación por categorías; pero se incluyó este segundo y la intensidad de corte como variables en el mapa de correlación. El Test de Spearman, mostró correlaciones similares, pero con valores más altos; sin embargo, el mapa de correlación también nos muestra valores mínimos desde 0.00 a ± 0.06 , la cual implica un análisis a nivel de parcela y por grado de perturbación, para mejorar las correlaciones y justificar estos valores. Este mapa de correlación atípicos y la baja correlación entre variables, supone factores externos que estarían afectando e influyendo en los parámetros estructurales. Finalmente, se incluyó dos variables antropogénicas: 1) La condición de la parcela (COND_COD) y 2) Intensidad de Corte (INTENS_CORTE); la variable 1, presenta correlaciones particulares de 0.37, -0.25 y -0.29, además de las casi nulas. Lo que supone que la afectación del bosque por las actividades antropogénicas como la intensidad del corte, podría influenciar en la estructura vertical de los árboles (Altura), aunque

sean valores bajos para determinar significancia. Debido a la baja correlación, se aplicaron modelos lineales generalizados.

4.1.3 Resultados de Correlación por grado de perturbación

Figura 9

Mapa de correlación de Spearman, por grado de perturbación



Nota. a) En los resultados de la perturbación mínima: La correlación entre A_TOTAL (altura total del árbol) y ALTUR_COPA (altura a la copa), es moderadamente positiva (0.57), lo que sugiere que, en bosques de perturbación mínima, los árboles más altos tienden a tener una mayor altura a la copa, aunque no de manera muy pronunciada. La correlación entre COBER_COPA (cobertura de copa) y A_BASAL (área basal), es fuerte y positiva (0.69), la cual indica que los árboles con mayor área basal, presentan una copa más amplia. La correlación entre ALTUR_COPA y COBER_COPA, presenta una correlación negativa y débil (-0.22). b) En los resultados de perturbación moderada: La correlación entre A_TOTAL y ALTUR_COPA, aumenta significativamente (0.64), indicando que, bajo perturbación moderada, la relación entre la altura total del árbol y la altura a la copa es más congruente. La Relación entre COBER_COPA y A_BASAL, se mantiene positiva (0.54), aunque ligeramente menor en comparación con la perturbación mínima. c) En los resultados de la perturbación alta: La relación entre A_TOTAL y ALTUR_COPA: La correlación disminuye (0.61), pero sigue siendo positiva, indicando que la relación entre la altura total del árbol y la altura a se mantiene, aunque reduce. La relación entre COBER_COPA y A_BASAL, aumenta (0.66), lo que puede reflejar que los árboles restantes en condiciones de alta perturbación tienen copas más proporcionales a su volumen y edad. La relación entre COBER_COPA y RAMAS_PRIMAR es positiva (0.45) y la relación entre A_TOTAL y COBER_COPA también es positiva (0.59), lo que refuerza la idea de

que árboles más altos tienden a tener copas más amplias, incluso bajo perturbación moderada. Finalmente, a medida que aumenta la perturbación, la correlación entre las variables estructurales cambia. Las relaciones más fuertes (como entre COBER_COPA y A_BASAL) se mantienen, mientras que otras (como A_TOTAL y ALTUR_COPA) pueden debilitarse.

4.1.4 Modelos lineales generalizado (GLM)

Se aplicaron modelos lineales de Gamma y Gaussian, según la normalidad de los datos en las variables estructurales. Con el propósito de determinar los mejores modelos que interpreten la relación entre estas variables, con las variables antropogénicas (un resumen global de los modelos aplicados se presenta en los Anexos).

GLM para la Altura Total Promedio

Se aplicó este modelo considerando todas las variables de perturbación: "índice de corte (INDIC_CORTE)", "Intensidad de Pastoreo (INTENS_PASTORE)", "Presencia de caminos permanentes (CAMIN_PERMAN)", "Densidad de caminos dentro de la parcela (DENS_CAM)", "Distancia a la carretera (DIST_CARRET)", "Distancia a la urbanización (DIST_URBE)" y "Área agrícola circundante a la parcela (AREA_AGRI)".

El siguiente código y resultados, fueron ejecutados por el software R:

Tabla 7

Análisis de influencia de variables para la elección del modelo.

Variable	Estimación	Error Estándar	Valor t	Valor p(> t)
(Intercepto)	3.094	0.777	3.982	0.00531**
INDIC_CORTE	-0.166	0.203	-0.814	0.44240
INTENS_PASTORE	0.078	0.129	0.603	0.56569
CAMIN_PERMAN	0.053	0.264	0.203	0.84505
DENS_CAM	-0.410	0.390	-1.052	0.32768
DIST_CARRET	-0.002	0.020	-0.121	0.89289
DIST_URBE	-0.007	0.012	-0.639	0.54294
AREA_AGRI	-0.083	0.172	-0.480	0.64611

Nota. AIC = 13.702. El intercepto representa la altura media total estimada cuando todas las variables independientes son cero. Es estadísticamente significativo ($p=0.00531$), lo que indica que este valor es confiable en el modelo. Sin embargo, ninguna de las variables independientes es estadísticamente significativa ($p<0.05$), lo que indica que no se puede concluir con confianza que tengan un efecto relevante sobre la altura media en este modelo. El AIC, fue de 13.702; un valor bajo indica un mejor modelo, en este caso, empleando todas las variables independientes, no resultó significativo estadísticamente la influencia de estas sobre la altura total media.

Tabla 8

Mejor Modelo lineal Generalizado de Gaussian para la variable de Altura Total.

Modelo	Intercepto	CAMI_PER	DEN_CAM	DIS_URB	IND_COR	df	logLik	AIC	Delta	Weight
7	2.654	0.2075	-3.580	-	-	4	0.877	6.2	0.00	0.240
5	3.072	-	-4.511	-	-	3	-0.262	6.5	0.28	0.209
21	3.243	-	-5.108	7.306e-05	-	4	0.393	7.2	0.97	0.148
35	2.549	0.2237	-	-0.2362	-	4	0.324	7.4	1.11	0.138
37	3.099	-	-3.067	-0.1507	-	4	0.311	7.4	1.13	0.136
39	2.717	0.1866	-2.552	-0.1170	-	5	1.262	7.5	1.23	0.130

Nota. En este gráfico el Modelo 7 es el que tiene un AIC menor al resto (6.2). Este modelo incluye las variables: CAM_PER y DEN_CAM. Según estos resultados, El modelo indica que el uso de caminos permanentes puede estar asociado a un menor impacto en la estructura del bosque (relación positiva con la altura). Al igual que sugiere que una mayor densidad de caminos, impacta inversamente en la altura promedio de los árboles.

Tabla 9

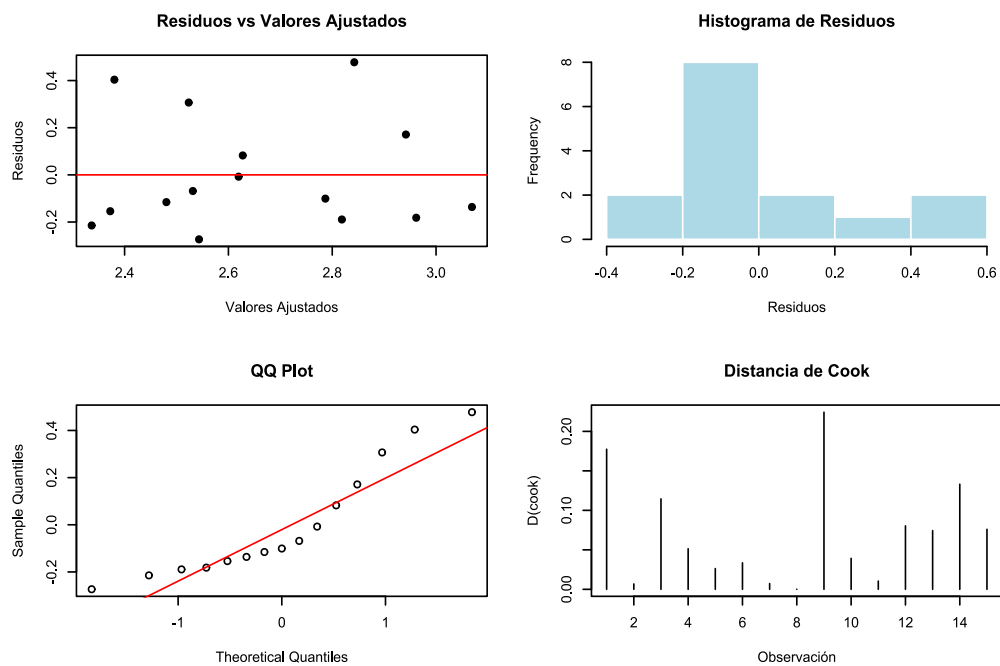
Mejor GLM basado en el análisis anterior.

Variable	Estimación	Error Estándar	Valor t	Pr(> t)
(Intercepto)	2.6541	0.3331	7.968	3.92e-06 ***
CAMIN_PERMAN	0.2075	0.1480	1.403	0.186
DENS_CAM	-3.5801	1.5912	-2.250	0.044 *

Nota: $*p^* < 0.05$ (*), $*p^* < 0.001$ (***) indican niveles de significación. AIC del modelo: 6.2466. Con respecto a los coeficientes: 1) Presencia de caminos permanentes ($p = 0.186$), presenta un coeficiente positivo (0.2075), lo cual indica que, al aumentar la ausencia de caminos permanentes, la altura total tiende a incrementar, sin embargo, falta evidencia para justificar esta relación, ya que no es significativo. 2) Densidad de caminos ($p = 0.044$), presenta un coeficiente negativo (-3.5801), esto indica que la relación entre la densidad de carreteras y la altura total es significativa en este modelo, ya que presenta un $p < 0.05$; además, sugiere que a medida que la densidad de caminos aumenta, la altura total media, disminuye. El AIC (6.2) es relativamente bajo a comparación de los otros modelos, lo que sugiere un buen ajuste del modelo.

Figura 10

Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM

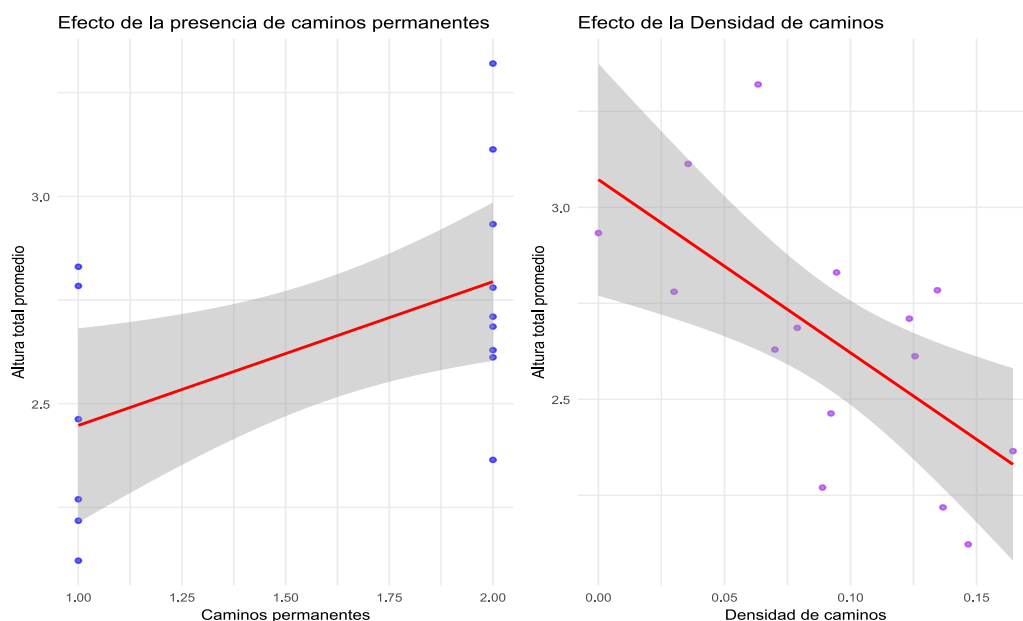


Nota. Se realizaron 4 diagnósticos para evaluar la validez del modelo. En el gráfico de los residuos vs valores ajustados, los residuos parecen distribuidos de manera aleatoria alrededor de 0, pero podría haber cierta dispersión desigual hacia los extremos, lo cual sugiere una posible heterocedasticidad leve. El histograma de residuos, sugiere que los residuos están cerca de seguir una distribución normal, pero con leves desviaciones y ligera asimetría hacia valores negativos. En el QQ

plot, la mayoría de los puntos se alinean bien con la línea teórica, pero se desvían ligeramente en los extremos (colas), lo que podría indicar un comportamiento cercano a la normalidad, pero con un problema menor en las colas de los datos. Para la Distancia de Cook, ninguna observación parece superar el umbral crítico. Esto indicaría que no hay datos extremadamente influyentes que afecten en gran medida el modelo ajustado.

Figura 11

Gráfica de relación del Mejor GLM para la altura total media



Nota. Los gráficos muestran los efectos individuales de las variables significativas del mejor modelo en la Altura Total media. 1) Presencia de caminos permanentes: Existe una relación positiva con la altura total, a medida que aumenta la ausencia de caminos permanentes, también aumenta la altura total promedio; lo cual indica que áreas con menos caminos permanentes tienen mayor densidad de individuos; sin embargo, el intervalo de confianza (área gris) es amplio, lo que sugiere cierta incertidumbre en la relación. 2) Densidad de caminos: Presenta una relación negativa lo que sugiere que, a mayor densidad de caminos, menor es la altura total promedio. El intervalo de confianza aquí también es considerable, indicando incertidumbre, aunque la tendencia negativa parece más clara en comparación con el gráfico de caminos permanentes.

GLM para la Altura a la copa promedio

Al igual que el modelo anterior, se aplicó este modelo considerando todas las variables de perturbación. Esta variable mostró una distribución no normal, por lo que la aplicación del modelo, será usando Gamma.

El siguiente código y resultados, fueron ejecutados por el software R:

Tabla 10

Análisis de influencia de variables para la elección del modelo.

Variable	Estimación	Error estándar	Valor t	Pr(> t)
(Intercepto)	-0.6432	0.3451	-1.864	0.10461
INDIC_CORTE	-0.09481	0.09036	-1.049	0.32891
INTENS_PASTORE	0.2284	0.05744	3.977	0.00535 **
CAMIN_PERMAN	0.1509	0.1174	1.286	0.23941
DENS_CAM	-5.8920	1.7643	-3.340	0.01144 *
DIST_CARRET	0.1875	3.865e-04	0.049	0.96266
DIST_URBE	0.0834	0.05275	1.680	0.13679
AREA_AGRI	-0.002329	0.007656	-0.304	0.76982

Nota. AIC = -20.759. En cuestión de los coeficientes, la INTENS_PASTORE, mostró un $p = 0.005$, lo que indica que un aumento en la intensidad de pastoreo incrementa significativamente la altura a la copa media. El coeficiente positivo sugiere un aumento exponencial de la media en la altura de copa con cada unidad adicional de intensidad de pastoreo. Para la variable DENS_CAM, resultó un $p = 0.011$, lo que indica que una mayor densidad de caminos está asociada con una disminución significativa en la altura de copa media, lo cual podría reflejar mayor impacto antropogénico. El resto de variables presentó un p-value mayor al 0.05, lo cual indicaría estas variables no muestran efectos significativos sobre la altura media a la copa, en este modelo. Con respecto a la desviación residual (0.12536), presenta error entre el modelo ajustado y los datos observados, aunque es un valor bajo, el modelo captura gran parte de la variación de los datos. El AIC del modelo fue de -20.759, lo que cual indica un buen ajuste del modelo, aplicando todas las variables antropogénicas.

Tabla 11*Identificación del Mejor GLM Gamma para el Área basal*

Modelo	Intercepto	ARE_ AGR	CAMI_ PER	DEM_ CAM	DIS_ CAR	DIS_ URB	IND_ COR	INT_ PAS	df	logLik	AIC	Delta	Weight
119	-0.7061	0.1736		-5.865	9.801e-05		-0.09773	0.2262	7	19.278	-24.6	0.0	0.185
87	-0.7598	0.1512		-5.938	8.885e-05		-0.0955	0.2293	8	19.377	-22.6	1.8	0.068
120	-0.6403	-0.0023		-5.948	1.004e-05		-0.09738	0.2067	8	19.377	-22.6	1.8	0.068
127	-0.6716	0.1645		-6.015	9.911e-05		-0.096	0.2067	8	18.759	-22.5	2.1	0.065
88	-0.1291	0.01143		-6.051	9.942e-05		-0.09833	0.2215	8	17.759	-21.5	3.06	0.033
95	-0.233	-0.00844		-6.155	4.501e-05		-0.1086	0.2382	7	17.747	-21.5	3.06	0.033
70	-0.228	-0.00915		-6.155	4.051e-05		-0.09666	0.2382	7	16.56	-21.1	3.43	0.025

Nota. El valor de AIC de -24.6 indica que el modelo 119 tiene el mejor ajuste en comparación con los demás modelos. Este modelo incluye las variables: presencia de caminos Permanentes, densidad de caminos, distancia a la urbanización e Intensidad de pastoreo.

Tabla 12

Mejor GLM Gamma para la variable de Altura a la copa promedio.

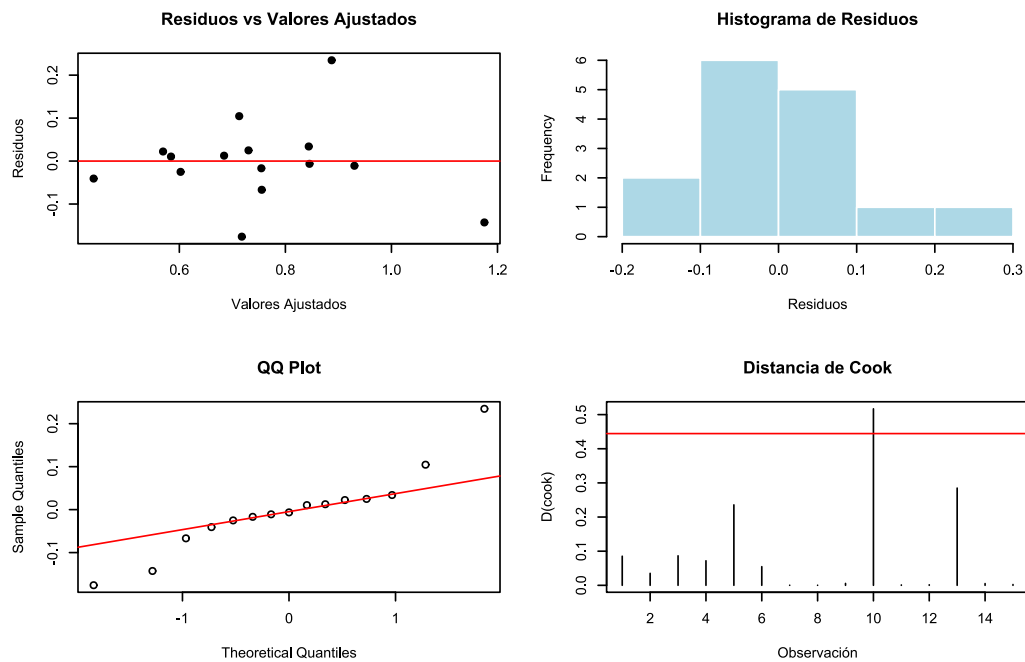
Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-7.061e-01	2.321e-01	-3.042	0.013971 *
CAMIN_PERMAN	1.736e-01	8.070e-02	2.151	0.059933
DENS_CAM	-5.865e+00	1.271e+00	-4.615	0.001263 **
DIST_URBE	9.801e-05	3.663e-05	2.675	0.025396 *
INDIC_CORTE	-9.773e-02	7.862e-02	-1.243	0.245226
INTENS_PASTORE	2.262e-01	4.718e-02	4.795	0.000981 ***

Nota. Con respecto a las variables significativas: la intensidad del pastoreo ($p = 0.000981$), un coeficiente de $2.262e-01$, indica que un aumento en la intensidad de pastoreo incrementa significativamente la altura media de copa. Este resultado es muy robusto, dado el nivel de significancia. La densidad de caminos ($p = 0.001263$), un coeficiente negativo de -5.865 , muestra que un incremento en la densidad de caminos está asociado con una fuerte reducción en la altura media de copa. Este es un hallazgo importante, reflejando el impacto negativo de la infraestructura en la estructura forestal. La distancia a la urbanización ($p = 0.025396$), un coeficiente positivo ($9.801e-05$) sugiere que, a mayor distancia de las áreas urbanas, se observa un ligero aumento en la altura media de copa. Este efecto podría reflejar menor perturbación antropogénica en zonas más alejadas. La variable de presencia de caminos permanentes, aunque no es estadísticamente significativo muestra un coeficiente positivo ($1.736e-01$), sugiriendo que la presencia de caminos permanentes podría tener un ligero efecto positivo en la altura media de copa. Esto puede estar relacionado principalmente con la accesibilidad. La variable índice de corte ($p = 0.245226$), el coeficiente negativo ($-9.773e-02$) no es significativo, lo que sugiere que la intensidad de corte no tiene un efecto claro sobre la altura media de copa en este modelo; sin embargo, al elaborar otro modelo sin la presencia de esta variable, mostró un AIC de -24.166 , al no presentar diferencias significativas, un modelo con y sin presencia de esta variable, se podría explicar la variabilidad de los datos sin comprometer la confiabilidad del modelo. Con respecto al ajuste del modelo, la desviación residual (0.12707), el modelo explica gran proporción de la

variación en la altura a la copa de los árboles; el AIC mostro un valor bajo (-24.555), indicando un ajuste más eficiente en comparación con otros modelos evaluados. Esto lo hace un modelo competitivo en términos de capacidad predictiva.

Figura 12

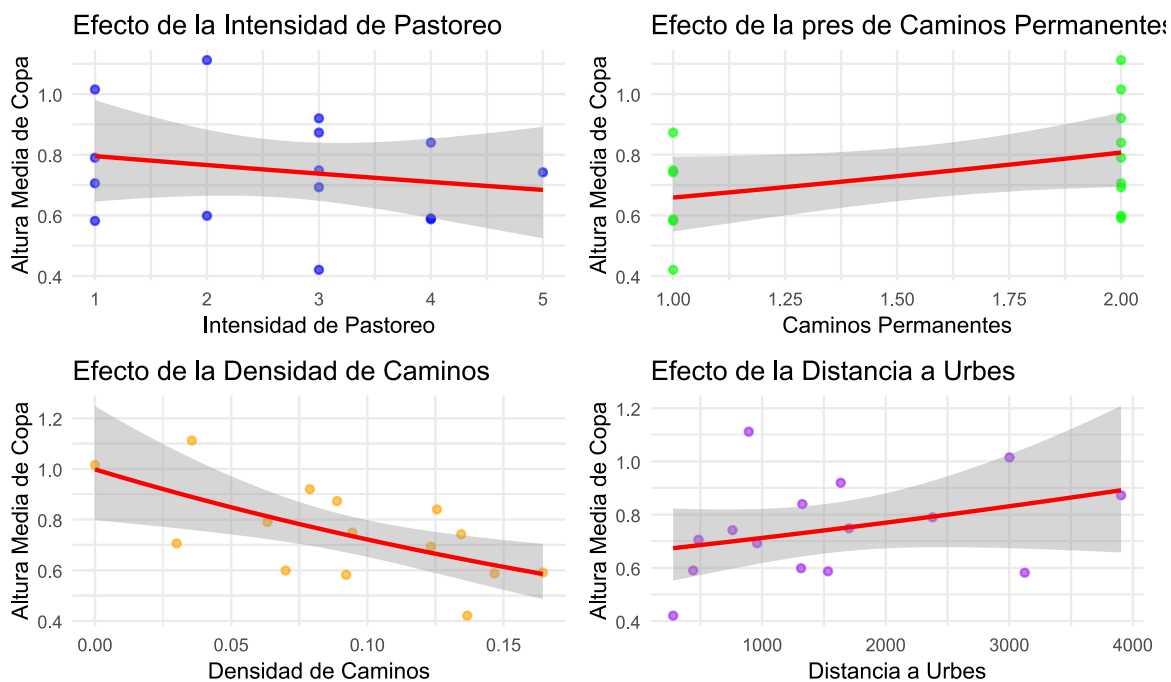
Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM



Nota. En el gráfico de Residuos vs Valores Ajustados, parecen estar distribuidos aleatoriamente alrededor de 0, lo cual es un buen signo de que el modelo captura adecuadamente la tendencia de los datos. Sin embargo, hay cierta agrupación en la parte superior derecha, lo que podría indicar una leve heterocedasticidad. En el Histograma de residuos, la distribución parece asimétrica, con una mayor densidad hacia valores negativos. Esto sugiere que los residuos podrían no seguir una distribución perfectamente simétrica, lo que podría ser relevante dependiendo del tipo de modelo. En el QQ Plot, los puntos siguen la línea roja, lo que indica que los residuos se acercan a una distribución normal, pero hay desviaciones leves en los extremos, lo que podría indicar la presencia de valores atípicos o una ligera no normalidad. En la distancia de Cook, ningún punto parece superar el umbral crítico, lo que indica que no hay observaciones con una influencia desproporcionada en el modelo.

Figura 13

Gráfica de relación del Mejor GLM para la altura a la copa



Nota. Los gráficos muestran los efectos individuales de las variables significativas del mejor modelo en la altura media a la copa. Las líneas rojas representan la tendencia ajustada para cada variable con el modelo Gamma (enlace log). 1) Intensidad de pastoreo: Presenta una relación positiva; a mayor intensidad, mayor altura a la copa. 2) Presencia de caminos permanentes (Si=1, No=2): Presenta una relación positiva; lo cual indica que la ausencia de caminos permanentes parece asociarse con un aumento en la altura a la copa. 3) Densidad de caminos: Presenta una relación negativa; a mayor densidad de caminos, menor altura de copa. 4) Distancia a urbes: Presenta una relación positiva; la altura de copa aumenta conforme aumenta la distancia a áreas urbanizadas.

Esta variable es la que más se podría ver afectada por la perturbación antropogénica, pero su particularidad e irregularidad en la realidad, justifica en medida estos valores de correlación y relación de efecto con las variables antropogénicas. La densidad de caminos, presenta una relación negativa, lo que sugiere que a medida que la densidad de caminos aumente, la altura a la copa disminuye; esto podría deberse a que existen zonas en fase de recuperación o evidente estrés por cortes en ramas y extracción de leña.

GLM para la Cobertura de copa

Al igual que el modelo anterior, se aplicó este modelo considerando todas las variables de perturbación. Esta variable mostró una distribución no normal, por lo que la aplicación del modelo, será usando Gamma.

El siguiente código y resultados, fueron ejecutados por el software R:

Tabla 13

Análisis de influencia de variables para la elección del modelo.

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	5.161e+00	5.615e-01	9.191	3.72e-05 ***
INDIC_CORTE	-4.136e-01	1.470e-01	-2.813	0.02604 *
INTENS_PASTORE	-4.917e-02	9.347e-02	-0.526	0.61513
CAMIN_PERMAN	2.980e-01	1.910e-01	1.560	0.16273
DENS_CAM	-2.964e+00	2.820e+00	-1.051	0.32811
DIST_CARRET	-8.250e-04	6.280e-04	-1.312	0.23093
DIST_URBE	-3.656e-04	8.555e-05	-4.273	0.00369 **
AREA_AGRI	3.001e-03	1.246e-02	0.241	0.81654

Nota. AIC = 129.64. Con respecto a los coeficientes del modelo, el índice de corte ($p = 0.026$), presenta un coeficiente negativo (-0.4136), lo cual indica que hay una relación negativa significativa entre el índice de corte y la cobertura de copa. Un aumento en el índice de corte disminuye la cobertura de copa, lo que es consistente con la idea de que una mayor intervención humana afecta inversamente la estructura del bosque; la distancia a urbes ($p = 0.00369$), presentó un coeficiente negativo bajo (-0.0003656) lo cual indica que existe una relación negativa significativa entre la distancia a urbanizaciones y la cobertura de copa. Esto sugiere que áreas más cercanas a las urbanizaciones tienen una mayor cobertura, posiblemente debido a diferencias en la presión antropogénica o en el manejo del bosque. El resto de variables no presentaron efectos significativos sobre la cobertura de copa en este modelo, ya que sus valores p , son mayores a 0.05. Finalmente, se sugiere que La cobertura de copa está significativamente influenciada por: Índice de corte: Impacto negativo significativo. Distancia a urbanizaciones: Impacto negativo significativo.

Variables como intensidad de pastoreo o densidad de caminos no parecen ser relevantes en este modelo.

Tabla 14

Identificación del Mejor GLM Gamma para la Cobertura de copa.

Modelo	Intercepto	ARE_ AGR	CAMI_ PER	DEN_ CAM	DIS_ CAR	DIS_ URB	IND_ COR	INT_ PAS	df	logLik	AIC	delta	weight
63	5.25		0.2656	-4.006	-0.00094	-0.000369	-0.4372		7	-56.126	126.3	0.0	0.142
115	4.98		0.3025			-0.00037	-0.3839	-0.1035	6	-57.337	126.7	0.42	0.115
123	5.01		0.318		-0.00042	-0.000375	-0.4119	-0.1049	7	-56.802	127.6	1.39	0.071
127	5.237		0.2709	-3.02	-0.00081		-0.4088	-0.04573	8	-55.877	127.8	1.5	0.067
51	4.72		0.3467			-0.000359			5	-59.003	128.1	1.75	0.059
55	5.00		0.2765	-2.297		-0.00038			6	-58.066	128.1	1.88	0.055
64	5.20	0.00187	0.282	-4.017	-0.00095	-0.000362	-0.4415		8	-56.104	128.2	1.96	0.053

Nota. El valor de AIC de 126.3 indica que el modelo 63 tiene el mejor ajuste en comparación con los demás modelos. Este modelo incluye las variables: presencia de caminos Permanentes, densidad de caminos y distancia a carretera.

Tabla 15

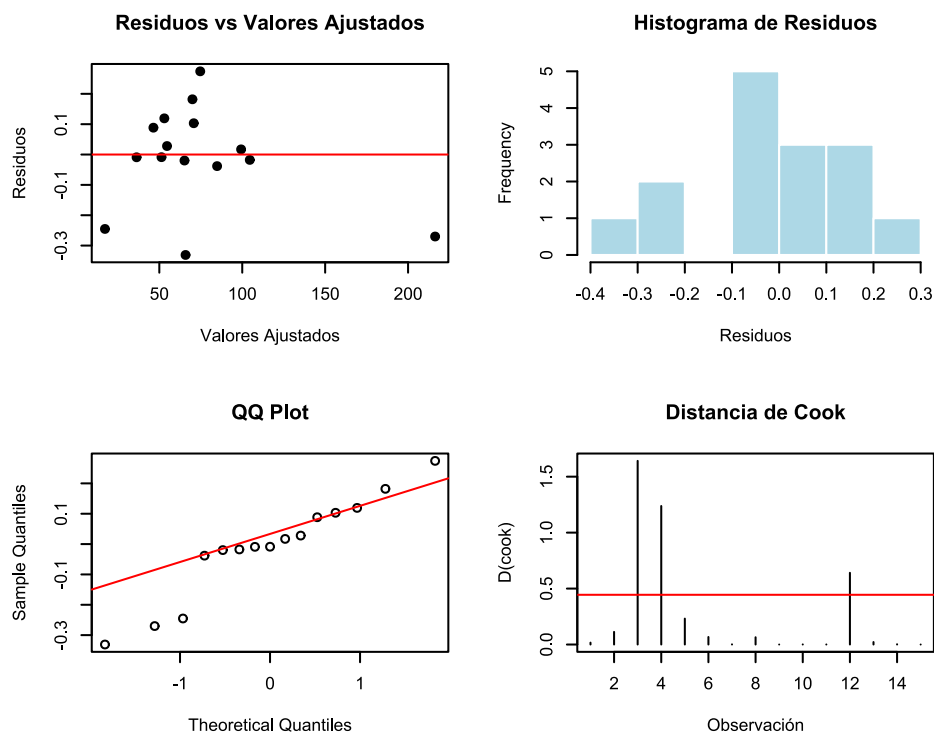
Mejor GLM basado en el análisis anterior.

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	5.246e+00	4.006e-01	13.096	3.65e-07***
CAMIN_PERMAN	2.656e-01	1.344e-01	1.976	0.079539
DENS_CAM	-4.006e-01	1.967e-01	-2.037	0.072116
DIST_CARRET	-9.371e-04	5.341e-04	-1.755	0.113207
DIST_URBE	-3.694e-04	6.153e-05	-6.003	0.000202***
INDIC_CORTE	-4.372e-01	1.204e-01	-3.629	0.005046**

Nota. El AIC es de 126.25. Con respecto a los coeficientes: 1) Presencia de caminos permanentes ($p = 0.0795$), presenta un coeficiente positivo (0.2656), lo que indica que esta variable tiene una relación marginalmente significativa con la variable dependiente. 2) La densidad de caminos ($p = 0.0721$), presenta un coeficiente negativo (-4.006), lo que indica que un mayor valor de la densidad de caminos está asociado con una menor cobertura de copa. 3) La distancia a carreteras ($p = 0.113$), presenta un coeficiente negativo (-0.0009371), lo que indica que la distancia a las carreteras no tiene una relación fuerte con la variable dependiente en este modelo. 4) La distancia a la urbanización ($p = 0.0002$), presenta un coeficiente negativo (-0.0003694), lo que indica que a medida que aumenta la distancia a las áreas urbanas, la cobertura de copa disminuye. Y 5) El índice de corte ($p = 0.00549$), presenta un intercepto negativo (-0.4372), lo cual indica que una mayor intensidad de corte está asociada con una menor cobertura de copa.

Figura 14

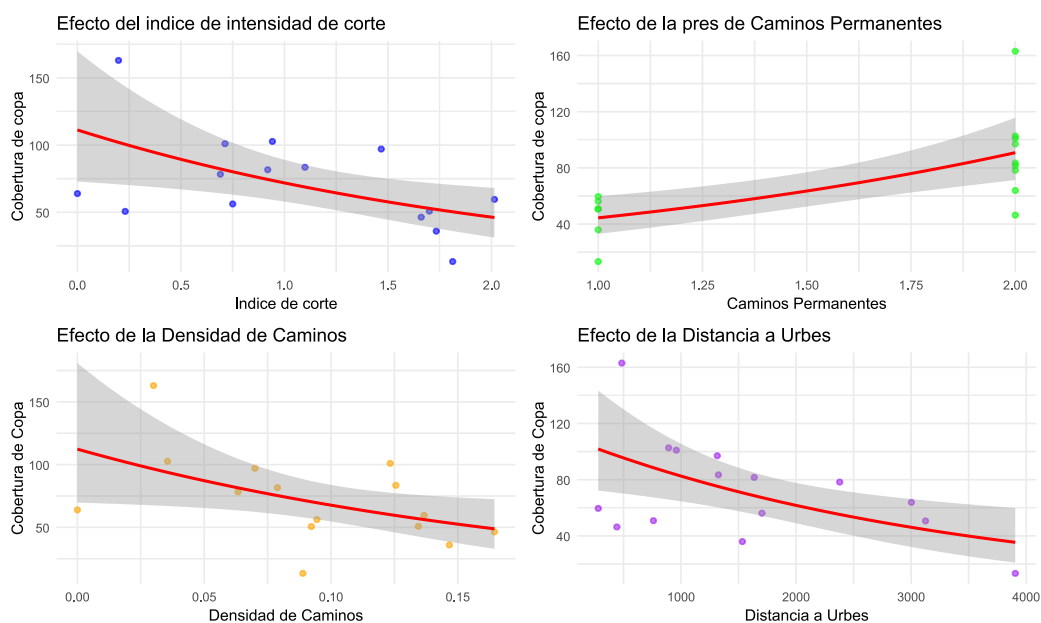
Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM



Nota. Se realizaron varios diagnósticos para evaluar la validez del modelo ajustado. El gráfico de residuos versus valores ajustados, mostró que los residuos se distribuyen aleatoriamente alrededor de cero, lo que sugiere que el modelo no presenta patrones sistemáticos no capturados. El histograma de los residuos y el QQ plot confirmaron que los residuos siguen una distribución aproximadamente normal. Sin embargo, el análisis de la distancia de Cook reveló que algunos puntos mostraron una alta influencia en el modelo, los cuales fueron revisados y se decidió mantenerlos debido a su relevancia en el contexto del estudio. Además, se verificó el índice de Inflación de Varianza (VIF), resultando lo siguiente: CAMIN_PERMAN: 1.61, DENS_CAM: 2.97, DIST_CARRET: 1.88, DIST_URBE: 1.53 y INDIC_CORTE: 2.08; todos los VIF, fueron menor a 5, lo que sugiere que no hay problemas significativos de multicolinealidad en el modelo.

Figura 15

Gráfica de relación del Mejor GLM para la Cobertura de copa



Nota. Los gráficos muestran los efectos individuales de las variables significativas del mejor modelo en la altura media a la copa. Las líneas rojas representan la tendencia ajustada para cada variable con el modelo Gamma (enlace log), mientras que la banda gris corresponde al intervalo de confianza. 1) Índice de corte: Presenta una relación negativa, a medida que aumenta el índice de corte (que puede indicar una mayor perturbación debido a la tala o corte), la cobertura de copa parece disminuir. Esto sugiere que el corte más intenso reduce la cantidad de cobertura de la copa de los árboles. 2) Presencia de caminos permanentes (Si=1, No=2): presenta una relación positiva, lo cual indica que la ausencia de caminos permanentes está relacionada con el aumento de la cobertura de copa. 3) Densidad de caminos: Presenta una relación negativa, el cual indica que a medida que la densidad de caminos aumenta (más caminos por área), la cobertura de copa disminuye, lo que sugiere que una mayor perturbación en el paisaje, representada por más caminos, puede reducir la cobertura de la copa. 4) Distancia a la urbanización: Presenta una relación negativa, lo cual indica que a medida que aumenta la distancia a las urbes, la cobertura de copa tiende a disminuir (este parámetro no se tomó en cuenta al momento de seleccionar las parcelas de estudio, por lo que los resultados sugieren

su consideración para futuras investigación, ya que presenta una relación inversa a lo natural (ir a la discusión)).

GLM para el Área Basal

Al igual que los modelos anteriores, se aplicó este modelo considerando todas las variables de perturbación. Esta variable mostró una distribución no normal, por lo que la aplicación del modelo será usando Gamma.

El siguiente código y resultados, fueron ejecutados por el software R:

Tabla 16

Análisis de influencia de variables para la elección del modelo

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.301033	1.204069	0.251	0.809
INDIC_CORTE	-0.24944	0.31434	-0.794	0.454
INTENS_PASTORE	0.071666	0.199828	0.359	0.73
CAMIN_PERMAN	0.088115	0.408312	0.216	0.835
DENS_CAM	-2.89483	6.028164	-0.48	0.646
DIST_CARRET	-0.00221	0.001344	-1.642	0.144
DIST_URBE	-0.00302	0.001729	-1.755	0.123
AREA_AGRI	-0.04182	0.026638	-1.57	0.16

Nota. En este modelo general, ninguna de las variables independientes o predictores, muestran significancia estadística, ya que presentan valores de p superiores al 0.05; aunque el AIC (-2.3062) es relativamente bajo, no hay evidencia de buen ajuste de los efectos de las variables, ya que no son significativas.

Tabla 17*Identificación del Mejor GLM Gamma para el Área basal*

Modelo	Intercepto	ARE_ AGR	CAMI_ PER	DEN_ CAM	DIS_ CAR	DIS_ URB	IND_ COR	INT_ PAS	df	logLik	AIC
26	0.1802	-0.05567		-0.00138					5	9.064	-8.1
58	0.4468	0.04684		-0.00138			-0.2605		6	8.906	-7.7
18	0.1013	-0.05188			-0.00039				4	7.803	-7.4
30	-0.3291	-0.04619	0.2086	-3.094	-0.00198				9	9.384	-6.7
28	-0.3091	-0.05102			0.000303		-0.04031		6	9.133	-6.5
90	-0.298	-0.05302							3	6.924	-6.3
60	0.3962	0.0483	0.1468						5	8.975	-6

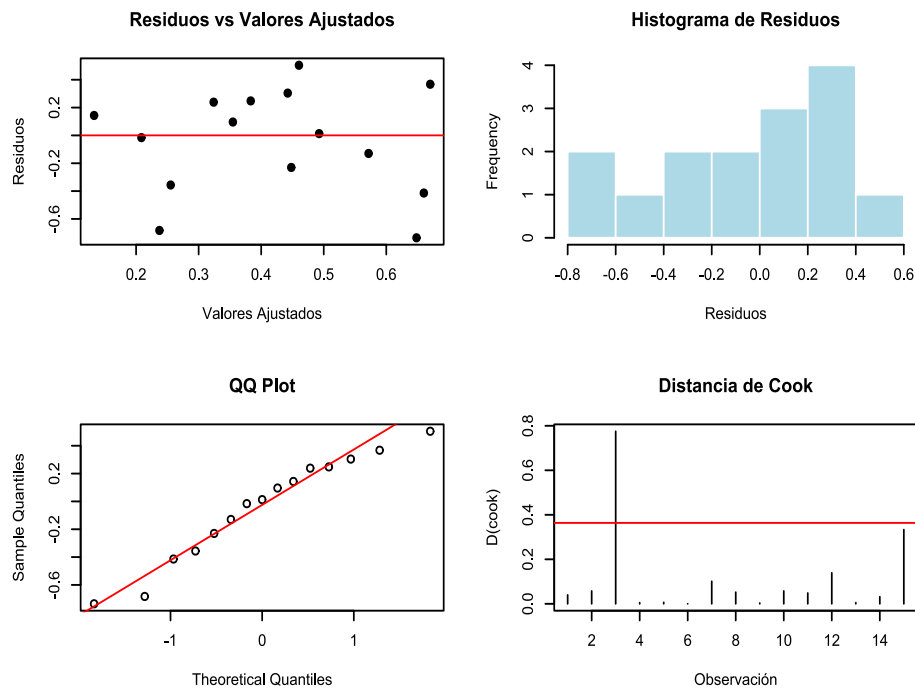
Nota. En este gráfico el Modelo 26 es el que tiene un AIC menor al resto (-8.1). Este modelo incluye las variables: Área agrícola circundante, distancia a carreteras y Distancia a urbes.

Tabla 18

Mejor GLM basado en el análisis anterior.

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.180158	0.277783	0.649	0.52993
AREA_AGRI	-0.05567	0.015225	-3.656	0.00378**
DIST_CARRET	-0.00138	0.000839	-1.64	0.12929
DIST_URBE	-0.00034	0.000113	-3.037	0.01131*

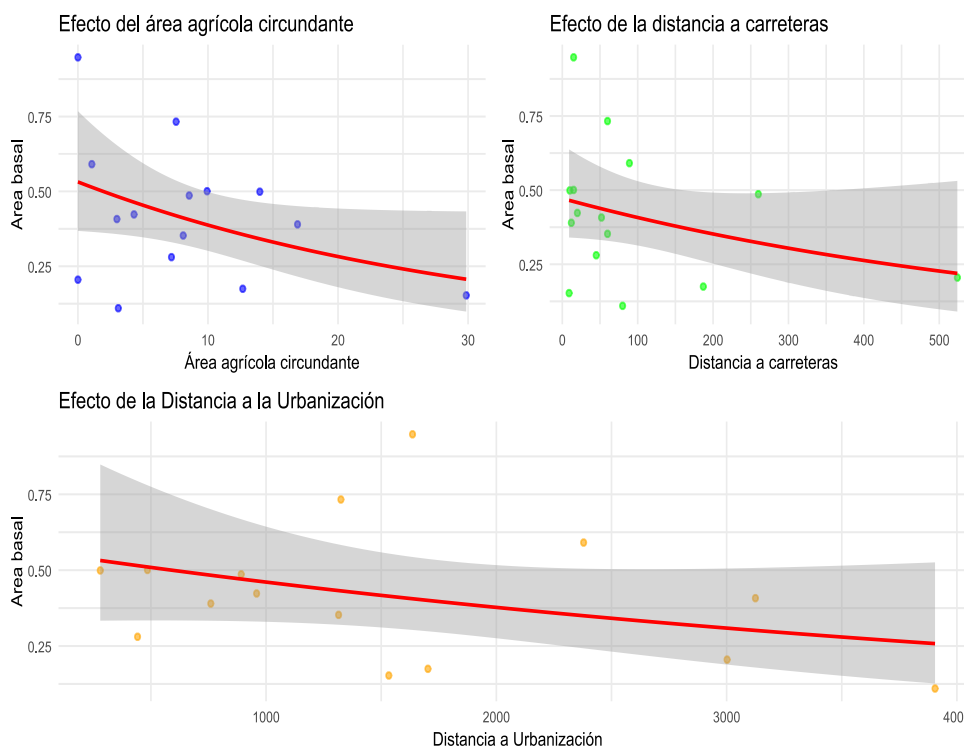
Nota. Con respecto a los coeficientes: 1) Área agrícola ($p = 0.00378$), presenta un coeficiente negativo, lo cual indica que a medida que el área agrícola aumenta, el área basal tiende a disminuir. 2) Distancia a carreteras ($p = 0.12929$), presenta un coeficiente negativo (-0.0014), esto indica que la relación entre la distancia a las carreteras y el área basal no es significativa en este modelo. 3) Distancia a la urbanización ($p = 0.01131$) presenta un coeficiente negativo (-0.00034), lo cual indica que la distancia a urbes tiene una relación negativa significativa con el área basal. A medida que la distancia a las áreas urbanizadas aumenta, el área basal disminuye. El AIC (-8.1271) es relativamente bajo, lo que sugiere un buen ajuste del modelo.

Figura 16*Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM*

Nota. Se realizaron varios diagnósticos para evaluar la validez del modelo ajustado. El gráfico de residuos versus valores ajustados, mostró que los residuos se distribuyen aleatoriamente alrededor de cero, lo que sugiere que el modelo no presenta patrones sistemáticos no capturados. El histograma de los residuos y el QQ plot confirmaron que los residuos siguen una distribución aproximadamente normal, pero con ligeros desvíos. Sin embargo, el análisis de la distancia de Cook reveló que algunos puntos mostraron una alta influencia en el modelo, pero también puntos extremos que requieren ser observados. Además, se verificó el índice de Inflación de Varianza (VIF), resultando lo siguiente: AREA_AGRI: 1.278460, DIST_CARRET: 1.211607 y DIST_URBE: 1.335022, todos los VIF, fueron menor a 5, lo que sugiere que no hay problemas significativos de multicolinealidad en el modelo.

Figura 17

Gráfica de relación del Mejor GLM para el Área basal



Nota. Los gráficos muestran los efectos individuales de las variables significativas del mejor modelo en el Área basal. 1) Área agrícola circundante: Existe una relación negativa entre el área agrícola circundante y el área basal, a medida que aumenta el área agrícola, el área basal de los árboles disminuye, lo que sugiere que la expansión de áreas agrícolas podría estar asociada con una degradación de las condiciones para el crecimiento arbóreo. 2) Distancia a la carretera: La relación es también negativa, al aumentar la distancia a las carreteras, el área basal tiende a disminuir. Esto puede indicar que las zonas más alejadas de las carreteras están menos accesibles para actividades de manejo o conservación, lo que podría influir en las características estructurales del bosque. 3) Distancia a la urbanización: Se observa una relación negativa similar: mayor distancia a las áreas urbanizadas se asocia con una disminución en el área basal.

Esto podría reflejar que áreas más remotas, lejos de la influencia urbana, experimentan menos manejo o protección, contribuyendo a una disminución de las dimensiones de los árboles. Sin embargo, este patrón de diferenciación, podría cambiar si se aumentan las dimensiones de las parcelas, ya que Malizia et al. (2020),

menciona que en parcelas pequeñas (<0.1ha), se podría esperar un efecto de borde más fuerte y diferencias de intensidades de perturbación más notorias.

GLM para la Densidad de individuos

Al igual que los modelos anteriores, se aplicó este modelo considerando todas las variables de perturbación. Esta variable mostró una distribución no normal, por lo que la aplicación del modelo, será usando Gamma.

El siguiente código y resultados, fueron ejecutados por el software R:

Tabla 19

Análisis de influencia de variables para la elección del modelo

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-1.8264451	0.8767892	-2.083	0.0757
INDIC_CORTE	-0.1889689	0.2295849	-0.823	0.4376
INTENS_PASTORE	0.0324276	0.1459490	0.222	0.8305
CAMIN_PERMAN	0.3504325	0.2982340	1.175	0.2784
DENS_CAM	-4.9313493	4.4028029	-1.120	0.2996
DIST_CARRET	-0.0012218	0.0009819	-1.244	0.2534
DIST_URBE	-0.0003850	0.0001336	-2.882	0.0236*
AREA_AGRI	-0.0174903	0.0194526	-0.899	0.3985

Nota. En este modelo general, con un AIC= -63.343, la única variable predictora significativa al modelo, fue la distancia a la urbanización ($p = 0.0236$), un coeficiente negativo (-0.000385) el cual indica que la densidad arbórea disminuye a medida que aumenta la distancia a las zonas urbanas. Esto podría reflejar un manejo forestal más eficaz en áreas cercanas a urbes o impactos indirectos de accesibilidad.

Tabla 20

Identificación del Mejor GLM Gamma para la Densidad de individuos

Modelo	Intercepto	ARE_ AGR	CAMI_ PER	DEN_ CAM	DIS_ CAR	DIS_ URB	IND_ COR	INT_ PAS	df	logLik	AIC	delta	weight
31	-2.4930		0.5718	-5.8640	-1.294e- 03	-0.00029			6	39.036	-66.1	0.00	0.043
51	-2.8690		0.5930			-0.000316	-0.25930		5	38.012	-66.0	0.05	0.042
32	-1.9610	-0.0196	0.3846	-5.3840	-1.118e- 03	-0.000373			7	40.008	-66.0	0.06	0.042
83	-2.8960		0.6481			-0.000314		-0.12710	5	37.935	-65.9	0.20	0.039
52	-2.3250	-0.0202	0.4134			-0.000396	-0.22710		6	38.912	-65.8	0.25	0.038
63	-2.2810		0.5199	-4.4590	-1.313e- 03	-0.000318	-0.20330		7	39.869	-65.7	0.33	0.036
24	-2.1200	-0.0230	0.3562	-3.2930		-0.000412			6	38.839	-65.7	0.40	0.035

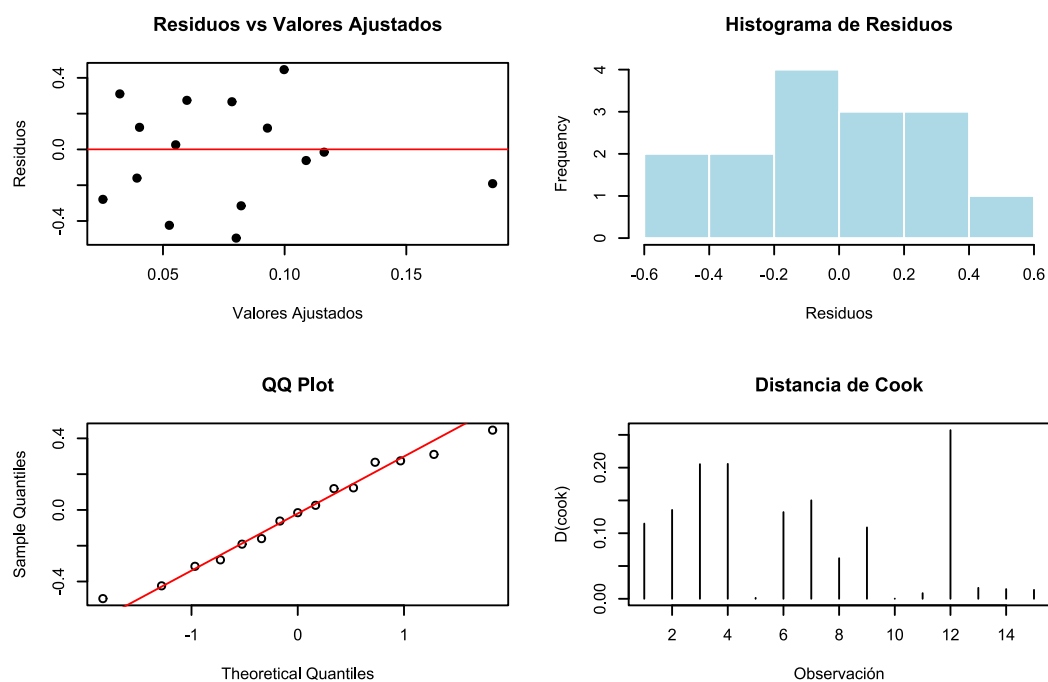
Nota. En este gráfico el Modelo 31 es el que tiene un AIC menor al resto (-66.1). Este modelo incluye las variables: Presencia de caminos permanentes, Densidad de caminos, Distancia a carreteras y la distancia a la urbanización. Variables espaciales como CAMIN_PERMAN, DENS_CAM, DIST_CARRET, y DIST_URBE aparecen consistentemente en los modelos con mejores AIC; siendo la intensidad del pastoreo y el área agrícola circundante y el índice de corte, como las variables predictoras con menor valor explicativo.

Tabla 21

Mejor GLM basado en el análisis anterior.

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-2.4926	0.63716	-3.912	0.0029**
CAMIN_PERM	0.5718	0.21597	2.647	0.0244*
DENS_CAM	-5.8641	2.86416	-2.047	0.0678
DIST_CARRET	-0.0013	0.00088	-1.469	0.1725
DIST_URBE	-0.00029	0.00010	-2.882	0.0163*

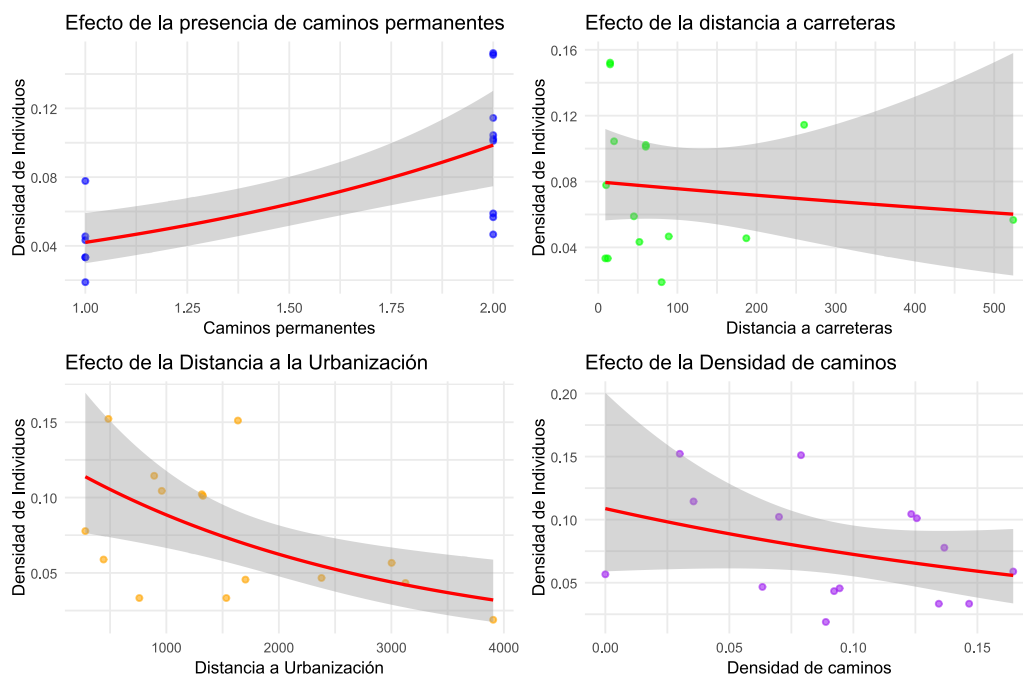
Nota. Siendo el AIC=-66.072, con respecto a los coeficientes: 1) Presencia de caminos permanentes ($p = 0.0244$), presenta un coeficiente positivo y significativo (0.5718), lo cual indica que a medida que la ausencia de caminos permanentes aumenta, la densidad arbórea aumenta. 2) Densidad de caminos ($p = 0.0678$), presenta un coeficiente negativo y marginalmente significativo (0.5718), lo cual indica que a medida que aumenta la densidad de caminos, la densidad arbórea tiende a disminuir. 3) Distancia a carreteras ($p = 0.1725$), presenta un coeficiente negativo y no significativo (-0.0013), indica que la distancia a las carreteras no tiene un efecto estadísticamente significativo sobre la densidad arbórea en este modelo. 4) Distancia a la urbanización ($p = 0.0163$), presenta un coeficiente negativo y significativo, lo cual indica que a medida que aumenta la distancia a áreas urbanas, la densidad arbórea disminuye (relación atípica).

Figura 18*Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM*

Nota. El gráfico de residuos vs valores ajustados, mostró que los residuos se distribuyen aleatoriamente alrededor de cero, lo que sugiere que el modelo no presenta patrones sistemáticos no capturados. El histograma de los residuos y el QQ plot confirmaron que los residuos siguen una distribución aproximadamente normal. En la distancia a Cook, ningún punto parece superar el umbral crítico, lo que indica que no hay observaciones con una influencia desproporcionada en el modelo. Además, se verificó el índice de Inflación de Varianza (VIF), resultando lo siguiente: CAMIN_PERMAN: 1.5241, DENS_CAM: 2.3178, DIST_CARRET: 1.8769, DIST_URBE: 1.4964; todos los VIF, fueron menor a 5, lo que sugiere que no hay problemas significativos de multicolinealidad en el modelo.

Figura 19

Gráfica de relación del Mejor GLM para la Densidad de individuos



Nota. 1) Presencia de caminos permanentes: Presenta una relación positiva; lo cual indica que la ausencia de caminos permanentes parece asociarse con un aumento de la densidad de individuos. 2) Distancia a la urbanización: Presenta una relación negativa; la densidad disminuye conforme aumenta la distancia a áreas urbanizadas. 3) Distancia a carreteras: Presenta una relación ligeramente negativa; la cual indica que la densidad disminuye ligeramente conforme aumenta la distancia a las carreteras. y 4) Densidad de caminos: Presenta una relación negativa; a mayor densidad de caminos, menor será la densidad de individuos.

En la visualización de los gráficos es más visibles las interacciones, pero también se observan datos que no se encuentran dentro del intervalo de confianza, lo que sugiere posibles errores.

GLM para la Densidad de regeneración

Al igual que los modelos anteriores, se aplicó este modelo considerando todas las variables de perturbación. Esta variable mostró una distribución no normal, por lo que la aplicación del modelo, será usando Gamma.

El siguiente código y resultados, fueron ejecutados por el software R:

Tabla 22*Análisis de influencia de variables para la elección del modelo*

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-4.163e+0	1.670e+0	-2.493	0.04141*
INDIC_CORTE	-1.209e+0	4.372e-01	-2.765	0.02791*
INTENS_PASTORE	1.183e+0	2.779e-01	4.255	0.00377**
CAMIN_PERMAN	4.390e-01	5.679e-01	0.773	0.46479
DENS_CAM	-1.028e+01	8.384e+0	-1.227	0.25963
DIST_CARRET	-3.131e-03	1.870e-03	-1.674	0.13800
DIST_URBE	-3.988e-04	2.544e-04	-1.568	0.16087
AREA_AGRI	-2.144e-02	3.704e-02	-0.579	0.58092

Nota. En este modelo general, solo dos variables independientes o predictores, muestran significancia estadística, ay que presentan valores de p menores al 0.05; aunque el AIC (-76.102) es muy bajo, hay evidencia de buen ajuste de los efectos del índice de corte y la intensidad del pastoreo.

Tabla 23

Identificación del Mejor GLM Gamma para la Densidad de regeneración

Modelo	Intercepto	ARE_ AGR	CAMI_ PER	DEN_ CAM	DIS_ CAR	DIS_ URB	IND_ COR	INT_ PAS	df	logLik	AIC	delta	weight
127	-4.693		0.6070	-9.561	-0.00314	-0.00032	-1.2290	1.1500	8	46.790	-77.6	0.00	0.115
123	-5.372		0.7422		-0.00176	-0.00034	-1.2240	0.9597	7	45.552	-77.1	0.47	0.091
115	-5.346		0.6275			-0.00039	-1.1710	0.9692	6	44.546	-77.1	0.49	0.090
126	-2.984	-0.0416		-12.350	-0.00305	-0.00054	-1.2360	1.2310	8	46.369	-76.7	0.84	0.076
114	-3.545	-0.0444				-0.00064	-1.1690	0.9625	6	44.093	-76.2	1.39	0.057
128	-4.163	-0.0214	0.4390	-10.280	-0.00305	-0.00040	-1.2090	1.1830	9	47.051	-76.1	1.48	0.055
125	-3.204			-12.540	-0.00300	-0.00045	-1.3600	1.1970	7	44.888	-75.8	1.80	0.047

Nota. En este gráfico el Modelo 127 es el que tiene un AIC menor al resto (-77.6). Este modelo incluye las variables: Presencia de caminos permanentes, Densidad de caminos, Distancia a la carretera, Distancia a la urbanización, Índice de corte y la Intensidad del pastoreo.

Tabla 24

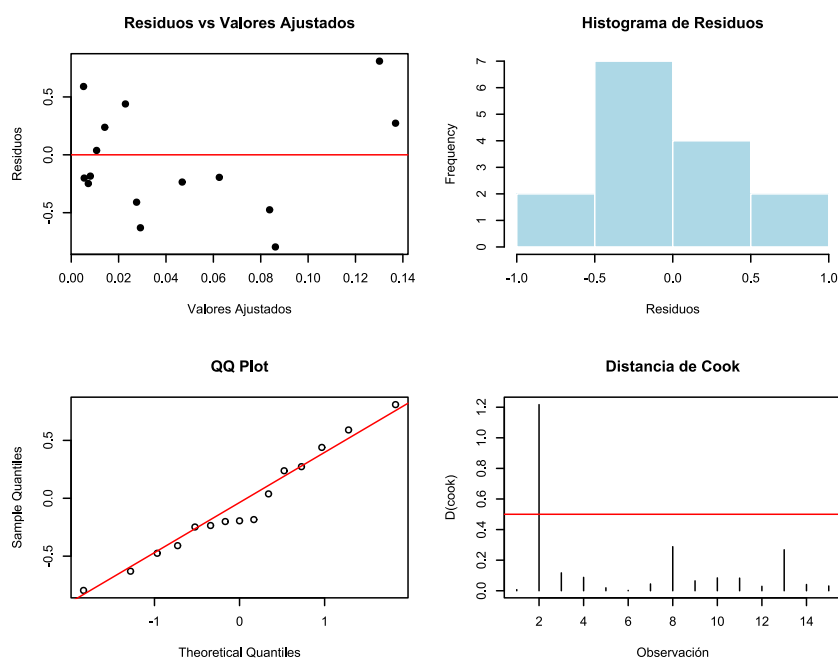
Mejor GLM basado en el análisis anterior.

Variable	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-4.69293	1.24030	-3.784	0.00536**
CAMIN_PERM	0.60704	0.41602	1.459	0.18264
DENS_CAM	-9.56115	7.87299	-1.214	0.25921
DIST_CARRET	-0.00315	0.00176	-1.786	0.11185
DIST_URBE	-0.00032	0.00019	-1.638	0.14008
INDIC_CORT	-1.22893	0.41106	-2.990	0.01734*
INTENS_PASTO	1.15040	0.25920	4.438	0.00217**

Nota. Con respecto a los coeficientes, solo dos de las variables predictoras presentaron influencia significativa, pero al modelar solos con estas dos variables, el valor del AIC, aumento, por lo que este modelo sugiere usar todas las variables consideradas: 1) Índice de corte ($p = 0.01734$), presenta un coeficiente negativo (-1.2289), lo cual indica que a medida que el índice de corte aumenta, la densidad de regeneración tiende a disminuir. 2) Intensidad de pastoreo ($p = 0.00217$), presenta un coeficiente positivo (1.15040), lo cual indica que a medida que la intensidad del pastoreo aumenta, la densidad de regeneración disminuye. El AIC (-77.579) es bajo, a comparación de los otros modelos, lo que sugiere un buen ajuste del modelo.

Figura 20

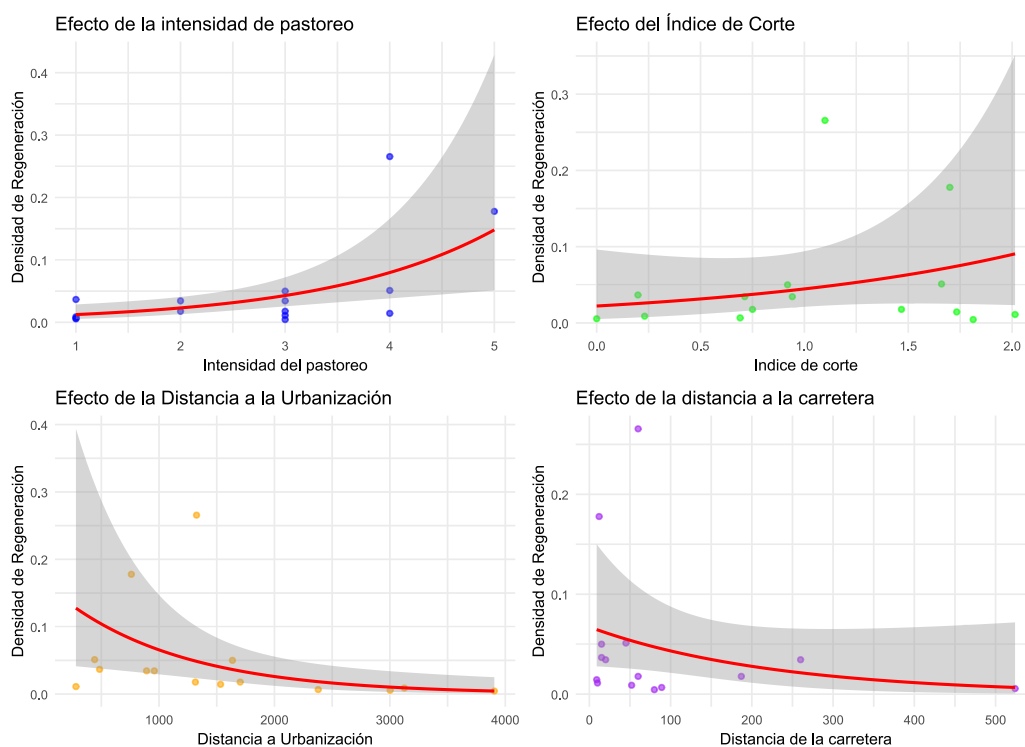
Gráficas de diagnóstico y validación del mejor GLM



Nota. El gráfico de residuos vs valores ajustados, mostró que los residuos se distribuyen aleatoriamente alrededor de cero, lo que sugiere que el modelo no presenta patrones sistemáticos no capturados, aunque presenta valores extremos que requerirían ser observados. El histograma de los residuos y el QQ plot confirmaron que los residuos siguen una distribución aproximadamente normal, pero con ligeros desvíos. Sin embargo, el análisis de la distancia de Cook reveló casi todos los puntos mostraron una alta influencia en el modelo, pero un punto extremo que supera la línea roja, lo que requiere ser observado. Además, se verificó el índice de Inflación de Varianza (VIF), resultando lo siguiente: CAMIN_PERMAN: 1.6058, DENS_CAM: 4.9725, DIST_CARRET: 12.13347 y DIST_URBE: 1.5927, INDIC_CORTE: 2.5293 e INTENS_PASTORE: 4.0403. todos los VIF, fueron menor a 5, lo que sugiere que no hay problemas significativos de multicolinealidad en el modelo.

Figura 21

Gráfica de relación del Mejor GLM para la Densidad de regeneración



Nota. 1) Intensidad de pastoreo: Presenta una relación positiva; lo cual indica que el aumento de la intensidad del pastoreo parece asociarse con un aumento de la densidad de regeneración. 2) Índice de Corte: Presenta una relación positiva; la densidad aumenta conforme aumenta la indice de corte. 3) Distancia a la urbanización: Presenta una relación negativa; la cual indica que la densidad disminuye conforme aumenta la distancia a la urbanización. y 4) Distancia a la carretera: Presenta una relación negativa; la densidad de regeneración reduce, conforme la distancia a la carretera aumenta.

El comportamiento de estos resultados, muestran en las parcelas con perturbación y afectación principalmente a la regeneración o presencia de árboles jóvenes, no necesariamente se debe principalmente por la intensidad del pastoreo o el índice de corte, sino a factores probablemente de propagación de semillas, uso excesivo del suelo, eliminación de plántulas, entre otros factores bióticos y abióticos. Esta particularidad de resultados, podría deberse también a factores como compactación del suelo, competencia de hierbas y fragmentación, los cuales podrías estar teniendo un impacto más significativo del esperado.

4.1.5 Análisis Múltiple Permutado de Varianza (PERMANOVA)

Nuestros resultados se presentan en la tabla 13. Según el PERMANOVA, Los bosques explican un 3.2% de la varianza total de las características estructurales, la condición o grado de perturbación en un 3.4%, la interacción entre estos dos explica en un 4.8%, haciendo un total de 11.9%. Aunque estos valores son relativamente bajos, y aunque los residuales explican el resto de 88.60%, estos porcentajes mostraron una interacción y efectos significativos (0.001).

Tabla 25

Modelo PERMANOVA

Source of Variation	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F. Model	R2	Pr(>F)
Bosque	4	56.78	14.1956	9.1227	0.03208	0.001
Condicion	2	60.47	30.2371	19.4316	0.03416	0.001
Bosque/Condición	8	84.41	10.5517	6.7810	0.04769	0.001
Residuals	1008	1568.52	1.5561		0.88607	
Total	1022	1770.19			1.000	

Nota. Tabla de PERMANOVA para las condiciones de Bosques, grados de perturbación, su interacción y los residuales.

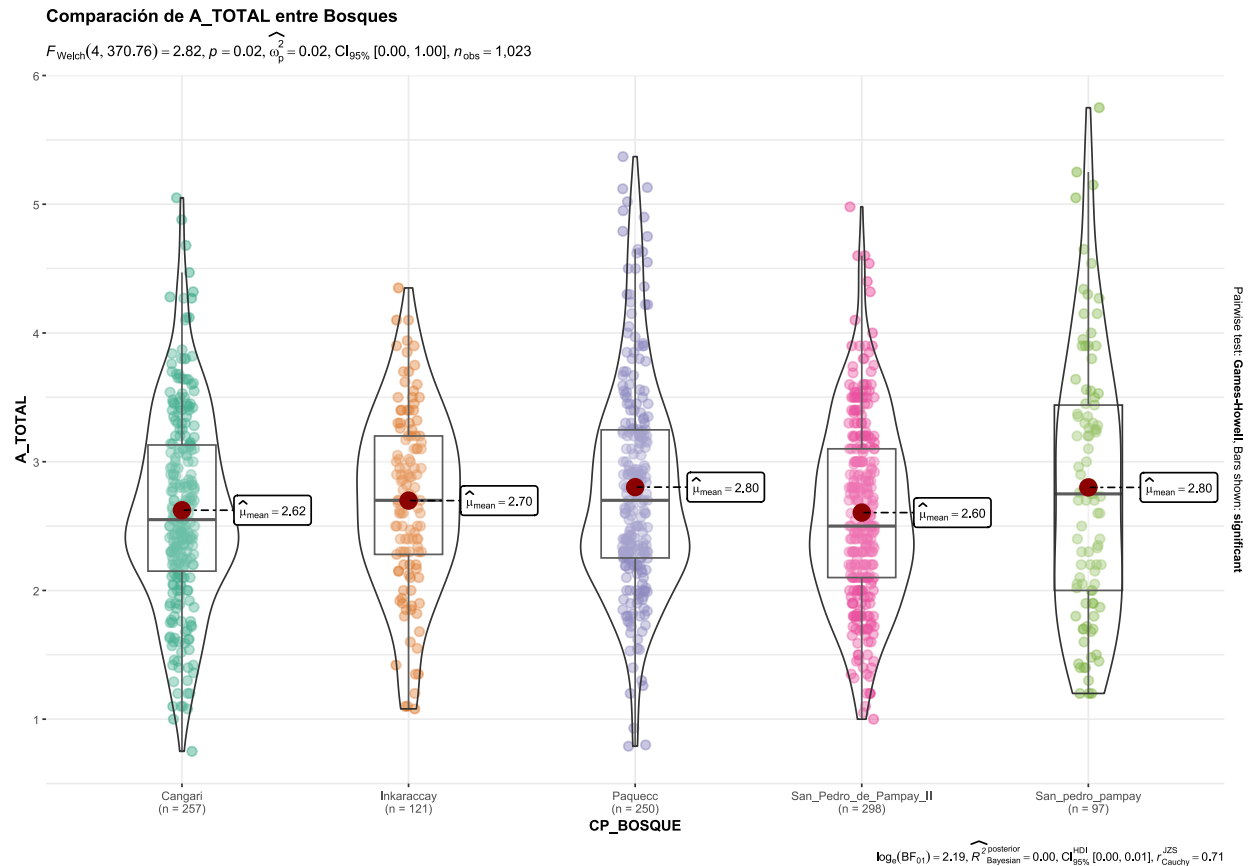
Aunque la mayor parte de la varianza no es explicada por los factores evaluados (bosque y condición), estos fueron estadísticamente significativos.

4.1.6 Pairwise Test: Games-Howell

El test se aplicó para 4 variables estructurales: Altura total, Altura a la copa, Cobertura de copa y Área Basal, bajo las condiciones de Bosque y grados de perturbación. Para complementar los GLM y PERMANOVA, se aplicó el test Games-Howell. Los resultados son los siguientes:

Figura 22

Pairwise test: Games-Howell, de la Altura total entre bosques



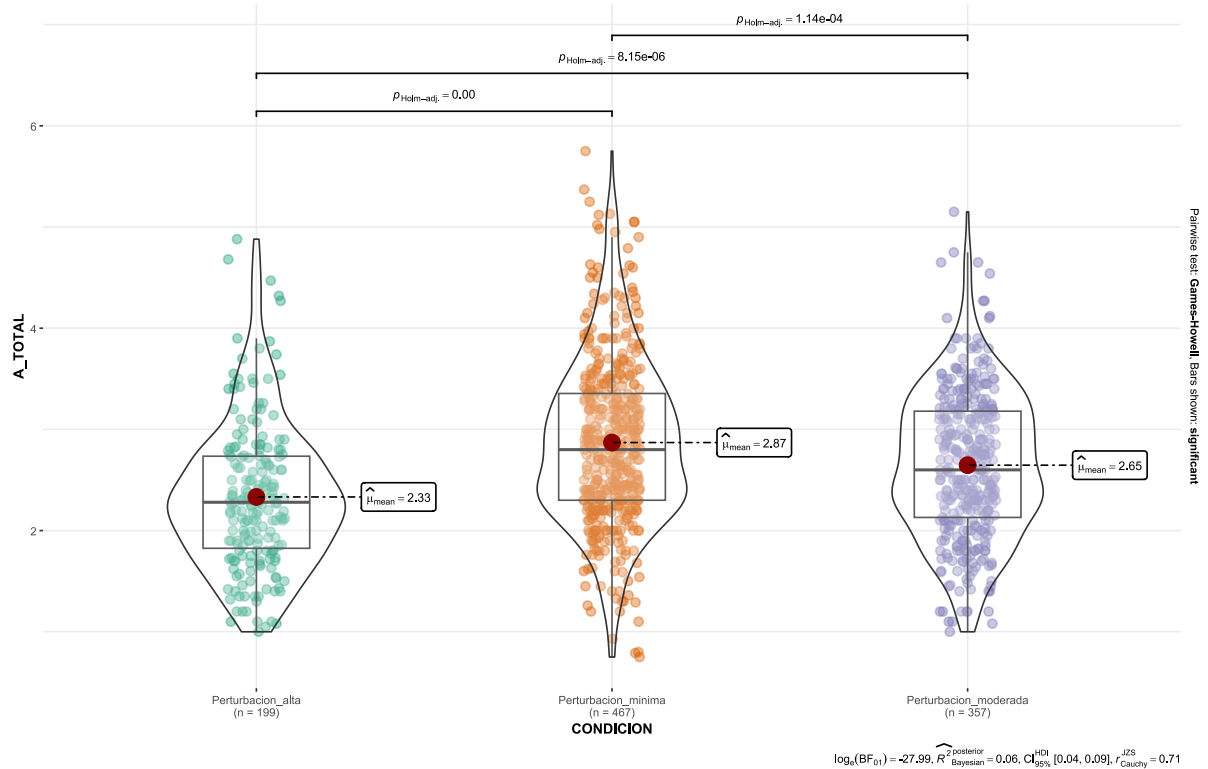
Nota. Se observa la comparación de la altura total entre cinco bosques, la distribución de datos es similares entre ellos, con ligeras variaciones. Las medias, representadas por los puntos rojos, no presentan diferencias amplias. Aunque estos resultados sugieren diferencias estadísticamente significativas ($p = 0.02, w_p^2 = 0.02$), el efecto es muy bajo, indicando que las diferencias entre los bosques son pequeñas. Finalmente, el intervalo de credibilidad bayesiano ($\text{BF} = 2.19, R_{\text{Bayes}}^2 \approx 0.00$), complementa que el tamaño del efecto es prácticamente insignificante. También se observó que es el bosque de Inkaraccay la que mostró mayor simetría con la dispersión de los datos, visualizada también en el rango y distribución de máximos y mínimos. Finalmente, se presentaron variaciones entre bosques de hasta 7.69%.

Figura 23

Pairwise test: Games-Howell, de la Altura total bajo grados de perturbación

Comparación de A_TOTAL entre Condiciones

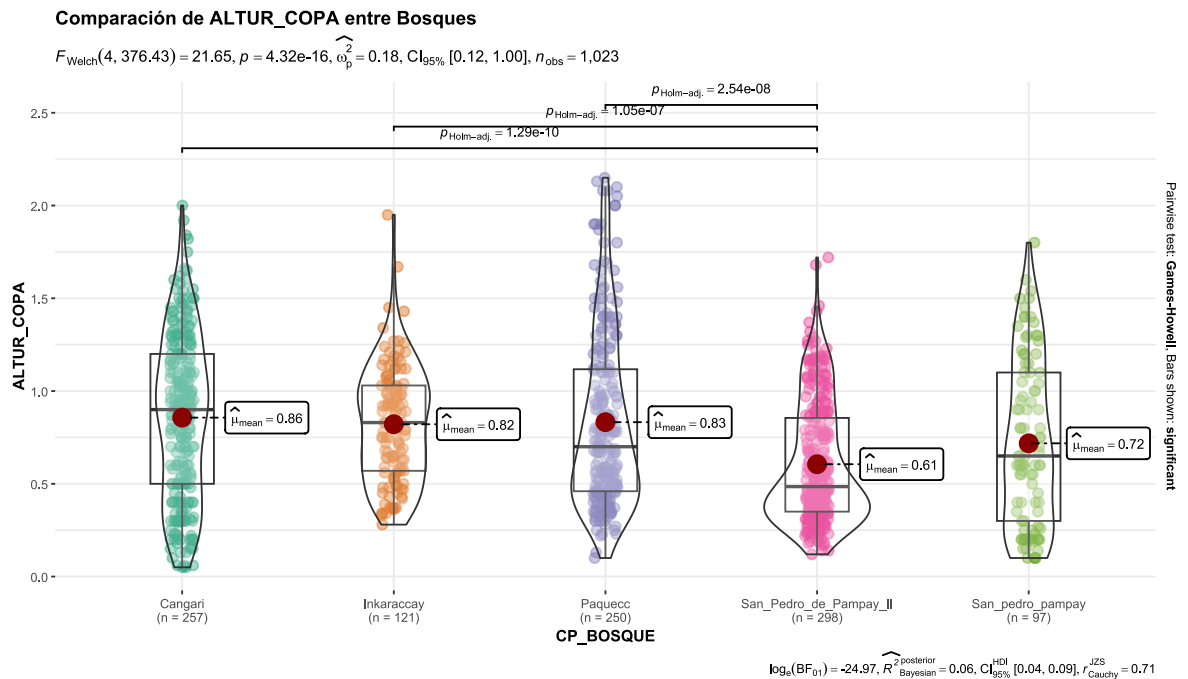
$F_{\text{Welch}}(2, 540.63) = 35.55, p = 3.12e-15, \hat{\omega}_0^2 = 0.11, \text{CI}_{95\%} [0.07, 1.00], n_{\text{obs}} = 1,023$



Nota. Se observa la comparación de la altura total en distintos grados de perturbación, la distribución de datos muestra variaciones claras. Los individuos bajo perturbación mínima presentan mayor dispersión, mientras que los individuos bajo perturbación alta, tienen un rango más acotado y con un número mayor de individuos pequeños. Las medias, presentan diferencias considerables. Aunque los resultados sugieren diferencias estadísticamente significativas ($p = <0.05, w^2_p = 0.11$) y con un efecto moderado. El intervalo de credibilidad bayesiano ($\text{BF} = 27.99, R^2_{\text{Bayes}} \approx 0.06$), complementa que las diferencias observadas, son importantes. En la prueba de Post Hoc ($p_{\text{Holm-ajustado}} = <0.001$), las diferencias entre las comparaciones son significativas. También se observó que es el bosque de Inkaraccay la que mostró mayor simetría con la dispersión de los datos, visualizada también en el rango y distribución de máximos y mínimos. Se evidencia que a condiciones de perturbación más altas están asociados como menores alturas promedio, mientras que, a perturbaciones mínimas, el promedio aumenta. Finalmente, se presentaron variaciones entre condiciones de hasta 23.2%.

Figura 24

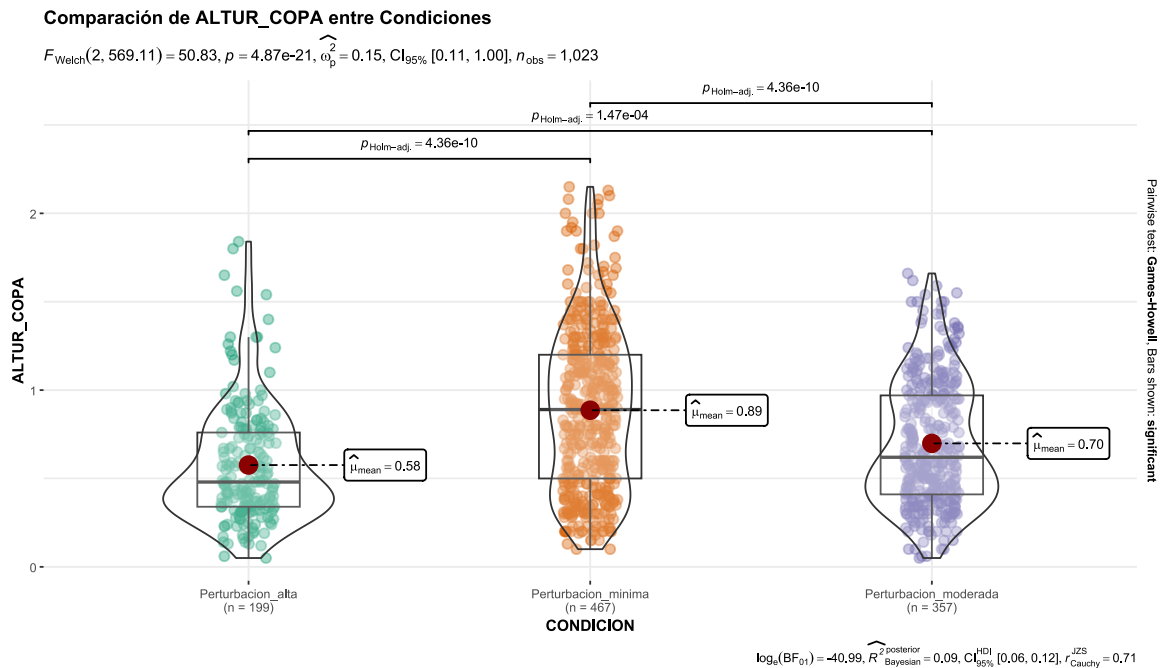
Pairwise test: Games-Howell, de la Altura a la copa entre bosques



Nota. Se observa la comparación de la altura a la copa entre cinco bosques, la distribución de datos es similares entre ellos, con variaciones de hasta 25cm en las medias. La distribución de los datos, señala que el bosque de Cangari tiene una distribución relativamente simétrica a comparación del resto y la media más alta (0.86), los bosques de Luricocha presentaron las medias más bajas (0.61 y 0.72). Existen diferencias considerables en la distribución de los datos entre los boques. Estos resultados sugieren diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$, $w^2_p = 0.18$), el efecto es moderado a alto, indicando que una proporción de la variación es explicada por los bosques. En la prueba de Post Hoc ($p_{Holm-ajustado} < 0.001$), la comparación por pares indica diferencias notables sobre todo con los bosques de Luricocha e Iguain; estas variaciones son complementadas también por el intervalo de credibilidad bayesiano ($BF = 24.97$, $R^2_{Bayes} \approx 0.06$), el cual respalda la existencia de variaciones sustanciales entre los bosques. Finalmente, se presentaron variaciones entre bosques de hasta 16.28%.

Figura 25

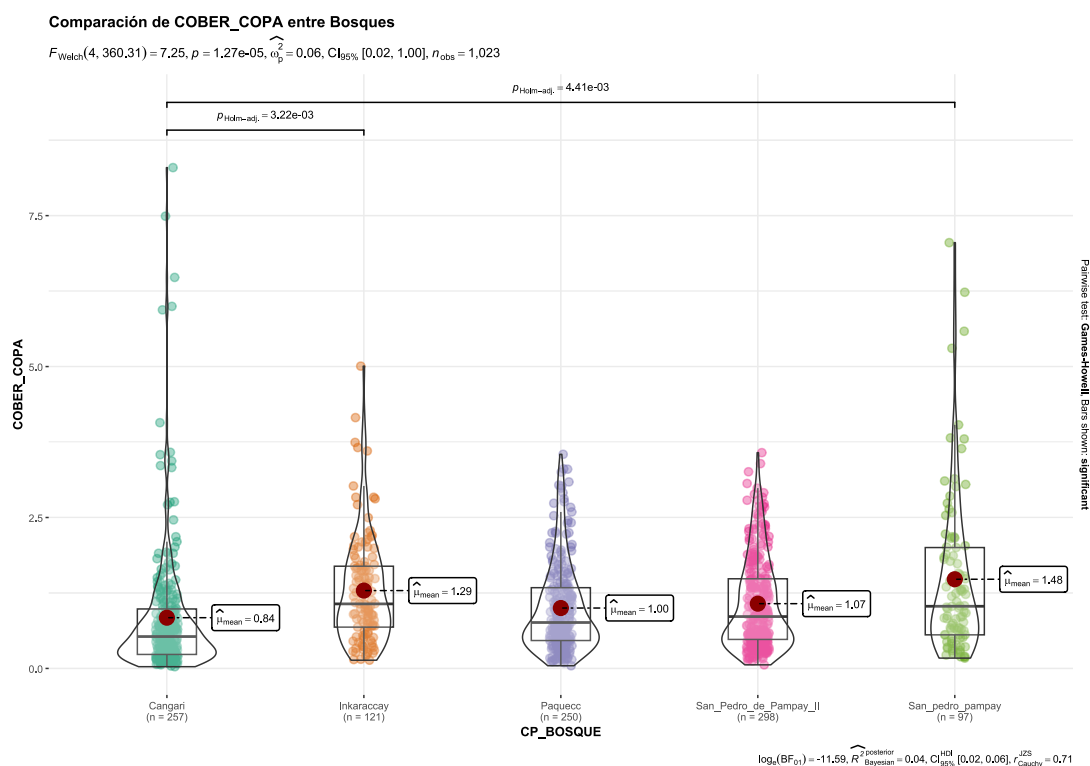
Pairwise test: Games-Howell, de la Altura a la copa bajo grados de perturbación



Nota. Se observa la comparación de la altura a la copa en distintos grados de perturbación, la distribución de datos muestra variaciones claras. Los individuos bajo perturbación alta y moderada mostraron similares distribuciones de datos, con una densidad mayor en valores menores a la media; los individuos con perturbación mínima tienen una dispersión más amplia y simétrica. La evidencia estadística sugiere que existen diferencias significativas entre los distintos grados de perturbación. Las medias nos indican que los árboles con perturbación alta, presentan una media de altura a la copa más bajas (0.58), a comparación de los individuos con perturbación mínima, que presenta una media alta (0.89); por tal motivo, podemos mencionar que a menor perturbación los individuos presentan mayores alturas a la copa. Los resultados sugieren diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$, $w_p^2 = 0.15$) y con un efecto moderado; aproximadamente el 15% de la varianza se explica por las condiciones de perturbación. Finalmente, se presentaron variaciones entre condiciones de hasta 53.45%.

Figura 26

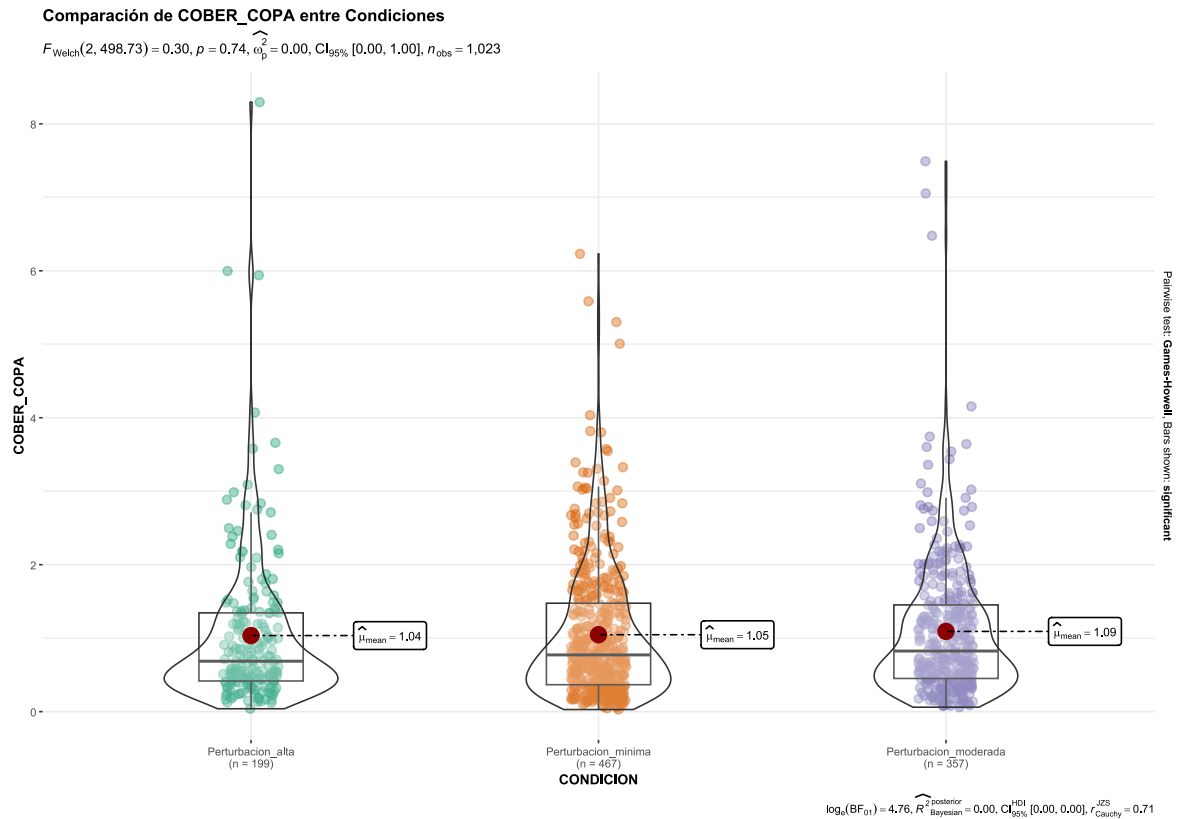
Pairwise test: Games-Howell, de la Cobertura de copa entre bosques



Nota. Se observa la comparación de la cobertura de copa entre cinco bosques, la distribución de datos es similares entre ellos con valores máximos altos entre el bosque de Luricocha I y Cangari, con variaciones de hasta 64cm en las medias. La distribución de los datos, señala que el bosque de Cangari tiene cobertura más baja menor dispersión indicando menor desarrollo de copas; San pedro de Pampay, presenta cobertura de copas más alta, indicando mayor diversidad de copas; el resto de bosques presentaron patrones de dispersión muy similares. La media más alta (1.48m) fue de San pedro de Pampay seguido de Inkaraccay (1.29m), el bosque con menor media de cobertura de copa fue Cangari (0.84). Nuestros resultados sugieren diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05, \omega_p^2 = 0.06$), el efecto es muy pequeño, indicando que una proporción de la variación es explicada por los bosques. En la prueba de Post Hoc ($p_{\text{Holm-ajustado}}$) la comparación por pares indica diferencias entre los bosques de Cangari, Inkaraccay y san pedro de Pampay I, mas no se encontraron diferencias notables entre los otros bosques. Finalmente, se presentaron variaciones entre bosques de hasta 76.19%.

Figura 27

Pairwise test: Games-Howell, de la Cobertura de copa bajo grados de

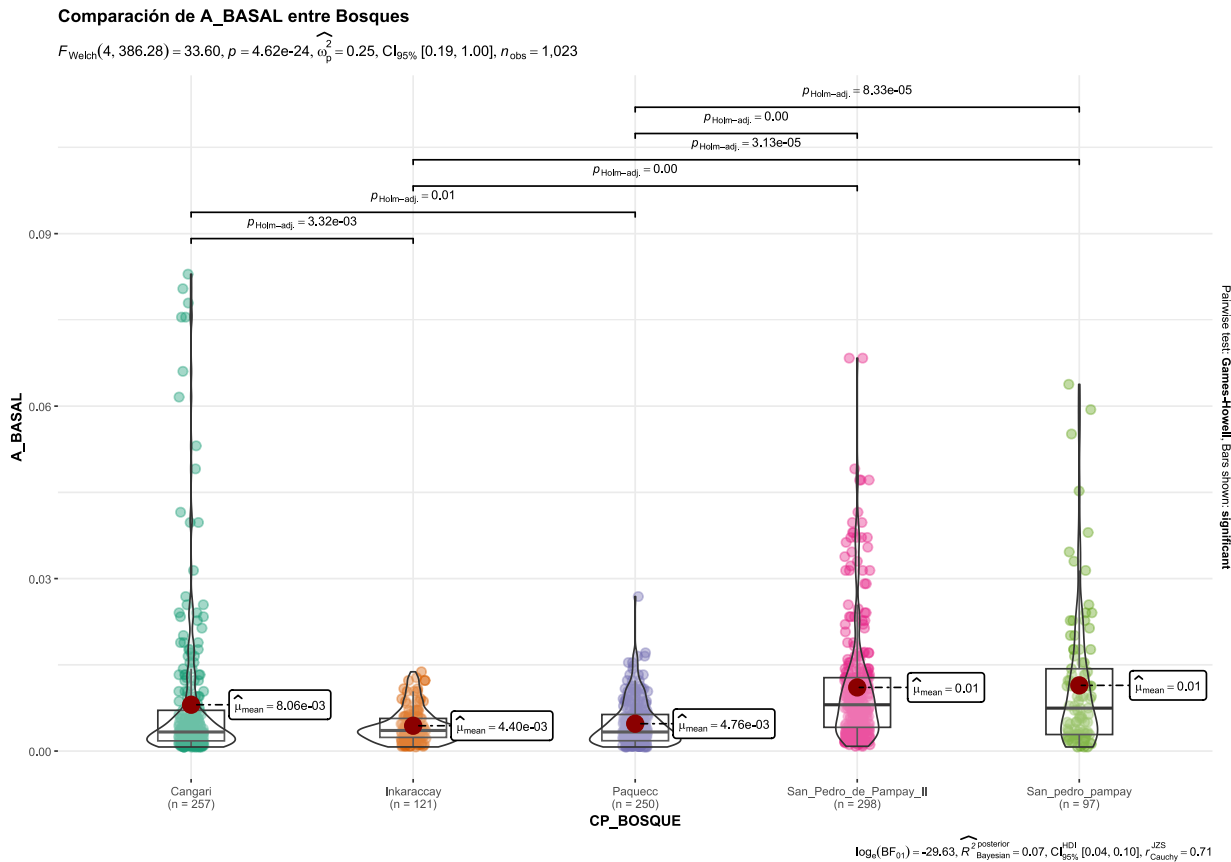


perturbación

Nota. Se observa la comparación de la cobertura de copa en distintos grados de perturbación; aunque presentan distribuciones similares de forma y dispersión, además los valores centrados cercanos a 1, indican que la cobertura de copa presenta promedios consistentes independientemente del grado de perturbación. Los valores atípicos no generan influencia significativa en los promedios. Los resultados sugieren diferencias estadísticamente no significativas ($p = 0.74, w_p^2 = 0.00$) y con un efecto nulo, la varianza en los datos no puede ser explicados por el grado de perturbación. Finalmente, se presentaron variaciones entre condiciones de hasta 4.81%.

Figura 28

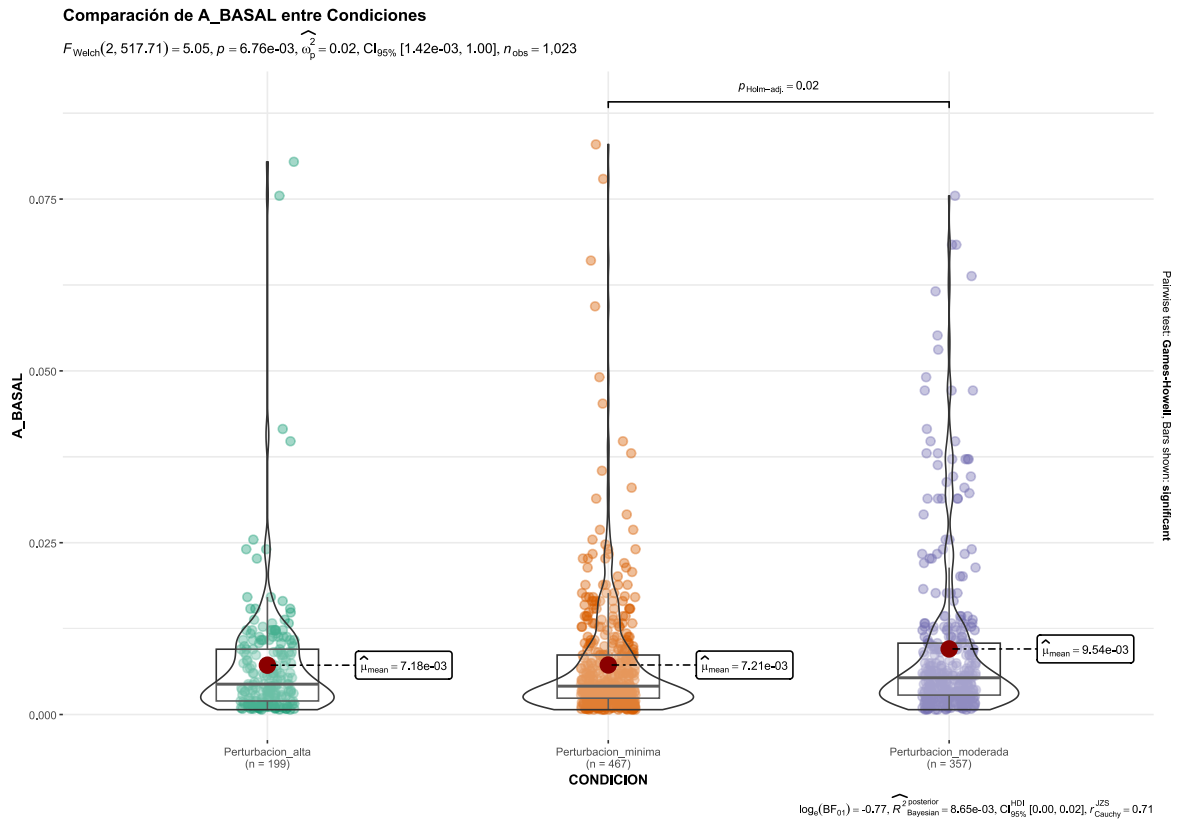
Pairwise test: Games-Howell, del área basal entre bosques



Nota. Se observa la comparación del área basal entre cinco bosques. Los bosques de Luricocha presentan mayor dispersión en el área basal, al igual que las medias presentan valores altos a comparación de los otros bosques, a excepción de Cangari. Los valores altos de área basal, sugieren que los árboles de Luricocha presentan tamaños especialmente grandes, al igual que Cangari. Las medias más altas (0.01) fue de los bosques de Luricocha. Los bosques de Inkaraccay y Paquecc, son los que presentan menor área basal, mientras que el bosque de Cangari presenta un valor intermedio. Nuestros resultados indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05, \omega_p^2 = 0.25$), el efecto es moderado-alto. En la prueba de Post Hoc ($p_{\text{Holm-ajustado}}$) la comparación por pares indica diferencias entre los bosques Huanta, Luricocha e Iguain. Finalmente, se presentaron variaciones entre bosques de hasta 109.45%.

Figura 29

Pairwise test: Games-Howell, del Área basal bajo grados de perturbación



Nota. Se observa la comparación del área basal en distintos grados de perturbación; aunque presentan distribuciones similares de forma y dispersión, existen diferencias en variabilidad y las medias; además, aunque existen valores atípicos máximos en todos los bosques, el bosque de condición moderada presenta mayores datos. La evidencia estadística sugiere que existen diferencias significativas entre los distintos grados de perturbación ($p < 0.05, w^2_p = 0.02$) y con un efecto pequeño. Con respecto a la variación de las medias, la perturbación alta presenta los valores más bajos de área basal, pero con la particularidad de que la media más alta en el área basal, fue en la condición moderada. Finalmente, se presentaron variaciones entre bosques de hasta 32.88%.

4.2. DISCUSIÓN

Los resultados de la caracterización de los bosques secos en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín sugieren que existen condiciones edáficas, geográficas y ambientales que determinan la estructura forestal; sin embargo, las actividades antropogénicas también cumplen un rol determinante en esta variación estructural. De forma similar Riccardi et al. (2020) menciona que los bosques generalmente están influenciados por factores ambientales, más que por los factores antrópicos; sin embargo, también menciona que el constante aumento demográfico podría generar variaciones climáticas futuras que afectarían los bosques. Esta afirmación concuerda con nuestros hallazgos. Aunque el área de estudio es relativamente reducida, las características geográficas tienen una influencia importante en estos bosques; sin embargo, incluir el factor humano en la condición del bosque, logra explicar la susceptibilidad de estos ecosistemas a futuro. Estos hallazgos contribuirán en el desarrollo de planes de conservación y reforestación.

Según nuestros resultados, las variables: Distancia a la urbanización y distancia a la carretera, fueron las predictoras que más relaciones estadísticamente significativas mostraron, pero que indicaban incoherentemente que la cercanía afectaba positivamente en la estructura forestal del bosque. Del mismo modo Riccardi et al. (2020) evaluó la distancia desde la carretera y el asentamiento más cercano de cada parcela, y ninguno de estas variables mostró valores significativos, lo que sugiere que actualmente la densidad o cobertura de copas (estructura horizontal) no se ven afectadas por la presión humana; sin embargo, también menciona que cuanto más alejada la urbanización o carretera, mayor es la densidad y cobertura. Este resultado contradice nuestros hallazgos, al igual que coincide con nuestra hipótesis. Si bien ambas variables tienen el mismo comportamiento (inversa a la variable estructural), la variable “Distancia a la urbanización”, mostró más influencia que la “Distancia a la carretera”, lo que indicaría una mayor estimación como factor de influencia para un bosque en creciente perturbación. La consideración de estas dos variables antropogénicas en este estudio, no fueron estimadas al momento de seleccionar las parcelas de interés, por lo que se sugiere que esta atipicidad en nuestros resultados, se debe a la aleatoriedad de la selección de parcelas. Sin embargo, aun en presencia de esta incertidumbre, se mostraron significancias estadísticas negativas en cada una de las variables estructurales, a

excepción de la altura promedio a la copa; lo que nos lleva a suponer que: 1) Se resalta la necesidad de considerar estas dos variables de perturbación, en el diseño de selección de parcelas, considerándolo en la etapa inicial para reducir esta variabilidad no controlada, permitiendo un análisis más claro de la presión humana en la estructura forestal (estas dos variables no se considerarán en los siguientes puntos de esta discusión). 2) Estos resultados refuerzan la idea de que las variables antropogénicas, generan impactos multifacéticos en los bosques secos, a lo que se sugiere un análisis más detallado considerando aspectos espaciales al inicio de la investigación. 3) Otra aproximación a la interpretación según nuestros resultados, sería que los bosques o parcelas cercanas a la urbanización y vías, tienen algún tipo de conservación o gestión, cuestión que, según el trabajo de campo es justificable. 4) Otra explicación de estas interacciones atípicas, es que existen bosques conservados cerca de la urbanización y carreteras, por encontrarse a zonas privadas delimitadas o sin acceso libre. Finalmente, estos hallazgos contribuirán para el diseño de nuevas estrategias de manejo sostenible y conservación en regiones con alta presión antropogénica y en proceso de fragmentación.

Con respecto a la estructura vertical: Nuestros resultados mostraron que el tamaño de los individuos disminuye con el aumento del grado de perturbación. Del mismo modo Szymański et al. (2022), mencionan que los sitios con perturbaciones antropogénicas, como el pastoreo bajo o moderado y alta extracción de madera generó una estructura de bosque caracterizada por pocas plántulas y muchos árboles jóvenes y adultos de pequeño tamaño. Estos resultados se ajustan a nuestros hallazgos, ya que en nuestras parcelas se presentaron casos de árboles adultos, pero con una altura pequeña; de igual manera, árboles muy grandes, pero limitados, debido a que eran individuos de gran tamaño, ya no sufrían cortes o el impacto del ganado. Finalmente, en esta investigación a comparación de Szymański et al. (2022), no se consideró el parámetro de tala de árboles, por lo que se cree que los efectos de esta variable antropogénica tienen efectos mayores en la estructura forestal. De igual manera, los resultados de post hoc, coinciden con hipótesis de que las actividades antropogénicas impactan inversamente en la estructura vertical de los bosques. Según el análisis de comparación múltiple de varianza, se notaron diferencias significativas entre las medias, de las variables “Altura total y altura a

la copa”, lo que sugiere impactos y variaciones entre los datos según el grado de perturbación.

Con respecto a la estructura forestal horizontal; nuestros resultados mostraron que:

- 1) El área basal se vio afectado principalmente por el incremento del área agrícola circundante, seguido de la distancia a la urbanización y carretera más cercana; además, según la comparación de DAS promedio entre las parcelas, se observó diferencias significativas en la reducción de DAS, a medida que el grado de perturbación aumenta; de igual manera, la regeneración presentó alteraciones positivas con la presencia de la Intensidad del pastoreo y el índice de corte. De la misma manera Sapkota et al. (2019), menciona que la perturbación antropogénica ha reducido la riqueza y densidad de regeneración; del mismo modo, observaron un aumento de los DAP con el incremento de las perturbaciones, lo que genera una reducción en la asimetría correcta de las curvas de distribución, y la heterogeneidad de la clase diamétrica. Estos resultados coinciden con los hallazgos de esta investigación, ya que se observaron anomalías en la distribución de los diámetros debido al aumento del grado de perturbación. Se observó también que la regeneración se vio afectada positivamente con la intensidad del pastoreo y el índice de corte, ya que las parcelas con mayor impacto antropogénico, presentaron mayor densidad de regeneración.
- 2) La densidad de regeneración es un variable importante para la estructura forestal horizontal, nuestros resultados mostraron un aumento en la densidad de regeneración a medida que la perturbación aumenta; además, los principales predictores que afectan la regeneración positivamente, son la intensidad del pastoreo y el índice de corte. Del mismo modo Szymański et al. (2022), mencionan que los sitios con perturbaciones antropogénicas, presentaron alta densidad de individuos de pequeños tamaños o jóvenes; además, el efecto combinado del pastoreo y extracción de madera dependió de las intensidades de cada una de las perturbaciones; la alta intensidad de perturbación, efecto en la abundancia de plántulas en regeneración. Estos resultados coinciden con nuestros hallazgos, ya que las variables predictoras de intensidad y corte, mostraron afectación en la densidad de regeneración, por lo que la intensidad o en general el incremento de las perturbaciones impacta en la estructura horizontal forestal de los bosques secos de *Vachellia macracantha*.
- 3) Así mismo Caballero (2017), menciona que la magnitud del impacto está relacionada con el grado de

aprovechamiento, mas no con el tipo del disturbio; además, señala que los impactos en el diámetro del tallo, fueron influenciados en un 38,7% por la tala parcial. Estos resultados se ajustan a los nuestros; aunque no se midió el impacto de la tala, nuestros resultados coinciden con los efectos en los diámetros. Nuestros hallazgos no discrepan del todo con estos resultados, aunque no existe evidencia suficiente para afirmar con certeza lo siguiente, ya que la intensidad y el grado de perturbación no influye significativamente en la estructura horizontal de los bosques, tanto como el tipo de perturbación, ya que se observaron diferencias entre distintos grados de perturbación, pero con mayor explicación en los efectos de las variables predictoras sobre la estructura forestal.

Según el análisis de varianza múltiple y PERMANOVA, las diferencias entre los 5 bosques mostraron valores significativos, incluso significancias mayores a la influencia de la perturbación antropogénica. Sin embargo, el resultado de estos dos análisis estadísticos concuerda en que las variables de “bosque” y “perturbación”, no explican del todo las variaciones y efectos en la estructura forestal. En el análisis PERMANOVA, nuestros resultados mostraron que, aunque la mayor parte de la varianza no es explicada por los factores evaluados (bosque y condición), estos fueron estadísticamente significativos; sin embargo, este 11.9%, sugiere la necesidad de incluir más variables como, por ejemplo: tipo de suelo, clima, etc. Además, este resultado también podría justificarse con la cercanía de las parcelas de estudio, lo cual explicaría la baja variación entre bosques, y un similar estado de conservación entre los mismos, aunque el análisis de variancia múltiple descarta esta hipótesis.

Dado que nuestros resultados indican que la combinación de altas intensidades de pastoreo, densidad de caminos, intensidad de corte y la distancia a las infraestructuras, tienen un efecto negativo en todos los bosques estudiados, la separación espacial o temporal y periódica de estas actividades, o el mantenimiento de intensidades de moderada a alta, podría reducir el riesgo de la fragmentación del paisaje y la depredación total de estos bosques, ya que se sugiere que todos los bosques se encuentran vulnerables al constante cambio y depredación. De igual manera, teniendo en cuenta que el manejo las intensidades de la presión antropogénica combinadas, tiene un efecto positivo en el impacto mínimo de los bosques, la gestión y planificación de estas actividades antropogénicas, podrían

mejorar la estructura del bosque. Nuestros resultados también indicaron que, en los bosques con perturbación alta, los individuos adultos presentaron tamaños más simétricos y una alta presencia de individuos jóvenes, lo que se deduce que es debido a que, en las zonas o parches con más perturbación, se conservan en su totalidad a los individuos más adultos, que generalmente presentan copas grandes y proporcionales a su DAS y Altura; es decir, un rango de tamaños más amplios (Anfodillo et al., 2013), y son aprovechados por sus servicios de regulación térmica o sombrío arbóreo. Además, según el trabajo de campo, todos los bosques con perturbación alta visitados, presentaron un impacto fuerte de tala y extracción de leña, pero que no eran utilizados como áreas agrícolas, sino que se mantenían en descanso, por lo que la regeneración era alta, teniendo en cuenta que esta densidad también depende de las condiciones ambientales. Los bosques, aunque presentaron variaciones significativas, nuestros resultados indican diferencias entre bosques y un muestreo representativo de los bosques secos del área de interés. Aunque la presión de pastoreo era constante, según el cálculo del área agrícola circundante, el cambio del uso del suelo terminará depredando totalmente los bosques secos de *Vachellia macracantha* en la región, como estudios relacionados en los últimos 50 años (Ektvedt et al., 2012).

Con respecto a los GLM, los mejores modelos presentan las variables significativas y no significativas según el AIC, al intentar generar modelos alternativos donde se excluyan las variables no significativas del mejor modelo, el AIC aumenta, lo que implica que la explicación del fenómeno o la interacción entre variables, aunque no sean estadísticamente significativas, son necesarias para explicar los efectos y los factores que afectan a la estructura vertical y horizontal del bosque. Este fenómeno también se visualiza en los gráficos, donde se observaron datos fuera del intervalo de confianza; aunque se presentaron casos de incertidumbre en todos los GLM, los valores estadísticamente significativos nos indican que estas GLM explican correctamente las relaciones entre las variables predictoras y las dependientes; determinando así los efectos en la estructura vertical y horizontal de estos bosques. Estos resultados respaldan la recomendación de Malizia et al. (2020), quienes sugieren promover la investigación comparativa para el monitoreo periódico de los impactos de las actividades antropogénicas en las regiones aun no investigadas.

Por tanto, nuestros hallazgos indican que existen solo pequeños parches de bosques secos de *Vachellia macracantha* en la zona de estudio, los cuales se encuentran relativamente conservados en áreas muy específicas. En contraste, los bosques de Luricocha, Cangari y Paquecc, presentan ecosistemas fuertemente intervenidos, con niveles de perturbación que varían de bajos a altos, salvo en sectores con pendientes altamente pronunciadas. En estas áreas más hostiles, *Vachellia macracantha* pierde dominancia y es reemplazada por individuos pequeños, matorrales y cactáceas, lo que evidencia la fragilidad del ecosistema frente a cambios en las condiciones ambientales y la presión antrópica, como lo mencionan De Boever et al. (2015), Eduardo-Palomino et al. (2017) y Souza-Alonso et al. (2017).

Desde una perspectiva ecológica, *Vachellia macracantha* desempeña un papel fundamental en la estabilidad y funcionalidad de los bosques secos, actuando como especie estructural clave que aporta sombra, regulación microclimática y mejorando la fertilidad del suelo mediante la fijación biológica de nitrógeno (Aronson, 1991; De Boever et al., 2015). Estas funciones no solo benefician la regeneración de la vegetación circundante, sino que también mantiene procesos ecosistémicos esenciales para la resiliencia del bosque frente a perturbaciones (Sadia et al., 2024). Además, este estudio corrobora la hipótesis de que estos parches de bosques brindan servicios ecosistémicos relevantes como la provisión de leña, forraje, recursos genéticos, captura de carbono y protección contra la erosión, contribuyendo directamente al bienestar de las comunidades locales y a la mitigación del cambio climático (Murphy & Lugo, 1986; Sadia et al., 2024). La pérdida progresiva de estos parches implica también una disminución en la biodiversidad y en especies asociadas, algunas de ellas endémicas y adaptadas a las condiciones áridas. Esto compromete la integridad ecológica y ecosistémica del paisaje, afectando no solo a la flora, sino también a la fauna que depende de estos bosques para su refugio y alimentación (Linares-Palomino, 2006; Murphy y Lugo, 1986; Tabarelli et al., 2024). Si bien en Huanta se encontraron parches con mejores condiciones de conservación, ello responde a que en esta zona predomina la agricultura por sobre la ganadería; sin embargo, la expansión agrícola representa un impacto más severo, dado que conlleva la eliminación total del bosque y reduce significativamente la posibilidad de regeneración natural, generando una pérdida irreversible de biodiversidad y de servicios ecosistémicos.

En este contexto, la conservación de los bosques secos de *Vachellia macracantha* no solo es una necesidad ecológica, sino también una prioridad para mantener la funcionalidad del ecosistema, la diversidad biológica, los servicios ecosistémicos y la integridad ambiental a largo plazo. La implementación de estrategias que regulen el pastoreo, controle la expansión agrícola y fomenten prácticas sostenibles resulta urgente para evitar la desaparición de estos ecosistemas y garantizar la continuidad de los beneficios que brindan a las poblaciones humanas y a la naturaleza; como lo indicaron investigaciones similares (Abad et al., 2023; Maldonado-Arciniegas et al., 2018).

V. CONCLUSIONES

Las actividades antropogénicas, como la intensidad de pastoreo, el índice de corte, la densidad de caminos y la cercanía a zonas urbanizadas, se relacionan inversamente con la estructura vertical de los bosques secos de *Vachellia macracantha*. Los resultados evidencian que el tamaño promedio de los individuos disminuye a medida que aumenta el grado de perturbación, afectando especialmente variables como la altura total y la altura a la copa. Esta tendencia sugiere que las áreas con mayor impacto antrópico presentan un desarrollo vertical limitado, lo que compromete el ciclo de vida y el funcionamiento estructural del bosque.

La estructura horizontal, evaluada mediante el área basal, la cobertura de copa y la densidad de individuos, también se ve influenciada inversamente por las actividades antropogénicas. Las variables de mayor significancia estadística fueron la distancia a zonas urbanizadas y la cercanía a áreas agrícolas, las cuales se asociaron con una reducción en el área basal, alteraciones en la densidad de regeneración y menor cobertura de copa. Sin embargo, se observó una mayor densidad de regeneración en parcelas altamente perturbadas, lo cual podría explicarse por respuestas adaptativas o regeneración inducida por disturbios, aunque esto no garantiza una recuperación estructural adecuada a largo plazo.

Tanto la estructura vertical como la horizontal de los bosques secos de *Vachellia macracantha* están siendo afectadas de forma significativa por las actividades antropogénicas. La tala intensiva, el pastoreo excesivo, la expansión agrícola y la proximidad a infraestructuras están degradando la funcionalidad y sostenibilidad de estos ecosistemas. Las perturbaciones generan un ciclo de degradación ecológica, donde la pérdida de estructura forestal y la regeneración limitada reducen la capacidad de recuperación del bosque frente a futuras presiones. Ante ello, se requiere implementar medidas urgentes de manejo, restauración y conservación para evitar la pérdida progresiva de estos ecosistemas únicos en Huanta, Luricocha e Iguain.

VI. RECOMENDACIONES

Con base en los hallazgos obtenidos, se sugieren las siguientes recomendaciones para contribuir a la gestión sostenible de los bosques secos de *Vachellia macracantha* y sugerencias para futuras investigaciones.

Para mitigar los efectos negativos sobre la estructura vertical de los bosques secos de *Vachellia macracantha*, recomendamos implementar prácticas de manejo sostenible que incluyan la regulación del pastoreo y la tala selectiva. Es fundamental establecer áreas de exclusión temporal o rotativa del ganado para permitir la regeneración natural en altura de los árboles, así como promover normativas comunitarias que controlen el aprovechamiento forestal, especialmente en zonas altamente perturbadas. Además, se sugiere desarrollar sistemas de monitoreo del crecimiento vertical para evaluar la recuperación estructural a lo largo del tiempo y ajustar las estrategias de conservación según los resultados.

En cuanto a la estructura horizontal, recomendamos establecer programas de restauración ecológica que incluyan la reforestación asistida con especies nativas como *Vachellia macracantha*. También es necesario delimitar y proteger corredores ecológicos que garanticen la conectividad entre fragmentos de bosque, y crear zonas de amortiguamiento entre las áreas agrícolas y los remanentes de vegetación natural. Estos esfuerzos deben complementarse con investigaciones que analicen los patrones de regeneración en zonas perturbadas, a fin de identificar procesos adaptativos y diseñar intervenciones más eficaces.

Por tanto, para preservar integralmente los bosques secos de los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, se recomienda formular planes de manejo forestal participativos, incorporando el conocimiento local y fortaleciendo la articulación con las comunidades. Asimismo, es crucial impulsar programas de educación ambiental que promuevan la valoración de estos ecosistemas y sus servicios. Estas acciones deben integrarse a políticas de ordenamiento territorial que consideren criterios ecológicos y socioeconómicos, con el fin de garantizar la sostenibilidad de estos ecosistemas ante futuras presiones.

Finalmente, esta investigación sienta las bases para el desarrollo de futuros estudios orientados a profundizar en la ecología y conservación de los bosques secos. Entre

ellos se incluyen: el análisis de la regeneración natural de *Vachellia macracantha* bajo diferentes niveles de perturbación, la evaluación de la biodiversidad asociada, el impacto del cambio climático sobre la distribución y estructura de estos ecosistemas, estudios de endemismo y resiliencia climática, así como el monitoreo a largo plazo de la estructura forestal, entre otros. Estas líneas de investigación no solo permitirán enriquecer el conocimiento científico en la región, sino también generar publicaciones de alto impacto, diseñar estrategias de gestión ecosistémica más efectivas y, en consecuencia, contribuir a la mejora de la calidad de vida humana y la conservación de la integridad ecológica y funcional del bosque seco.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad, K., Guzmán-Montalván, E., Ramón, P., Burneo, J. I., Quichimbo, P., & Jiménez, L. (2023). Edaphic properties under *Vachellia macracantha* in an elevation gradient of dry scrub in southern Ecuador. *Journal of Arid Environments*, *210*, 104878. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104878>
- Alam, N., Bohnett, E., Zafar, M., Sher, H., Ahmad, B., Ramadan, M. F., Ahmad, M., Ullah, Z., Ali, A., Khan, S. M., & Syed, K. (2023). Impact of Anthropogenic Threats on Species Diversity: A Case Study of the Sub-Himalayan Tropical Dry Deciduous Forests of Pakistan. *Sustainability*, *15*(3), 2829. <https://doi.org/10.3390/su15032829>
- Almeida, B., Cabral, P., Fonseca, C., Gil, A., & Scemama, P. (2024). Top 10+1 indicators for assessing forest ecosystem conditions: A five-decade fragmentation analysis. *Science of The Total Environment*, *957*, 177527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177527>
- Alvis, J. F. (2009). *Structural Analysis of a Natural Forest Area Located in the Rural Municipality of Popayán*.
- Amiel, J. (2014). *Metodología y diseño de la investigación científica* (primera).
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, *26*(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anfodillo, T., Carrer, M., Simini, F., Popa, I., Banavar, J. R., & Maritan, A. (2013). An allometry-based approach for understanding forest structure, predicting tree-size distribution and assessing the degree of disturbance. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *280*(1751), 20122375. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2375>
- Arce, J., Castellanos, J., & Tellez, O. (2018). Manejo agroforestal de *Vachellia macracantha* en zonas áridas. *Revista Forestal Iberoamericana*, *24*(3), 45–53.
- Arizapana-Almonacid, M. A., Camel, V., Castañeda-Tinco, M., Pyles, M. V., Teodoro, G. S., & van den Berg, E. (2022). The effect of human impact and environmental conditions on *Polylepis* forest and on the world's highest

mistletoe infestation. *Plant Ecology*, 223(8), 965–976.
<https://doi.org/10.1007/s11258-022-01254-5>

Aronson, J. (1991). Description and Distribution of *Acacia Macracantha* Humb. Et Bonpl. Ex Willd. Leguminosae Mimosoideae in Northern Chile. *Gayana Botanica*, 48, 81–87. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/98643>

Avolio, M. L., Forrestel, E. J., Chang, C. C., La Pierre, K. J., Burghardt, K. T., & Smith, M. D. (2019). Demystifying dominant species. *New Phytologist*, 223(3), 1106–1126. <https://doi.org/10.1111/nph.15789>

Caballero, M. (2017). *Impactos del Aprovechamiento Forestal en la Estructura y Composición Florística del Bosque Productivo de la Comunidad Nativa Chamiriari, Satipo*. [Universidad Nacional Agraria La Molina]. <https://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12996/2937/F70-C32-T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Camarretta, N., Harrison, P. A., Bailey, T., Potts, B., Lucieer, A., Davidson, N., & Hunt, M. (2020). Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. *New Forests*, 51(4), 573–596. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09754-5>

CEPLAN. (2011). *Plan Bicentenario: El Perú hacia el 2021* (primera). https://www.ceplan.gob.pe/wp-content/uploads/files/Documentos/plan_bicentenario_ceplan.pdf

CEPLAN. (2017). *PERÚ 2030-TENDENCIAS GLOBALES Y REGIONALES PERÚ 2030: TENDENCIAS GLOBALES Y REGIONALES FICHAS DE TENDENCIAS*. <https://www.ceplan.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/TENDENCIAS-GLOBALES-QUE-AFECTAN-A-LA-IMAGEN-DE-FUTURO-DEL-PERÚ-AL-2030-sello-de-agua-29-05-2017.pdf>

Christ, A. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R* (Vol. 32). <https://doi.org/10.18637/jss.v032.b01>

CONCYTEC. (2006). *Plan Nacional Estratégico de Ciencia, Tecnológico e Innovación para la Competitividad y el Desarrollo Humano*. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1427442/Plan-Nacional->

Estratgico-de-Ciencia-Tecnologa-e-Innovacin-para-la-competitividad-y-el-desarrollo-humano-2006-2021.pdf.pdf?v=1604617158

- Cueva Ortiz, J., Espinosa, C. I., Quiroz Dahik, C., Aguirre Mendoza, Z., Cueva Ortiz, E., Gusmán, E., Weber, M., & Hildebrandt, P. (2019). Influence of Anthropogenic Factors on the Diversity and Structure of a Dry Forest in the Central Part of the Tumbesian Region (Ecuador–Perú). *Forests*, *10*(1), 31. <https://doi.org/10.3390/f10010031>
- D’Amato, A. W., Orwig, D. A., & Foster, D. R. (2008). The Influence of Successional Processes and Disturbance on the Structure of *Tsuga Canadensis* Forests. *Ecological Applications*, *18*(5), 1182–1199. <https://doi.org/10.1890/07-0919.1>
- Dantas, A., & Fonseca, C. R. (2024). Synergistic effect of habitat loss and chronic anthropogenic disturbances on ant species richness. *Biodiversity and Conservation*, *33*(1), 205–219. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02743-3>
- Dar, A. A., Babu, K. N., Dilshad, K., Nath, S., & Parthasarathy, N. (2022a). Temporal changes in tree community structure and carbon stocks in a human-impacted tropical dry evergreen forest, South India. *Acta Ecologica Sinica*. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2022.09.002>
- Dar, A. A., Babu, K. N., Dilshad, K., Nath, S., & Parthasarathy, N. (2022b). Temporal changes in tree community structure and carbon stocks in a human-impacted tropical dry evergreen forest, South India. *Acta Ecologica Sinica*. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2022.09.002>
- Dar, S. A., Nabi, M., Dar, S. A., & Ahmad, W. S. (2022). Influence of Anthropogenic Activities on the Diversity of Forest Ecosystems. En *Towards Sustainable Natural Resources* (pp. 33–49). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-06443-2_3
- Darnius, O., Normalina, & Manurung, A. (2019). Model selection in regression linear: a simulation based on akaike’s information criterion. *Journal of Physics: Conference Series*, *1321*(2), 022085. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1321/2/022085>

- De Boever, M., Gabriels, D., Ouessar, M., & Cornelis, W. (2015). Influence of scattered Acacia trees on soil nutrient levels in arid Tunisia. *Journal of Arid Environments*, 122, 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.07.006>
- De la Cruz-Arango, J., Gómez-Carrión, J., Chanco-Estela, M., Carrillo-Fuentes, E. P., & Aucasime-Medina, L. (2020). Flora y vegetación de la provincia de Huamanga (Ayacucho-Perú). *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 8(1), 3–18. <https://doi.org/10.36610/j.jsab.2020.080100003>
- Decreto Supremo N°102-2018-PCM. (2018). *Decreto Supremo que aprueba el Plan Multisectorial denominado “Estrategia de Intervención para el Desarrollo del Valle de los ríos Apurímac, Ene y Mantaro Estrategia VRAEM 2021” y establece otras disposiciones.* El Peruano. <https://busquedas.elperuano.pe/download/url/decreto-supremo-que-aprueba-el-plan-multisectorial-denominad-decreto-supremo-n-102-2018-pcm-1701308-1>
- Deussen, O., & Lintermann, B. (2005). *Digital Design of Nature*. Springer Berlin Heidelberg. <https://books.google.hn/books?id=Y7d0gCyKzzQC&printsec=frontcover&hl=es#v=onepage&q&f=false>
- DryFlor. (2020). *Protocolo para el establecimiento y monitoreo de parcelas de bosque seco* (primera).
- Du, E., Xia, N., Tang, Y., Guo, Z., Guo, Y., Wang, Y., & de Vries, W. (2022). Anthropogenic and climatic shaping of soil nitrogen properties across urban-rural-natural forests in the Beijing metropolitan region. *Geoderma*, 406, 115524. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115524>
- Duan, Q., Luo, L., Zhao, W., Zhuang, Y., & Liu, F. (2021). Mapping and Evaluating Human Pressure Changes in the Qilian Mountains. *Remote Sensing*, 13(12), 2400. <https://doi.org/10.3390/rs13122400>
- Eduardo-Palomino, F., Chuquillanqui, H., Najarro, P., & Linares-Palomino, R. (2017). CONTRIBUCIÓN A LA FLORA VASCULAR Y VEGETACIÓN DE LOS VALLES SECOS INTERANDINOS DE LOS RÍOS TOROBAMBA

(AYACUCHO) Y PAMPAS (APURÍMAC), SUR DEL PERÚ. *Ecología Aplicada*, 16(2), 115. <https://doi.org/10.21704/rea.v16i2.1015>

Eilu, G., & Obua, J. (2004). Tree condition and natural regeneration in disturbed sites of Bwindi Impenetrable Forest National Park, southwestern Uganda. *Journal of Tropical Ecology*, 46(1), 99–111. https://www.researchgate.net/publication/228960580_Tree_condition_and_natural_regeneration_in_disturbed_sites_of_Bwindi_Impenetrable_Forest_National_Park_southwestern_Uganda

Ektvedt, T. M., Vetaas, O. R., & Lundberg, A. (2012). LAND-COVER CHANGES DURING THE PAST 50 YEARS IN THE SEMI-ARID TROPICAL FOREST REGION OF NORTHERN PERU. *Erdkunde*, 66(1), 57–75. <http://www.jstor.org/stable/41444863>

El Balti, N. (2021). Heathland, Scrub and Savanna: Overview, Recent Trends and Outlook. En *Perspectives for Biodiversity and Ecosystems. Environmental Challenges and Solutions* (pp. 361–381). https://doi.org/10.1007/978-3-030-57710-0_15

Fan, X., Yu, H., Tiando, D. S., Rong, Y., Luo, W., Eme, C., Ou, S., Li, J., & Liang, Z. (2021). Impacts of Human Activities on Ecosystem Service Value in Arid and Semi-Arid Ecological Regions of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(21), 11121. <https://doi.org/10.3390/ijerph182111121>

Gadow, K. v., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Korol, M., Myklush, S., Hui, G. Y., Kiviste, A., & Zhao, X. H. (2012). Forest Structure and Diversity. En *Forest Ecosystem Management* (pp. 29–83). https://doi.org/10.1007/978-94-007-2202-6_2

Games, P. A., & Howell, J. F. (1976). Pairwise Multiple Comparison Procedures with Unequal N's and/or Variances: A Monte Carlo Study. *Journal of Educational Statistics*, 1(2), 113–125. <https://doi.org/10.3102/10769986001002113>

- GBIF.org. (2022). *Vachellia macracantha* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger. GBIF Backbone Taxonomy. <https://doi.org/https://doi.org/10.15468/39omei>
- Gebeyehu, G., Soromessa, T., Bekele, T., & Teketay, D. (2019). Species composition, stand structure, and regeneration status of tree species in dry Afromontane forests of Awi Zone, northwestern Ethiopia. *Ecosystem Health and Sustainability*, 5(1), 199–215. <https://doi.org/10.1080/20964129.2019.1664938>
- Gough, C. M., Atkins, J. W., Fahey, R. T., Curtis, P. S., Bohrer, G., Hardiman, B. S., Hickey, L. J., Nave, L. E., Niedermaier, K. M., Clay, C., Tallant, J. M., & Bond-Lamberty, B. (2022). Disturbance has variable effects on the structural complexity of a temperate forest landscape. *Ecological Indicators*, 140, 109004. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109004>
- G.R.A. (2016). *Plan de Desarrollo Regional Concertado 2016-2021* (CEPLAN, Ed.). [https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1480855/Plan de Desarrollo Regional Concertado 2016-2021.pdf](https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1480855/Plan_de_Desarrollo_Regional_Concertado_2016-2021.pdf)
- Graefe, S., Rodrigo, R., Cueva, E., Butz, P., Werner, F., & Homeier, J. (2020). Impact of Disturbance on Forest Structure and Tree Species Composition in a Tropical Dry Forest of South Ecuador. *Ecotropica*, 22.
- Hallé, F., Oldeman, R. A. A., & Tomlinson, P. B. (1978). *Tropical Trees and Forests*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-81190-6>
- Havrilla, C. A., Munson, S. M., McCormick, M. L., Laushman, K. M., Balazs, K. R., & Butterfield, B. J. (2020). RestoreNet: An emerging restoration network reveals controls on seeding success across dryland ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 57(11), 2191–2202. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13715>
- Hellicar, M. A., & Kirschel, A. N. G. (2022). Influence of grazing and fire on breeding birds and perennial plants in Cyprus scrub and forest systems. *Journal for Nature Conservation*, 68, 126207. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126207>

- Hernández-Sampieri, R., Fernández, C., & Del Pilar, M. (2014). *Metodología de la Investigación* (McGRAW-HILL, INTERAMERICANA EDITORES, & S.A. DE C.V., Eds.; Sexta).
- Jaramillo, V. J., & Murray-Tortarolo, G. N. (2019). Tropical dry forest soils: global change and local-scale consequences for soil biogeochemical processes. En *Encyclopedia of Biodiversity* (Third Edition, pp. 109–130). 2023. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00007-0>
- Kadoya, T., Takeuchi, Y., Shinoda, Y., & Nansai, K. (2022). Shifting agriculture is the dominant driver of forest disturbance in threatened forest species' ranges. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 108. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00434-5>
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. Harper & Row.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., & Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605–618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lebel Castillo, C. (2010). *Caracterización dendrológica de las especies leñosas del distrito de Pacarán, Cañete, Lima*. Universidad Nacional Agraria La Molina. <https://renati.sunedu.gob.pe/handle/sunedu/3014417>
- Levers, C., Romero-Muñoz, A., Baumann, M., De Marzo, T., Fernández, P. D., Gasparri, N. I., Gavier-Pizarro, G. I., Waroux, Y. le P. de, Piquer-Rodríguez, M., Semper-Pascual, A., & Kuemmerle, T. (2021). Agricultural expansion and the ecological marginalization of forest-dependent people. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(44). <https://doi.org/10.1073/pnas.2100436118>
- Li, F., Yin, X., & Shao, M. (2022). Natural and anthropogenic factors on China's ecosystem services: Comparison and spillover effect perspective. *Journal of Environmental Management*, 324, 116064. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116064>

- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., & Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 27(1), 88–106. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp360ra>
- Linares-Palomino, R. (2006). Phytogeography and Floristics of Seasonally Dry Tropical Forests in Peru. En *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation* (pp. 257–279). <https://doi.org/10.1201/9781420004496.ch11>
- Liu, S., Shao, Q., Ning, J., Niu, L., Zhang, X., Liu, G., & Huang, H. (2022). Remote-Sensing-Based Assessment of the Ecological Restoration Degree and Restoration Potential of Ecosystems in the Upper Yellow River over the Past 20 Years. *Remote Sensing*, 14(15), 3550. <https://doi.org/10.3390/rs14153550>
- Ma, S., Wang, L.-J., Jiang, J., & Zhao, Y.-G. (2023). Direct and indirect effects of agricultural expansion and landscape fragmentation processes on natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 353, 108555. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108555>
- Maldonado-Arciniegas, F., Rúales, C., Caviedes, M., Ramírez, D., & León-Reyes, A. (2018). An evaluation of physical and mechanical scarification methods on seed germination of *Vachellia macracantha* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger. *Acta Agronómica*, 67(1), 120–125.
- Malizia, A., Blundo, C., Carilla, J., Osinaga Acosta, O., Cuesta, F., Duque, A., Aguirre, N., Aguirre, Z., Ataroff, M., Baez, S., Calderón-Loor, M., Cayola, L., Cayuela, L., Ceballos, S., Cedillo, H., Farfán Ríos, W., Feeley, K. J., Fuentes, A. F., Gámez Álvarez, L. E., ... Young, K. R. (2020). Elevation and latitude drives structure and tree species composition in Andean forests: Results from a large-scale plot network. *PLOS ONE*, 15(4), e0231553. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231553>
- Marcelo-Peña, J. L., Huamantupa, I., Särkinen, T., & Tomazello, M. (2015). IDENTIFYING CONSERVATION PRIORITY AREAS IN THE MARAÑÓN VALLEY (PERU) BASED ON FLORISTIC INVENTORIES. *Edinburgh Journal of Botany*, 73(1), 95–123. <https://doi.org/10.1017/S0960428615000281>

- MINAM. (2011). *Plan Nacional de Acción Ambiental: PLANAA-Perú 2011-2021* (segunda). https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2013/08/plana_2011_al_2021.pdf
- MINAM. (2013). *Agenda de Investigación Ambiental 2013-2021*. https://www.minam.gob.pe/investigacion/wp-content/uploads/sites/19/2013/10/Agenda-de-Investigación-Ambiental_Interiores.pdf
- MINAM. (2016). *Agenda de Investigación Ambiental al 2021* (primera). http://sgambiental.unajma.edu.pe/files/agenda-de-investigacion3b3n-ambiental_interiores-vigente.pdf
- MINAM. (2019). *Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú* (MINAM).
- Montoya, A. C., Escuela, G., Panamericana, A., & Honduras, Z. (2020). *Evaluación de la estrategia de reproducción de las especies con más alto Índice de Valor de Importancia en el bosque Masicarán, Honduras*. <https://bdigital.zamorano.edu/handle/11036/6771>
- Mora, F. (2022). A suite of ecological indicators for evaluating the integrity of structural eco-complexity in Mexican forests. *Ecological Complexity*, 50, 101001. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2022.101001>
- M.P.H. (2013). *Plan de Desarrollo Concertado del Distrito de Ayacucho 2013-2021*. https://munihuamanga.gob.pe/Documentos_mph/Munitransparencia/Doc_gestion/PDC/EVALUACION_PDCP_2013-2021.pdf
- Müller, M. (2012). Generalized Linear Models. En *Handbook of Computational Statistics* (pp. 681–709). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-21551-3_24
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67–88.
- Novais, S., Sáyago, R., Cristóbal-Perez, E. J., Salguero-Hernández, G., Martín-Rodríguez, S., Lopezaraiza-Mikel, M., & Quesada, M. (2020). Anthropogenic and hurricane disturbances had similar negative effects on epiphytic *Tillandsia*

species in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 458, 117797.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117797>

Ocegueda, C. (2004). *Metodología de la Investigación* (segunda).

Oldeman, R. A. A., & Van Dijk, J. (1999). Diagnosis of the temperament of tropical rain forest trees. En A. Gomez-Pompa, T. C. Whitmore, & M. Hadley (Eds.), *Rain forest regeneration and management* (Vol. 6, pp. 21–65). UNESCO.

Orme, C. D. L., Mayor, S., dos Anjos, L., Develey, P. F., Hatfield, J. H., Morante-Filho, J. C., Tylianakis, J. M., Uezu, A., & Banks-Leite, C. (2019). Distance to range edge determines sensitivity to deforestation. *Nature Ecology & Evolution*, 3(6), 886–891. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0889-z>

Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 924–935.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>

Page-Dumroese, D. S., Abott, A. M., & Rice, T. M. (2013). *Protocolo Para La Evaluación De Disturbios En Suelos Forestales*.

Patil, I. (2021). Visualizations with statistical details: The “ggstatsplot” approach. *Journal of Open Source Software*, 6(61), 3167.
<https://doi.org/10.21105/joss.03167>

Pennington, R. T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40(1), 437–457.

Piraino, S., Abraham, E. M., Hadad, M. A., Patón, D., & Roig Juñent, F. A. (2017). Anthropogenic disturbance impact on the stem growth of *Prosopis flexuosa* DC forests in the Monte desert of Argentina: A dendroecological approach. *Dendrochronologia*, 42, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2017.01.001>

Pommerening, A. (2002). Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*, 75(3), 305–324. <https://doi.org/10.1093/forestry/75.3.305>

- Prakash, S., & Verma, A. K. (2022). ANTHROPOGENIC ACTIVITIES AND BIODIVERSITY THREATS. *International Journal of Biological Innovations*, 04(01), 94–103. <https://doi.org/10.46505/IJBI.2022.4110>
- Rasquinha, D. N., & Mishra, D. R. (2021). Impact of wood harvesting on mangrove forest structure, composition and biomass dynamics in India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 248, 106974. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106974>
- Riccardi, T., Malatesta, L., Van Damme, K., Suleiman, A. S., Farcomeni, A., Rezende, M., Vahalík, P., & Attorre, F. (2020). Environmental factors and human activity as drivers of tree cover and density on the Island of Socotra, Yemen. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 31(3), 703–718. <https://doi.org/10.1007/s12210-020-00923-9>
- Rojas-Sandoval, J. (2017). *Vachellia macracantha*. En *CABI Compendium*. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.2318>
- Ruas, R. de B., Costa, L. M. S., & Bered, F. (2022). Urbanization driving changes in plant species and communities – A global view. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02243. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02243>
- Sabino, E., Lavado, W., & Aybar, C. (2019). Estimación de las zonas de vida de Holdridge en el Perú. En *Servicio Nacional De Meteorología E Hidrología Del Perú –Senamhi*. Dirección de Hidrología - DHI.
- Sadia, S., Waheed, M., Firdous, S., Arshad, F., Fonge, B. A., & Al-Andal, A. (2024). Ecological analysis of plant community structure and soil effects in subtropical forest ecosystem. *BMC Plant Biology*, 24(1), 1275. <https://doi.org/10.1186/s12870-024-06012-5>
- Sapkota, R. P., Stahl, P. D., & Norton, U. (2019). Anthropogenic disturbances shift diameter distribution of woody plant species in *Shorea robusta* Gaertn. (Sal) mixed forests of Nepal. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 12(1), 115–128. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2018.08.004>
- Schröder, J. M., Ávila Rodríguez, L. P., & Günter, S. (2021). Research trends: Tropical dry forests: The neglected research agenda? *Forest Policy and Economics*, 122, 102333. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102333>

- Seigler, D. S., & Ebinger, J. E. (2005). New combinations in the genus *Vachellia* (Fabaceae: Mimosoideae) from the New World. *Phytologia*, 87(3).
<https://ia802904.us.archive.org/19/items/biostor-63157/biostor-63157.pdf>
- SERFOR. (2024). *GUÍA METODOLÓGICA PARA LA ZONIFICACIÓN FORESTAL*.
- Smith-Ramírez, C., Grez, A., Galleguillos, M., Cerda, C., Ocampo-Melgar, A., Miranda, M. D., Muñoz, A. A., Rendón-Funes, A., Díaz, I., Cifuentes, C., Alaniz, A., Seguel, O., Ovalle, J., Montenegro, G., Saldes-Cortés, A., Martínez-Harms, M. J., Armesto, J. J., & Vita, A. (2023). Ecosystem services of Chilean sclerophyllous forests and shrublands on the verge of collapse: A review. *Journal of Arid Environments*, 211, 104927.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104927>
- Sokal, R., & Rohlf, F. (2013). *Biometry : the principles and practice of statistics in biological research / Robert R. Sokal and F. James Rohlf*. En *SERBIULA (sistema Librum 2.0)*.
- Souza, C. R., Maia, V. A., Mariano, R. F., Coelho de Souza, F., Araújo, F. de C., Paula, G. G. P. de, Menino, G. C. de O., Coelho, P. A., Santos, P. F., Morel, J. D., & Santos, R. M. (2022). Tropical forests in ecotonal regions as a carbon source linked to anthropogenic fires: A 15-year study case in Atlantic forest – Cerrado transition zone. *Forest Ecology and Management*, 519, 120326.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120326>
- Souza-Alonso, P., Rodríguez, J., González, L., & Lorenzo, P. (2017). Here to stay. Recent advances and perspectives about *Acacia* invasion in Mediterranean areas. *Annals of Forest Science*, 74(3), 55. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0651-0>
- Stan, K. D., Sanchez-Azofeifa, A., & Hamann, H. F. (2024). Widespread degradation and limited protection of forests in global tropical dry ecosystems. *Biological Conservation*, 289, 110425.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110425>
- Sulieman, H. M. (2018). Exploring Drivers of Forest Degradation and Fragmentation in Sudan: The Case of Erawashda Forest and its Surrounding

- Community. *Science of The Total Environment*, 621, 895–904.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.210>
- Szymański, C., Villagra, P. E., Aschero, V., & Alvarez, J. A. (2022). Interactive effects of chronic anthropogenic disturbances on *Prosopis* woodland structure in the Central Monte, Argentina. *Ecología Austral*, 32(1), 108–121.
<https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.0.1800>
- Tabarelli, M., Filgueiras, B. K. C., Ribeiro, E. M. S., Lopes, A. V., & Leal, I. R. (2024). Tropical Dry Forests. En *Encyclopedia of Biodiversity* (pp. 294–312). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822562-2.00090-6>
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833–2849.
- Van Dongen, A., Jones, C., Doucet, C., Floreani, T., Schoonmaker, A., Harvey, J., & Degenhardt, D. (2022). Ground Validation of Seismic Line Forest Regeneration Assessments Based on Visual Interpretation of Satellite Imagery. *Forests*, 13(7), 1022. <https://doi.org/10.3390/f13071022>
- Vilaplana, D. F., Lucas-Borja, M. E., Soria, R., Miralles, I., Ortega, R., Abdenni, S., Carmona-Yáñez, M. D., Plaza-Alvarez, P. A., Santana, V. M., & Zema, D. A. (2024). One-year effects of stand age, pre-fire treatments, and hillslope aspect on recovery of plant diversity and soil properties in a Mediterranean forest burnt by a severe wildfire. *Forest Ecology and Management*, 566, 122068. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122068>
- Villagra, P. E., Defossé, G. E., Del Valle, H. F., & Rostagno, C. M. (2011). Restoration of degraded drylands: The case of the Monte Austral, Argentina. *Restoration Ecology*, 19(1), 89–96.
- Volante, J., Mosciaro, J., Morales Poclava, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., Tiscornia, G., Fuente, M., Maldonado, I., Vega, A., Trujillo, R., Cortéz, L., & Paruelo, J. (2015). *Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010: Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación*. Revista de investigaciones agropecuarias. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1669-23142015000200011&script=sci_arttext&tlng=en

- Xiao, S., Fügener, T., Wende, W., Yan, W., Chen, H., Syrbe, R., & Xue, B. (2022). The dynamics of vegetation and implications for ecosystem services in the context of urbanisation: An example from Huangyan-Taizhou, China. *Ecological Engineering*, *179*, 106614. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106614>
- Xie, C., Wu, S., Zhuang, Q., Zhang, Z., Hou, G., Luo, G., & Hu, Z. (2022). Where Anthropogenic Activity Occurs, Anthropogenic Activity Dominates Vegetation Net Primary Productivity Change. *Remote Sensing*, *14*(5), 1092. <https://doi.org/10.3390/rs14051092>
- Zhai, L., Ji, L., Caccetta, P., & Xie, Y. (2023). Editorial for special issue on “Remote sensing in identifying degraded natural ecosystems and assessing the impact of ecological restorations”. *Ecological Engineering*, *191*, 106960. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106960>

ANEXOS

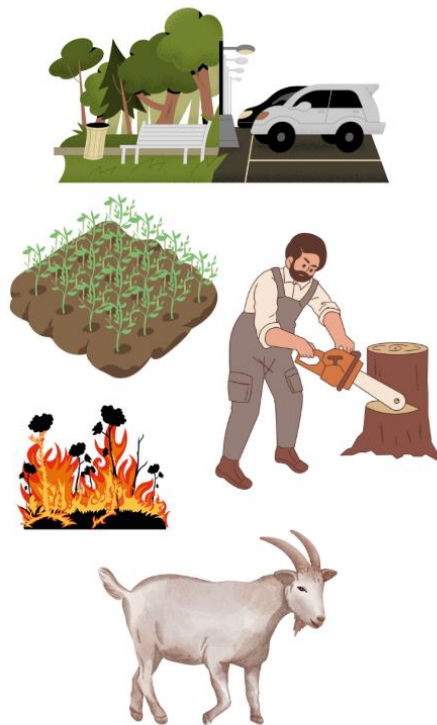
ANEXOS 1

Nomenclatura y abreviaturas de los términos empleados en el análisis del proyecto

NOMENCLATURA DE LOS CÓDIGOS EN LA DATA		
N	DESCRIPCIÓN	CODIGO
1	DEPARTAMENTO	DEP
2	PROVINCIA	PROV
3	DISTRITO	DIST
4	BOSQUE O CENTRO POBLADO AL QUE PERTENECE	BOSQUE
5	CODIGO DEL BOSQUE	BOSQUE_COD
6	CONDICIÓN DEL BOSQUE	CONDICION
7	CODIGO DE LA CONDICION DEL BOSQUE	CONDICION_COD
8	ALTITUD DE LA PARCELA	ALTITUD
9	NUMERO DE ARBOL	N_ARBOL
10	ALTURA TOTAL DEL ARBOL	A_TOTAL
11	ALTURA A LA COPA	A_COPA
12	INCLINACION MAYOR A 45° (SI=1, NO=2)	INCLINACION
13	DIAMETRO DE COPA 1 (NORTE-SUR)	DC_1-NS
14	DIAMETRO DE COPA 2 (ESTE-OESTE)	DC_2-EW
15	NUMERO DE RAMAS I (TALLO PRINCIPAL)	NRAMAS_I
16	NUMERO DE RAMAS II (RAMAS PRIMARIAS)	NRAMAS_II
17	NUMERO DE RAMAS III (RAMAS SECUNDARIAS)	NRAMAS_III
18	CORTE DE LAS RAMAS TIPO I (PRINCIPAL)	CORTE_I
19	CORTE DE LAS RAMAS TIPO II (PRIMARIAS)	CORTE_II
20	CORTE DE LAS RAMAS TIPO III (SECUNDARIAS)	CORTE_III
21	CORTE DE LAS RAMAS TIPO IV (RAMAS)	CORTE_IV
22	DIAMETRO A LA ALTURA DEL SUELO (BASAL)	DAS
23	DAS 1: CASO 1 (SIN BIFURCACIÓN)	DAS1_C1
24	DAS 2: CASO 1 (SIN BIFURCACIÓN)	DAS2_C1
25	DAS PROMEDIO: CASO 1	DASPROM_C1
26	DAS BASAL 1: CASO 2 (CON BIFURCACIÓN)	DAS-BASAL1_C2
27	DAS BASAL 2: CASO 2 (CON BIFURCACIÓN)	DAS-BASAL2_C2
28	DAS PROMEDIO: CASO 2	DASPROM_C2
29	DAS DE CADA RAMAS 3: CASO 2 (RAMA MAYOR)	DAS-CRAMA3_C2
30	DAS CASO 3 (CON BIFURCACIÓN)	DAS_C3
31	INDIVIDUOS JOVENES O EN REGENERACIÓN	INDIV_REG
32	NUMERO DE INDIVIDUOS EN REG-JOVENES	N_IND_REG

ANEXOS 2

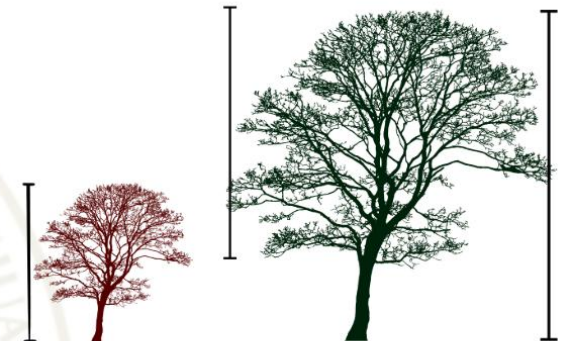
Diagrama de la descripción de la problemática y el trabajo de investigación

Actividades antropogénicas

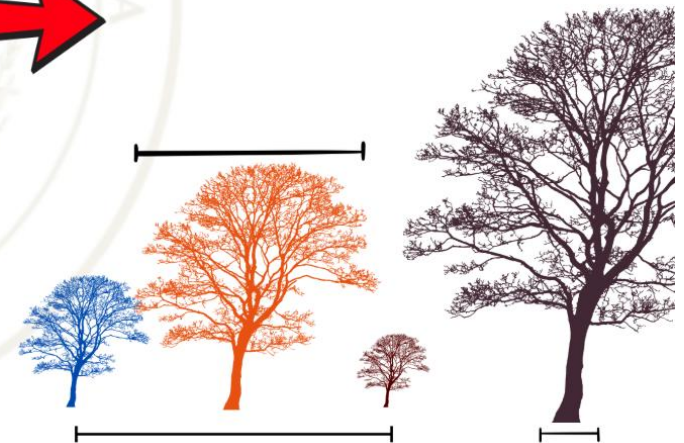
Bosques secos de *Vachellia macracantha*



Estructura vertical



Estructura Horizontal



ANEXOS 3

Matriz de consistencia

Problema	Objetivos	VARIABLES	Metodología
<i>General</i>	<i>General</i>	<i>Variable 1</i>	Tipo: Básica Nivel: Correlacional-Cuantitativo Diseño: No experimental-Transversal Población: Los bosques de <i>Vachellia macracantha</i> de los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, provincia de Huanta, región Ayacucho, Perú. Muestra: Áreas de entrenamiento evaluadas en campo (parcelas de 30x30m) ubicadas en 5 bosques con perturbación alta, moderada y mínima. Técnicas e instrumentos de observación: Directa, mediante guías de observación; e indirecta, con equipos de medición y recolección de datos en campo. Procesamiento de Datos: Para analizar la relación entre los factores antropogénicos y los parámetros biométricos, se empleará el análisis de correlación de Pearson y Spearman, y la aplicación de Modelos Lineales Generalizados (GLM) gaussian y gamma, Permanova y test Games-Howell. Para determinar la influencia y significancia estadística de los factores antropogénicos con cada variable estructural.
¿Cómo se relacionan las Actividades antropogénicas con la estructura forestal de los bosques secos de <i>Vachellia macracantha</i> , en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho?	Determinar la relación entre las actividades antropogénicas y la estructura forestal de los bosques secos de <i>Vachellia macracantha</i> , en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho.	Actividades antropogénicas	
<i>Específicos</i>	<i>Específicos</i>	<i>Variable 2</i>	
<p>- ¿Cómo se relacionan las Actividades antropogénicas con la estructura vertical de los bosques secos de <i>Vachellia macracantha</i>, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho?</p> <p>- ¿Cómo se relacionan las Actividades antropogénicas con la estructura horizontal de los bosques secos de <i>Vachellia macracantha</i>, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho?</p>	<p>-Determinar la relación entre las Actividades antropogénicas y la estructura vertical de los bosques secos de <i>Vachellia macracantha</i>, en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho.</p> <p>-Determinar la relación entre las Actividades antropogénicas y la estructura horizontal de los bosques secos de <i>Vachellia macracantha</i> en los distritos de Huanta, Luricocha e Iguaín, Región Ayacucho.</p>	Estructura Forestal	

ANEXOS 4

Vértices de las parcelas

BOSQUE 1	Ayacucho	Huanta	Luricocha
-----------------	----------	--------	-----------

<i>San Pedro de Pampay I</i>						
	Parcela 1 (BL1)		Parcela 2 (BL2)		Parcela 3 (BL3)	
Vértice	X	Y	X	Y	X	Y
V1	574802.5512990612	8578732.4919999968	575236.9151277952	8578001.7614174839	576089.7792640780	8577790.6203037445
V2	574802.5512990612	8578762.4919999968	575236.9151277676	8578031.7614174988	576089.7792640903	8577820.6203037221
V3	574832.5512990466	8578762.4919999857	575266.9151277622	8578031.7614174876	576119.7792640650	8577820.6203037370
V4	574832.5512990428	8578732.4920000061	575266.9151277732	8578001.7614175007	576119.7792640697	8577790.6203037463

<i>San Pedro de Pampay II</i>						
	Parcela 1 (BL4)		Parcela 2 (BL5)		Parcela 3 (BL6)	
vértice	X	Y	X	Y	X	Y
V1	577239.6753477742	8575781.7809942458	576438.6339310888	8575637.8026183695	577398.8449153692	8574914.5331490822
V2	577239.6753477714	8575811.7809942607	576438.6339310780	8575667.8026183825	577398.8449153514	8574944.5331490934
V3	577269.6753477796	8575811.7809942570	576468.6339310822	8575667.8026183713	577428.8449153486	8574944.5331490654
V4	577269.6753477728	8575781.7809942532	576468.6339310992	8575637.8026183639	577428.8449153478	8574914.5331490673

BOSQUE 2	Ayacucho	Huanta	Iguain
-----------------	----------	--------	--------

<i>Cangari</i>						
	Parcela 1 (BI1)		Parcela 2 (BI2)		Parcela 3 (BI3)	
vértices	X	Y	X	Y	X	Y
V1	578955.1040480186	8563238.8415486980	578773.9511406268	8563707.0189673435	578224.5188179454	8563773.8330167904
V2	578955.1040480013	8563268.8415487036	578773.9511406271	8563737.0189673603	578224.5188179587	8563803.8330167867
V3	578985.1040480192	8563268.8415487129	578803.9511406081	8563737.0189673491	578254.5188179524	8563803.8330167867
V4	578985.1040480190	8563238.8415487148	578803.9511406196	8563707.0189673565	578254.5188179744	8563773.8330167886

<i>Paquecc</i>						
	Parcela 1 (BI4)		Parcela 2 (BI5)		Parcela 3 (BI6)	
vértices	X	Y	X	Y	X	Y
V1	581696.1959569704	8565835.0003417786	581796.5457838734	8565017.8514894545	580834.3044574989	8564984.1194511037
V2	581696.1959569780	8565865.0003417674	581796.5457838650	8565047.8514894620	580834.3044575102	8565014.1194511056
V3	581726.1959569718	8565865.0003417619	581826.5457838684	8565047.8514894638	580864.3044574863	8565014.1194510963
V4	581726.1959569814	8565835.0003417712	581826.5457838806	8565017.8514894582	580864.3044575036	8564984.1194510963


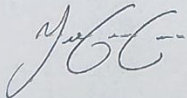
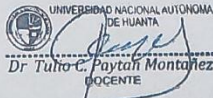
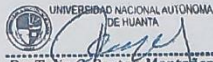
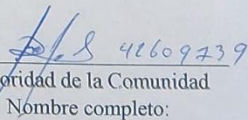
BOSQUE 3	Ayacucho	Huanta	Huanta
-----------------	----------	--------	--------

<i>Inkaraccay</i>						
	Parcela 1 (BH1)		Parcela 2 (BH2)		Parcela 3 (BH3)	
vértices	X	Y	X	Y	X	Y
V1	576473.6547431200	8567608.5323128439	577954.5880289108	8566705.4845814500	577651.4482063552	8568657.6392880268
V2	576473.6547696866	8567638.5322633088	577954.5880307768	8566735.4845818058	577651.4482063416	8568687.6392880455
V3	576503.6547413968	8567638.5323128980	577984.5880307590	8566735.4845818058	577681.4482063454	8568687.6392880324
V4	576503.6547427248	8567608.5323146209	577984.5880307582	8566705.4845817965	577681.4482063608	8568657.6392880436

Tabla. Resumen de los GLM aplicados (versión en inglés para artículo científico)

Predictor variables		Cutting Index (CI)	Grazing Intensity (GI)	Trail Density (TD)	Presence of Permanent Trails (PPT)	Distance to Roads (DR)	Distance to Urban Areas (DUA)	Surrounding Agricultural Area (SAA)	AIC
Structural variable									
Mean Total Height (TH)	P-value 1	0.4424	0.5656	0.8450	0.3276	0.8892	0.5429	0.6461	13.702
	P-value 2			0.044*	0.186				6.2466
	Estimate Coefficient			-3.5801	0.2075				
Mean Crown Base Height (CBH)	P-value 1	0.3289	0.0053**	0.0114*	0.2394	0.9626	0.1367	0.7698	-20.759
	P-value 2	0.2456	0.0009**	0.0012**	0.0599*		0.0253*		-24.555
	Estimate Coefficient	-9.773	2.262	-5.865	1.736		9.801		
Canopy Cover (CC)	P-value 1	0.0260*	0.6151	0.3281	0.1627	0.2309	0.0036**	0.8165	129.64
	P-value 2	0.0054**		0.0721	0.0795	0.1132	0.0002**		126.25
	Estimate Coefficient	-4.372		-4.006	2.656	-9.371	-3.694		
Basal Area (BA)	P-value 1	0.454	0.730	0.646	0.835	0.144	0.123	0.160	-2.3062
	P-value 2					0.1292	0.0113*	0.0037**	-8.1271
	Estimate Coefficient					-0.0013	-0.0003	-0.0556	
Tree Density (TD)	P-value 1	0.4376	0.8305	0.2996	0.2784	0.2536	0.0236*	0.3985	-63.343
	P-value 2				0.0678	0.0244*	0.0163*		-66.072
	Estimate Coefficient			-5.8641	0.5717	-0.0012	-0.0002		
Regeneration Density (RD)	P-value 1	0.0279*	0.0037**	0.2596	0.4647	0.1380	0.1608	0.5809	-76.102
	P-value 2		0.0021**	0.2592	0.1826	0.1118	0.1400		-77.579
	Estimate Coefficient		1.1504	-9.5611	0.6070	-0.0031			

ANEXO 6-B**Carta de acceso a campo – Bosque de Cangari**

	<p>UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE HUANTA "Universidad del VRAEM y de la Integración Interregional de los Andes" "Segunda Universidad Pública del Perú con Licencia Institucional otorgada por la SUNEDU" Creada por Ley N° 29658 Escuela profesional de Ingeniería y Gestión Ambiental</p>	
CARTA DE ACCESO A CAMPO		
Solicito: Permiso para realizar trabajo de investigación		
Señor propietario del predio, autoridad de la comunidad, vecino.		
Yo, Yirme Yohu Gomez Ccochachi, Código de estudiante N° 1912810114 y su equipo de trabajo, estudiantes de la escuela profesional de Ingeniería y Gestión Ambiental de la Universidad Nacional Autónoma de Huanta, nos presentamos respetuosamente ante usted y exponemos:		
Que siendo egresados y estudiantes de la casa de estudios antes mencionada, y teniendo un trabajo de investigación final en proceso de ejecución- TESIS , denominado "Evaluación de la estructura de los Matorrales Andinos de <i>Vachellia macracantha</i> , frente al impacto de la Urbanización y Actividad Agrícola", solicitamos a usted, permiso para realizar Trabajo de Investigación y labores en campo de medición de la especie <i>Vachellia macracantha</i> (Huarango). Las labores de campo consistirán en delimitar 4 parcelas permanentes de 30x30metros, donde se etiquetarán y medirán todos los individuos de Huarango dentro de la parcela, las siguientes métricas: altura total, DAS, copa, numero de ramas y condición del matorral. Este trabajo de campo, tendrá una duración de 2 semanas, desde el 25 de marzo hasta el 8 de abril del 2024. Cuyo objeto de estudio es determinar el grado de impacto de la urbanización y la actividad agrícola en estos matorrales. Hemos elegido esta área, debido a características particulares de interés para el trabajo de investigación; de igual manera, se realizarán vuelos de dron exclusivamente por encima de estas parcelas a distintas alturas y se realizarán actividades de pernocte e instalación de carpas para continuar con el trabajo de medición, de ser necesario.		
El objetivo de esta investigación se detalla a continuación:		
Objetivo General		
Evaluar la estructura forestal de los matorrales andinos de <i>Vachellia macracantha</i> , frente al impacto de la urbanización y actividad agrícola.		
De igual manera, mi persona y equipo de trabajo, nos comprometemos a cuidar el bosque y la biodiversidad presente en ella, ya que reconocemos su relevancia, y pretendemos estudiar su condición para futuros planes de conservación de la especie. Esperando su comprensión sobre las posibles acciones, considerando al difícil acceso y las características particulares de estos bosques, como el huarango, la tuna, el cactus, entre otras espinosas.		
POR LO EXPUESTO: Rogamos a usted acceder a nuestra solicitud.		
Huanta, 30 de marzo de 2024		
 <hr/> Yirme Yohu Gomez Ccochachi Tesista DNI N°74321418 Cel: 935393195	  <hr/> Dr. Tulio C. Paytan Montañez DOCENTE <hr/> Tulio Celestino Paytan Montañez Docente Asesor DNI N°41195365	 <hr/> Autoridad de la Comunidad Nombre completo: Alcalde.

ANEXO 7-A

Bosque secos de Luricocha, Huanta e Iguaín, respectivamente.

Foto 1**Foto 2**

Foto 3



Foto 4



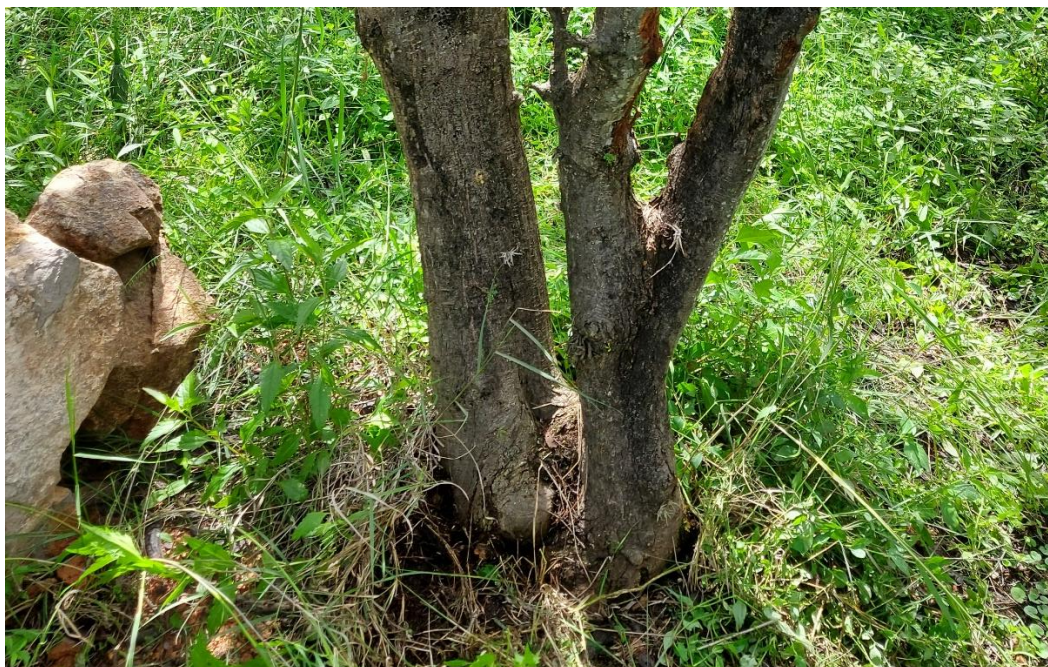
ANEXO 7-B

Plántulas en regeneración y árbol individual– Bosque de Cangari y Luricocha, respectivamente.

Foto 1**Foto 2**

ANEXO 7-C

Morfología del tallo de *Vachellia macracantha* – Bosques Paquecc.

Foto 1**Foto 2**

ANEXO 7-D

Procedimiento de medición y recolección de datos en campo.

Foto 1**Foto 2**

Foto 3



Foto 4



Foto 5



Foto 6



Foto 7



Foto 8



Foto 9

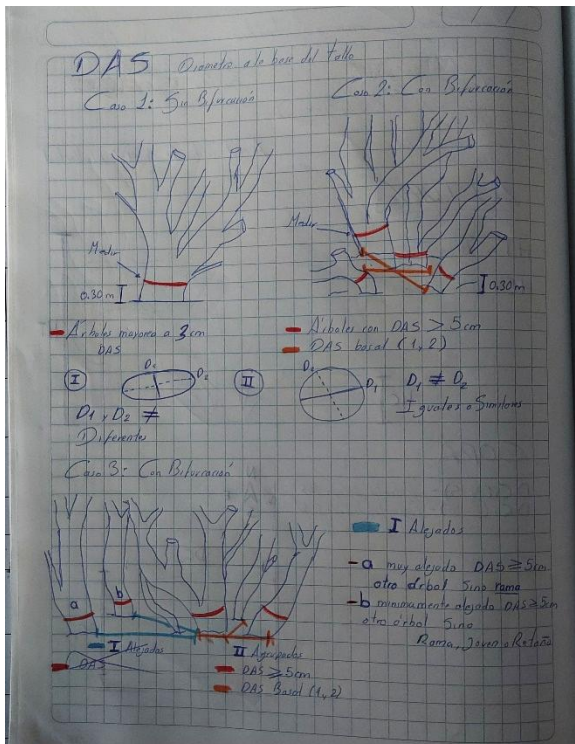


Foto 10

