UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE HUANTA

FACULTAD DE INGENIERÍA Y GESTIÓN

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TESIS

Impactos de la fragmentación de bosques en la estructura poblacional y distribución espacial de la *Vachellia macracantha* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) en la región Ayacucho"

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniero Ambiental

LINEA DE INVESTIGACIÓN

Ecología

PRESENTADO POR:

Agama Romaní, Javier Raúl

ASESOR:

Dr. Tulio Celestino Paytán Montañez

HUANTA – PERÚ

2025

NOMBRE DEL TRABAJO

INFORME FINAL DE TESIS - AGAMA ROMANI JAVIER RAUL.pdf

AUTOR

JAVIER RAUL AGAMA ROMANI

RECUENTO DE PALABRAS

29625 Words

RECUENTO DE CARACTERES

161592 Characters

RECUENTO DE PÁGINAS

116 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

8.4MB

FECHA DE ENTREGA

Oct 22, 2026 5:59 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

Oct 22, 2026 6:01 PM GMT-5

7% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 7% Base de datos de Internet
- 3% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de Crossref
- Base de datos de contenido publicado de Crossref
- 5% Base de datos de trabajos entregados

Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)

Tulio Celestino Rufasto Rondinel
Asesor

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE HUANTA
Creada por Ley N° 29658
FACULTAD DE INGENIERÍA Y GESTIÓN
"Año de la Esperanza y el Fortalecimiento de la Democracia"

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERIA AMBIENTAL

En la ciudad de Huanta, en el auditorio de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental del campus universitario de la Universidad Nacional Autónoma de Huanta, ubicado en la autopista Carlos Ch. Hiraoka, desvío a Ccollana, a los 14 días del mes de mayo de 2026, siendo las 17:00 horas, se dio inicio al acto académico de sustentación de tesis con la presencia de los miembros del jurado calificador:

Ph. D. Walter Victor Castro Aponte	**Miembro Titular 1 (Presidente)**
Mtro. Fernando Gari Huayhua Lévano	**Miembro titular 2**
Dr. Tulio Celestino Paytan Montañez	**Miembro titular 3**

Acto seguido se procedió a dar lectura a la Resolución de Vicepresidencia Académica N° 057-2026-CO-UNAH, mediante el cual señala la fecha, hora y designación de jurado evaluador para la sustentación de tesis del **Bach. Javier Raúl Agama Romani,** con la tesis titulada: **"Impactos de la fragmentación de bosques en la estructura poblacional y distribución espacial de la Vachellia macracantha (Humb. & Bonpl. Ex Wild.) en la región Ayacucho",** asesorado por el Dr. Tulio Celestino Paytan Montañez, para optar el Título profesional de: Ingeniero Ambiental.

Observaciones:

.....
.....
.....

Terminada la sustentación se procedió a la formulación de preguntas por los miembros del jurado evaluadores, los mismos que fueron defendidos y absueltos por la tesista. Acto seguido se procedió a calificar con el resultado siguiente:

Aprobado Regular	(x)
Aprobado Bueno	( )
Aprobado Muy Bueno	( )
Aprobado Excelente	( )

Con la calificación de .....TRECE..... (13)
Siendo las ...6:00 P.M.... se da por finalizada el acto académico de sustentación de tesis pasando a firmar los miembros del jurado evaluador.

MSc. PhD. Walter Victor Castro Aponte
DOCENTE INVESTIGADOR
Ph. D. Walter Victor Castro Aponte
Miembro Titular 1 (Presidente)

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE HUANTA
Mtro. Fernando Gari Huayhua Lévano
DOCENTE ASOCIADO
Mtro. Fernando Gari Huayhua Lévano
Miembro Titular 2

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE HUANTA
Dr. Tulio C. Paytan Montañez
DOCENTE
Dr. Tulio Celestino Paytan Montañez
Miembro Titular 3

“IMPACTOS DE LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES EN LA ESTRUCTURA POBLACIONAL Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA *VACHELLIA MACRACANTHA* (HUMB. & BONPL. EX WILLD.) EN LA REGIÓN AYACUCHO”

TESISTA:

Bach. Javier Raúl Agama Romaní

ASESOR:

Dr. Tulio Celestino Paytán Montañez

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a los caminos no trazados que, sin mapas ni certezas, me guiaron con la intuición del propósito. A mi familia, tierra firme donde germinaron mis primeras raíces, y a quienes, con palabras o silencios, sembraron en mí la paciencia, la disciplina y el amor por el conocimiento. A los días de duda y a las noches de insomnio, porque de ellos también nacen las ideas más persistentes. A los silencios que me enseñaron paciencia y a los caminos que, aunque inciertos, siempre condujeron al aprendizaje. Y finalmente, a esta tierra diversa y desafiante que me dio el privilegio de aprender de ella.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de Huanta, "*mi alma mater"*, por abrirme sus puertas y formarme como un profesional comprometido con la ciencia y el desarrollo.

A mi asesor, el Dr. Tulio Celestino Paytan Montañés, por orientarme con dedicación y paciencia, y por su valioso aporte en cada fase de la elaboración de esta tesis. Al Dr. Walter Castro Aponte, por su gran amistad, su respaldo permanente y sus acertados comentarios, que enriquecieron de forma notable este estudio.

Al Dr. Marco Aurelio Arizapana Almonacid, con aprecio el "Osi" por su ejemplo, orientación y cercanía; por sus consejos y por despertar en mí el entusiasmo y la pasión por la investigación científica.

Al equipo científico de la Universidad de Cambridge, Dr. Eustace Barnes, Dr. Hugo Lapage, Dr. John Forrest y Dr. Luis de los Santos por su valiosa contribución en la revisión, mejora e inspiración de este proyecto, así como por su constante estímulo hacia la excelencia académica y profesional.

A mis amigos Yohu, Esteban, Jasmin, Mariestephan y Sunmi, por su dedicación y entrega durante la fase más exigente del proyecto: el trabajo de campo. Su ayuda fue fundamental para que esta tesis se hiciera realidad.

A los perrines Pepe, Vladi, Henry, Diego, Yanis y Pauli, por su amistad, su compañerismo y por compartir conmigo el entusiasmo por investigar y seguir aprendiendo.

A mis padres, por su compromiso incondicional y por ser el pilar de fortaleza que me acompañó a lo largo de mi vida universitaria. A mis hermanos Edgar, Mónica y Diego, por creer siempre en mí; y a mi sobrino Edu, por llenar mis días de alegría y ánimo con sus ocurrencias.

A mis tíos, por su respaldo constante, sus consejos y su colaboración en cada paso de este proceso. Estas páginas no alcanzarían para expresar mi gratitud hacia todos ellos.

Gracias a cada uno de ustedes. Por formar parte de este proyecto.

RESUMEN

Se realizó un análisis integral de los efectos de la fragmentación de bosques sobre la estructura poblacional y el patrón de distribución espacial de *Vachellia macracantha* en la región Ayacucho, Perú. El objetivo principal consistió en delimitar cuantitativamente cómo la configuración, conectividad y dimensiones de los fragmentos de bosque seco influyen en la diversidad demográfica, las clases de edad y los patrones espaciales de agregación de individuos de esta especie. Para ello, se aplicaron técnicas de análisis geoespacial con métricas de parche, y metodologías de muestreo de campo para la caracterización morfométrica en parcelas distribuidas en Huanta, Iguain y Luricocha. Los resultados evidencian una alta heterogeneidad espacial y funcional entre fragmentos, destacándose que aquellos de mayor tamaño y menor aislamiento conservan estructuras demográficas más balanceadas, mientras que los fragmentos pequeños, aislados y sometidos a mayor presión de borde presentan predominancia de individuos jóvenes y baja proporción de adultos. Además, se identificó una correlación negativa entre el área de núcleo y la presencia de juveniles, lo cual revela la influencia directa de la fragmentación en la viabilidad poblacional y el potencial de regeneración a largo plazo. Estos hallazgos aportan evidencia empírica sobre el impacto de la fragmentación en la dinámica ecológica y en la persistencia poblacional de *V. macracantha*, especie de relevancia ecológica y biofísica para los bosques secos andinos de Ayacucho.

Palabras Claves: Fragmentación de bosques, Estructura poblacional, Distribución espacial, *Vachellia macracantha*, Bosque seco andino.

ABSTRACT

An integral analysis was conducted on the effects of forest fragmentation on the population structure and spatial distribution pattern of *Vachellia macracantha* in the Ayacucho region, Peru. The primary objective was to quantitatively delimit how the configuration, connectivity, and dimensions of dry forest fragments influence demographic diversity, age classes, and the spatial aggregation patterns of individuals of this species. To achieve this, geospatial analysis techniques with patch metrics were applied, along with field sampling methodologies for morphometric characterization in plots distributed across Huanta, Iguain, and Luricocha. The results reveal high spatial and functional heterogeneity among fragments, highlighting that larger and less isolated fragments retain more balanced demographic structures, whereas small, isolated fragments subject to higher edge pressure display predominance of young individuals and a low proportion of adults. Additionally, a negative correlation between core area and the presence of juveniles was identified, revealing the direct influence of fragmentation on population viability and long-term regeneration potential. These findings provide empirical evidence of the impact of fragmentation on the ecological dynamics and population persistence of *V. macracantha*, a species of ecological and biophysical relevance for the Andean dry forests of Ayacucho.

Key Words: Forest fragmentation, Population structure, Spatial distribution, *Vachellia macracantha*, Andean dry forest.

ÍNDICE

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 15

1.1. Descripción y formulación del problema 15

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 18

1.4. Hipótesis 19

1.4.1. Hipótesis general 19

1.4.2. Hipótesis específica 20

1.5. Variables 21

II. MARCO TEÓRICO 23

2.1. Antecedentes del Problema 23

2.1.1. Antecedentes Internacionales 23

2.1.2. Antecedentes Nacionales 31

2.2. Bases teóricas 32

2.2.1. Fragmentación de bosques 32

2.2.2. Ecología del paisaje. 33

2.2.3. Métricas de parche 34

2.2.4. Ecología de poblaciones y distribución espacial de plantas. 35

2.2.5. Familia Fabaceae 38

2.2.6. Clasificación taxonómica de Vachellia macracantha 38

2.3. Definiciones de términos 41

2.4. Marco Legal 42

III. METODOLOGÍA 44

3.1. Enfoque, Tipo y nivel y diseño de investigación 44

3.2. Ámbito temporal y espacial 44

3.2.1 Ámbito temporal 44

3.2.2. Ámbito Espacial 44

3.3. Población y muestra 45
3.3.1 Población 45
3.3.2 Muestra 45
3.3.3 Muestreo 45
3.4. Instrumentos 45
3.5 Procedimientos 45
3.5.1. Fase de gabinete 45
3.5.2. Fase Campo 48
3.5.3. Datación de muestras 50
3.5.4. Determinación de disposición espacial 50
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 52
4.1. RESULTADOS 52
4.1.1. Parámetros métricos de parches de bosques secos. 52
4.1.2. Análisis estadístico de datos morfométricos 54
4.1.3. Análisis de morfometria en fragmentos de bosque seco 57
4.1.4. Disposición espacial de *Vachellia macracantha* en bosque seco 61
4.2. DISCUSIÓN 63
4.2.1. Gradiente de fragmentación en bosques secos 63
4.2.2. Relación entre fragmentación y estructura poblacional desequilibrada de *Vachellia macracantha* 65
4.2.3. Relación negativa entre fragmentación y distribución espacial de *Vachellia macracantha* 67
V. CONCLUSIONES 71
VI. RECOMENDACIONES 73
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 74
VIII. ANEXOS 86

INDICE DE TABLA

Tabla 1 *Operacionalización de la variable 1* 21
Tabla 2 *Operacionalización de la variable 2* 22
Tabla 3 *Métricas de parches boscosos considerados en el estudio* 53
Tabla 4 *Resumen estadístico de datos morfométricos por fragmentos de bosque secos.* 61
Tabla 5 *Resumen de disposición espacial de Vachellia macracantha en parcelas* 62
Tabla 6 *Resumen estadístico de datos por parches de bosque seco.* 86
Tabla 7 *Datos recolectados para el análisis de estructura poblacional*..... 101
Tabla 8 *Datos recolectados para el análisis de distribución espacial en Cangari, Chichua y Luricocha* 104

INDICE DE FIGURA

Figura 1 *Esquema de la propagación de los efectos de la fragmentación en el ecosistema* 33
Figura 2 *Tipos de patrones espaciales* 37
Figura 3 *Vachellia macracantha – presencia en Ayacucho* 40
Figura 4 *Ubicación del área de estudio* 44
Figura 5 *Ubicación de puntos de muestreo para estudio de estructura poblacional* 47
Figura 6 *Ubicación de parcelas de muestreo para estudio de distribución espacial* 48
Figura 7 *Grafica de distribución diamétricas Vachellia macracantha.* 54
Figura 8 *Grafica de distribución de edad de Vachellia macracantha* 55
Figura 9 *Grafica de distribución de alturas de Vachellia macracantha* 56
Figura 10 *Relación entre DAS y Altura* 57
Figura 11 *Clases diamétricas (DAS) en fragmentos de bosque seco* 58
Figura 12 *Clases etarias en fragmentos de bosque seco* 59
Figura 13 *Clases de altura en fragmentos de bosque seco* 60
Figura 14 *Parches de estudio en Pampay, distrito de Luricocha* 87
Figura 15 *Parches de estudio en Cangari, Chihua, Pantacc, distrito de Luricocha.* 87
Figura 16 *Gráfico de distribución espacial de parcelas* 88
Figura 17 *Registro fotográfico del trabajo en campo* 109

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Descripción y formulación del problema

El cambio de uso del suelo ha sido identificado como uno de los principales factores del cambio ambiental global, provocando la pérdida y fragmentación de hábitats, consideradas como una de las mayores amenazas para los ecosistemas de bosques (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). Durante el último medio siglo, más de un tercio de la superficie forestal del planeta se ha perdido a causa de la deforestación (Haddad et al., 2015; Noh et al., 2022), la expansión de la frontera agrícola y ganadera, el abandono de tierras agrícolas y el crecimiento urbano (Çakir et al., 2008). Este proceso ha socavado los beneficios ecológicos de los bosques remanentes y disminuido su integridad funcional; se estima que solo el 40,5 % de la superficie forestal mundial mantiene una alta integridad ecológica (Grantham et al., 2020). Según la FAO (2020), alrededor del 80 % de los bosques se concentra en parches mayores a un millón de hectáreas, mientras que el 20 % restante se distribuye en fragmentos de menor tamaño, en su mayoría con superficies inferiores a 1 000 ha. En consecuencia, un número creciente de especies se ve forzado a habitar paisajes transformados por la actividad humana (Arasa-Gisbert et al., 2021).

La fragmentación de los bosques altera significativamente la composición y estructura de las comunidades biológicas, modificando procesos ecológicos esenciales como el ciclo de nutrientes, los flujos microclimáticos y la disponibilidad de hábitat (Braga et al., 2020; Echeverría et al., 2007; Rodríguez-Alarcón et al., 2018; Wagner et al., 2018). Este fenómeno genera el aislamiento de los remanentes boscosos y de las poblaciones que los habitan (Navarro et al., 2015; Young et al., 1996), afectando la conectividad ecológica y los flujos genéticos (Liu et al., 2018). Se estima que más del 70 % de los bosques del mundo se encuentra a menos de 1 km de un borde y cerca del 20 % dentro de un radio de 100 m de zonas agrícolas o urbanas (Haddad et al., 2015), lo que los hace altamente vulnerables al efecto borde (Honnay et al., 2005; Ipiales & Pilatasig, 2021). En consecuencia, ha reducido la biodiversidad entre un 13 % y un 75 %, comprometiendo funciones ecológicas clave como la regeneración, la polinización y la provisión de recursos (Navarro et al., 2021; Rodríguez-Alarcón et al., 2018).

A medida que las poblaciones vegetales se reducen en tamaño y quedan confinadas a fragmentos pequeños, la probabilidad de extinción local aumenta por efectos demográficos, ambientales y genéticos (Bruna & Kress, 2002; Noh et al., 2022). La disminución de la conectividad altera la forma territorial del paisaje, y mediante el perjuicio del área forestal, así como de la diversidad estructural (Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). Se manifiestan variaciones en los rasgos funcionales de las comunidades de vegetales, así como en la edad de la sucesión (Miranda, 2014; Rodríguez-Alarcón et al., 2018). La estructura de edades es un relevante parámetro del estado de una población, ya que se pueden inferir su regeneración y su capacidad de recambio generacional (Ramos-Ordoñez et al., 2022). Las diferencias interespecíficas en longevidad, en sistema reproductivo y en capacidad de dispersión marcan la forma en que las especies pueden responder a la fragmentación (M. Navarro et al., 2015; Young et al., 1996). Los patrones espaciales son producto de un equilibrio entre procesos ecológicos como el establecimiento, la competencia y la mortalidad, regulados por factores bióticos y abióticos (Ben-Said, 2021; De La Cruz, 2013; Lara-Romero et al., 2016). La disminución de los fragmentos puede afectar fases claves como la formación de semillas y las interacciones planta-polinizador (Jules, 1998; Navarro et al., 2021).

Los Andes tropicales constituyen uno de los principales puntos calientes de biodiversidad del planeta, albergando aproximadamente 30 000 especies de plantas nativas, de las cuales cerca del 50 % son endémicas (Pronaturaleza, 2021). Sin embargo, la fragmentación de los bosques es especialmente severa en esta región, donde la diversidad biológica es excepcionalmente alta (Dayanandan et al., 1999; Honnay et al., 2005). Los ecosistemas de bosque seco tropical y bosque montano tropical se encuentran entre los más amenazados, principalmente por la expansión agrícola, la extracción de leña y la urbanización (Kintz et al., 2006; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). Estas actividades han transformado progresivamente los ecosistemas andinos, reduciendo la cobertura vegetal y la conectividad entre fragmentos (UICN, 2024).

En los Andes peruanos, particularmente en la región Ayacucho, se desarrollan bosques secos de notable importancia ecológica (FAO, 2016), donde se encuentra *Vachellia macracantha* (Humb. & Bonpl. ex Willd.). Esta especie, conocida localmente como “huarango”, posee gran relevancia ecológica y cultural

(Gutierrez, 2019; Tobar & Mena, 2023). Su capacidad de tolerar la sequía mediante un sistema radicular profundo le permite estabilizar suelos, mejorar la humedad y el contenido de materia orgánica (Romero et al., 2021; Tello & Vargas, 2019). Además, ofrece hábitat para insectos y aves, desempeñando un papel clave en la polinización y el mantenimiento de la biodiversidad local (Tobar & Mena, 2023; Vásquez, 2021). Desde el punto de vista socioeconómico, se utiliza como fuente de madera, leña, forraje y medicina tradicional (Chalán, 2019; Vásquez, 2021). No obstante, la presión antrópica a través del sobrepastoreo, la deforestación y la expansión agrícola ha reducido sus poblaciones y fragmentado su hábitat (DRYFLOR et al., 2016; Gobierno Regional de Ayacucho, 2013). En un contexto de datos limitados sobre un ecosistema altamente fragmentado y amenazado, *V. macracantha* podría encontrarse en un estado de vulnerabilidad ecológica.

1.1.1. Formulación de la Interrogante general

¿Cómo la fragmentación de bosques afecta a la estructura poblacional y distribución espacial de la *Vachellia macracantha* (Humb & Bonpl. ex Willd.) en la región Ayacucho?

1.1.2. Formulación de las Interrogantes específicas

- ¿Cuál es el grado de fragmentación del paisaje forestal en el hábitat de la *Vachellia macracantha* en la región Ayacucho?
- ¿Cómo la fragmentación del hábitat boscoso afecta a la estructura poblacional (edad, densidad) de la *Vachellia macracantha*?
- ¿Cómo la fragmentación del hábitat boscoso afecta a la distribución espacial de la *Vachellia macracantha*?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar el impacto de la fragmentación de bosques en la estructura poblacional y distribución espacial de la *Vachellia macracantha (Humb & Bonpl. ex Willd.)* en la región Ayacucho.

1.2.2. Objetivos específicos

- Determinar el grado de fragmentación del paisaje forestal del hábitat de la *Vachellia macracantha* en la región Ayacucho.

- Analizar la relación entre la fragmentación del hábitat forestal y estructura poblacional (edad, densidad) de la *Vachellia macracantha.*
- Analizar la relación entre la fragmentación del paisaje forestal y la distribución espacial de la *Vachellia macracantha.*

1.3. Justificación e importancia

La Organización de las Naciones Unidas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible del año 2018, resalta la importancia de cuidar los ecosistemas montañosos, junto con la diversidad biológica que albergan, a fin de reforzar los servicios esenciales que estos aportan al aprovechamiento sostenible de los recursos. En este contexto, los efectos de la fragmentación sobre la biodiversidad constituyen uno de los debates más relevantes de la ecología y la biología de la conservación (Arasa-Gisbert et al., 2021). Diversos autores coinciden en la necesidad de continuar las investigaciones orientadas a evaluar la fragmentación y la deforestación en relación con el cambio de uso del suelo, lo cual permitirá generar información útil para la planificación territorial y la gestión sostenible de los ecosistemas (Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Ello resulta prioritario considerando que los bosques con alta integridad ecológica, es decir, aquellos no modificados significativamente por actividades humanas brindan mayores beneficios ecosistémicos que los bosques degradados(Grantham et al., 2020).

En Perú, la reciente preocupación por la pérdida y fragmentación de los ecosistemas forestales es creciente, por lo que resulta necesario investigar sus impactos sobre las comunidades biológicas, la biodiversidad y procesos ecológicos y biofísicos (FAO, 2016). En esta línea, el Ministerio del Ambiente (MINAN) impulsando la Agenda de Investigación Ambiental al 2030 promueve investigar los impactos de las actividades antropogénicas en las especies nativas y endémicas, así como el desarrollo de metodologías de evaluación y monitoreo ecológico incorporando herramientas geoespaciales. La gestión del patrimonio forestal y de vida silvestre en el Perú tiene un enfoque ecosistémico como lo promueve el Convenio sobre la Diversidad Biológica, en la cual se impulsa la comprensión integral de los ecosistemas incorporando dimensiones ambientales, ecológicas, socioculturales y económicas (SINIA, 2015). Al mismo tiempo, considerándose importante los ecosistemas forestales, el Gobierno Regional de Ayacucho (2013) promueve su conservación, su reforestación y la investigación científica aplicada.

En ese sentido, entender los efectos de la fragmentación resulta ser un asunto crítico para la formulación de estrategias de conservación, sobre todo en áreas con abundancia de especies nativas. Los estudios sobre fragmentación afirman que para realizar dichas estrategias se requiere del conocimiento de los efectos en las poblaciones que persisten en paisajes tropicales (Bruna & Kress, 2002). Por lo que el estudio por lo que el inventariado especies se vuelve de vital importancia, integrando parámetros tales como el diámetro, altura, tamaño y posición del dosel, que nos permitirán caracterizar la estructura poblacional (Wagner et al., 2018). A su vez, la cuantificación de los patrones, la dinámica de la fragmentación es clave para la prevención de procesos de pérdida de la biodiversidad, así como la degradación de ecosistemas (Ma et al., 2023). Entender los patrones espaciales de los bosques es un asunto crítico, ya que la silvicultura ecológicamente racional debe basarse en el entendimiento de los procesos ecológicos y los patrones naturales que organizan y estructuran estos ecosistemas (Jia et al., 2016). Por ello, combinar y analizar los cambios de la cobertura forestal utilizando técnicas espaciales y estadísticas es una vía fundamental en la toma de decisiones asertivas dentro del manejo sostenible del paisaje (Ma et al., 2023).

Por tanto, resulta urgente fomentar un mayor interés científico en la problemática de la fragmentación de hábitat de especies nativas como *Vachellia macracantha*, a fin de cuantificar los cambios en su estructura poblacional y distribución espacial. Conocer su situación actual proporcionará insumos clave para la gestión forestal sostenible, el ordenamiento territorial integral y la definición de zonas prioritarias de conservación, protección y restauración de la cobertura boscosa en la región Ayacucho.

1.4. Hipótesis

1.4.1. Hipótesis general

La fragmentación de bosques en la región de Ayacucho ha llevado a una disminución en la estructura poblacional y una alteración en la distribución espacial de la *Vachellia macracantha*, debido a la pérdida de hábitat, la interrupción de los procesos de dispersión y la mayor presión de disturbios humanos en los fragmentos de bosque restantes.

1.4.2. Hipótesis específica

- El paisaje forestal del hábitat de *Vachellia macracantha* en la región Ayacucho presenta un alto grado de fragmentación, caracterizado por la formación de fragmentos de bosque aislados y la reducción de la conectividad entre ellos.
- El paisaje forestal del hábitat de *Vachellia macracantha* en la región Ayacucho presenta un alto grado de fragmentación, caracterizado por la formación de fragmentos de bosque aislados y la reducción de la conectividad entre ellos.
- La fragmentación del paisaje forestal se relaciona negativamente con la distribución espacial de *Vachellia macracantha* en la región Ayacucho, con mayor concentración de individuos en bosques grandes y menos fragmentados, y menor presencia en fragmentos pequeños y altamente fragmentados.

1.5. Variables

Tabla 1

Operacionalización de la variable 1

Variable	Definición conceptual	Dimensiones	Indicadores	Definición operacional	Instrumento	Unidad de Medida
Fragmentación de bosque	Es el proceso a nivel de paisaje mediante el cual extensas zonas continuas de hábitat son disminuidas y separadas en varios fragmentos, quedando rodeadas por una matriz con condiciones poco favorables para la supervivencia de las especies (Netzel et al., 2024).	Métricas de parche	Áreas de fragmentos	La fragmentación de bosque se analizó mediante parámetros de parche obtenidos a partir de mediciones y análisis geoespaciales, lo que permitió cuantificar de manera precisa el grado de subdivisión, aislamiento y configuración espacial de los fragmentos dentro del paisaje forestal.	Script en R (Librería "landscapemetrics")	m^2
			Perímetro			M
			Índice de forma			Sin unidad
			Dimensión fractal			Sin unidad
			Relación perímetro/área			1/m
			Área del núcleo (sin borde)			m^2
			Radio del giro			M
			Distancia al parche más cercano			m

Tabla 2

Operacionalización de la variable 2

Variable	Definición conceptual	Dimensiones	Indicadores	Definición operacional	Instrumento	Unidad de Medida
Estructura poblacional y distribución espacial	La estructura poblacional describe la composición de los individuos (por edad, sexo y tamaño), mientras que la distribución espacial refleja el patrón de ubicación de los individuos de una especie en el espacio (Begon et al., 2006).	Morfometría	Altura total del árbol (h)	Se midieron directamente en campo: la altura, el diámetro a la altura del suelo (DAS), la edad y la ubicación geográfica de los individuos de *V. macracantha* en bosques secos, y estos datos se analizarán para relacionarlos cuantitativamente con factores antropogénicos como la fragmentación.	Eclímetro	m
			Diámetro a la altura del suelo (DAS)		Cinta métrica	cm
			Diámetro de copa		Cinta métrica	m
			Edad		Software CooRecorder	años
		Demografía	Ubicación geográfica		Receptor GPS	grados (°)

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del Problema

2.1.1. Antecedentes Internacionales

(Otavo y Echeverría, 2017) investigaron el avance de la fragmentación y la pérdida de hábitat en los bosques de los puntos críticos de biodiversidad a escala global. Para ello, eligieron como área de estudio la cordillera de Nahuelbuta en Chile y caracterizaron la situación de su paisaje y la manera en que el bosque nativo ha variado a lo largo de los años y del territorio. Utilizaron imágenes Landsat de 1986 (TM) y 2011 (ETM+) con nubosidad inferior a 10%, proyectadas a una resolución 30x30m/pixel corregidas geométrica, atmosférica y topográficamente, eliminando sombras causados por la topografía por medio de la metodología de factorC. Para clasificar con más exactitud utilizaron índices de vegetación. Realizaron la clasificación supervisada para ambas imágenes espaciotemporales mediante la estadística de máxima verosimilitud entrenando 300 puntos. Para las imágenes de 1986 recurrieron a mapas de estudios previos y a consultas locales sobre el uso del suelo. Para obtener una clasificación de mayor exactitud, en cada imagen satelital se seleccionaron entre 60 y 90 sitios de muestreo por categoría de cobertura. El análisis consideró ocho clases de cobertura vegetal y uso del suelo: (1) bosque nativo primario, que corresponde a formaciones antiguas desarrolladas mediante sucesión natural; (2) bosque nativo secundario, constituido por áreas boscosas que se recuperaron luego de haber sido alteradas; (3) bosque de porte bajo (achaparrado); (4) matorral con presencia de árboles (arborescente); (5) matorral; (6) plantaciones forestales de especies exóticas; (7) terrenos destinados a la agricultura; y (8) otros usos del suelo. Para examinar cómo el bosque nativo pasó a otros tipos de cobertura, se empleó la herramienta Análisis de Cambio del Land Change Modeler, una extensión de IDRISI. Por otro lado, la condición actual del paisaje se caracterizó considerando cuánto bosque nativo se perdió y cómo se fragmentó, el ritmo de deforestación, el proceso predominante en el paisaje y las variaciones de la matriz a lo largo del periodo estudiado. La distribución espacial de la cobertura boscosa se evaluó mediante el programa FRAGSTATS. La elección de las métricas respondió a cuatro aspectos centrales de la estructura del paisaje: la calidad, el borde, el contexto y la conectividad de los fragmentos. En el caso del índice de contraste, se asignaron pesos a las diferencias entre los fragmentos de

bosque nativo y el resto de las coberturas, tomando como base la composición y la estructura vegetal registradas en 13 parcelas de muestreo de 20 × 10 m. El área núcleo se determinó a partir de distancias medidas de forma perpendicular desde el límite del fragmento hacia su interior. Asimismo, se tomó en cuenta qué tan marcado era el contraste entre hábitats, tanto en intensidad como en distancia, vinculándolo con las respuestas directas e indirectas que genera el efecto de borde sobre la estructura, los procesos y la composición de los hábitats. Como resultado, se determinó una pérdida del 33 % del bosque nativo en 25 años, y los patrones espaciales de las coberturas revelaron un proceso de fragmentación que pone a las especies endémicas en riesgo de extinción.

(Haddad et al., 2015) investigaron el impacto global de la fragmentación del hábitat en los ecosistemas terrestres, buscando comprender su extensión, causas, consecuencias en periodos largos y la urgencia en acciones de conservación. La metodología consistió en utilizar datos experimentales, a largo plazo, en los distintos biomas, que simulaban la fragmentación o bien consideraban los efectos del tamaño del fragmento, el aislamiento y los efectos de borde; datos satelitales en relación a la extensión de la fragmentación a nivel mundial, prestando especial atención a los bosques; integrando, además, teorías ecológicas clásicas (biogeografía de islas, deuda de extinción, deuda de función ecosistémica); y analizando los rasgos de las especies, así como sus interacciones con otros cambios de tipo global y también el uso de tecnologías avanzadas tales como la genética del paisaje. Los resultados mostraron que el 70% de los bosques remanentes se situan en las inmediaciones del borde; la fragmentación causa una reducción en la biodiversidad de entre el 13% y el 75%, afectando la persistencia de las especies, la composición de las comunidades, así como también funciones ecosistémicas esenciales (por ejemplo, el ciclo de nutrientes y la productividad). Los efectos son más severos en parches pequeños y aislados y muchas veces se manifiestan con un retardo temporal, llegando a incrementarse durante décadas. En conclusión, el estudio reveló que los efectos de la fragmentación del hábitat tienen un carácter general y tardo. La fragmentación tiene efectos de largo plazo y acumulativos sobre la biodiversidad y las funciones ecosistémicas, por lo que requieren acciones prioritarias de conservación para mejorar la conectividad del paisaje, reducir tasas de extinción de especies y mantener los servicios del ecosistema.

(Sakamoto et al., 2021), investigaron la estructura y distribución espacial de las poblaciones de *Bertholletia excelsa* en un área de la Amazonia Sur del Parque Nacional de Jurena, en Mato Grosso, Brasil. Delimitaron dos áreas: *i)* 1500 ha y *ii)* 1200 ha la cual realizaron un barrido de los individuos de *B. excelsa* de la cual obtuvieron datos de diámetro a la altura del pecho (DAP) que se clasificaron: *1)* jóvenes (DAP=10 – 40cm); *2)* adultos jóvenes (DAP=41 – 80cm); *3)* adultos productivos (DAP=81 – 160cm); *4)* adultos maduros (DAP=161 – 200cm); *5)* adultos mayores (DAP>200cm). Determinaron la densidad (ind. ha^{-1}) a partir del número total de individuos de las áreas se dividieron por el tamaño de la unidad de muestreo. La edad se calculó a partir de la ecuación $edad = DAP_{\alpha}$ y en cuanto a la distribución espacial, las áreas se dividieron en segmentos de 250x500m, sumando 54 segmentos en el área *i* y 40 en el área *ii,* y utilizaron finalmente el índice de Morosita (Id) que se calculó en el software estadístico R. La significancia del índice se calculó por chi-cuadrado a un nivel de 0,05 de probabilidad de error. Los resultados mostraron que la densidad para el área *i* fue de 0,119 ha^{-1} y para el área *ii* 0,032 ha^{-1}, el 82,42% de la primera área fueron de la clase adultos reproductivos con una edad media de 255 años y el 72,22% en la misma clase en la segunda área con edad media 208 años. La distribución espacial fue agregada en ambas áreas.

(Çakir et al., 2008) en su investigación "Cambio y fragmentación de la cubierta forestal mediante datos Landsat en la Empresa Forestal Estatal de Maçka (Turquía)" estudiaron el patrón espacial y temporal del cambio de la cobertura forestal en el periodo 1975 a 2000, en la empresa estatal de Macka en la región central del Mar Negro en Turquía. Seleccionaron imágenes Landsat MSS (1975), TM (1987) y ETM+ (2000) libres de nubosidad. Realizaron la rectificación para corregir los errores geométricos usando mapa topográfico con una escala de 1:25,000 para lo cual aplicaron la función de rotación y transformación del primer grado, y el método del remuestreo del vecino más cercano. Además, utilizaron 32 puntos terrestres para registrar el efecto atardecer en la imagen Landsat MSS con rectificación inferior a un 1 pixel, en cuanto a las imágenes TM y ETM+ registraron de 0,12 y 0,08 pixeles permitiendo obtener una alta precisión de las imágenes. Todo el procesamiento de imágenes se realizó en el software ERDAS Imagine y ArcGIS; tomando en cuenta la clasificación supervisada de máxima verosimilitud; en cuanto

a los puntos de entrenamiento utilizaron mapas de referencia que se tomaron en proporción el tamaño de soporte de cada categoría que para cada clase se determinó como mínimo 10 veces el número de variables discriminarles (bandas de onda). Recopilaron datos georreferenciados del terreno de más 78 imágenes. Evaluaron la precisión comparando la cubierta forestal encontrada sobre el terreno con la cartografía ubicando matrices de error o confusión para lo cual utilizaron cuatro medidas de precisión: global, del usuario, del productor y coeficiente Kappa. Para las clases tomaron 30 puntos aleatorio para cada clase. Para el análisis de la fragmentación utilizaron métricas para cuantificar la estructura espacial tales como: a) área de clase (ha); b) densidad de parches (núm. de parches por 100 ha); c) índice de parche más grande (% del paisaje con el parche más grande); d) número de parches (#); e) tamaño medio de parche (ha); f) PERCLAND (% del paisaje); g) PSCV (%); y h) AWMSI (relación perímetro-área media). Estas métricas permitieron determinar la heterogeneidad espacial, fragmentación, complejidad de forma y conectividad del paisaje que se analizaron en el software FRAGSTATS. Los resultados determinaron que los bosques mixtos y degradados aumentaron en el periodo 1975-1987, pero disminuyeron en el periodo 1987-2000. En cuanto a la tasa de forestación anual fue de 152 ha año^{-1}, el número total de parcelas aumento y el tamaño medio de parcelas se redujo de 2,8 a 2,1 ha, y en cuanto al parcelas pequeñas aumento.

(Lozano et al., 2011), investigaron sobre el grado de fragmentación en bosques naturales de diez cuencas hidrográficas en la zona norte del departamento de Tolima en Colombia. Utilizaron imágenes Landsat ETM 5 (año 2000-2001) que se procesaron en el software Ilwis 3.3., donde se realizó la rasterización, clasificación de atributos, distancia media al fragmento vecino más cercano, cruce de mapas, e importaron datos de grado de fragmentación y densidad de bosques; estos procesos permitieron determinar dos tipos de índices: *1)* índice de forma la cual evaluaron con el *I. de diversidad de forma de Patton* y *I. de compactación; 2)* índice basados en SIG evaluados la *continuidad espacial, distancia medial vecino más cercano (MNN), grado de fragmentación y densidad de parches.* En una superficie de 50 ha se registraron 242 fragmentos boscosos, y su densidad mostró una matriz fragmentada. En cuanto a la forma, los índices señalaron que la mayoría

de los fragmentos (75 %) es irregular, seguida de los rectangulares (15 %), los oval-oblongos u oval-redondos (7.5 %) y los circulares (2.5 %).

(Tang et al., 2011), realizaron una investigación sobre el tamaño de la población y la estructura de edad de la secuoya relicta (*Metasequoia glyptostrobides*) en tres áreas del valle del rio Yangtzé – China. Para la obtención de datos realizaron un censo de todos los árboles silvestres (5371 individuos), enumeradas y cartografiadas; además de obtener 86 testigos para determinar la edad de los árboles analizadas mediante el software WinDENDRO. Para los datos se establecieron 31 parcelas de la cual se realizó el inventario tomando en cuenta diámetro a la altura del pecho (DAP), altura del árbol y el estado del individuo. Los tallos se clasificaron en grupos en función de la posición vertical, posición de la copa y altura. En el sotobosque se midieron la altura y cobertura de especies de hierbas, así como la abundancia de cada uno de ellos en cada parcela. El índice de similitud relativa de Sherensen y la agrupación media de la parcela lo utilizaron para el análisis de dendrograma. Los índices de diversidad de especies leñosas se calcularon utilizando alfa de Fisher, índice de Shannon-Wiener y el reciproco del índice de Berger-Parker; por otro lado, se analizaron las diferencias en la riqueza de especies y diversidad de hábitats mediante una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Además, se consideraron factores de perturbación humana, la cual se clasificaron los hábitats de perturbación en función de la puntuación. Los cambios en el hábitat han acabado el reclutamiento de la especie generadas por acciones de perturbación.

(Remeš et al., 2015), evaluó la respuesta en del incremento de árboles de haya posterior a un proceso de aclareo y relación con respecto a la posición social en el bosque, así como la tendencia climática de los últimos 30 años. Recolectaron muestras de árboles cosechados y al borde del bosque principal. En el análisis del incremento diametral si se encontraba anillos anual ausentes, se insertaba un anillo de 0,01 mm de ancho en su lugar. Los datos climáticos (precipitación y T°) de 1981 a 2013 se relacionaron con los anillos anuales promedio de los árboles utilizando el software DendroClim. Realizaron los análisis estadísticos para determinar la relación entre el incremento de diámetro de los árboles de muestra y la posición poblacional del árbol en el bosque, la densidad del aclareo y las tendencias climáticas en los 30 años. Los resultados mostraron que la posición del árbol y la

intensidad del aclareo tuvieron efectos significativos en el incremento de diámetro de la especie, además de que el clima también influyó en el crecimiento.

(Hernández-Stefanoni & Dupuy, 2008), estudiaron el impacto de la fragmentación de bosques en las poblaciones biológicas. Se centran en el efecto de la fragmentación del bosque en la densidad y abundancia de especies arbóreas en un bosque subcaducifolio tropical de la Península de Yucatán. El estudio utiliza métricas de patrones del paisaje para medir el grado de fragmentación en la Península de Yucatán. midieron la densidad y abundancia de especies de árboles en el bosque fragmentado utilizando imágenes satelitales y mediciones de campo. Para ello, se seleccionaron cuatro paisajes contiguos de 4 km² cada uno, que tenían condiciones ambientales similares pero diferentes configuraciones y grados de fragmentación. Para medir la fragmentación del hábitat, se utilizaron métricas de patrones del paisaje, que se midieron utilizando imágenes satelitales y el software FRAGSTATS. La densidad y la abundancia de las especies arbóreas, estimaron a partir de mediciones de campo en parcelas de 20 × 20 m establecidas en cada paisaje forestal. En estas parcelas se midieron el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los árboles con más de 5 cm. Los datos se analizaron con un análisis de varianza (ANOVA) y una regresión múltiple, y se recurrió a técnicas de análisis espacial para evaluar la distribución de las especies arbóreas y su relación con los patrones del paisaje. Los resultados indicaron que la fragmentación del hábitat afecta de manera importante la densidad y la abundancia de las especies de árboles en un bosque tropical subcaducifolio de la Península de Yucatán. Las métricas de los patrones del paisaje, entre ellas la forma, la proximidad y la similitud, mostraron una correlación significativa con la densidad y la abundancia de las especies arbóreas. Asimismo, se observó que las especies que se encuentran en distintas etapas de la sucesión forestal responden de forma diferente a la fragmentación del hábitat.

(Cappelatti & Lizandro, 2015), investigaron sobre la distribución espacial y estructura poblacional de cinco especies de palmeras en un fragmento boscoso, al sur de Brasil. En el estudio, se delimitó un área de 2,500 m² (50 x 50 m) en el fragmento de bosque y se dividió en 25 parcelas de 100 m² (10 x 10 m). Se muestrearon todos los individuos de las cinco especies de palmeras presentes en el sitio. Registraron la ubicación de los individuos y se midió el DAP. Se utilizó el

índice de agregación (Ia) para analizar el patrón espacial de las especies de palmeras. Para analizar el patrón espacial de las especies de palmeras se empleó el índice de agregación (Ia). Se hicieron análisis de regresión para evaluar cómo se relaciona la abundancia de las especies con la apertura del dosel, y también análisis de partición de la varianza para determinar cuánto influyen los factores ambientales y la estructura demográfica en la distribución de las palmeras. Los análisis estadísticos se realizaron con el software R, y los datos se procesaron mediante técnicas de estadística descriptiva y multivariada. Los resultados mostraron que tres de las especies presentaron una distribución en "J invertida", lo que sugiere que tienen potencial para regenerarse dentro de la comunidad de palmeras. El patrón espacial predominante fue el agregado, y la apertura del dosel no tuvo efecto sobre la abundancia de las especies. Únicamente la distribución de dos especies de sotobosque, *Bactris setosa* y *Geonoma gamiova*, se explicó por la humedad del suelo, lo que indica que otros factores abióticos o bióticos podrían estar influyendo en la disposición espacial de las especies del dosel.

(Suarez, 2021), en su estudio reconstruyeron la historia dinámica forestal y perturbaciones en tres regiones de Castilla y León en España, debido a la expansión del bosque sobre terrenos agrícolas abandonados. Para ello, se extrajeron muestras con barrena (núcleos) de los árboles de mayor diámetro en campos de cultivo abandonados de las cinco áreas de estudio. Después, los anillos de crecimiento de las muestras de tres de estas áreas se analizaron en RStudio con los paquetes *MeasuRing* y *dplR*. Además, investigo la correlación entre la edad (ancho de los anillos de los árboles) y las variables climáticas en las tres regiones seleccionadas. Además, una vez muestreado un núcleo de cada árbol, se determinó el diámetro a la altura del pecho (DAP). Los resultados del estudio incluyen datos generales sobre las tres áreas de investigación, así como dataciones cruzadas, estandarización y cronología media.

(Lara-Romero et al., 2016) investigaron sobre el patrón de la planta *Silene ciliata* (Caryphyllaceae) y la contribución de la dispersión en la heterogeneidad del hábitat e interacción entre plantas de la Sierra de Guadarrama, España. Establecieron cinco parcelas de 100 m a lo largo de una gradiente elevacional, de donde se cartografiaron las plantas adultas; también se midió el número de inflorescencias, la cual es variable de la producción de semillas que se utilizó como

correlato de la fijeza de la planta. Se analizaron mediante patrones combinados con hipótesis especifica basados en la en la función *K* de Ripley en base a la función L(r) (versión transformada) y la función de correlación de pares g(r). Para estimar la correlación de pares consideraron anillos céntricos de anchura constante de 0,1m. La evaluación de la heterogeneidad en el hábitat, calcularon la función L para adultos y reclutas que se contrastaron con un modelo nulo de completa aleatoriedad espacial (CSR). La evaluación de la agregación del núcleo de dispersión de la semilla se comparó con el proceso de Poisson no homogéneo (IP) y el proceso de agrupación no homogéneo (IPC). El patrón espacial resultante de la especie estudiada presento agregación a pequeña escala, la cual es coherente con la dispersión de semilla a distancias cortas y la heterogeneidad de los lugares aptos para la germinación y establecimiento. En cuanto al patrón espacial de las reclutas fueron independientes al de los adultos, la cual sugiere una mínima interacción entre adultos y reclutas., Por el contrario, la agregación espacial de los adultos se deba a la limitada dispersión de semillas y distribución heterogeneidad de los lugares de establecimiento, más que la presencia positiva de la interacción de planta-planta en la fase adulta.

(Jia et al., 2016), estudiaron el patrón espacial de especies de plantas para comprender la dinámica de los bosques secundarios regenerados naturalmente en la estación forestal de Mulán, en la provincia de Hebei. Los datos de árboles (*Populus davidiana*, *Betula platyphylla*, *Larix gmelinii* y *Acer mono*) se obtuvieron de parcelas permanentes de 200 x 2014 m; de donde se midieron DAP ≥ 1cm y se asignaron coordenadas x e y, se registraron las especies y diámetro de la copa. Para determinar la distribución espacial del agua del suelo y nutrientes, se obtuvieron valores a diferentes profundidades del suelo caracterizando el perfil del suelo y muestras para determinar el pH, materia orgánica, nutrientes disponibles (fosforo, potasio, nitrógeno total, potasio total) que posteriormente se realizó la interpolación de “Original Kriging” en el programa ArcGIS. Para determinar la relación de la presencia de árboles de ciertas clases de DAP/altura con los nutrientes se analizó con el coeficiente de correlación de Spearman. El análisis del patrón espacial asociado al rodal se utilizó la función *K(r)* de Ripley que se linealizo por medio de la transformación de raíz cuadrada L(r) para estabilizar la varianza, la cual se simularon por Monte Carlo en un proceso de Poisson homogéneo. Las asociaciones

entre dos especies se evaluaron por medio de análisis bivariado de *K(r)* de Bivariate Ripley en software Programita. No encontraron correlación del patrón espacial inter e intraespecífica de las clases de DAP; Así mismo, no mostraron inhibición sistemática en arboles jóvenes, que por el contrario aumentaron las diferencias de altura entre pares de comparación.

2.1.2. Antecedentes Nacionales

(Condori-Castillo, 2012)**,** examinó de qué manera las prácticas agrícolas influyen en la biodiversidad de la región de Puno, en el Perú. Con el fin de identificar las variaciones en la cobertura y el uso del suelo, emplearon dos imágenes Landsat 7 ETM+ (años 2000 y 2010), con una resolución espacial de 15 m y una escala de 1:16 000. En primer lugar, se realizó la composición de las bandas 3, 4 y 2; luego se rectificó la geometría de las imágenes y extrajo la zona de estudio. Por último, se ejecutó una clasificación supervisada en ArcGIS para distinguir las diferentes clases de cobertura. Para valorar la diversidad de la flora silvestre, se instalaron transectos tanto en áreas fragmentadas como en áreas no fragmentadas, y en cada uno se anotaron las especies encontradas. La diversidad de cada área se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener, y los datos fueron analizados con el software R. Los resultados evidenciaron que la fragmentación estuvo relacionada con una menor diversidad de flora silvestre y con modificaciones en la distribución espacial de las especies. Asimismo, se observó una reducción notable de la superficie vegetal en las clases flora silvestre y bosque nativo, la cual se atribuyó a la expansión de la agricultura convencional hacia estas zonas.

(Aponte, 2015), Estudio los efectos de actividades agropecuarias en estructuras poblacionales de *Astrocaryum perangustatum* en Pozuzo, Perú. Para la obtención de datos instalaron 50 parcelas en zonas boscosas y pastizales con presencia de la especie. Los individuos fueron clasificados de acuerdo con el aporte, tamaño y morfología foliar: a) plántulas, b) juveniles I, c) juveniles II, y d) adultos. Realizaron el análisis estadístico descriptivo (media, desviación estándar, valores max y min), además realizaron el test de Shapiro-Wilk y test no paramétrico (Kruskal-Wallis), este último permitió un mejor ajuste la distribución normal. Los resultados indicaron que las actividades agropecuarias han tenido un impacto significativo en la población de la especie en la zona de estudio. La especie se encuentra principalmente en el sub-bosque y su densidad poblacional es menor que

la de otras palmeras del mismo porte. Además, se encontró que la especie tiene una gran variabilidad y adaptabilidad a las condiciones del entorno; además que la estructura de la población de *Astrocaryum perangustatum* varía significativamente entre las zonas boscosas y los pastizales. En las zonas boscosas, la población de adultos es mayor y la proporción de plántulas es menor, mientras que en los pastizales la población de plántulas es mayor y la proporción de adultos es menor.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Fragmentación de bosques.

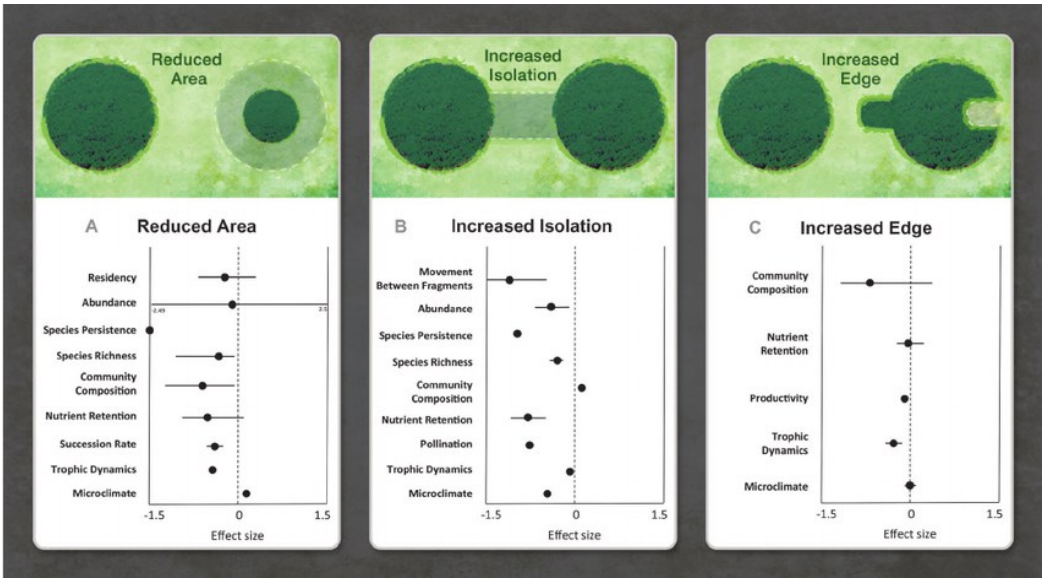
La fragmentación de los bosques consiste en la partición y disminución de un hábitat continuo, en porciones (parches) más pequeñas y separadas entre sí. Estos parches se distinguen del hábitat original o nativo por su tamaño, su grado de aislamiento y los efectos de frontera o borde, además de las modificaciones en las condiciones tanto bióticas como abióticas (Martínez et al., 2011; Netzel et al., 2024). El origen está relacionado con los efecto de borde, es decir, con las nuevas condiciones y procesos que surgen cuando los fragmentos de bosque interactúan con la matriz que los rodea (Granados et al., 2014).

La estructura y función de los fragmentos restantes debido a la pérdida de área, mayor aislamiento, mayor exposición a la matriz de cubierta transformada por el hombre son estudiadas a escalas temporal como espacial (Haddad et al., 2015)**.** Dándose a niveles de paisajes, ecosistemas, mosaicos o teselas, las cuales son causadas por actividades de origen antropogénico: agricultura, tala de bosque, urbanización, incremento de vías de comunicación, minería y producción de energía (WWF, 2022).

La fragmentación es considerada una de las mayores fuerzas de amenaza para los servicios ecosistémicos teniendo impactos significativos en la estructura y calidad del hábitat, la repoblación forestal, la destrucción de corredores de dispersión de vida silvestre y el microclima e hidrología forestal (Pambi, 2015).

Figura 1

Esquema de la propagación de los efectos de la fragmentación en el ecosistema



Nota: Adaptado de "Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems" (p. 4), por Haddad et al., 2015; *Science Advances*, 3(2).

2.2.2. Ecología del paisaje.

Se entiende por ecología del paisaje el campo que analiza el vínculo entre la configuración espacial del territorio con los procesos ecológicos en múltiples escalas, con especial atención al efecto que tiene la estructura del paisaje sobre la dinámica de los ecosistemas y la biodiversidad.

(Forman & Godron, 1986; Turner, 1989). Considera los paisajes como mosaicos heterogéneos compuestos por parches, corredores y matrices que interactúan entre sí y conforman flujos ecológicos de energía, materiales y organismos (Turner et al., 2001). Este campo integra la teoría ecológica con herramientas de análisis espacial como la teledetección, lo que permite determinar la fragmentación, la conectividad y la diversidad de hábitats en sistemas espaciales complejos (Wu, 2000, Turner, 2005).

Los fundamentos de la ecología del paisaje residen en la comprensión de la función, la estructura y el cambio. La función implica los procesos y flujos ecológicos entre esos elementos; la estructura se refiere a la disposición espacial de los elementos del paisaje; y el cambio aborda cómo evolucionan los paisajes a través del tiempo bajo fuerzas naturales y antropogénicas (Turner et al., 2001). A

través de estas dimensiones, la ecología del paisaje muestra cómo la configuración espacial influye en la resiliencia de los ecosistemas, así como en la dispersión de las especies entre hábitats (Li & Wu, 2004; Riitters et al., 1996). Esta perspectiva proporciona marcos cuantitativos para analizar los impactos del cambio de uso del suelo y la fragmentación sobre los procesos ecológicos y evolutivos (Banks-Leite et al., 2022).

2.2.3. Métricas de parche

Los parches representan indicadores cuantitativos que describen las características espaciales de fragmentos dentro de un paisaje, permitiendo evaluar su tamaño, forma, borde y aislamiento, aspectos fundamentales para entender procesos ecológicos y la dinámica del paisaje (Cardille & Turner, 2017; Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001). Estas métricas se derivan mediante análisis geoespacial sobre mapas categóricos, utilizando sistemas de información geográfica y algoritmos específicos que identifican y cuantifican los atributos de cada parche (Hanly, 2025).

- **Áreas de fragmentos:** El área de un fragmento se calcula sumando la superficie de todas las celdas o polígonos que lo componen, representando la extensión total del parche.

$$A_i = \sum_{j=1}^{n} a_j,$$

donde a_j es el área de cada celda o polígono del parche i (Hanly, 2025)

- **Perímetro:** El perímetro corresponde a la longitud total del borde del fragmento, obtenido sumando las longitudes de los lados que delimitan el parche en el espacio geográfico (Cardille & Turner, 2017).
- **Índice de forma:** Este índice compara el perímetro observado con el perímetro de un círculo de igual área, cuantificando la complejidad de la forma.

$$PSI = \frac{p_i}{2\sqrt{\pi a_i}},$$

donde p_i representan el perímetro y a_i el área del parche (Hanly, 2025)

- **Dimensión fractal:** Evalúa la complejidad del borde del parche, estimando cómo cambia el perímetro en relación con el área; valores mayores indican formas más irregulares (Forman & Godron, 1986).

- **Relación perímetro/área:** Es la razón entre el perímetro y el área del fragmento, útil para comparar la exposición relativa al borde entre parches de distinto tamaño (Hanly, 2025).
- **Área del núcleo (sin borde):** Se refiere al área interna del parche excluyendo una franja de borde, calculada eliminando una distancia fija desde el límite hacia el interior, lo que permite estimar el hábitat menos afectado por efectos de borde (Cardille & Turner, 2017).
- **Radio del giro:** Mide la distancia media desde el centroide del parche a todos los puntos del mismo, reflejando la extensión espacial y la compacidad del fragmento (Cardille & Turner, 2017; Keitt et al., 1997).
- **Distancia al parche más cercano:** Es la distancia mínima entre el borde de un parche y el borde del fragmento más próximo, derivada mediante análisis espacial, e indica el grado de aislamiento (Forman & Godron, 1986; Hanly, 2025).

2.2.4. Ecología de poblaciones y distribución espacial de plantas.

La ecología de poblaciones y la distribución espacial son dos conceptos que se encuentran estrechamente relacionados en la ecología. La interacción entre los seres vivos ya sea planta–animal o planta–planta, es un proceso constante donde la distribución de los individuos en el espacio puede tener efectos en la dinámica y estructura de las poblaciones de otras especies o si mismas; así como ser indicadores de cambios en el entorno.

Estructura poblacional

En los procesos de formación de la vegetación la estructura de poblaciones es especialmente importantes. Desde determinar la capacidad de las semillas para la germinación y viabilidad temporal, hasta la densidad de plantas jóvenes; el análisis del comportamiento de las especies debe basarse en estimaciones (White, 1985). Es así que los rasgos de la historia de vida son características relacionadas con el crecimiento, la supervivencia y la reproducción, como la tasa de crecimiento corporal, el tamaño y la edad de madurez sexual, y el número y tamaño de la descendencia producida (Zepeda et al., 2017).

Las fuerzas que enfrenta los antepasados de un grupo pueden tener efectos profundos en el entorno actual. Sin embargo, la estructura espacial de las plantas dentro de una población **es** también un legado de la disposición espacial de las

plantas progenitoras y de las interacciones que han ocurrido entre las plantas en el pasado. Las interacciones entre plantas y agentes abióticos también dan forma a la "rendimiento de la estructura" en las poblaciones. Esto puede verse como una expresión de las oportunidades de crecimiento que acompañan el crecimiento de cada miembro de la población(Hutchings, 1996).

Al estudiar poblaciones de plantas, normalmente debemos prestar atención no sólo al número total de individuos de la población, sino también a las clases de individuos y la abundancia relativa de cada clase dentro de la población. Estas clases generalmente se definen por edad, etapa del ciclo de vida (semilla, plántula, plántula, dosel, etc.), tamaño (0-2 m, 2-4 m, >4 m de altura) o una combinación de estas categorías (Gurevitch et al., 2002).

El estudio de la densidad de población y la estructura de áreas perturbadas, especialmente de especies en peligro, proporciona información esencial para analizar su supervivencia a largo plazo (Rivera-Fernández et al., 2011).

Anillos de crecimiento y edad

Los anillos de crecimiento de un árbol son una herramienta importante para determinar su edad, cada anillo representa un año de crecimiento y su ancho puede variar según las condiciones climáticas y ambientales de cada año (Suarez, 2021). El proceso de datación es generalmente mejor que el recuento del estadio ontogenético (Schweingruber & Poschlod, 2005). A través de los análisis dendrocronológicos, se separa e interpreta la información, influida en su crecimiento, formación y desarrollo de las plantas; cada evento a lo largo del crecimiento.

Modelar la dinámica de aparición de poblaciones de árboles indica que los procesos demográficos que impulsan estas dinámicas (crecimiento individual, fecundidad, dispersión, reclutamiento, mortalidad) dependientes del tamaño y, por lo tanto, de difícil variación en los individuos (Lamonica et al., 2021).

Distribución espacial

La forma en que las plantas se distribuyen espacialmente dentro de una población depende de las interacciones entre ellas; de modo que la compiten se ven afectados negativamente y a aparecer de forma separada entre individuos, pero cuando existe un activo apoyo sí y en grupos tienden a agruparse (Lara-Romero et

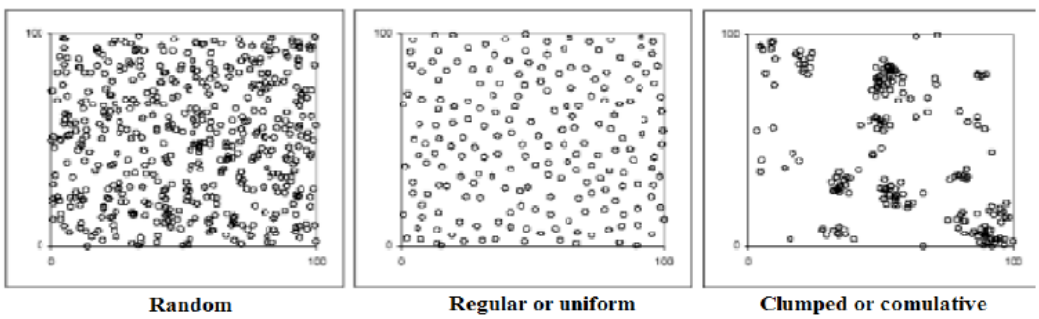
al., 2016). Las especies tienden a ocupar el espacio con características particulares, y esa disposición está condicionada por procesos bióticos y abióticos, entre ellos la dispersión de semillas, la polinización, la posición de las plantas nodrizas, la depredación, la existencia y ubicación de especies beneficiosas, y las condiciones climáticas y de microclimas (Ramos-Ordoñez et al., 2022).

Estos aspectos ecológicos abarcan los patrones de distribución espacial, la estructura de tamaños de la población y la reproducción de los individuos. Los patrones de distribución espacial describen la forma en que una especie se relaciona con el medio en el que vive. (Zepeda et al., 2017), y comúnmente es sustituido el único termino de distribución.

El patrón espacial se describe cómo se es la distribución en el espacio de los individuos que la componen. Ahora bien, en estadística la palabra "distribución" tiene un sentido más preciso: indica cómo se reparten los valores de una variable entre las distintas clases posibles. Por ende, es preferible utilizar el término "patrón" en la descripción de la organización o disposición espacial de los individuos. Por lo tanto, las variables tienen una distribución particular y las especies tienen un patrón particular (Matteucci & Colma, 2002). Las variables ambientales forman patrones espaciales que pueden agregarse si (1) los individuos están cerca unos de otros; (2) Aleatorio, donde los individuos se distribuyen al azar. o (3) periódicamente, a intervalos regulares entre individuos (Sakamoto et al., 2021). Los patrones de distribución espacial son particularmente importantes cuando se intenta gestionar o restaurar poblaciones naturales (Zepeda et al., 2017).

Figura 2

Tipos de patrones espaciales.



Nota: El arreglo del lado izquierdo corresponde a un patrón aleatorio, mientras que del centro es un patrón uniforme, y el ultimo del lado derecho se distingue como patrón agregado (Modaberi et al., 2014).

2.2.5. Familia Fabaceae

La familia Fabaceae, reconocida también como Leguminosae, es una de las familias más extensas y diversas de plantas con flores, comprendiendo aproximadamente 730 géneros y con más de 19,000 especies distribuidas al nivel mundial (Cardoso et al., 2013; Lewis G. P. et al., 2006). Sus miembros incluyen árboles, arbustos, lianas y hierbas, tanto perennes como anuales, caracterizados principalmente por la presencia de hojas compuestas y estipuladas, y frutos en forma de legumbre, que es una vaina seca que se abre por ambas suturas para liberar las semillas (Azani et al., 2017; UNNE, 2020). Las flores de las Fabaceae suelen ser hermafroditas, con simetría cigomorfa o actinomorfa, y presentan una gran variabilidad morfológica, destacando la corola papilionada en muchas especies, compuesta por un estandarte, dos alas y una quilla (Cardoso et al., 2013).

Esta familia tiene una amplia distribución ecológica, encontrándose en hábitats que van desde selvas tropicales hasta regiones áridas y templadas, y es especialmente abundante en los bosques tropicales de América y África (Lewis G. P. et al., 2006). Entre los géneros más representativos se encuentran *Vachellia, Mimosa, Lupinus, Trifolium, Phaseolus* y *Vicia*, muchos de los cuales tienen gran importancia económica y ecológica por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico en simbiosis con bacterias del suelo (Azani et al., 2017).

2.2.6. Clasificación taxonómica de Vachellia macracantha

- **Taxonomía**

  Clasificación taxonómica de la *Vachellia macracantha*, según registro del IPNI (GBIF, 2005).

  Reino : Plantae
  División : Magnoliophyta
  Clase : Magnoliopsida
  Orden : Fabales
  Familia : Fabaceae
  Genero : Vachellia

Especie : macracantha

Nombre : *Vachellia macracantha*

Basionimo: *Vachellia macracantha* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger.

Figura 3

Vachellia macracantha – presencia en Ayacucho.



Fuente: iNaturalist (2018)**.**

- **Descripción botánica**

  La *Vachellia macracantha* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) puede adquirir tanto el hábito de árbol como el de arbusto, dependiendo de las condiciones del ambiente en las que se encuentre, las cuales pueden estar influenciados por factores climáticos, disponibilidad de agua y nutrientes, competencia entre especies, y perturbación del hábitat (GBIF, 2005)**.** Es una especie que alcanza hasta los 4 metros de altura, con troncos macizos y tortuosos de un color gris oscuro, que presentan el pecíolo pedicelada, sin brotes cortos; con pares pinnas (9-)12-45 en las hojas; los frutos glabros, sin restricción entre las semillas, eglandulosos rojizos, con forma en las semillas oblonda-elipticas u ovadas (Fabbroni et al., 2018; iNaturalist, 2017). Entre las ramas superiores jóvenes desarrollan estipulas espinescentes de 5 mm hasta 6.5 cm en ramas más viejas; con formas de espadas aplanadas (Aronson, 1991)**.**

- **Distribución geográfica y hábitat**

  Se encuentra ampliamente distribuida desde el Sur de Florida, México y Sudamérica en países como Venezuela, Colombia, Chile (GBIF, 2005). Y en el Perú se distribuye a lo largo de las regiones costeras y andinas de Piura, Lambayeque, Ayacucho, Apurímac (Eduardo Palomino et al., 2017; Vila, 2006).

  Crece en bosques áridos a semicaducifolios, bosques xerófitos, bosques espinosos, bosques de ribera y sabanas abiertas. Crece bien en suelos secos, arcillosos húmedos e incluso suelos pedregosos o llanos (GBIF, 2005).

- **Estado de conservación**

  De acuerdo a la lista roja de la UICN, la *Vachellia macracantha* se encuentra en un estado de preocupación menor. Sin embargo, el (Decreto supremo N° 043-2006-AG., 2006) clasifica como una de las 86 especies *Casi Amenazadas* para nuestro país.

2.3. Definiciones de términos

- **Borde:** Porción de un tipo de cobertura cerca de un ecosistema o su borde donde las condiciones ambientales pueden diferir de las ubicaciones dentro del ecosistema; también se utiliza como medida de longitud de adyacentes entre tipos de cubierta de un paisaje (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Composición:** Medida cuantificable del tipo de cubierta o hábitat presente (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Conectividad:** La capacidad para que los animales realicen movimientos sobre tierra y agua, sean capaces de localizar alimento, reproducirse y expandir sus áreas de vida (WWF, 2022)**.**
- **Configuración:** Disposición espacial que a menudo es utilizada como sinónimo de estructura espacial o parches (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Efecto borde:** Transferencia de materia, energía y especies de la matriz del paisaje a fragmentos de hábitat; este efecto, a su vez, aumenta de forma significativa en paisajes altamente fragmentado(Honnay et al., 2005).
- **Escala:** La dimensión espacio-temporal de un proceso u objeto, caracterizada por su estructura y su alcance (Turner & Gardner, 2015)**.**

- **Fragmentación:** Proceso en que un hábitat continuo se subdivide en secciones más pequeñas, lo que resulta en fragmentos o porciones que difieren del hábitat original en términos de tamaño, aislamiento y efectos de borde (Navarro et al., 2015)
- **Matriz:** Tipos de cobertura de fondo en paisajes que se caracteriza por una cobertura integral extensa y una alta conectividad. No todos los paisajes tienen una matriz definible (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Heterogeneidad:** La calidad o estado de la composición de diferentes elementos que ocurre en hábitats o tipos de cobertura mixtos dentro de un paisaje, a diferencia de la homogeneidad, donde los elementos son los mismos (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Paisaje:** Área espacial heterogénea en al menos un elemento de interés (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Parche**: Una superficie que difiere en textura o apariencia de su entorno (Turner & Gardner, 2015)**.**
- **Patrón espacial:** El patrón de distribución espacial se refiere a la disposición de objetos en el espacio y su análisis estadístico, revelando la relación entre una especie y su entorno (Zepeda et al., 2017)**.**

2.4. Marco Legal

1. La Lista Roja de la UICN constituye el referente de mayor reconocimiento a nivel mundial para valorar el estado de conservación de las especies, utilizando criterios rigurosos que consideran la distribución, tamaño poblacional, tendencias y amenazas (UICN, 2024).

   Vachellia macracantha figura en la Lista Roja de la UICN (Red List) dentro de la categoría “Preocupación Menor” (Least Concern, LC), es decir, que en el ámbito mundial no atraviesa hoy un peligro importante de desaparecer, gracias a su extensa distribución y a su abundancia en distintos hábitats del continente americano. (UICN, 2024). Aunque *V. macracantha* no está considerada amenazada a nivel global, en algunos países puede recibir protección especial debido a presiones locales, como ocurre en Perú, donde se clasifica como "Casi Amenazada" por la legislación nacional. La categoría "Preocupación Menor" implica que la especie ha sido evaluada y no cumple los criterios para categorías de mayor riesgo, pero su estado debe ser monitoreado ante posibles cambios en su hábitat o uso (UICN, 2024).

2. La Convención Sobre El Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres de 1975 regula el intercambio de especies entre países y establece tres apéndices, en los que cada especie se ubica de acuerdo con su situación de amenaza y con las medidas de control que demanda.
    - Apéndice I: reúne las especies en peligro de extinción en el nivel más alto de amenaza. Su comercio internacional está prohibido, salvo en circunstancias excepcionales y muy estrictas, como la investigación científica, y para realizarlo se exigen tanto un permiso de exportación como uno de importación.
    - Apéndice II: abarca especies que no se encuentran necesariamente en peligro de extinción, pero cuyo comercio requiere regulación para evitar que lleguen a ese estado. Su comercialización está permitida mediante un sistema de permisos de exportación, siempre que dicha actividad no ponga en riesgo la supervivencia de la especie en su hábitat natural.
    - Apéndice III: incluye especies en protección en al menos un país miembro que ha pedido ayuda a otras naciones para controlar su uso comercial. Para el comercio internacional se necesita un permiso de exportación del país que solicitó la protección y certificados de origen de los demás países.
3. El Decreto supremo N° 043-2006-AG., (2006), vigente en el Perú, incluye a *Vachellia macracantha* en la categoría “Casi Amenazada” (NT), es decir, una especie que está cerca de cumplir los criterios para ser considerada amenazada y que necesita resguardo especial ante el aprovechamiento sin regulación. Esta disposición impide extraer, recolectar, poseer, transportar y exportar individuos silvestres, con excepción de los que procedan de planes de manejo autorizados o de centros de producción debidamente registrados, de modo que se asegura la conservación de la especie y de su hábitat.

III. METODOLOGÍA

3.1. Enfoque, Tipo y nivel y diseño de investigación

El estudio fue de enfoque cuantitativo y alcance descriptivo. Bajo este planteamiento, se reunieron de manera sistemática datos medibles, que fueron procesados con técnicas estadísticas para detectar diferencias en la estructura poblacional y la distribución espacial de *Vachellia macracantha* (Carlos et al., 2017; Osada, 2021). Se adoptó un diseño no experimental, ya que las variables no fueron manipuladas, y se buscó relacionar las variables predictoras con las dependientes (Agudelo et al., 2008).

3.2. Ámbito temporal y espacial

3.2.1 Ámbito temporal

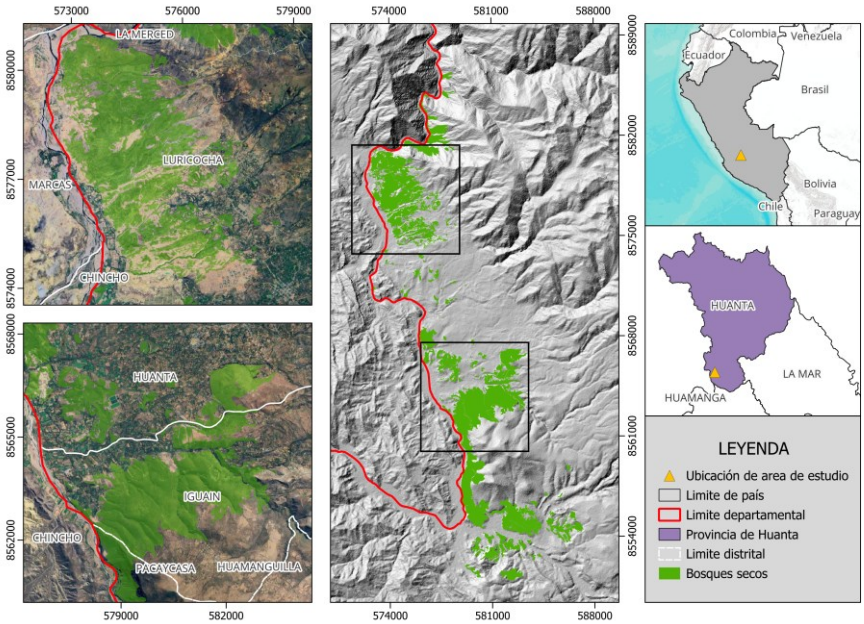
El análisis utilizado es de tipo transversal, ya que se llevó a cabo en un único momento temporal, permitiendo describir y analizar los datos poblacionales (Sampieri, 2014).

3.2.2. Ámbito Espacial

El estudio se realizó en la Región Ayacucho, especialmente en bosques xéricos espinosos del distrito de Huanta, Iguaín y Luricocha, donde se distribuyen ecosistemas secos clave para la especie.

Figura 4

Ubicación del área de estudio.



Fuente: Elaboración propia.

3.3. Población y muestra

3.3.1 Población

Arboles de *Vachellia macracantha* de los bosques secos fragmentados de los distritos de Huanta, Iguaín y Luricocha de la Región Ayacucho.

3.3.2 Muestra

Arboles de *Vachellia macracantha* en 97 puntos de ubicación para estudio de estructura poblacional y 25 parcelas de muestreo para disposición espacial.

3.3.3 Muestreo

El tipo de muestreo fue por conveniencia, (Etikan, 2016). Se considero la dificultad de acceso, la altitud, las distancias a los bordes; así mismo, se reubicaron algunos puntos de muestreo.

3.4. Instrumentos

- ✓ Ficha de recolección de datos de campo.
- ✓ GPS
- ✓ Mapas bases

3.5 Procedimientos

3.5.1. Fase de gabinete

Identificación y delimitación de bosques secos

La delimitación manual de los parches de bosque se realizó mediante fotointerpretación de imágenes satelitales Sentinel-2 obtenidas del año 2023 y de Google Earth, considerando como límites de los parches toda estructura natural (cobertura vegetal) y artificial (caminos, carreteras, terrenos agrícolas, plantaciones forestales, zonas urbanas y edificaciones) que representara una transición abrupta en el paisaje de bosques secos. Para asegurar la validez de la delimitación, se incorporaron observaciones directas de visitas previas de campo, verificando la correspondencia entre las estructuras naturales y artificiales identificadas en las imágenes y su presencia real de los parches de bosque (Baloloy et al., 2021).

Tamaño y forma de unidad muestral

La unidad muestral seleccionada para la determinación de la distribución de la especie se consideró en base guía de inventario de la flora y vegetación (MINAM, 2015).

Para el cálculo de número de parcelas, se utilizó la ecuación establecida por el MINAM en los lineamientos del guía de inventariado:

$$N = a + b(S)$$

Donde N representa la superficie total de muestreo (ha), S corresponde a la superficie total del área del proyecto (ha), y a y b son constantes de la ecuación.

Considerando que la suma del área de las superficies de los parches es de 2226.42 ha, se reemplazó los datos en la ecuación, obteniendo lo siguiente:

$$N = 5 + 0.001(2226.42)ha$$

$$N = 7.22\ ha$$

Luego, el número de parcelas se estableció dividiendo la superficie total de muestreo (N) entre la unidad de muestreo definida en la guía del MINAM para los bosques de la región andina (montano occidental andino, bosque de coníferas y xérico interandino), que contempla un área de muestreo de 0.25 ha con dimensiones de 50 x 50 m.

$$(7.22\ ha/0.25\ ha) = 28.9$$

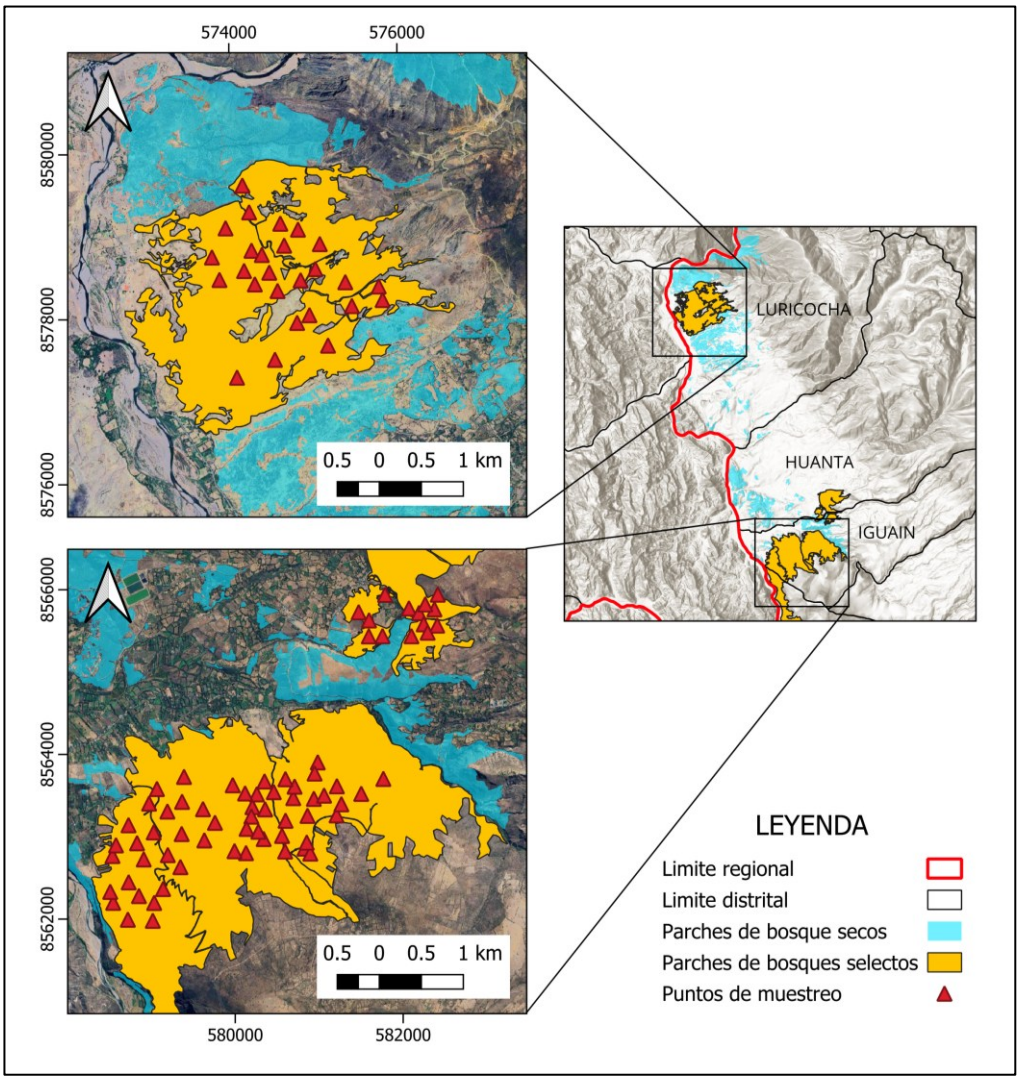
Considerando esto se obtuvo para el estudio fueron necesarios 29 parcelas.

Ubicación de puntos de muestreo para estructura la poblacional

Para la ubicación de los puntos de muestreo se tomaron criterios como la distancia al borde del parche y la cercanía a senderos, caminos y trochas. Durante la poligonación se codificaron los fragmentos de bosques identificados para la ubicación de puntos de muestreo se utilizaron los fragmentos 56, 57, 66, 78, 149, 165, 166, 170, 174; las cuales se encuentran distribuidas a lo largo del distrito de Luricocha, Huanta e Iguaín.

Figura 5

Ubicación de puntos de muestreo para estudio de estructura poblacional.



Fuente: Elaboración propia.

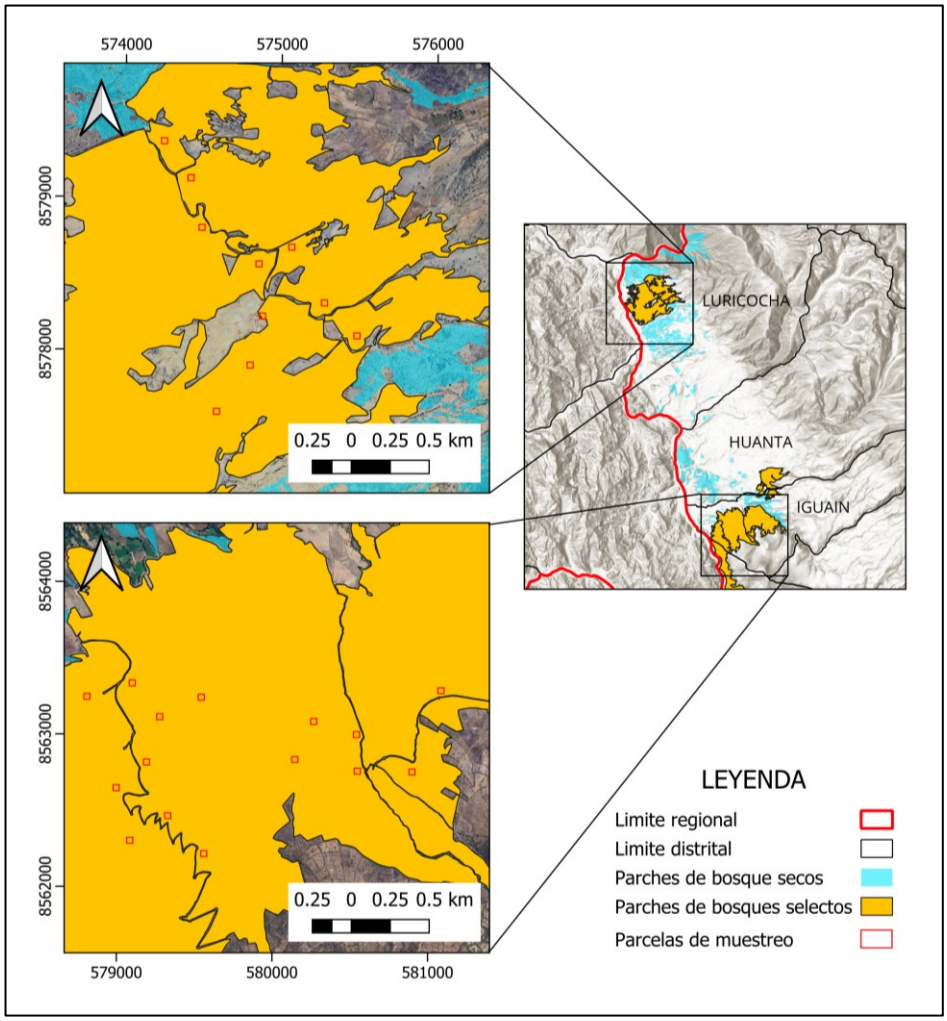
Ubicación de parcelas para distribución espacial

El establecimiento de parcelas en los fragmentos de bosques secos se realizó siguiendo criterios metodológicos estandarizados que aseguran la representatividad y homogeneidad del muestreo. Las parcelas se ubicaron considerando su proximidad al borde de los parches y su disposición en zonas con condiciones ecológicas relativamente homogéneas de los parches 56, 57, 66, 78, 149, 165, 166, 170, 174, tanto en tipo de suelo como en cobertura vegetal. Este enfoque permite evaluar el efecto del borde y las variaciones estructurales dentro del ecosistema (Dryflor et al., 2016). Para su delimitación, se siguieron las recomendaciones del protocolo DryFlor, priorizando accesibilidad, estabilidad del

sitio y presencia-ausencia de perturbaciones antrópicas significativas, a fin de garantizar la validez ecológica y la repetibilidad de las mediciones (Moonlight et al., 2022; Phillips et al., 2021).

Figura 6

Ubicación de parcelas de muestreo para estudio de distribución espacial.



Fuente: Elaboración propia.

3.5.2. Fase Campo

3.5.2.1. Instalación de unidades de muestra en campo

Para la instalación de los puntos de muestreo se estableció distancias mínimas de 120 metros y un máximo de 500 metros entre puntos, procurando mantener una distribución equidistante que asegure la representatividad espacial dentro de los fragmentos de bosque seco. Asimismo, las parcelas se ubicaron a distancias mínimas de 50 metros y máximas de 500 metros desde el borde de los

parches, con el fin de evaluar gradualmente la influencia del efecto borde sobre la composición y estructura del bosque.

A partir de un mapa base con la ubicación de los puntos y las parcelas, se recorrió cada uno de ellos utilizando la aplicación Alpine Quest, y para el registro de las muestras se empleó un equipo de posicionamiento global (GPS). Para instalar las parcelas, se marcaron sus vértices en campo, lo que hizo posible delimitarlas con precisión.

3.5.2.2. Colección de muestras y datos

- **Estructura poblacional**

  Para el estudio de la estructura poblacional se realizó la recolección de muestras de madera y el registro de datos morfométricos en individuos seleccionados dentro de cada punto de muestreo. Los ejemplares se eligieron por encontrarse en óptimas condiciones fisiológicas, sin daños mecánicos por actividades antrópicas y con un desarrollo troncal destacado, considerando un diámetro a la altura del suelo (DAS) $\geq$5 cm. La toma de muestras de madera (testigos) se efectuó mediante una barrena de incremento o pressler, a una altura de 30 cm sobre el nivel del suelo, colocando el instrumento perpendicularmente al eje longitudinal del fuste, evitando nudos y asegurando la extracción desde la médula del árbol. Las muestras se extrajeron con cuidado, se almacenaron en varillas ranuradas identificadas con su rótulo y código correspondiente. Además, se registraron variables morfométricas como altura total, DAS, diámetro de copa, coordenadas geográficas (WGS84 UTM zona 18S) y observaciones sobre el estado fenológico y fitosanitario de cada individuo (fructificación, floración, vitalidad e inclinación del fuste).

- **Distribución espacial**

  Los datos de carácter espacial fueron obtenidos a través de la de coordenadas geográficas en el sistema WGS84, proyectados en UTM zona 18S con un GPS portátil, calibrado previamente para asegurar la precisión en la georreferenciación (Arizapana, 2021). En las parcelas con alta densidad poblacional fue necesario etiquetar a cada individuo para evitar el recuento y duplicidad de los datos.

3.5.3. Datación de muestras

El proceso establecido para determinar la edad de las muestras recolectadas en campo consiste en un protocolo dendrocronológico completo y técnicamente controlado. Las muestras de madera elegidas se estabilizaron en laboratorio a temperatura y humedad ambiente por un periodo de 48 horas, lo que permitió su correcta adaptación a las condiciones higrotérmicas. Posteriormente, los testigos fueron montados sobre soportes de madera con orientación radial, asegurándonos que los anillos de los testigos queden perpendiculares a la superficie de observación y que los testigos estén montados sobre el soporte. Se realizó un lijado progresivo con papel abrasivo de granos 100, 240, 400 y 600, hasta conseguir una superficie perfectamente**.** Las muestras fueron acondicionadas y después escaneadas, con una resolución de 1600 dpi (puntos por pulgada) utilizando un escáner de precisión, con la finalidad de capturar la textura leñosa y deducir la geometría de los anillos. Las imágenes resultantes fueron procesadas en CooRecorder 9.4, en el cual se identificaron, midieron y fecharon los anillos de crecimiento a lo largo del radio, siguiendo una lectura desde el cámbium hacia la médula. Posteriormente cada serie fue controlada mediante verificación cruzada visual ("cofechado") entre series de un mismo fragmento y entre individuos, para verificar la correspondencia de los datos cronológicos e identificar errores debidos a anillos ausentes o falsos.

Posteriormente, las series de medición se procesaron en CDendro para su sincronización estadística y generación de cronologías compuestas representativas de cada fragmento estudiado. Finalmente, se aplicaron análisis de consistencia para asegurar que el patrón de crecimiento permita la coherencia entre individuos y refleje la variabilidad ambiental, siguiendo los estándares internacionales propuestos por Fritts (2014) y Stokes & Smiley (1996) para estudios dendrocronológicos.

3.5.4. Determinación de disposición espacial

La disposición espacial de los individuos se determinó mediante el análisis de patrones puntuales, evaluando la estructura de distribución de *Vachellia macracantha* dentro de la parcela. Para ello, se aplicó la función K de Ripley, la cual permite cuantificar la variación en la densidad de los puntos a diferentes

distancias y determinar si la distribución espacial de los individuos tiende a la agregación, aleatoriedad o regularidad.

Matemáticamente, el estimador de Ripley se expresa como:

$$\widehat{K}(h) = \frac{A}{N^2} \sum_{i=1}^{N} \sum_{j=1, j \neq i}^{N} \frac{I_h(d_{ij})}{w_{ij}}$$

donde:

- A es el área total del fragmento o parcela,
- N es el número total de individuos en el área analizada,
- d_{ij} representa la distancia entre los individuos i y j,
- $I_h(d_{ij})$ es una función indicadora que toma valor de 1 si $d_{ij} \leq h$, y 0 en caso contrario,
- w_{ij} es un factor de corrección por borde.

Bajo condiciones de completa aleatoriedad espacial, se espera que $K(h) = \pi h^2$; de modo que, si $\widehat{K}(h)$ es mayor que este valor, indica una disposición agrupada, y si por lo contrario es menor, señala una disposición regular o uniforme (Orbanz & Roy, 2015). Para facilitar la interpretación, los valores se transformaron mediante el estimador $L(h)$:

$$\hat{L}(h) = \sqrt{\frac{\widehat{K}(h)}{\pi}} - h$$

donde los valores de $L(h)$ positivos reflejan agregación, mientras que los negativos evidencian regularidad. Este procedimiento permitió analizar la estructura espacial a múltiples escalas, reduciendo el sesgo asociado a la densidad y proporcionando una evaluación del patrón de distribución en cada fragmento boscoso.

Complementariamente, se calculó la función G(r), también conocida como función del vecino más próximo o cercano, que estima la probabilidad de que la distancia desde un punto aleatorio hasta su vecino más cercano sea menor o igual a una distancia r. Expresándose la ecuación de la siguiente forma:

$$\hat{G}(r) = \frac{\text{Número de distancias observadas} \leq r}{\text{Número total de distancias consideradas}}$$

En un patrón espacial totalmente aleatorio (proceso de Poisson), los valores de G(r) crecen lentamente cuando la distancia aumenta. Por lo tanto, si G(r) ofrece valores mayores que este modelo teórico, nos indica que existe un patrón agrupado, mientras que si G(r) muestra valores más bajos, estaríamos ante un patrón uniforme o regular (Dixon, 2002; Espinosa et al., 2012; Ripley, 1977).). Esta función es muy adecuada para detectar interacciones locales entre individuos, y su uso articulado con la función K de Ripley permitió poder caracterizar con precisión la estructura espacial de las poblaciones, así como controlar los efectos de bordes que podían aparecer por la variación geométrica de las parcelas de muestreos, siendo esto muy importante.

3.5.2.2. Análisis estadísticos

Se aplicó estadística descriptiva univariada para caracterizar la estructura poblacional de *Vachellia macracantha* al estimar frecuencias absolutas, relativas, medias, desviaciones estándar y rangos para las variables dasométricas y etarias de los individuos estudiados. Las distribuciones de edad, altura y clases diamétricas fueron analizadas con histogramas y diagramas de caja para identificar tendencias centrales, dispersión y posibles outliers para cada fragmento o para los conjuntos poblacionales estudiados.

De igual manera, se aplicaron gráficos de barras agrupadas y diagramas de dispersión con el respectivo ajuste de regresión lineal para evaluar su relación entre el diámetro a la altura del suelo y altura de los individuos, en función de los patrones de crecimiento para los fragmentos.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. RESULTADOS

4.1.1. Parámetros métricos de parches de bosques secos.

El estudio de las métricas relacionadas con la fragmentación del paisaje ha puesto de manifiesto la notoria heterogeneidad de la estructura espacial de los parches analizados, que varían en algunas de sus características desde parches pequeños de 0.36 ha a parches muy extensos de más de 400 ha, con perímetros que oscilan entre los 300 metros a casi 40 000 metros. Los índices de forma y de complejidad fractal, que alcanzan valores máximos de 4.89 y 1.21 respectivamente,

indican la existencia de parches muy irregulares y alargados, así como de parches bien conformados y compactos. La relación perímetro/área muestra valores bajos para los parches más grandes, implicando menor exposición a los efectos de borde y altos valores para los parches más pequeños, implicando mayor vulnerabilidad ecológica. Es de destacar la cantidad de superficie de núcleo, del cual los parches 78 y 149 muestran valores de 287 ha y 323 ha respectivamente.

Todos los parches boscosos en estudio ocupan diferentes estados dentro del límite de la fragmentación. Los parches 149 (401.04 ha) y 78 (333.45 ha) son las unidades que cuentan con el área mayor, con grandes zonas interiores (por encima de 280 ha) y perimetrales de 39,180 y 22,200 m respectivamente, lo que demuestra una baja relación de borde y valores altos de masa forestal continua. En el extremo opuesto se encuentran los parches 165 (0.54 ha) y 174 (0.36 ha), que tienen áreas reducidas, sin hábitat interior y perímetros que oscilan entre los 300-480 m, lo que demuestra una fuerte influencia de los límites y efectos de borde potenciales sobre la vegetación. Intercalados se encuentran los parches 166 (38.43 ha), 170 (7.02 ha), 56 (28.35 ha), 66 (29.25 ha) y 57 (148.23 ha), los cuales presentan formas más irregulares y proporciones de área interior intermedias (entre 0.9 y 123 ha). Estos resultados reflejan que el paisaje está compuesto por parches grandes con escasa fragmentación y por otros más pequeños más alterados, configurando así un paisaje que presenta gradientes de conectividad y aislamiento.

Tabla 3

Métricas de parches boscosos.

Parche	Área (ha)	Perímetro (m)	Índice de forma	Dimensión fractal	Relación perímetro/área	Área del núcleo (ha)	Radio de giro (m)
56	28.35	5,280	2.48	1.14	0.0186	18.27	255.83
57	148.23	11,520	2.37	1.12	0.0078	123.30	509.33
66	29.25	4,860	2.25	1.13	0.0166	18.63	234.62
78	333.45	22,200	3.04	1.15	0.0067	287.73	760.13
149	401.04	39,180	4.89	1.21	0.0098	323.82	846.10
165	0.54	480	1.63	1.11	0.089	0.00	36.19
166	38.43	8,820	3.56	1.20	0.023	21.42	364.22
170	7.02	3,300	3.11	1.20	0.047	0.99	156.27
174	0.36	300	1.25	1.05	0.083	0.00	22.96

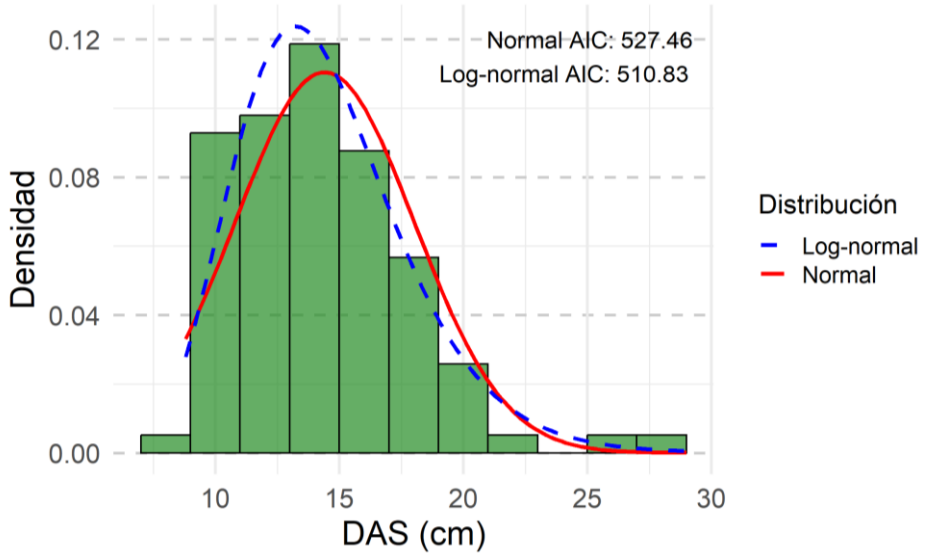
4.1.2. Análisis estadístico de datos morfométricos

Clases diamétricas (DAS)

La distribución en clases diamétricas pone de manifiesto el predominio de clases bajas, dado que el 38% de los individuos se encuentran entre 8–13 cm y un 45% entre 13–18 cm; se presentan en cantidades muy escasas las clases de 18–23 cm y superiores con un escaso 14% y menos del 2% en estos casos, respectivamente (figura 7). Así se accede a una estructura que está dando cuenta de una población mayoritariamente joven y que pone de manifiesto la presencia activa de procesos de regeneración y reclutamiento. Son escasos los ejemplares con diámetros superiores a 23 cm, lo que acota esta parte de los árboles maduros y, por tanto, reitera los aspectos secundarios de la comunidad en regeneración u otras.

Figura 7

Grafica de distribución diamétricas Vachellia macracantha.



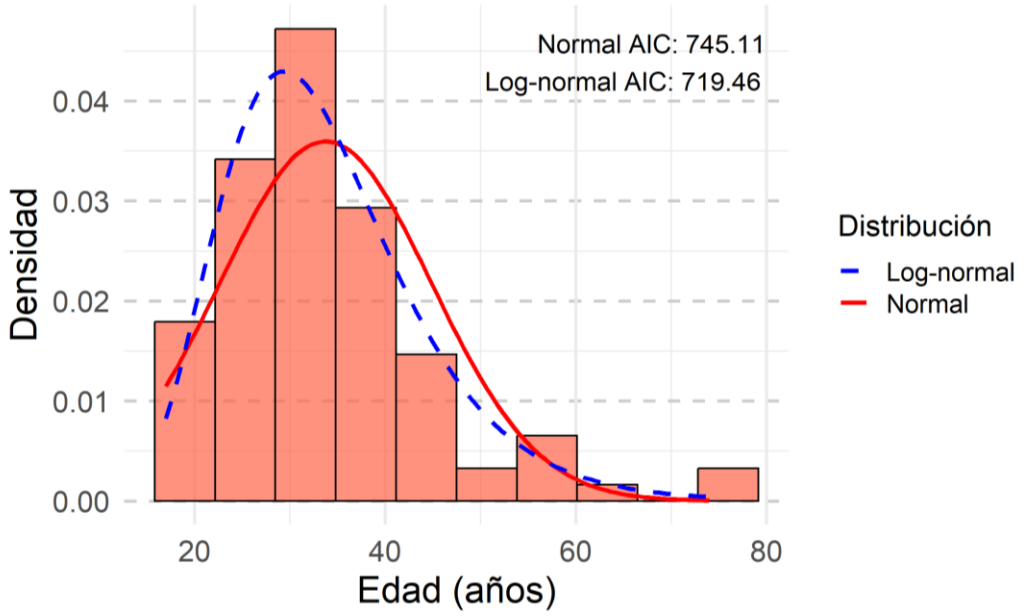
Los valores del criterio de información de Akaike (AIC) indican que el modelo log-normal (AIC = 510.83) presenta un mejor ajuste que el modelo normal (AIC = 527.46), ya que un menor valor de AIC refleja una mayor capacidad del modelo para describir la distribución de los datos con menor pérdida de información. Esta diferencia sugiere que la distribución de los diámetros no es simétrica, sino que presenta un sesgo hacia valores mayores, lo cual es característico en estructuras forestales donde predominan individuos de menor tamaño y pocos de gran diámetro.

Clases etarias

En cuanto a la distribución de edades, la muestra alcanza su mayor frecuencia en el intervalo de 30 a 35 años (39.2%), seguido por las clases de 20 a 25 (28.4%) y 35 a 40 años (24.3%). Las clases etarias mayores a 50 años son poco frecuentes, representando como máximo el 5.4% de los individuos, y se detecta únicamente un 2.7% de individuos de más de 75 años (Figura 8). Esta distribución sesgada hacia clases jóvenes y adultas tempranas refuerza el predominio de árboles en etapas iniciales o medias de desarrollo, con presencia limitada de individuos longevos.

Figura 8

Grafica de distribución de edad de Vachellia macracantha.



Los valores del criterio de información de Akaike (AIC) indican que el modelo log-normal (AIC = 719.46) presenta un mejor ajuste que el modelo normal (AIC = 745.11), ya que un menor AIC refleja una mejor capacidad para representar la distribución de los datos con menor pérdida de información. Esta diferencia relativamente amplia sugiere que la variable analizada presenta asimetría, siendo más adecuadamente descrita por una distribución log-normal.

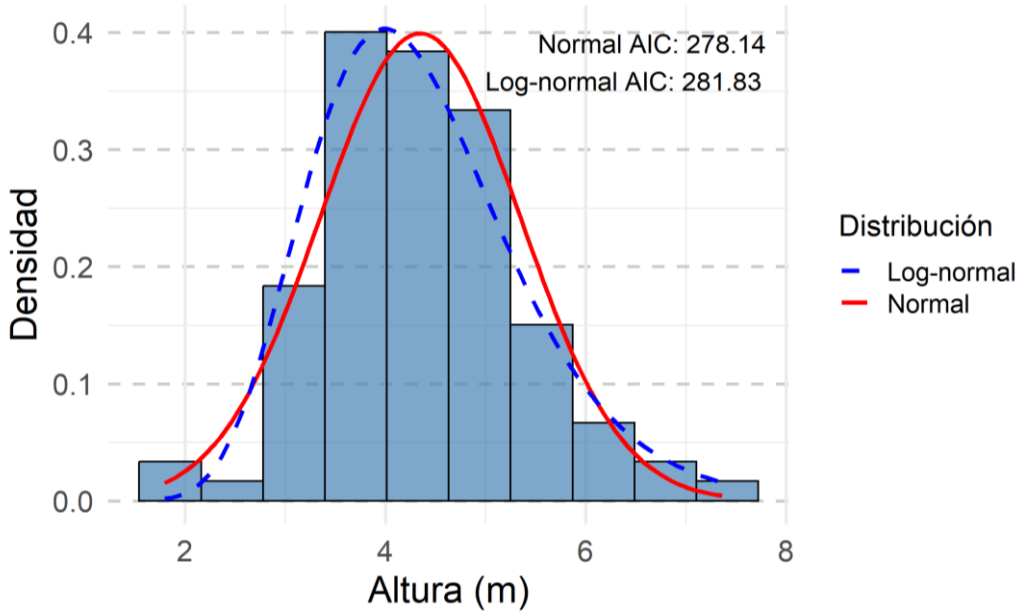
Clases de altura

Respecto a alturas, la mayoría de los individuos se concentran en el rango de 4 a 6 m; los valores modales corresponden a 4 y 5 metros (24 y 23 individuos respectivamente), mientras que menos de 10 individuos alcanzan alturas superiores a 6 m. Esto confirma el carácter de estructura baja–media del rodal evaluado y la

escasa representación de árboles de gran porte. La varianza registrada sugiere cierto grado de heterogeneidad relativa al crecimiento vertical, compatible con condiciones ambientales variables o efectos de competencia y manejo.

Figura 9

Grafica de distribución de alturas de Vachellia macracantha.



Los valores del criterio de información de Akaike (AIC) muestran que el modelo normal (AIC = 278.14) presenta un ajuste ligeramente mejor que el modelo log-normal (AIC = 281.83), ya que un menor AIC indica una mejor representación de los datos con menor pérdida de información. No obstante, la diferencia entre ambos modelos es pequeña, lo que sugiere que ambas distribuciones describen de manera similar la estructura de los datos, sin una superioridad marcada.

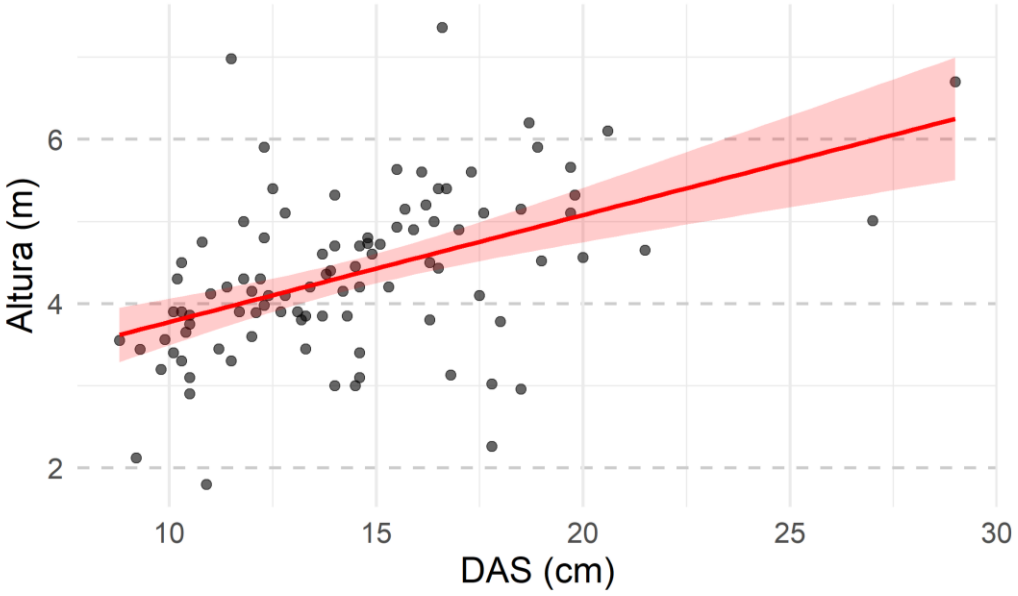
Análisis de dispersión

El análisis estructural del conjunto de datos revela una relación positiva entre el diámetro a la altura del suelo (DAS) y la altura de los individuos, evidenciada en el patrón de dispersión y la pendiente de la tendencia lineal. Los valores de DAS registrados varían principalmente entre 8 y 30 cm, mientras que las alturas fluctúan desde 2 hasta poco más de 7 m. Los individuos con DAS mayores a 20 cm superan los 6 m de altura, mientras que aquellos con menor diámetro se concentran en rangos entre 3 y 5 m de altura. Esta tendencia indica crecimiento proporcional y vigor entre las variables dasométricas evaluadas, aunque se observa dispersión atribuible a la heterogeneidad en las condiciones de desarrollo y posibles

diferencias de especies y competencia. El coeficiente de determinación ($R^2 = 0.22$; R^2 ajustado = 0.21) indica que el modelo lineal explica aproximadamente el 22% de la variabilidad en la altura, lo que sugiere un ajuste moderado y evidencia la influencia de otros factores no incluidos en el modelo.

Figura 10

Relación entre DAS y Altura.



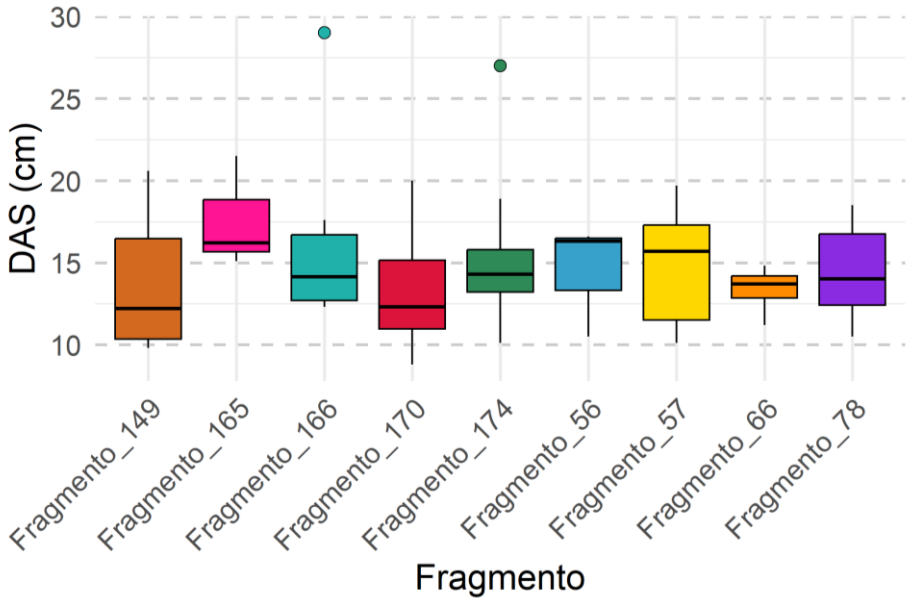
4.1.3. Análisis de morfometria en fragmentos de bosque seco

Clases diamétricas en fragmentos de bosques

El análisis de la estructura diamétrica de los fragmentos evaluados en los distritos de Huanta (56, 57, 66), Iguain (78, 170, 174) y Luricocha (149, 165, 166) evidencia diferencias notables en los parámetros centrales y la dispersión de los diámetros a la altura del pecho (DAS) entre localidades y fragmentos. En Luricocha, el fragmento 165 presenta el valor promedio más alto de DAS (17.6 cm) y el máximo absoluto de 21.5 cm, junto con una mediana de 16.2 cm, lo que denota predominio de individuos robustos y menor representación de clases bajas. El fragmento 166 destaca por una mayor dispersión (desviación estándar de 5.55 cm, DAS mínimo de 12.3 cm y máximo de hasta 29 cm), indicando coexistencia de individuos jóvenes y adultos, mientras que el fragmento 149 exhibe valores promedio y mediana de DAS intermedios (13.4 y 12.2 cm respectivamente), pero con un rango de 9.8 a 20.6 cm.

Figura 11

Clases diamétricas (DAS) en fragmentos de bosque seco.



En Iguain, la estructura diamétrica muestra patrones intermedios. El fragmento 170 registra un DAS promedio de 13.6 cm (mediana 12.3 cm), mientras que el fragmento 174 presenta una media de 15.1 cm (mediana 14.3 cm) y una amplitud considerable (10.1 a 27 cm). Los fragmentos presentan valores promedio y medianas similares (14.4 y 14.0 cm, respectivamente), con dispersión moderada y un rango de 10.5 a 18.5 cm.

En Huanta, el fragmento 56 arroja un DAS promedio de 14.6 cm (mediana 16.3 cm), justo por debajo de fragmentos como el 57 (media 14.9 cm, mediana 15.7 cm) y ligeramente superior frente al 66 (media 13.4 cm, mediana 13.7 cm), con rangos que oscilan entre 10.1 y 19.7 cm para el 57, y entre 11.2 y 14.8 cm en el fragmento 66. Destaca que la dispersión interna en cada fragmento, expresada en la desviación estándar, es baja en el fragmento 66 (1.54 cm) y más pronunciada en el 57 (4.0 cm), lo que evidencia diferencias en la estructura interna de cada rodal.

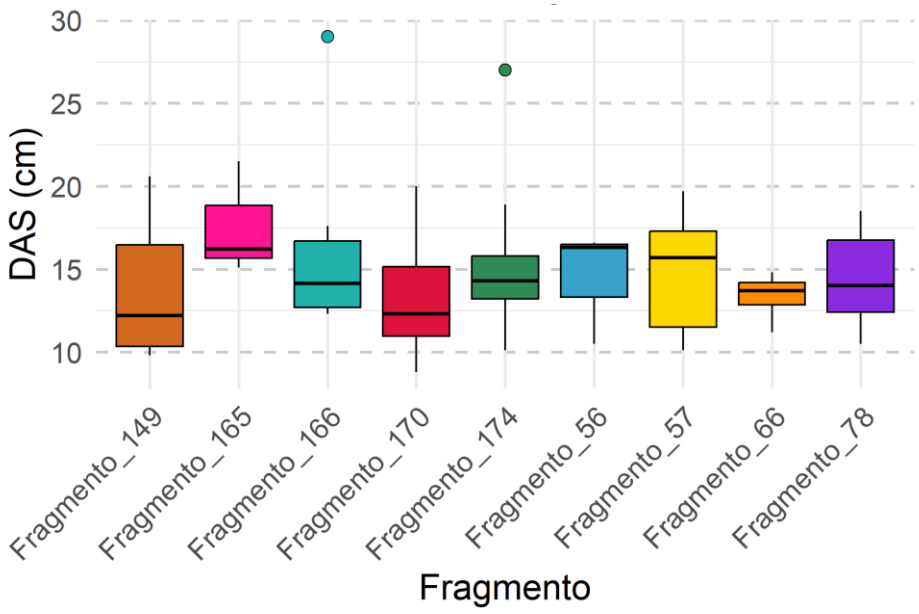
Clases etarias por fragmentos de bosques

Al evidenciar los fragmentos de Huanta, Iguain y Luricocha, queda en evidencia la heterogeneidad presentada en los promedios de las edades y en la desigualdad del funcionamiento de las edades de los fragmentos. En el fragmento 165 del bosque Luricocha se tiene por uno de los fragmentos que cuentan con una edad promedio (42.3 años) y mediana (41 años) muy elevada, pero a su vez una

dispersión baja (desviación estándar 5.1 años) tanto para su mediana como para su promedio, lo que revela una mayoría de individuos adultos, en un grupo homogéneo. El fragmento 149, que evidencia una edad promedio de 30.1 años (mediana 27 años) pero una mayor variabilidad (desviación estándar 11.3 años, máximo 59 años), da cuenta de la presencia de individuos arbóreos viejos, además de señalar una edad heterogénea. El fragmento 166, aunque presenta una media inferior (32.5 años), exhibe alta dispersión (desviación estándar 9.6 años) y una edad máxima de 52 años.

Figura 12

Clases etarias en fragmentos de bosque seco.



En Iguain los fragmentos muestran trayectorias mixtas: el 170 con una edad promedio de 36.2 años (desviación estándar 13.3) y con individuos de hasta 63 años; el 174 con una gran variabilidad de edades que van de los 26 a los 74 años (media 39.8, mediana 36, desviación estándar 14.7). En contraste, el fragmento 78 exhibe un rango más estrecho del distrito (media 30,9 años, desviación estándar 6,2, máximo 45 años), lo cual refleja un reclutamiento menos antiguo pero estable.

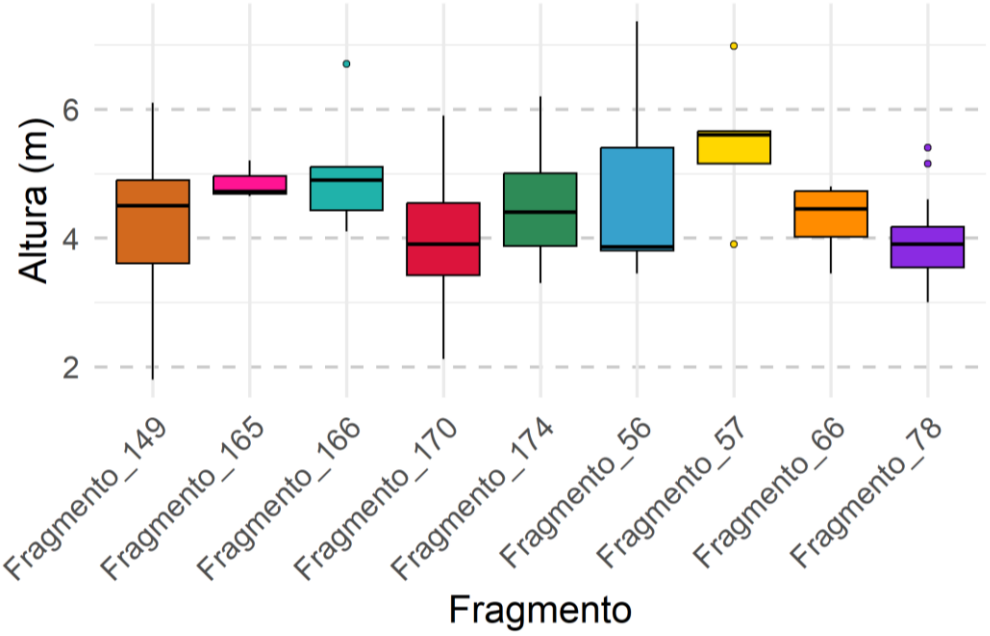
Los fragmentos de Huanta revelan promedios más bajos, especialmente el 66 (promedio 26.8 años, desviación estándar 2.8), lo que indica un rodal mayoritariamente joven, con variación muy reducida. Fragmentos 56 y 57 muestran medias de 29.6 y 33.2 años respectivamente, y baja dispersión relativa, con máximos de 35 y 37 años.

Clases en la altura por fragmentos de bosques

La evaluación de la altura media y la dispersión de los datos en los fragmentos de bosques de los distritos de Huanta, Iguain y Luricocha muestra diferencias observables en la estructura vertical entre localidades y unidades de muestreo. Luricocha presenta alturas promedio entre 4.2 y 4.95 m, con valores máximos de 6.1 m (fragmento 149), 5.2 m (165) y 6.7 m (166), y una dispersión relativamente baja, con desviaciones estándar entre 0.3 y 1.15 m. Destaca el fragmento 166, que registra el mayor valor individual (6.7 m) y muestra una estructura vertical intermedia respecto a los otros sitios de Luricocha.

Figura 13

Clases de altura en fragmentos de bosque seco.



En Iguain, las alturas promedio son igualmente intermedias a bajas, oscilando entre 3.95 m y 4.56 m (fragmentos 78 y 174, respectivamente), con máximos de 5.4 y 6.2 m. La dispersión en estos fragmentos es acotada, con desviaciones estándar inferior a 0.9 m, reflejando mayor homogeneidad interna en el crecimiento vertical de los individuos.

Por su parte, en Huanta, los fragmentos destacan por la presencia de valores máximos de altura superiores a 7 m (7.36 m en el fragmento 56 y 6.98 m en el 57), aunque el promedio se sitúa en torno a los 4.77 y 5.46 m, respectivamente.

El fragmento 66 presenta valores menores de altura promedio (4.29 m) y máxima (4.8 m), y la menor dispersión (0.62 m de desviación estándar). La mayor heterogeneidad se observa en el fragmento 56 (desviación estándar de 1.63 m), lo que indica presencia combinada de individuos bajos y otros en etapas avanzadas de desarrollo.

Tabla 4

Resumen estadístico por fragmentos de bosque secos.

Fragmento evaluado	N° de individuos	DAS promedio (cm)	Altura promedio (m)	Edad promedio (años)	Desviación estándar		
					DAS	Altura	Edad
149	15	13.4	4.22	30.1	3.77	1.15	11.3
165	3	17.6	4.86	42.3	3.42	0.30	5.1
166	8	16.1	4.95	32.5	5.55	0.80	9.6
170	23	13.6	4.02	36.2	3.41	0.95	13.3
174	15	15.1	4.56	39.8	4.14	0.88	14.7
56	5	14.6	4.77	29.6	2.69	1.63	3.3
57	5	14.9	5.46	33.2	4.00	1.11	3.9
66	4	13.4	4.29	26.8	1.54	0.62	2.8
78	19	14.4	3.95	30.9	2.59	0.67	6.2

4.1.4. Disposición espacial de *Vachellia macracantha* en bosque seco

La evaluación de la distribución espacial y los patrones de densidad poblacional de *Vachellia macracantha* en los fragmentos localizados en los distritos de Luricocha, Cangari y Chihua, mostraron diferencias numéricas notables entre las parcelas analizadas. En parches analizados en Luricocha, la densidad varió desde 0.017 individuos/m² en la parcela de menor densidad hasta 0.078 individuos/m² en la de mayor concentración, destacando tendencias agrupadas y regulares, como se detalla en la Tabla 1. Se observó igualmente que los valores de la función G media observada oscilaron entre 0.6305 y 0.7828, reflejando distintos grados de dispersión y agrupación (Anexos 01, Fig. 3). Para Cangari, las densidades fluctuaron de 0.015 a 0.095 individuos/m² según la parcela, predominando un patrón agrupado en la mayoría de los casos, como se muestra en la Tabla 05.

Se determinó en los fragmentos de Chihua una variabilidad en la densidad poblacional que fue desde 0.014 hasta 0.056 individuos/m², predominando igualmente configuraciones espaciales agrupadas en cinco de las seis parcelas muestreadas. Los valores de G media observada en este distrito presentan un rango entre 0.7285 y 0.7833, lo que confirma una tendencia de agrupación generalizada

en los individuos muestreados. Estos patrones se pueden apreciar en la figura 3, donde se observa que la distribución agrupada es dominante frente a la regularidad y la aleatoriedad, que solo están presentes en algunos casos excepcionales.

En general, en la suma total de los individuos de todos los distritos, se observa que la distribución agrupada resulta dominante, con 25 de las 30 parcelas presentando este tipo de distribución. La densidad media total de todos los fragmentos, calculada, se aproxima a 0,04 individuos/m², con el valor mínimo registrado en el fragmento 3 y el máximo en el fragmento 8, tal y como se muestra en la tabla 5. Los resultados de los índices de G (media observada y teórica) así como los resultados de los análisis de Ripleys K también confirman la predominancia de la distribución agrupada.

Tabla 5

Resumen de disposición espacial de Vachellia macracantha en parcelas.

Parcela	N° de Individuos	Densidad (m^2)	G media observado	G media teorica	Distribución Espacial
PLR01	68	0.045041	0.7828	0.7383	Agrupado
PLR02	39	0.025832	0.7774	0.7383	Agrupado
PCG01	78	0.051691	0.7892	0.7383	Agrupado
PLR03	78	0.051665	0.7673	0.7383	Agrupado
PLR04	26	0.017222	0.6305	0.7383	Regular
PCG02	29	0.019219	0.7113	0.7383	Regular
PCG03	40	0.02651	0.7647	0.7383	Agrupado
PLR05	86	0.056966	0.7424	0.7383	Aleatorio
PCG04	24	0.015906	0.7964	0.7383	Agrupado
PLR06	118	0.07816	0.7054	0.7383	Regular
PLR07	54	0.035767	0.7528	0.7383	Aleatorio
PCG05	56	0.037113	0.7722	0.7383	Agrupado
PLR08	52	0.034444	0.7526	0.7383	Aleatorio
PCG06	40	0.026508	0.7773	0.7383	Agrupado
PCG07	66	0.04374	0.7684	0.7383	Agrupado
PCG08	143	0.094767	0.7886	0.7383	Agrupado
PLR09	40	0.026495	0.6589	0.7383	Regular
PLR10	57	0.037756	0.7265	0.7383	Aleatorio
PCG09	52	0.034463	0.7588	0.7383	Agrupado
PCH03	21	0.013917	0.7285	0.7383	Aleatorio
PCH05	26	0.017231	0.7633	0.7383	Agrupado
PCH04	59	0.039101	0.7833	0.7383	Agrupado
PCH02	85	0.056332	0.7823	0.7383	Agrupado
PCH01	47	0.031148	0.7651	0.7383	Agrupado
PCH06	63	0.041751	0.7619	0.7383	Agrupado

4.2. DISCUSIÓN

4.2.1. Gradiente de fragmentación en bosques secos

Las diferencias en las medidas de fragmentación documentadas en los distritos de Huanta, Iguaín y Luricocha indican la gran variedad de tamaños, formas y proporciones de los hábitats interiores en un paisaje muy fragmentado. Las áreas abarcan desde 0,36 ha hasta más de 400 ha, lo que indica además la presencia de fragmentos relictos de gran tamaño que aún presentan un mejor potencial para la conservación. Estos cambios en el tamaño de los fragmentos corresponden a los descritos por Echeverría et al. (2017) en bosques secos de América Latina, donde la fragmentación ha provocado una reducción de los grandes fragmentos compactos y un mayor porcentaje de fragmentos con bordes irregulares y una menor superficie de núcleo, lo que se traduce en una pérdida de especies dominantes.

La complejidad fractal observada de 1,21 y los perímetros que oscilan entre los 300 y los 40 000 metros se ajustan de forma coherente a los criterios propuestos por Rodríguez-Echeverry y Leiton (2021), según los cuales los valores más elevados indican una mayor vulnerabilidad a las influencias de los bordes y a la baja conectividad ecológica. Al igual que las áreas de los fragmentos, un valor de complejidad fractal superior a 1,0 indica formas con bordes altamente irregulares y sinuosos, lo cual es el caso de la mayoría de los fragmentos de bosque mediterráneo, donde su entorno dominado por el cultivo, la ganadería y otras actividades humanas ha erosionado de manera previsiblemente progresiva. Los diferentes tamaños, formas e incluso características de los fragmentos de arbolado ponen de relieve aún más las diferencias que separan a los fragmentos más grandes y compactos (fragmentos 149 y 78) de aquellos más pequeños y alargados (fragmentos 165 y 174), lo que da lugar a una severa falta de conectividad entre ellos. De este modo, el paisaje resultante de la deforestación y la dehesa fragmentada del Ayacucho representa a la perfección la manera en que la pérdida y la degradación de hábitats conducen a la creación de una matriz territorial discontinua e insular.

Los fragmentos de gran tamaño, como los detectados en este estudio (fragmentos 149 y 78), poseen una elevada superficie de núcleo y una menor

longitud de borde, lo que favorece la conservación de los hábitats interiores y los valores ecológicos. Los fragmentos alargados (fragmentos 165 y 174) carecen de hábitat interior, tienen un radio de giro mayor y se caracterizan por su alta longitud de borde, como se refleja en el índice de forma y la irregularidad del perímetro. Los parches intermedios presentan niveles variables de irregularidad y proporciones diferentes de superficie interior, relaciones de perímetro/área y otros valores, debido a su ubicación entre los fragmentos mejor y peor conservados (Rivas et al., 2022).

Los diferentes niveles de conectividad o aislamiento de los fragmentos afectan a los procesos de meta población y garantizan su sostenibilidad en el contexto de su uso (Rivas et al., 2022). La principal consecuencia de la fragmentación detectada en este estudio es la pérdida de conectividad del paisaje y la consiguiente incapacidad de mantener la integridad genética de las poblaciones en peligro de extinción. Además, la dispersión de semillas es difícilmente se mantiene entre las poblaciones, ya que depende en gran medida del transporte por parte de los dispersores granívoros, que se ven limitados por el tamaño de las semillas. La fragmentación genera además efectos locales de disturbio que son imposibles de mitigar sin la intervención adecuada de los procesos de meta población.

La reducción del tamaño de parches y el aumento en el perímetro y complejidad de los bordes tienden a incrementar los efectos de borde y disminuyen la superficie de hábitat interior, factores que afectan la diversidad, funcionalidad y resiliencia de las comunidades vegetales (Echeverría et al., 2017; Rodríguez-Echeverry & Leiton, 2021). Los resultados del presente estudio sugieren que los fragmentos grandes mantienen mayor estabilidad estructural y capacidad de conservación de especies sensibles, patrón descrito en estudios en bosques secos de Colombia y Ecuador (Chimarro et al., 2023; Álvarez-Dávila, et al., 2013), mientras que los fragmentos menores y elongados muestran vulnerabilidad ecológica, presencia de especies pioneras y una estructura demográfica y funcional más inestable (Muñoz et al., 2014; Santana & Imaña, 2011).

El efecto de borde, intensificado en fragmentos pequeños, induce microclimas más extremos (aumento de insolación, temperatura, disminución de

humedad), alterando los patrones de regeneración y facilitando la entrada de especies oportunistas (Mercado-Gómez et al., 2025; Ynes V. et al., 2004). Esta degradación progresiva de la funcionalidad forestal es evidente en los fragmentos estudiados, donde se produce: (i) desecamiento del suelo superficial que afecta la germinación y establecimiento de plántulas, (ii) aumento de competencia por recursos hídricos entre individuos periféricos y especies herbáceas, y (iii) reducción de la disponibilidad de micrositios favorables para la regeneración.

4.2.2. Relación entre fragmentación y estructura poblacional desequilibrada de *Vachellia macracantha*

La distribución de individuos en las primeras categorías de clases diamétricas (38% entre 8-13 cm y 45% entre 13-18 cm) y la escasa representación en clases superiores (menos del 2% por encima de 23 cm de DAS) muestran continuidad en mecanismos de renovación natural y entrada de nuevos tallos, causados por elementos de alteración tales como corte parcial, exceso de ganado y apertura de claros. Estos factores operan sobre un paisaje ya fragmentado, donde el éxito regenerativo se contrae por la heterogeneidad espacial extrema y la exposición a bordes. La mayoría de los grupos jóvenes concuerda con forma tipo J al revés vista, entendida como indicio de poblaciones que se renuevan solas y sufren mucha pérdida en fases finales aunque tienen buen aporte de semillas y pequeños árboles, frecuentemente ligado a cambios hechos por humanos que ocurren de vez en cuando (Muñoz et al., 2014; Santana & Imaña, 2011).

La existencia de escasos ejemplares maduros restringe considerablemente el potencial reproductivo en horizontes temporales extensos, señalando mecanismos de recuperación secundaria después de perturbaciones recientes (Astudillo-Sánchez et al., 2019). En el contexto de la fragmentación observada, dicha configuración diamétrica asimétrica constituye un cuello de botella demográfico que pone en riesgo la viabilidad poblacional a mediana y largo plazos, dado que *Vachellia macracantha* actúa como especie fundamental para la organización y dinámica del bosque seco.

La tendencia crítica en la distribución etaria afirma que la mayor concentración se ubica en clases de 20 a 40 años, con muy baja frecuencia de ejemplares mayores de 50 años, indicando poblaciones de plantas jóvenes o de edad

media. Este resultado coincide con estudios de bosques andinos y secos intervenidos en los que las cohortes adultas son escasas y la estructura demográfica responde a dinámicas de sucesión secundaria (Aguirre & Geada-Lopez, 2017; Muñoz et al., 2014). La reducida cantidad de individuos en rangos etarios superiores a 50 años es particularmente alarmante desde la perspectiva de viabilidad poblacional, ya que estos individuos longevos son responsables de la estabilidad estructural y la provisión de funciones ecológicas clave para otros organismos.

Esto puede explicarse mediante el historial, frecuencia de alteraciones y dispersión reducida de semillas, lo cual limita el reclutamiento real de adultos jóvenes (Ramírez Huila & Ayoví Garces, 2022). La fragmentación del hábitat exacerba dichas restricciones al disminuir la oferta de microhábitats en la fijación adecuada de plántulas y elevar la susceptibilidad de individuos maduros situados en fragmentos pequeños y muy abiertos a influencias de borde.

Se evidenciaron variaciones nítidas entre fragmentos y localidades en el promedio y dispersión de DAS; fragmentos como 165 en Luricocha presentaban un promedio elevado y escasa heterogeneidad, y otros como 174 en Iguain o 56 y 57 en Huanta, ofrecían mayor heterogeneidad y amplitud de clases. Media de altura centrada preferentemente en el intervalo 4 a 5 m donde los valores máximos eran superiores a 7 m solo en algunos fragmentos, mostrando una estructura vertical baja-media característica de los bosques secos secundarios (Ramírez-Huila et al., 2023). Las diferencias observadas en el crecimiento vertical entre los fragmentos, así como la dispersión interna, sugieren que la heterogeneidad ambiental, la intensidad de la competencia para el recurso, y el nivel de disturbio están influenciando la estructura que se va formando en los fragmentos (Quiroga et al., 2019). Esa heterogeneidad morfométrica pone en evidencia que la fragmentación conduce a respuestas poblacionales diferenciadas como consecuencia del tamaño y la configuración de cada fragmento. En fragmentos grandes y con hábitats interiores disponibles, la población de *Vachellia macracantha* puede sostener estructuras más complejas y una verticalización mayor. En fragmentos pequeños y elongados, la presión de borde y la limitación del hábitat disponible responden a poblaciones más homogéneas en la forma, más cortas y con una estructura vertical simplificada.

Desde una perspectiva de salud del bosque, la estructura poblacional heterogenia documentadas en otros estudios, demuestra como la estabilidad

funcional del bosque seco de Ayacucho pueden ir comprometiéndose a efectos más severos a medida que la presión humana se intensifica. La coexistencia de múltiples cohortes etarias que aseguren la continuidad de funciones ecológicas clave como la de los individuos adultos proporcionando biomasa, cobertura, captura de nutrientes y refugio para la fauna; y de individuos juveniles que garanticen el reemplazo generacional y la plasticidad adaptativa ante cambios ambientales, podrías mostrar efectos más claros en la conservación y mejor salud de estos ecosistemas.

La proporción relativa establecida entre plántulas y árboles longevos de *Vachellia macracantha* repercute netamente sobre la salud y estabilidad del bosque seco. Fragmentos con alta tasa de plántulas muestran una clara dinámica de regeneración, gran disponibilidad de micrositios favorables y una buena resiliencia a alteraciones por fuentes de disturbio natural o antropógeno (Muñoz et al., 2014). Por el contrario, aquellos fragmentos con predominancia de los individuos adultos o senescentes y muy escasa representación de clases juveniles dan cuenta de procesos asociados al envejecimiento poblacional o limitaciones en el reclutamiento posiblemente asociadas a déficit de dispersión o compactación del suelo (Ynes V. et al., 2004).

Los fragmentos que reflejan una coexistencia balanceada entre plántulas y adultos tienden a mostrar índices más favorables en cuanto a la salud del ecosistema, lo cual es coherente con los procesos de sucesión activa y de restauración ecológica progresiva (Ynes V. et al., 2004; Quiroga et al., 2019). Esta integración entre estructura demográfica, estructura vertical y funcionalidad ecosistémica evidencia que la fragmentación no solo es mínima en los porcentajes de viabilidad poblacional de *Vachellia macracantha* sino que, además, compromete la funcionalidad global del bosque seco.

4.2.3. Relación negativa entre fragmentación y distribución espacial de *Vachellia macracantha*

La distribución espacial y los patrones de densidad poblacional de *Vachellia macracantha* en los fragmentos de Luricocha, Cangari y Chihua muestran una variabilidad numérica muy marcada, que parece estar relacionada con el tamaño y la forma de cada fragmento. En Luricocha, las densidades van desde 0.017 hasta 0.078 individuos/m², mientras que en Cangari fluctúan entre 0.015 y 0.095 individuos/m² y en Chihua oscilan entre 0.014 y 0.056 individuos/m². Esta

variabilidad espacial, tanto dentro de un mismo fragmento como entre fragmentos distintos, indica que la fragmentación genera una heterogeneidad muy fuerte en la disponibilidad de hábitat favorable para *V. macracantha*.

Los fragmentos de mayor tamaño (149 y 78) registraron las densidades poblacionales más altas y distribuciones más regulares, mientras que los fragmentos pequeños y elongados (165 y 174) presentaron densidades reducidas y patrones más agregados. Esta segregación espacial concuerda con lo que predice la teoría: las especies dominantes de los bosques secos tienden a concentrar sus poblaciones en los fragmentos de mayor viabilidad ecológica y a evitar aquellos donde los efectos de borde limitan seriamente la supervivencia y la reproducción.

Los valores de la función G, que se ubicaron entre 0.6305 y 0.7833, revelan una tendencia general al agrupamiento en cinco de las seis parcelas, con diferencias entre fragmentos que reflejan respuestas espaciales distintas. La predominancia del patrón agregado puede explicarse por factores ecológicos como la dispersión limitada de semillas, el uso del suelo y las características ambientales locales, una coincidencia que también se ha observado en diversas regiones de bosque seco (Jara Guerrero, 2014). Este agrupamiento es además típico de especies dominantes y resilientes como *V. macracantha*, y refuerza su papel estructural frente a las perturbaciones y la degradación del hábitat.

Factores como la estacionalidad climática, la competencia interespecífica y el régimen de disturbios ayudan a explicar la formación de grupos monoespecíficos y la variabilidad de las densidades locales (Charcape et al., 2023; Espinosa et al., 2012). Dentro del contexto de fragmentación documentado, el patrón agregado cobra un significado adicional: la concentración de individuos en parches específicos del fragmento puede interpretarse como una respuesta adaptativa de la población para maximizar sus oportunidades de reproducción, pero también refleja que el hábitat disponible para una colonización alternativa se ha reducido.

Los resultados sugieren una relación positiva clara entre el tamaño del fragmento y la densidad poblacional de *V. macracantha*. Este patrón respalda la hipótesis de que los fragmentos grandes y menos fragmentados actúan como refugios poblacionales, donde la especie logra mantener densidades relativamente

altas y estructuras poblacionales más viables. Algunos estudios previos reportan rangos de densidad similares, con valores entre 0.01 y 0.20 individuos/m², que dependen del estado de conservación del bosque, del historial de uso y del tamaño de los parches boscosos (Duque et al., 2013; Vargas et al., 2016).

Los altos niveles de dominancia en fragmentos de la costa y la ceja de selva peruana ayudan a explicar por qué esta especie es capaz de colonizar ambientes semiáridos y recuperarse tras las perturbaciones, algo que se refleja en los patrones observados (Charcape et al., 2023; Ramos-Ordoñez et al., 2022). Sin embargo, otros autores describen que, en áreas de bosque seco con mayor conectividad y menor presión antrópica, los patrones espaciales pueden volverse más regulares o incluso aleatorios, con una mayor participación de especies acompañantes y una composición vegetal más estable (Charcape et al., 2023; Duque et al., 2013). De ahí surge una diferencia importante: los fragmentos estudiados presentan una mayor tendencia al agrupamiento y una menor diversidad estructural, probablemente por los efectos de borde, la reducción del hábitat interior y la influencia del manejo local.

El patrón agregado de distribución en fragmentos pequeños tiene ventajas y desventajas desde la perspectiva de la viabilidad poblacional. Por un lado, la agrupación facilita la transferencia de recursos edáficos entre raíces conectadas, mejora las condiciones microambientales locales gracias al dosel compartido y aumenta la probabilidad de polinización y de éxito reproductivo, porque los individuos están cerca unos de otros. Por otro lado, cuando el agrupamiento es excesivo genera una competencia intraespecífica severa por recursos limitados (agua, nutrientes y luz), aumenta la vulnerabilidad frente a los depredadores de semillas y plántulas, y concentra la población en parches específicos del fragmento, de modo que extensas áreas de hábitat potencial quedan sin colonizar.

Esta concentración espacial reduce la redundancia funcional y aumenta el riesgo de extinción local ante perturbaciones puntuales. La agregación y la dominancia monoespecífica tienden a incrementarse en contextos de disturbio recurrente (Espinosa et al., 2012; Jara Guerrero, 2014), un patrón que se documenta con claridad en los fragmentos pequeños y degradados del bosque seco de Ayacucho. A esto se suma que la dispersión efectiva se reduce a mayor escala, lo que limita la capacidad de las poblaciones para regenerarse con eficiencia y

mantener su diversidad genética, y termina afectando la estabilidad funcional del ecosistema, sobre todo bajo escenarios de fragmentación del paisaje (Balvanera et al., 2011; Hubbell, 1979).

Esta limitación en la diversidad genética y en la conectividad espacial de *V. macracantha* reduce su capacidad de adaptación frente a los cambios ambientales, compromete la viabilidad a largo plazo de sus poblaciones y, en consecuencia, la estabilidad del bosque seco de Ayacucho. Los fragmentos estudiados muestran que, bajo una presión de fragmentación extrema, la distribución de la especie se concentra en refugios limitados, lo que reduce su potencial para responder a los cambios ambientales mediante la dispersión hacia nuevas áreas o la recolonización de fragmentos abandonados.

Estos tres niveles de análisis (paisaje, población e individuo) convergen en una misma conclusión: la fragmentación del bosque seco de Ayacucho representa una amenaza seria para la persistencia de *V. macracantha* y para el funcionamiento integral del ecosistema. Los fragmentos grandes actúan como los últimos refugios poblacionales, aunque incluso en ellos la estructura demográfica está desequilibrada y la capacidad regenerativa se encuentra comprometida. Los fragmentos pequeños, por su parte, enfrentan una vulnerabilidad extrema, con poblaciones confinadas a parches diminutos de hábitat disponible y sin la conectividad necesaria para el rescate metapoblacional o la recolonización.

El bosque seco de Ayacucho se encuentra en un proceso de degradación funcional progresiva. Si no se emprenden acciones urgentes de conservación y restauración que mejoren la conectividad, recuperen las poblaciones adultas de *V. macracantha* y protejan los fragmentos remanentes, es probable que su distribución se siga contrayendo, y con ella se produzcan la simplificación del ecosistema y la pérdida de servicios ecosistémicos clave.

V. CONCLUSIONES

La fragmentación de los bosques secos de Ayacucho ha dado lugar a un paisaje muy heterogéneo, en el que la reducción del área continua y el aumento de los bordes han cambiado profundamente el hábitat disponible para *Vachellia macracantha*. Los fragmentos son muy desiguales en tamaño: algunos son parches diminutos expuestos a una fuerte presión antrópica y otros, de mayor extensión, conservan núcleos relativamente bien preservados. Esta asimetría muestra un proceso avanzado de degradación estructural que va más allá de la pérdida de cobertura y que se traduce en una alteración del funcionamiento del ecosistema. En los fragmentos menores, la alta proporción de borde y el aislamiento aumentan la exposición a condiciones microclimáticas extremas, a disturbios recurrentes y a usos humanos incompatibles con la conservación. El resultado es un mosaico donde las condiciones óptimas para la especie quedan reducidas a porciones cada vez más pequeñas del territorio. Por eso, la fragmentación no debe entenderse solo como una métrica espacial, sino como un proceso dinámico que limita la capacidad de los bosques secos andinos para sostener poblaciones de *V. macracantha* estables en su estructura y funcionales en lo ecológico.

A escala poblacional, la respuesta de la especie a este escenario se expresa en una estructura demográfica desequilibrada, con una densidad notablemente menor y cambios en la composición por clases de tamaño y de edad, sobre todo en los fragmentos pequeños y perturbados. En los fragmentos menos alterados hay más individuos adultos y reproductivos, mientras que en los más intervenidos predominan los juveniles o los de menor porte. Esto indica una regeneración parcial, que no alcanza a compensar la pérdida de individuos maduros. Tal desajuste entre el reclutamiento y la permanencia de los adultos sugiere que muchas de las poblaciones evaluadas son demográficamente inestables, con tendencia a ser inmaduras y quizá transitorias, y que su continuidad generacional depende de la menor competencia intraespecífica y de que no sufran nuevas perturbaciones. Desde el punto de vista del funcionamiento poblacional, este patrón se parece a una "deuda de extinción": las poblaciones pueden seguir presentes por un tiempo después de la pérdida de hábitat, pero con una probabilidad cada vez menor de mantenerse a largo plazo si no mejoran la calidad y la continuidad del bosque.

La estructura vertical y la organización espacial de la especie refuerzan este diagnóstico de vulnerabilidad. Los bosques son de baja altura, con promedios de 4 a 5 metros y copas reducidas, lo que revela una simplificación de su arquitectura estrechamente ligada a la tala selectiva, el sobrepastoreo y la eliminación de los individuos de mayor porte, factores que van erosionando poco a poco la complejidad del hábitat. Esta "enanización estructural" disminuye la disponibilidad de microhábitats, la capacidad de retención de la humedad y la estabilidad del suelo, y debilita el papel de *V. macracantha* como elemento estructurador del bosque seco. Al mismo tiempo, el patrón espacial mayormente agregado, identificado con los análisis de patrones de puntos, indica que la especie responde a un entorno heterogéneo concentrándose en los microambientes favorables. Eso refleja una estrategia adaptativa frente a condiciones restrictivas, pero también una gran dependencia de sitios específicos que, al fragmentarse, pueden perder la masa crítica necesaria para sostener poblaciones viables. En los fragmentos más perturbados, los agregados se rompen y se forman grupos dispersos, cada vez más alejados entre sí. Esto evidencia una fragmentación interna del hábitat, pues incluso dentro de un mismo parche se pierde la continuidad ecológica, lo que afecta la cohesión de las poblaciones y su resiliencia.

De manera integrada, los resultados muestran que la fragmentación del paisaje forestal en Ayacucho no solo modifica la distribución espacial de *V. macracantha*, sino que también altera su estructura poblacional y las condiciones ecológicas que sostienen su regeneración y permanencia. La combinación de fragmentos pequeños, expuestos al borde y al aislamiento, con poblaciones dominadas por individuos jóvenes, bosques de baja altura y patrones de agregación cada vez más irregulares compromete la estabilidad demográfica de la especie. En este sentido, *V. macracantha* resulta un indicador sensible del estado de conservación de los bosques secos andinos, porque su respuesta a la fragmentación integra dimensiones estructurales, demográficas y espaciales del ecosistema. Por ello, la estructura y la conectividad del paisaje deben ser ejes centrales de cualquier estrategia de manejo y conservación de los bosques secos de la región que busque asegurar la persistencia de poblaciones viables.

VI. RECOMENDACIONES

La protección y conservación de los fragmentos de bosque remanentes donde se mantiene la presencia de *Vachellia macracantha,* otras especies de interés. Estos fragmentos constituyen reservorios genéticos de gran valor ecológico, por lo que deben ser incorporados a planes de conservación local o regional, asegurando su resguardo frente a actividades de tala, quema o sobrepastoreo.

Se recomienda desarrollar planes de manejo participativo con las comunidades locales, promoviendo prácticas agroforestales sostenibles que integren árboles nativos dentro de las zonas agrícolas. Esto permitirá reducir la presión sobre los fragmentos naturales y generar beneficios productivos compatibles con la conservación.

Debe priorizarse el monitoreo continuo de la dinámica poblacional y espacial de especies de bosques secos, empleando herramientas de teledetección, sistemas de información geográfica y mediciones de campo. El seguimiento temporal de la cobertura y la estructura poblacional permitirá evaluar la efectividad de las estrategias de manejo y detectar cambios tempranos en la integridad ecológica del paisaje.

Es fundamental promover investigaciones complementarias sobre la regeneración natural, reproducción y dispersión de *Vachellia macracantha*, con el fin de entender mejor los factores que limitan su reclutamiento en ambientes fragmentados. Este conocimiento permitirá diseñar intervenciones más efectivas en programas de restauración y repoblamiento.

Se recomienda integrar los resultados de este estudio en los instrumentos de ordenamiento territorial y planificación ambiental del Gobierno Regional de Ayacucho. La información generada puede orientar la delimitación de zonas prioritarias para la conservación, la restauración y el uso sostenible del bosque seco.

Debe impulsarse la educación ambiental y sensibilización comunitaria, enfocada en la importancia ecológica de los bosques secos andinos. El fortalecimiento de la conciencia local es clave para asegurar la sostenibilidad de cualquier acción de manejo a largo plazo.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agudelo, G., Aigneren, M., & Ruiz, J. (2008). Diseños De Investigación Experimental Y No-Experimental. In *Centro de Estudios de Opinión*. http://bibliotecadigital.udea.edu.co/dspace/bitstream/10495/2622/1/AgudeloGabriel_disenosinvestigacionexperimental.pdf

Aguirre, Z., & Geada-Lopez, G. (2017). Estado de conservación de los bosques secos de la provincia de Loja, Ecuador. *Arnaldoa*, *24*(1). https://doi.org/10.22497/arnaldoa.241.24107

Aponte, H. (2015). *Efectos de las actividades agropecuarias sobre la estructura poblacional de Astrocaryum perangustatum F. Kahn & B. Millan (ARECACEAE) en Pozuzo (Pasco-Perú)*. *January 2012*. https://www.researchgate.net/publication/288653844_Efectos_de_las_actividades_agropecuarias_sobre_la_estructura_poblacional_de_Astrocaryum_perangustatum_F_Kahn_B_Millan_ARECACEAE_en_Pozuzo_Pasco-Peru

Arizapana, M. A. (2021). *ESTRUTURA POPULACIONAL DE FLORESTAS DE Polylepis Ruiz & Pav . E O PADRÃO DE PARASITISMO POR Tristerix UM GRADIENTE ALTITUDINAL NOS ANDES*. Universidade Federal de Lavras.

Aronson, J. (1991). DESCRIPTION AND DISTRIBUTION OF ACACIA-MACRACANTHA HUMB. ET BONPL. EX WILLD. LEGUMINOSAE MIMOSOIDEAE IN NORTHERN CHILE. *Gayana*, *48*, 81–87.

Astudillo-Sánchez, C. C., Fowler, M. S., Villanueva-Díaz, J., Endara-Agramont, A. R., & Soria-Díaz, L. (2019). Recruitment and facilitation in Pinus hartwegii, a Mexican alpine treeline ecotone, with potential responses to climate warming. *Trees*, *33*(4), 1087–1100. https://doi.org/10.1007/s00468-019-01844-3

Azani, N., Babineau, M., Bailey, C. D., Banks, H., Barbosa, A. R., Pinto, R. B., Boatwright, J. S., Borges, L. M., Brown, G. K., Bruneau, A., Candido, E., Cardoso, D., Chung, K.-F., Clark, R. P., Conceição, A. de S., Crisp, M., Cubas, P., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., … Zimmerman, E. (2017). A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny: The Legume Phylogeny Working Group (LPWG). *TAXON*, *66*(1), 44–77. https://doi.org/10.12705/661.3

Baloloy, A. B., Blanco, A. C., Sharma, S., & Nadaoka, K. (2021). Development of a Rapid Mangrove Zonation Mapping Workflow Using Sentinel 2-Derived Indices and Biophysical Dataset. *Frontiers in Remote Sensing*, *2*. https://doi.org/10.3389/frsen.2021.730238

Balvanera, P., Castillo, A., & MartÍnez-Harms, M. J. (2011). Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. In *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 259–277). Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_15

Banks-Leite, C., Betts, M. G., Ewers, R. M., Orme, C. D. L., & Pigot, A. L. (2022). The macroecology of landscape ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, *37*(6), 480–487. https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.01.005

Begon, M., Townsend R., C., & Harper, J. L. (2006). *Ecology From Individuals to Ecosystems* (B. Publishing (ed.); Fourth Edi).

Çakir, G., Sivrikaya, F., & Keleş, S. (2008). Forest cover change and fragmentation using Landsat data in Maçka State Forest Enterprise in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, *137*(1–3), 51–66. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9728-9

Cappelatti, L., & Lizandro, J. (2015). Spatial Distribution and Population Structure of Palms (Arecaceae) in a Forest Fragment of Lowland Dense Humid Forest in South Brazil. *Ciência Florestal*, *25*(4), 817–825. https://doi.org/10.5902/1980509820577

Cardille, J. A., & Turner, M. G. (2017). Understanding Landscape Metrics. In *Learning Landscape Ecology* (pp. 45–63). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4_4

Cardoso, D., Pennington, R. T., de Queiroz, L. P., Boatwright, J. S., Van Wyk, B. E., Wojciechowski, M. F., & Lavin, M. (2013). Reconstructing the deep-branching relationships of the papilionoid legumes. *South African Journal of Botany*, *89*, 58–75. https://doi.org/10.1016/j.sajb.2013.05.001

Carlos, A., Babativa, A., Alberto, C., Novoa, B., & Universitaria, F. (2017). *Investigación cuantitativa*.

Charcape, J. M., Caba, W. E., Correa, V. A., Mostacero, J., De La Cruz, A. J., Castillo, J. L., & Gonzales, C. L. Y. (2023). Estructura del Bosque Seco Contiguo a los Manglares de San Pedro de Vice, Sechura - Piura. *REBIOL*, *43*(1), 1–13. https://doi.org/10.17268/rebiol.2023.43.01.01

Chimarro, J. C., Cué, J. L., Arcos, C. R., & Paredes, H. O. (2023). *Floristic diversity and structure of the dry forest in northern Ecuador*. *11*(2).

Condori-Castillo, G. (2012). Influencia de la Fragmentación en la Diversidad de la Flora Silvestre y en los Cambios de Uso de Suelo y Cobertura Vegetal en Huerta Huaraya, Puno. *Ecosistemas*, *21*(1–2), 230–234.

Convención Sobre El Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (1975).

Decreto supremo N° 043-2006-AG. (2006). *Aprueban Categorización de Especies Amenazadas en Flora Silvestre*.

Delgado, G. R., Zárate, F. T., Chirinos, J. O., Espilco, P. Q., Bojorquez, J. G., Egoavil, D. R., Rivadeneira, V., & Delgado, J. N. (2021). Effect of Acacia macracantha on the physical and chemical properties of soil in a silvopastoral system. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Peru*, *32*(3). https://doi.org/10.15381/RIVEP.V32I3.20389

Dixon, P. M. (2002). *Nearest neighbor methods* (p. 2502). Wiley.

Dryflor, Banda-R, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Ricarda Riina, Gina M. Rodríguez M., Julia Weintritt, P. A.-R., Juan Adarve, E., Álvarez, Anairamiz Aranguren B., J., Arteaga, C., Aymard, G., Castaño, A., Ceballos-Mago, N., Cogollo, Á., Cuadros, Freddy Delgado, H., Devia, W., … Toby, P. (2016). *Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications*. *1383*(September). https://doi.org/10.1126/science.aa

Duque, A., Álvarez-Dávila, E., Rodriguez, W., & Lema, A. (2013). Impacto de la fragmentación en la diversidad de plantas vasculares en bosques andinos del nororiente de Colombia. *Colombia Forestal*, *115*(2), 115–137.

Duque, A., Álvarez, E., Rodríguez, W., Lema, Á., & Uribe, J. A. (2013). *Impacto de la Fragmentación en la Diversidad de Plantas Vasculares en Bosques Andinos del Nororiente de Colombia* (Vol. 16, Issue 2).

Echeverría, C., Kitzberger, T., Rivera, R., Manson, R., Vaca, R., Cristóbal, L., Machuca, G., Gonzalez, D., & Fuentes, R. (2017). *Evaluación de la Fragmentación y Degradación de los Ecosistemas Forestales en Zonas Secas*. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2011-017-Es.pdf

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

Espinosa, C. I., De La Cruz, M., Juan, R., & Luzuriaga, A. L. (2012). *Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación*. http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=713

Etikan, I. (2016). Comparison of Convenience Sampling and Purposive Sampling. *American Journal of Theoretical and Applied Statistics*, *5*(1), 1. https://doi.org/10.11648/j.ajtas.20160501.11

Fabbroni, M., Planchuelo, A. M., & Raven, P. H. (2018). Vachellia and parasenegalia (Leguminosae, mimosoideae) of the calchaquí valleys of salta, Argentina. *Darwiniana*, *6*(1), 84–93. https://doi.org/10.14522/darwiniana.2018.61.782

Forman, R. T. T. ., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. Wiley.

Fritts, H. . (2014). *Tree Rings and Climate*. Elsevier Science.

GBIF. (2005). *Vachellia macracantha (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger*. https://www.gbif.org/es/species/202133278

Granados, C., Serrano, D., & García, A. (2014). Edge effect on composition and structure of temperate forests. Sierra de Monte Alto, Central Mexico. *Caldasia*, *36*(2), 270.

Gris, D., Temponi, L. G., & Damasceno Junior, G. A. (2014). Structure and floristic diversity of remnant semideciduous forest under varying levels of disturbance. *Acta Botanica Brasilica*, *28*(4), 569–576. https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3432

Gurevitch, J., Scheiner, S., & Fox, G. A. (2002). *The Ecology of Plants*. https://books.google.com.pe/books/about/The_Ecology_of_Plants.html?id=Nj5iQgAACAAJ&redir_esc=y

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., … Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, *1*(2), 1–10. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052

Hanly, P. (2025). Week 2 Lecture: Landscape Metrics in Landscape Ecology I. In *Landscape Ecology*.

Henao, N., Torres, A. M., Tafur, J. C., & Guevara, L. (2018). ¿Existe un efecto de borde sobre la estructura vegetal y el potencial de regeneración en fragmentos de bosque seco tropical? *Biota Colombiana*, *19*(1), 3–20. https://doi.org/10.21068/c2018.v19n01a01

Hernández-Stefanoni, J. L., & Dupuy, J. M. (2008). Effects of landscape patterns on species density and abundance of trees in a tropical subdeciduous forest of the Yucatan Peninsula. *Forest Ecology and Management*, *255*(11), 3797–3805. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.019

Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B., & Hermy, M. (2005). Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist*, *166*(3), 723–736. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01352.x

Hubbell, S. P. (1979). Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. In *Science* (Vol. 203, Issue 4387, pp. 1299–1309). https://doi.org/10.1126/science.203.4387.1299

Hutchings, M. J. (1996). The Structure of Plant Populations. In *Plant Ecology* (pp.

325–358). https://doi.org/10.1002/9781444313642.ch11

iNaturalist. (2018). *Algarrobo, Aromo, Chinchín, Espino, Faique, Guarango (Vachellia macracantha)*. https://ecuador.inaturalist.org/observations/12355646

iNaturalist. (2017). *Vachellia macracantha*. https://www.inaturalist.org/observations?taxon_id=781083

IUCN. (2024). *Reporte* IUCN *al Estado peruano : avances 2021-2024*. https://iucn.org/sites/default/files/2025-07/informe-uicn-peru-2021-2024.pdf

Jara Guerrero, A. (2014). *Ecología de la dispersión de plantas en los bosques secos del suroccidente Ecuatoriano*.

Jia, G., Yu, X., Fan, D., & Jia, J. (2016). Mechanism underlying the spatial pattern formation of dominant tree species in a natural secondary forest. *PLoS ONE*, *11*(3), 1–17. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152596

Keitt, T. H., Urban, D. L., & Milne, B. T. (1997). Detecting Critical Scales in Fragmented Landscapes. In *Ecology* (Vol. 1, Issue 1). https://www.jstor.org/stable/26271642

Lamonica, D., Pagel, J., & Schurr, F. M. (2021). Predicting the dynamics of establishing tree populations: A framework for statistical inference and lessons for data collection. *Methods in Ecology and Evolution*, *12*(9), 1721–1733. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13656

Lara-Romero, C., de la Cruz, M., Escribano-Ávila, G., García-Fernández, A., & Iriondo, J. M. (2016). What causes conspecific plant aggregation? Disentangling the role of dispersal, habitat heterogeneity and plant–plant interactions. *Oikos*, *125*(9), 1304–1313. https://doi.org/10.1111/oik.03099

Lewis G. P., Schrire, B., Mackinder, B., & Lock, M. (2006). Legumes of the world. *Edinburgh Journal of Botany*, *62*(3), 195–196. https://doi.org/10.1017/S0960428606190198

Li, H., & Wu, J. (2004). Use Misuse Landscape Metrics. *Landscape Ecology*, *19*, 389–399. papers2://publication/uuid/F819F009-DF8E-4AA8-A817-05D74B1E6148

Lozano, L. A., Gómez, F. A., & Valderrama, S. (2011). Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Tumbaga*, *6*, 125–140.

Martínez, I., Belinchón, R., Otárola, M. G., Aragón, G., Prieto, M., & Escudero, A. (2011). Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los líquenes epífitos en la Región Mediterránea. *Ecosistemas*, *20*(2–3), 54–67.

Matteucci, S. D., & Colma, A. (2002). Metodología para el estudio de la vegetación / por Silvia D . In *Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.* (Vol. 22, Issue 22). https://www.researchgate.net/profile/Silvia-Matteucci-2/publication/44553298_Metodologia_para_el_estudio_de_la_vegetacion_por_Silvia_D_Matteucci_y_Aida_Colma/links/553a55fd0cf245bdd763f4ab/Metodologia-para-el-estudio-de-la-vegetacion-por-Silvia-D-Matteucc

Mercado-Gómez, J. D., Gómez-Franklin, H., & Bertel, G. (2025). Plant diversity of Neotropical dry forest fragments undergoing an ecological restoration process in the Colombian Caribbean. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Fisicas y Naturales*, *49*(191), 291–306. https://doi.org/10.18257/raccefyn.3164

MINAM. (2015). *Guía de inventario de la flora y vegetación.* 49. https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/155205/07_guia-a-de-flora-y-vegetacion.pdf?v=1532447513

Modaberi, A., Soosani, J., Abrari, K., Khosravi, S., & Moosa, P. (2014). *The distribution , mixture , and diversity models of woody species in Spatial Pattern of Persian oak (Quercus brantii var ... May*.

Moonlight, P., Banda-R, K., Phillips, O. L., Dexter, K. G., Pennington, R. T., Baker, T. R., Cavalcante De Lima, H., Fajardo, L., González-M, R., Linares-Palomino, R., Lloyd, J., Nascimento, M., Prado, D., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez, G. M., Villela, D. M., Carla, A., Aquino, M. M., … Veenendaal, E. (2022). *Field Manual for Plot Establishment and Remeasurement*.

Muñoz, J., Erazo, S., & Armijos, D. (2014). *Composición florística y estructura del bosque seco de la quinta experimental "El Chilco" en el suroccidente del*

Ecuador.

Navarro, M., González, L., Flores, R., & Amparán, R. (2015). Fragmentación y sus implicaciones. Análisis y reflexión documental. In *En Universidad de Guadalajara*.

Netzel, P., Tyminska, L., Dana Feleha, D., & Socha, J. (2024). New approach to assess forest fragmentation based on multiscale similarity index. *Ecological Indicators*, *158*(June 2023), 111530. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111530

Orbanz, P., & Roy, D. M. (2015). Bayesian Models of Graphs, Arrays and Other Exchangeable Random Structures. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, *37*(2), 437–461. https://doi.org/10.1109/TPAMI.2014.2334607

Osada, J. (2021). *Estudios "descriptivos correlacionales": "¿termino correcto?* 1383–1384.

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

Pambi, S. (2015). ANÁLISIS DE LA PÉRDIDA DE BOSQUE NATIVO Y FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN EL PARQUE NACIONAL YASUNÍ Y SU ZONA DE AMORTIGUAMIENTO, PARROQUIA CURARAY. In *Universidad Nacional De Loja*. http://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/17025/1/TESIS WILSON FERNANDO.pdf

Phillips, O., Baker, T., Feldpausch, T., Brienen, R., Almeida, S., Arroyo, L., Aymard, G., Chave, J., Cardozo, D., Chao, K.-J., Higuchi, N., Honorio, E., Jiménez, E., Lewis, S. L., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Marimon, B., Monteagudo, A., … Vásquez, R. (2021). *Field Manual for Plot Establishment and Remeasurement with contributions from*.

Quiroga, C. J. A., Roa, R. H. Y., Melo, O., & Fernández, M. F. (2019). Structure of tropical dry forest fragments in the south of the departament of Tolima,

Colombia. *Boletin Cientifico Del Centro de Museos*, *23*(1), 31–51. https://doi.org/10.17151/bccm.2019.23.1.2

Ramírez-Huila, W., & Ayoví, N. E. (2022). *Estructura y composición arbórea del bosque seco tropical en elvalle Sancán, Manabí, Ecuador*. *10*(2), 169–181.

Ramírez-Huila, W. N., Ramos Rodríguez, M. P., Yépez Delgado, C. J., Belezaca Pinargote, C. E., & Rodríguez Leyva, O. (2023). Análisis estructural y condiciones abióticas del bosque seco tropical (Bs-T) del sector La Pila Vieja en el valle Sancán, Manabí, Ecuador. *Ciencia y Tecnología*, *16*(1), 52–59. https://doi.org/10.18779/cyt.v16i1.635

Ramírez Huila, W. N., Ramos Rodríguez, M. P., Yépez Delgado, C. J., Belezaca Pinargote, C. E., & Rodríguez Leyva, O. (2023). Análisis estructural y condiciones abióticas del bosque seco tropical (Bs-T) del sector La Pila Vieja en el valle Sancán, Manabí, Ecuador. *Ciencia y Tecnología*, *16*(1), 52–59. https://doi.org/10.18779/cyt.v16i1.635

Ramos-Ordoñez, M. F., Santamaría-Estrada, L. R., Gonzalez-Lopez, T. G., Isidra-Flores, K., & Contreras-González, A. M. (2022). Parámetros poblacionales de una especie medicinal en riesgo, el caso de Amphipterygium adstringens. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *93*, e933908. https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3908

Remeš, J., Bílek, L., Novák, J., Vacek, Z., Vacek, S., Putalová, T., & Koubek, L. (2015). Diameter increment of beech in relation to social position of trees, climate characteristics and thinning intensity. *Journal of Forest Science*, *61*(10), 456–464. https://doi.org/10.17221/75/2015-JFS

Riitters, K. H., O'Neill, R. V., & Wickham, J. D. (1996). A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecology*, *11*(4), 197–202. https://doi.org/10.1007/BF02071810

Ripley, B. D. (1977). Modelling Spatial Patterns. *Journal of the Royal Statistical Society*, *39*, 172–212.

Rivas, C. A., Guerrero-Casado, J., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2022). A New Combined Index to Assess the Fragmentation Status of a Forest Patch Based on Its Size, Shape Complexity, and Isolation. *Diversity*, *14*(11).

https://doi.org/10.3390/d14110896

Rivera-Fernández, A., Octavio-Aguilar, P., Sánchez- Coello, N. G., Sánchez-Velásquez, L., Vázquez-Torres, S., & Iglesias-Andre, L. G. (2011). ESTRUCTURA POBLACIONAL Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE Ceratozamia mexicana BRONGN. (ZAMIACEAE) EN UN AMBIENTE CONSERVADO Y EN UNO PERTURBADO. *Historia Mexicana*, *1*(julio-septiembre), 5–57. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=60022589001%0ACómo

Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Loss and fragmentation of native forest ecosystems and its influence on habitat diversity in the Tropical Andes hotspot. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *92*. https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2021.92.3449

Sakamoto, F., Ortiz, A., Encinas, J., Barreto de Carvalho, A., Muller, K., Nayara, L., Joana da Silva, C., Araujo, C., & Bandini, A. (2021). Population structure and spatial distribution of Bertholletia excelsa Bonpl . In Juruena National park , Southern Amazon. *Ibero-American Journal of Environmental Sciences*, 75–81. https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.008.0007

Sampieri, H. (2014). Definiciones de los enfoques cuantitativo y cualitativo sus similitudes y diferencias. *ACADEMIA Accelerating the World's Research*, *1*(1), 2–21. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/58257558/Definiciones_de_los_enfoques_cuantitativo_y_cualitativo_sus_similitudes_y_diferencias-with-cover-page-v2.pdf?Expires=1665031128&Signature=CWlHMOjC17jAjN5~PoQxtXNOjN~QllKS8AtQlxlEfLC9Y78yk6DterT09m7AuXutJKhBP6

Santana, O. A., & Imaña, C. R. (2011). Ar tículo de investigación. In *Colombia Forestal* (Vol. 14, Issue 1).

Schweingruber, F. H., & Poschlod, P. (2005). Growth rings in herbs and shrubs: Life span, age determination and stem anatomy. *Forest Snow and Landscape Research*, *79*(3), 195–415.

Stokes, M. A. ., & Smiley, T. L. . (1996). *An introduction to tree-ring dating*.

University of Arizona Press.

Suarez, M. (2021). *Reconstrucción de la historia de perturbaciones y la dinámica forestal en tres zonas de Castilla y León , afectadas por la expansión forestal en tierras agrícolas abandonadas* .

Tang, C. Q., Yang, Y., Ohsawa, M., Momohara, A., Hara, M., Cheng, S., & Fan, S. (2011). Population structure of relict Metasequoia glyptostroboides and its habitat fragmentation and degradation in south-central China. *Biological Conservation*, *144*(1), 279–289. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.003

Tobar, K., & Mena, J. (2023). *Intensidad de Uso del Espino (Vachellia macracantha) en la Elaboración del Carbon Vegetal en Comunidades del Valle del Chota, Ecuador* (Vol. 87, Issue 1,2). https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/167638/341506.pdf?sequence=1&isAllowed=y%0Ahttps://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/8314/LOEBLEIN%2C LUCINEIA CARLA.pdf?sequence=1&isAllowed=y%0Ahttps://antigo.mdr.gov.br/saneamento/proees

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics. Vol. 20*, 171–197. https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131

Turner, M. G. (2005). Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *36*(1), 319–344. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614

Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). Landscape Ecology in Theory and Practice. In *Landscape Ecology in Theory and Practice*. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4

Turner, M. G., Gardner, R. H. ., & O'Neill, R. V. . (2001). *Landscape ecology in theory and practice : pattern and process*. Springer.

UNNE. (2020). Familia Fabaceae o Leguminosae. In *Guía de Consultas Diversidad Vegetal*.

Vargas, J. A., González, Á. M., Barona, E., & Bolívar, W. (2016). Vegetation

Composition and Structure of Tropical Dry Forest Fragments and of Two Sites with Anthropic Activity in La Dorada and Victoria, Caldas. *Revista de Ciencias*, *20*.

Vila, J. (2006). Conceptos y métodos funadamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Analisi Geografica*, *48*, 151–166. http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2328164&info=resumen&idioma=ENG%5Cnhttp://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19999412

White, J. (1985). *The Population Structure of Vegetation*. https://link.springer.com/book/10.1007/978-94-009-5500-4

Wu, J. (2000). *Landscape Ecology: Pattern, Process, Scale and Hierarchy* (1st ed.). Higher Education Press.

WWF. (2022). *Living Planet Report 2022*.

Ynes V., U., Bonifacio, M., & & Mario, S. (2004). *Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia*. *39*(1), 25–43.

Zepeda, V., Golubov, J., & Mandujano, M. C. (2017). Spatial distribution, size structure and reproduction of Astrophytum ornatum (Cactaceae). *Acta Botanica Mexicana*, *2017*(119), 35–49. https://doi.org/10.21829/abm119.2017.1230

VIII. ANEXOS

Anexos 01. Tablas complementarias

Tabla 6

Resumen estadístico de datos por parches de bosque seco.

Fragmento	Nº de Individuos	DAS (cm)					Altura (m)					Edad (años)				
		Media	Mediana	Desviación estandar	Minimo	Maximo	Media	Mediana	Desviación estandar	Minimo	Maximo	Media	Mediana	Desviación estandar	Minimo	Maximo
149	15	13.4466667	12.2	3.77470276	9.8	20.6	4.22133333	4.5	1.15391796	1.8	6.1	30.0666667	27	11.335574	17	59
165	3	17.6	16.2	3.42198773	15.1	21.5	4.85666667	4.72	0.29938827	4.65	5.2	42.3333333	41	5.13160144	38	48
166	8	16.1	14.15	5.55003218	12.3	29	4.95125	4.9	0.79759348	4.1	6.7	32.5	31.5	9.59166305	18	52
170	23	13.5782609	12.3	3.41293749	8.8	20	4.02173913	3.9	0.95178613	2.12	5.9	36.173913	33	13.3438858	17	63
174	15	15.14	14.3	4.14018633	10.1	27	4.55933333	4.4	0.87911048	3.3	6.2	39.8	36	14.6735914	26	74
56	5	14.64	16.3	2.69221099	10.5	16.6	4.774	3.86	1.62913474	3.45	7.36	29.6	29	3.28633535	27	35
57	5	14.86	15.7	4.00099988	10.1	19.7	5.458	5.6	1.10676104	3.9	6.98	33.2	35	3.89871774	29	37
66	4	13.35	13.7	1.54380482	11.2	14.8	4.2875	4.45	0.61694813	3.45	4.8	26.75	26.5	2.75378527	24	30
78	19	14.431579	14	2.59444977	10.5	18.5	3.95263158	3.9	0.67061201	3	5.4	30.8947368	30	6.24406151	22	45

Anexo 02. Figuras complementarias

Figura 14

Parches de estudio en Pampay, distrito de Luricocha.

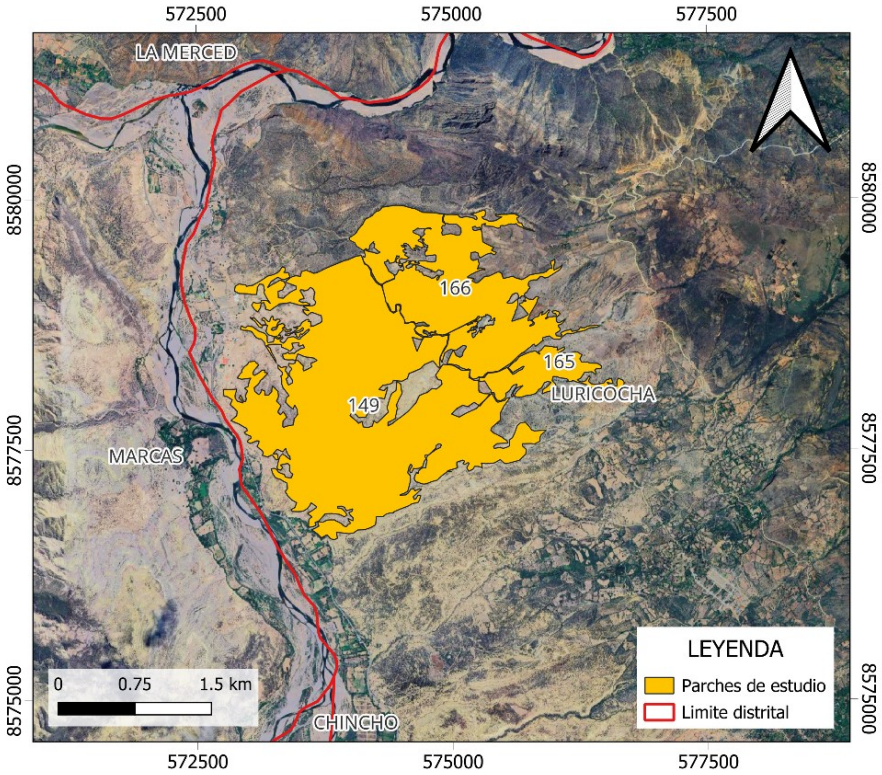


Figura 15

Parches de estudio en Cangari, Chihua, Pantacc, distrito de Luricocha.

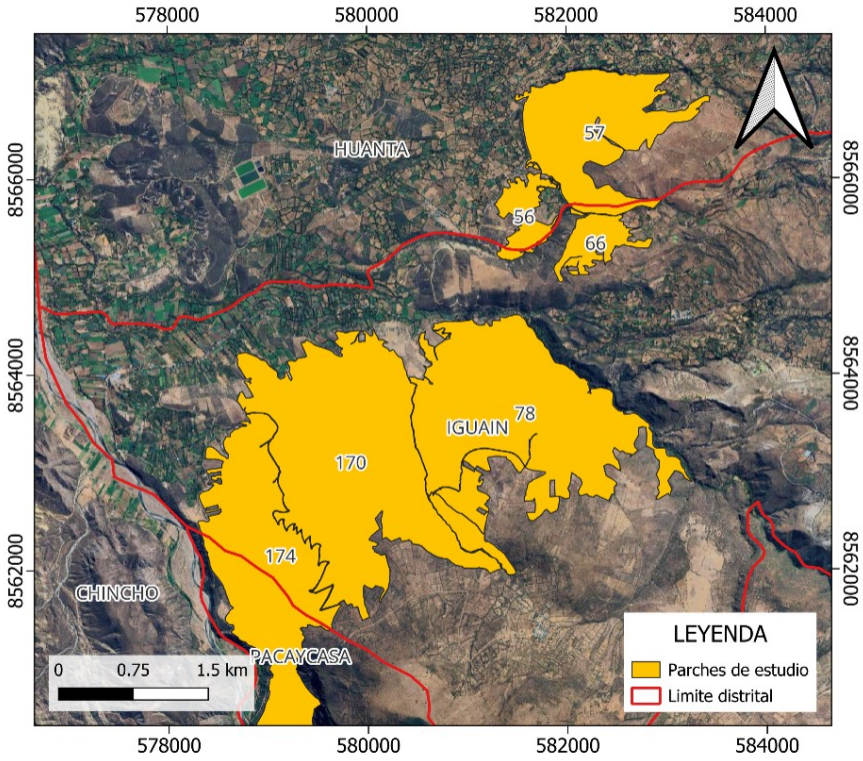
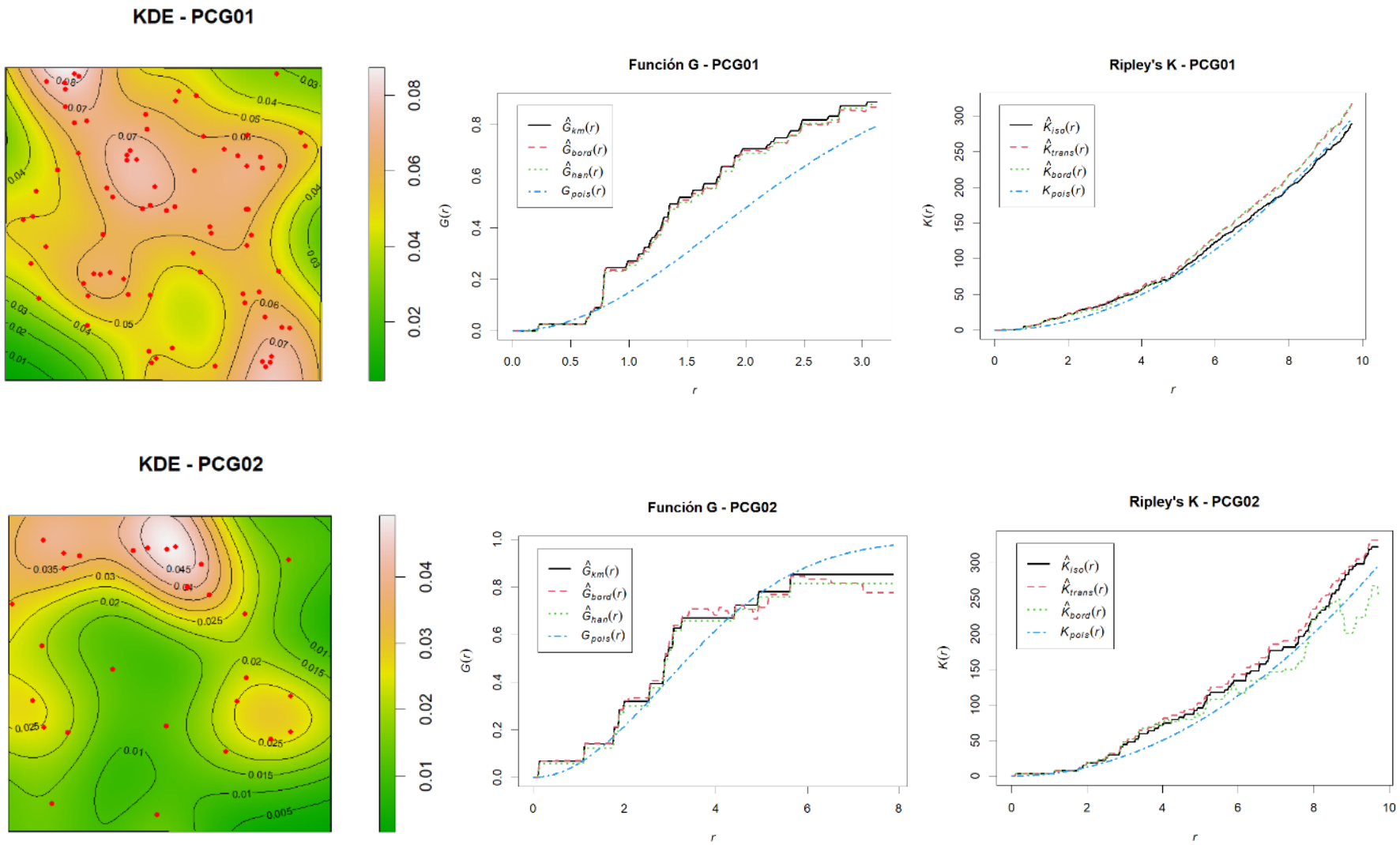
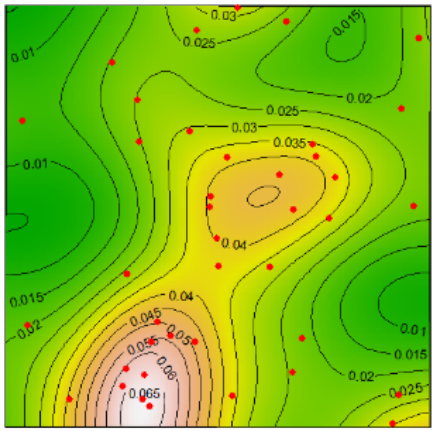


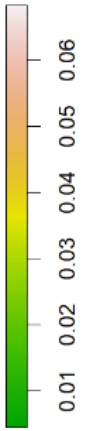
Figura 16

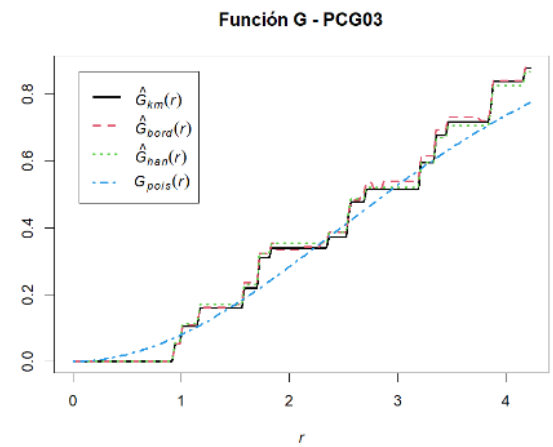
Gráfico de distribución espacial de parcelas.

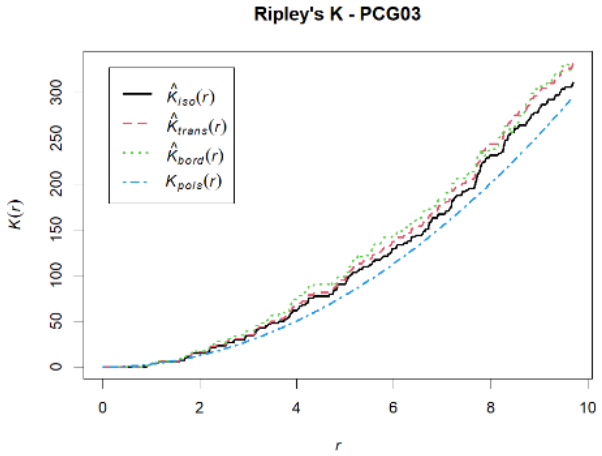


KDE - PCG03

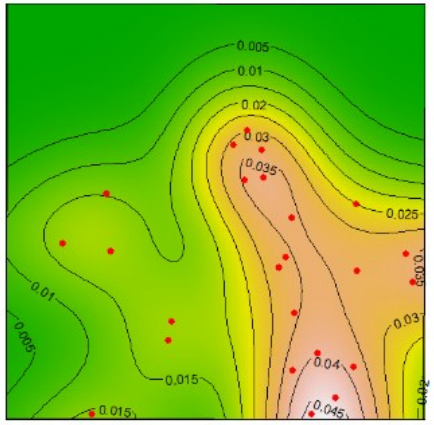


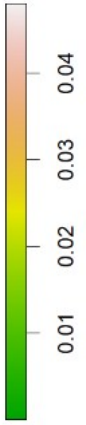


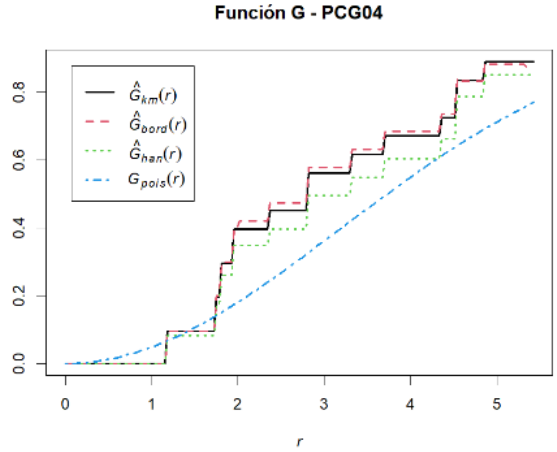


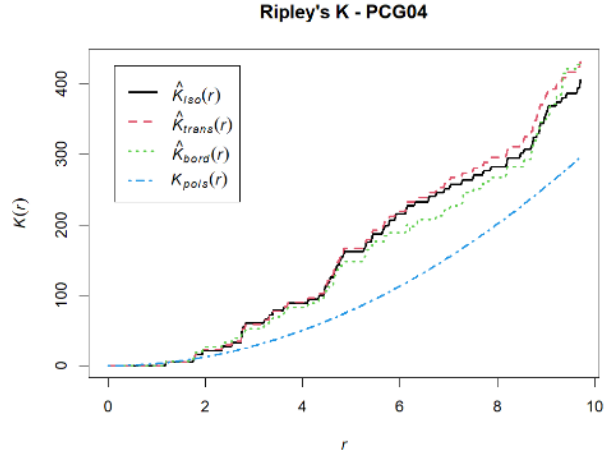


KDE - PCG04

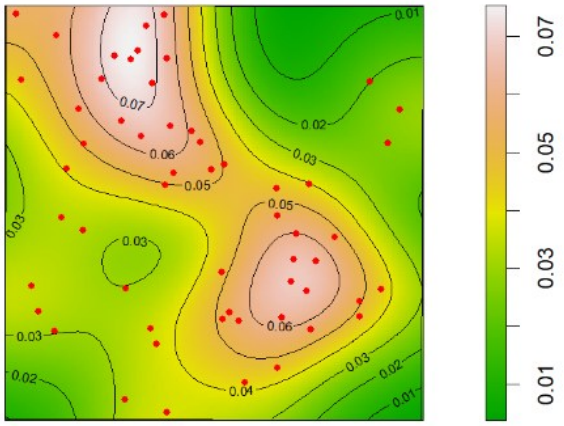




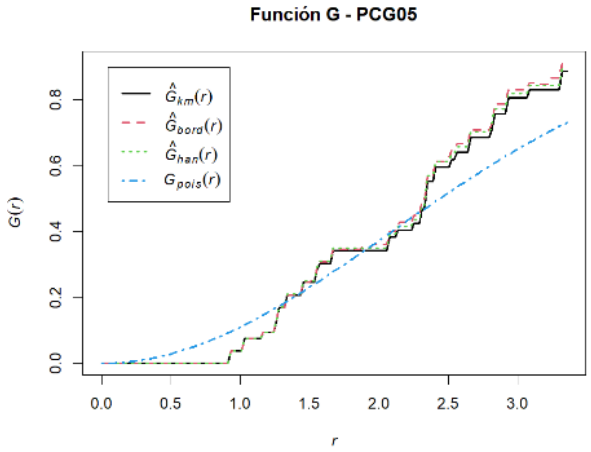




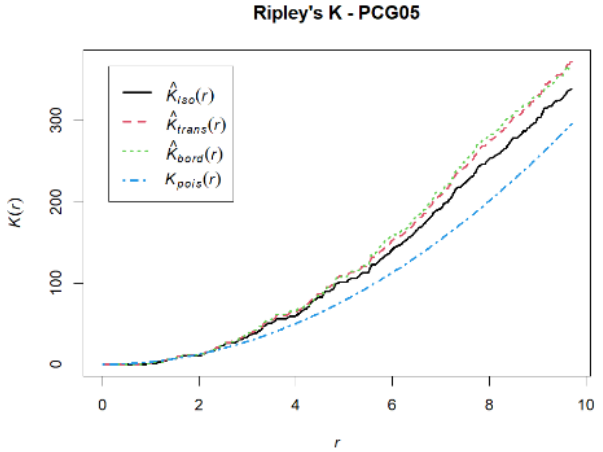
KDE - PCG05



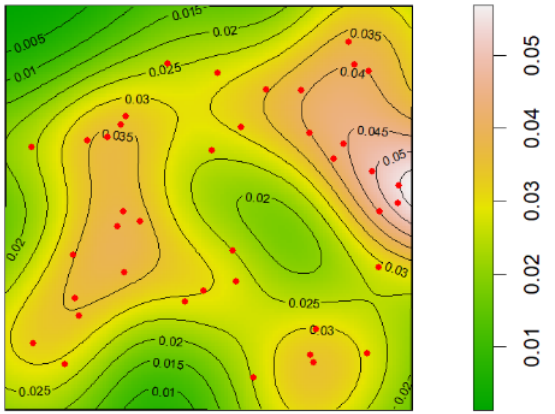
Función G - PCG05



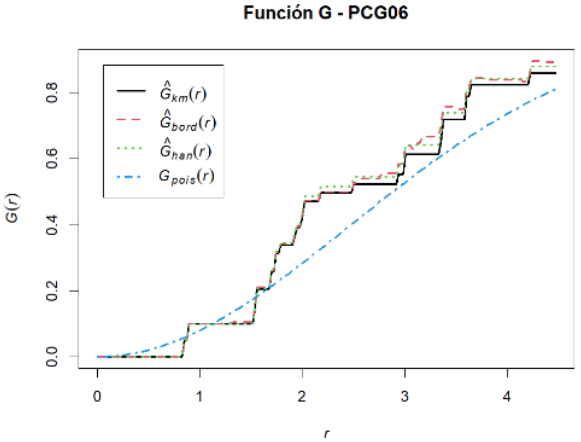
Ripley's K - PCG05



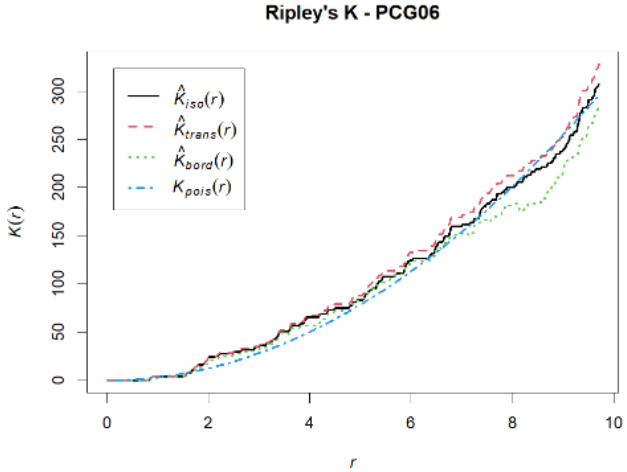
KDE - PCG06



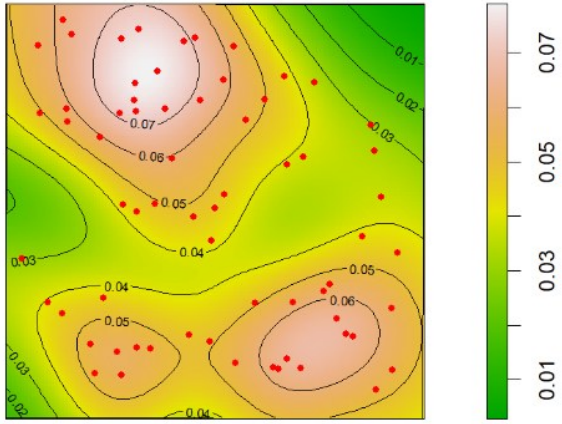
Función G - PCG06



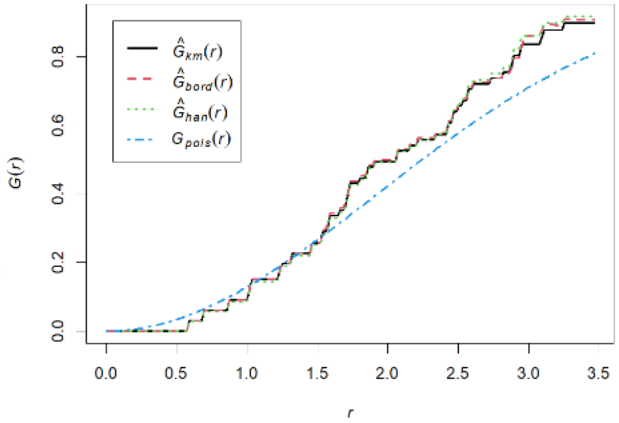
Ripley's K - PCG06



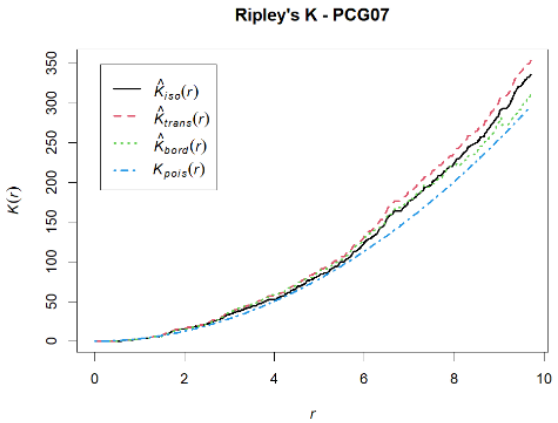
KDE - PCG07



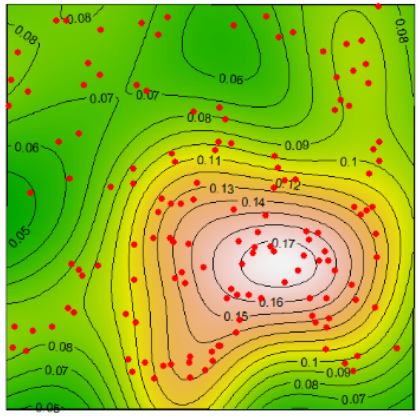
Función G - PCG07

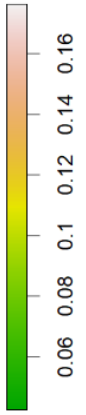


Ripley's K - PCG07

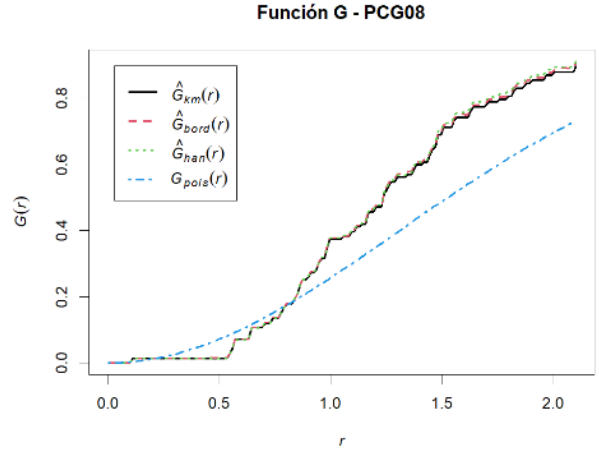


KDE - PCG08

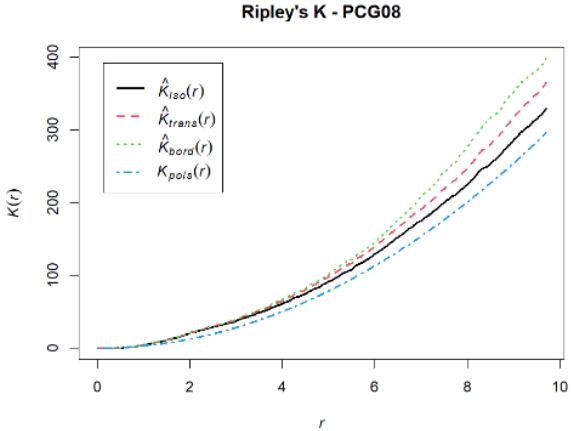




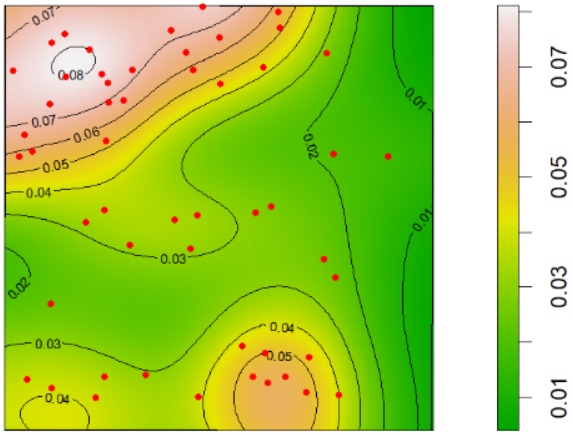
Función G - PCG08



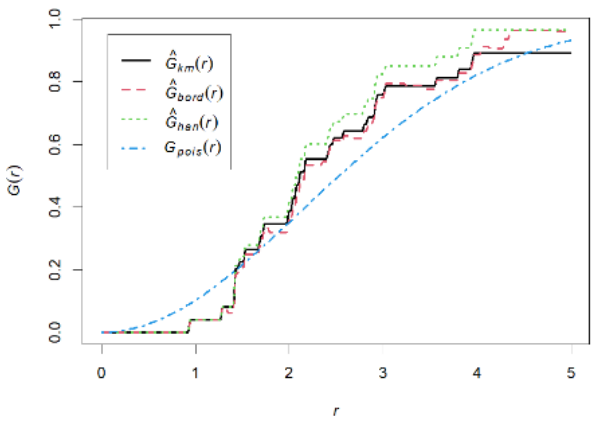
Ripley's K - PCG08



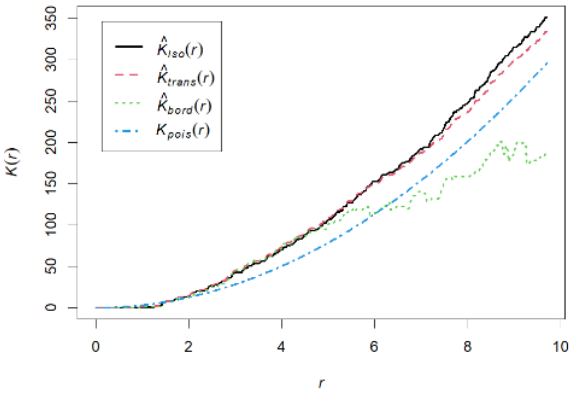
KDE - PCG09



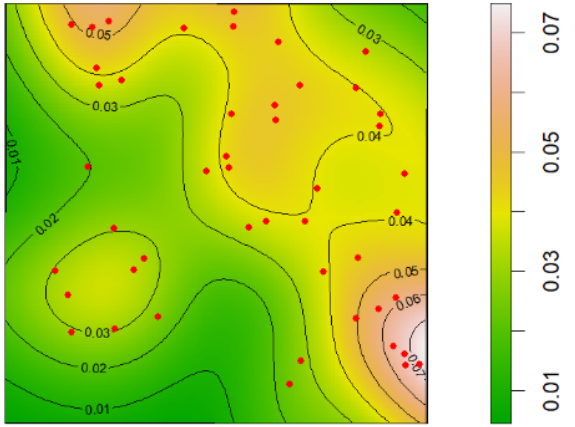
Función G - PCG09



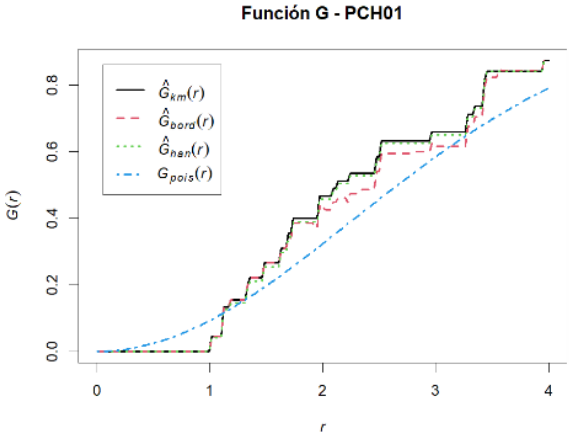
Ripley's K - PCG09



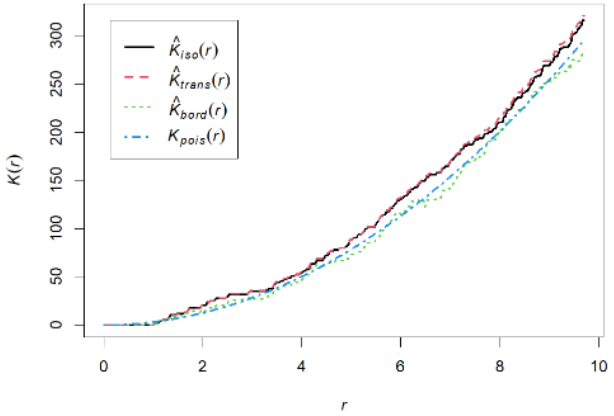
KDE - PCH01



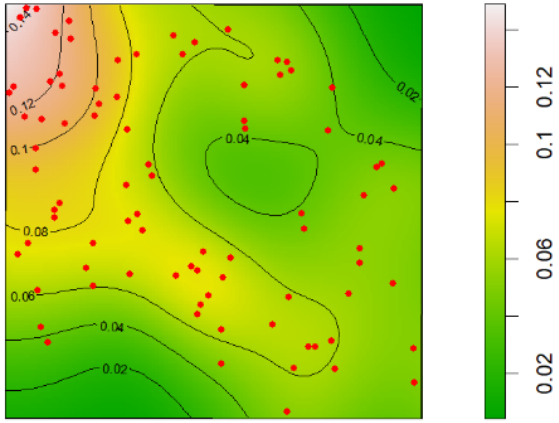
Función G - PCH01

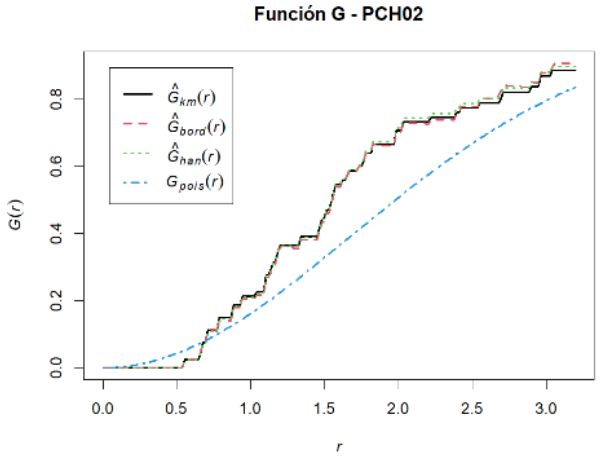


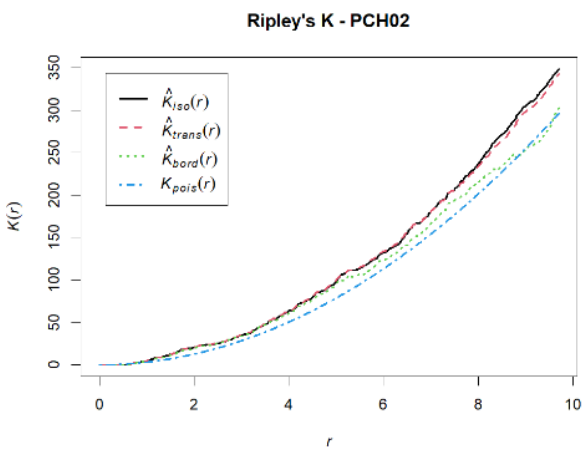
Ripley's K - PCH01



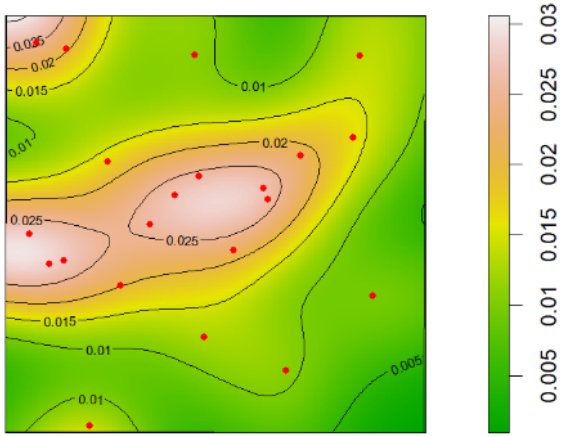
KDE - PCH02

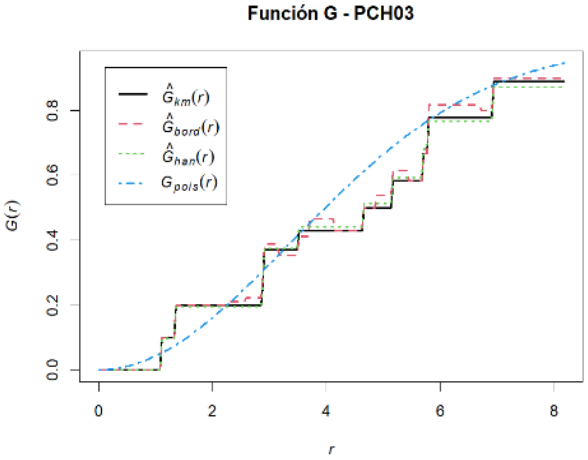


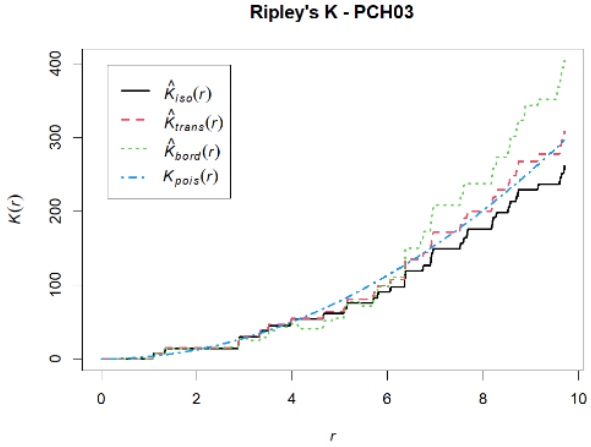




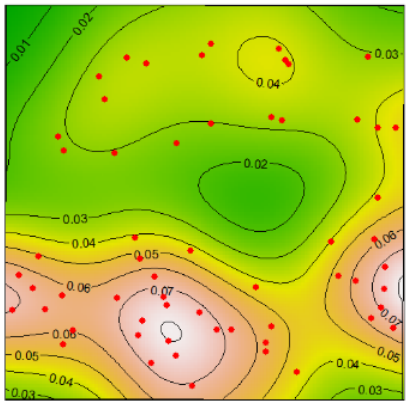
KDE - PCH03

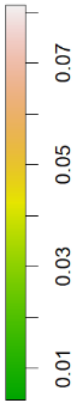




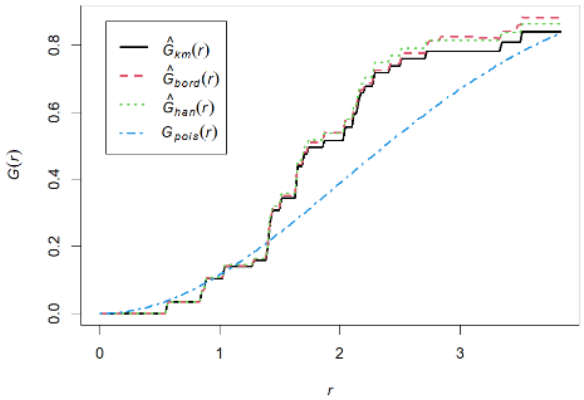


KDE - PCH04

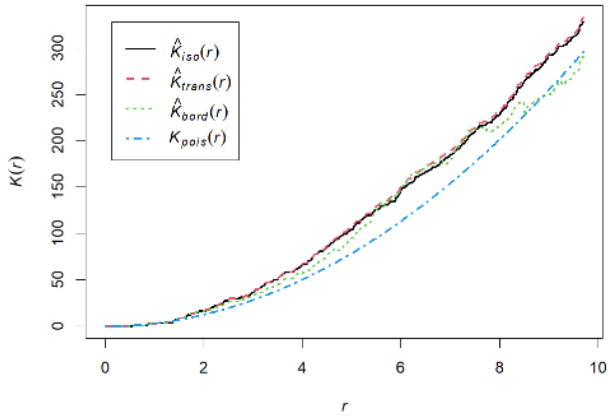




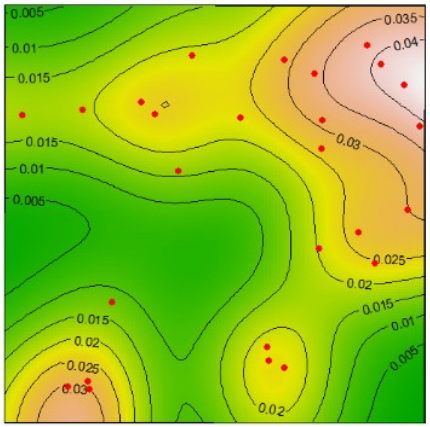
Función G - PCH04

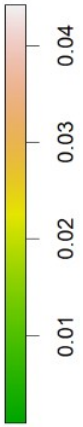


Ripley's K - PCH04

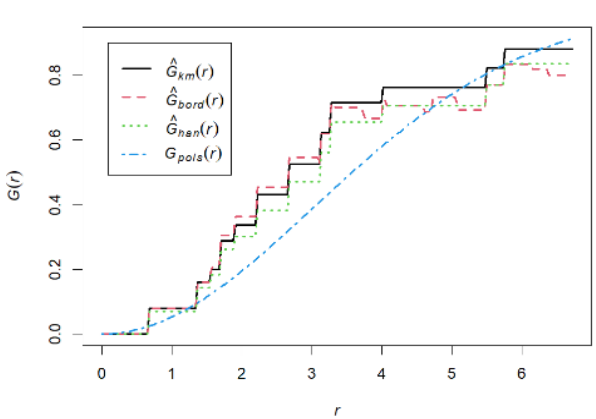


KDE - PCH05

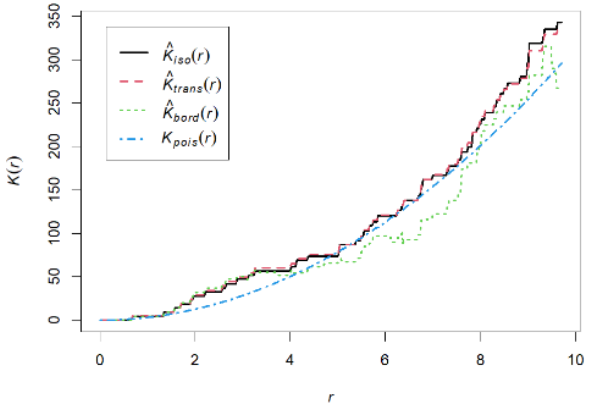




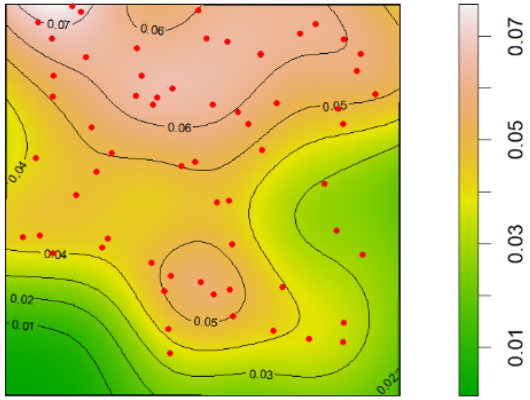
Función G - PCH05



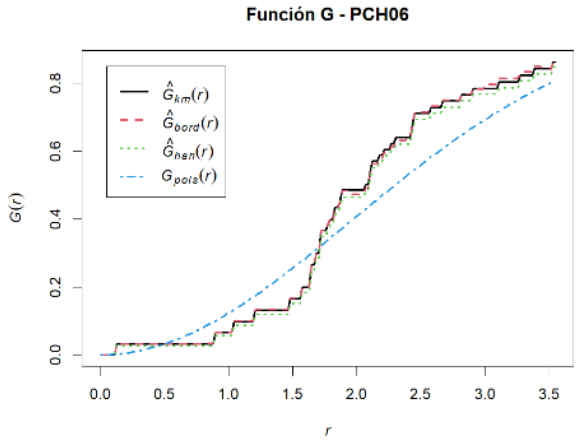
Ripley's K - PCH05



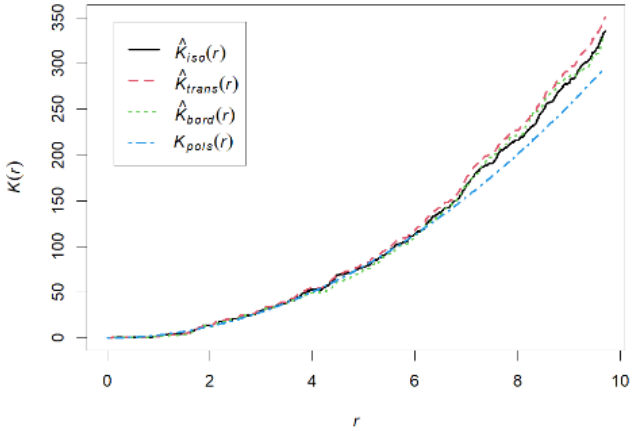
KDE - PCH06



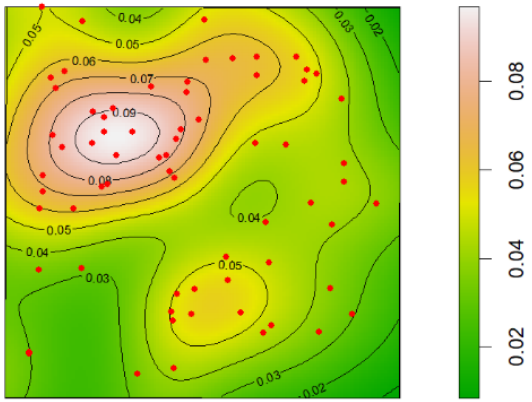
Función G - PCH06



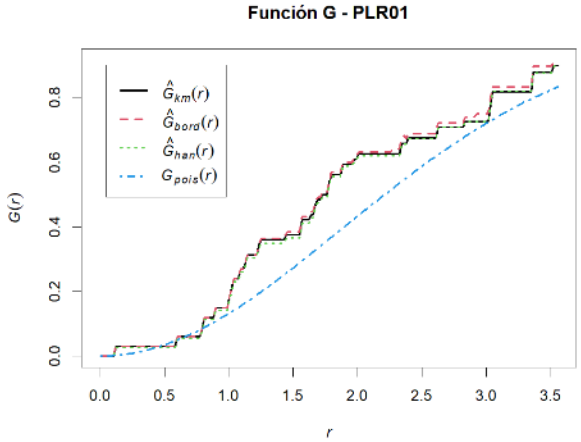
Ripley's K - PCH06



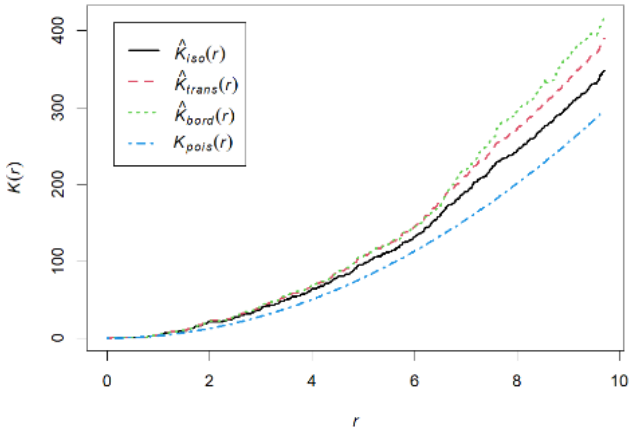
KDE - PLR01



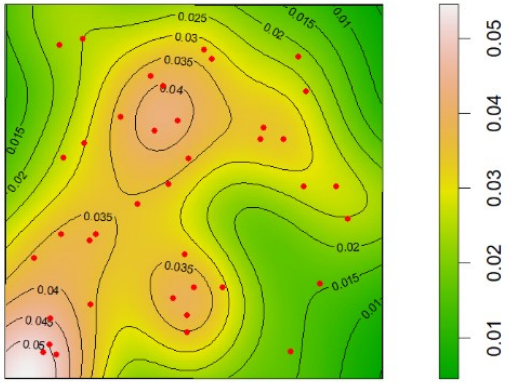
Función G - PLR01



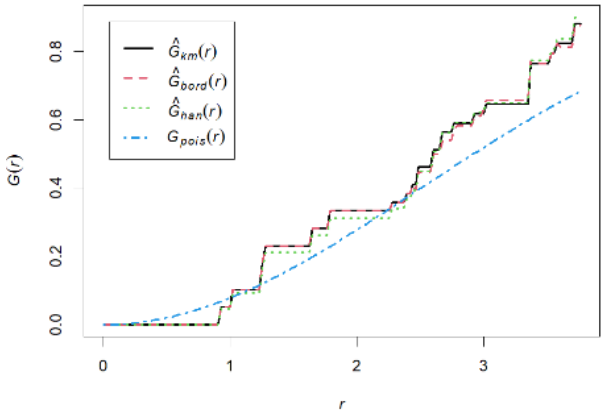
Ripley's K - PLR01



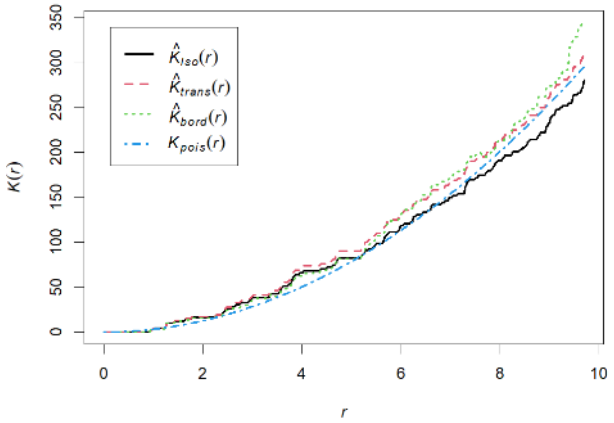
KDE - PLR02



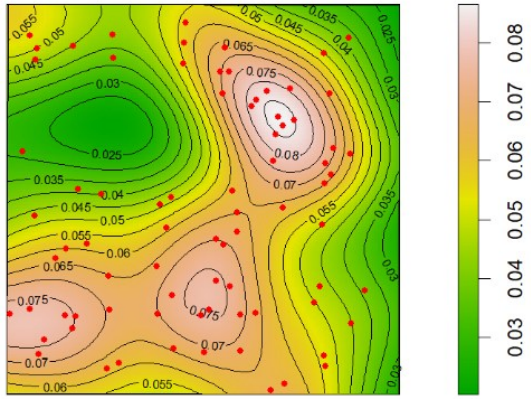
Función G - PLR02



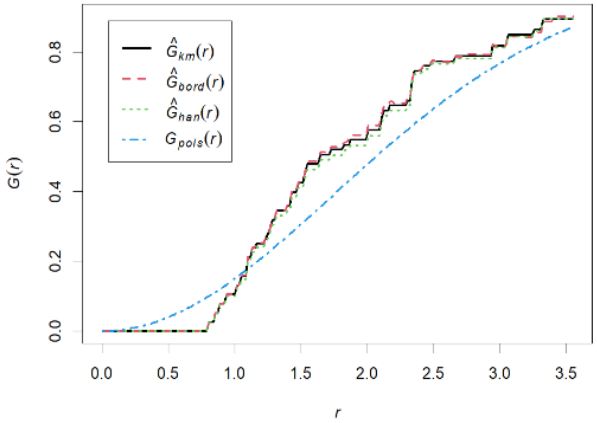
Ripley's K - PLR02



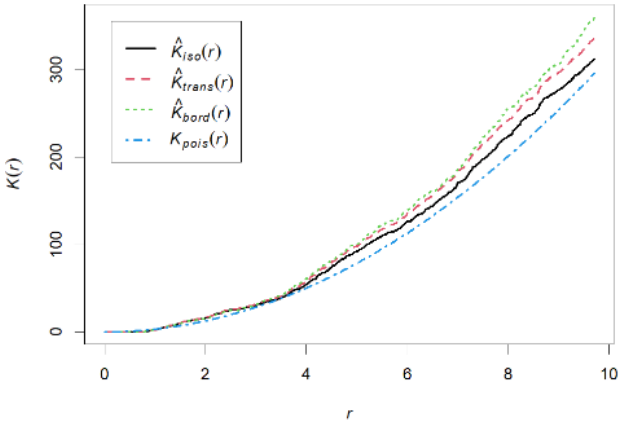
KDE - PLR03



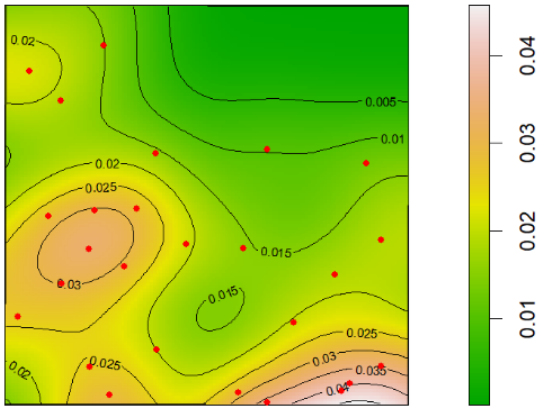
Función G - PLR03



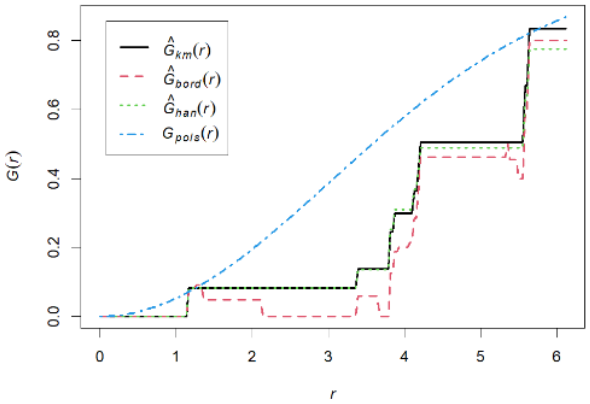
Ripley's K - PLR03



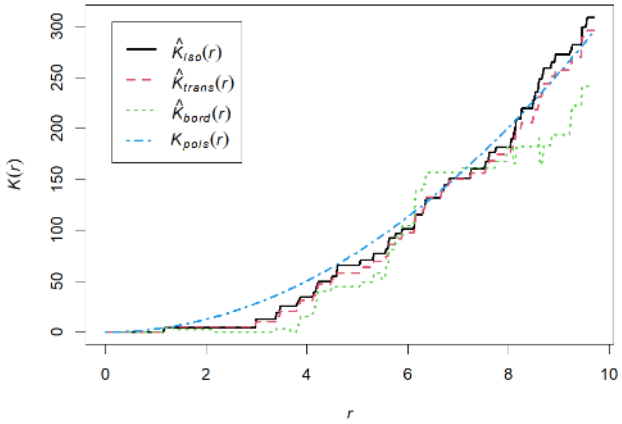
KDE - PLR04



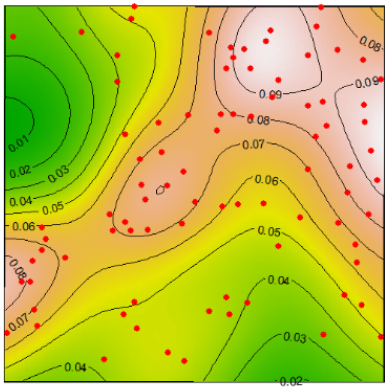
Función G - PLR04

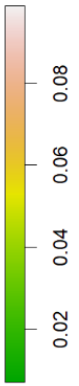


Ripley's K - PLR04

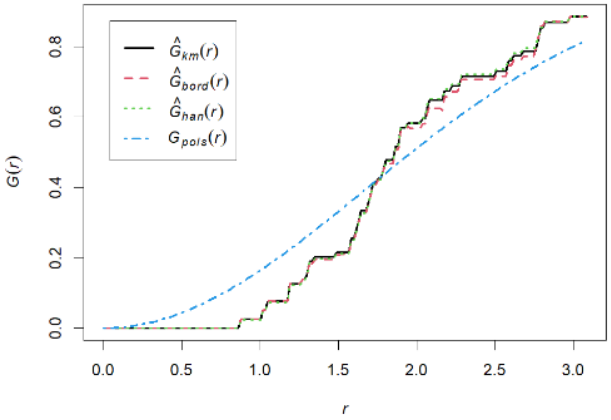


KDE - PLR05

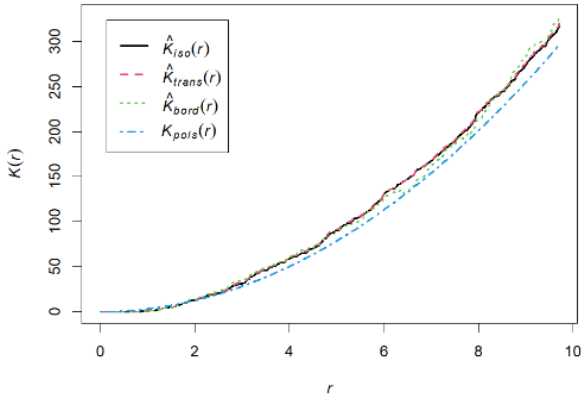




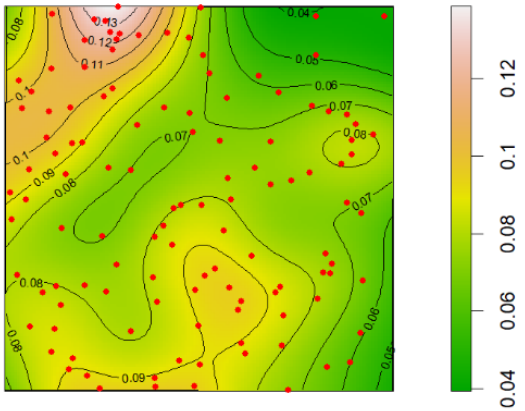
Función G - PLR05



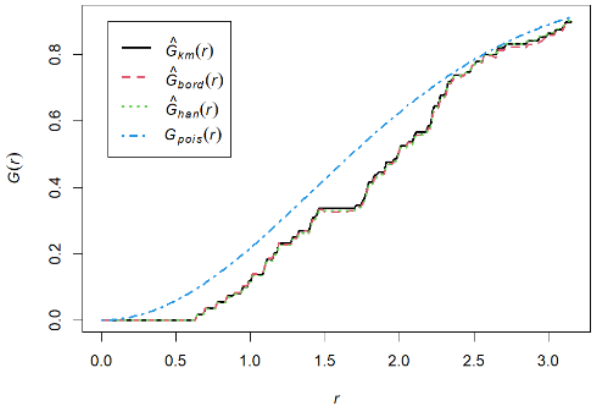
Ripley's K - PLR05



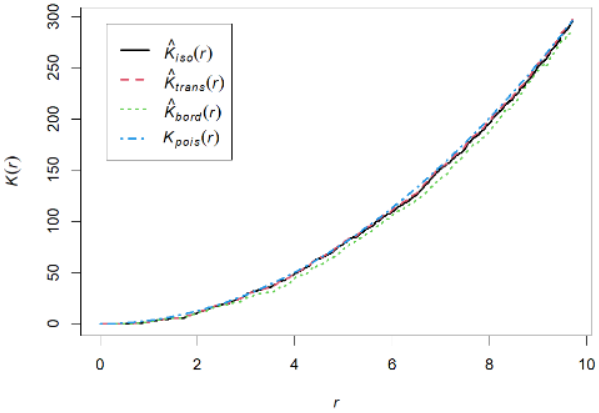
KDE - PLR06



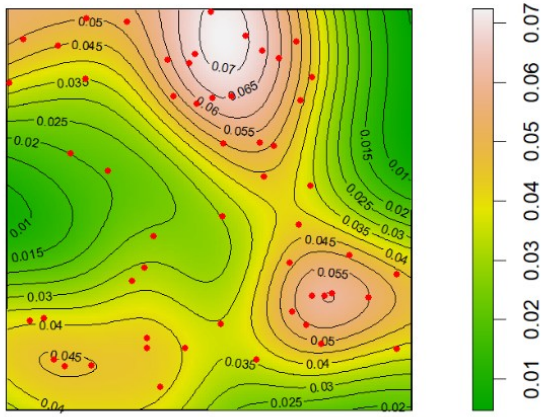
Función G - PLR06



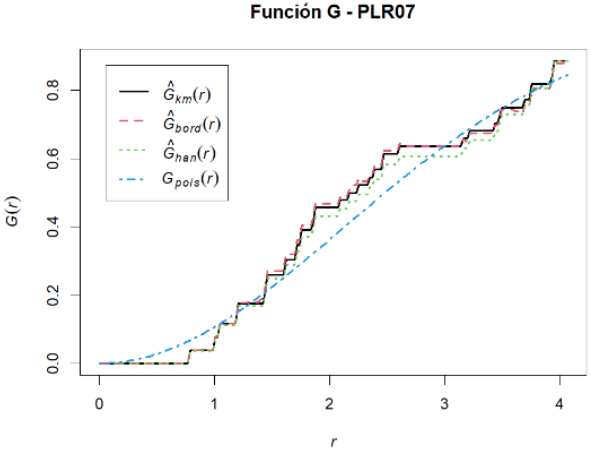
Ripley's K - PLR06



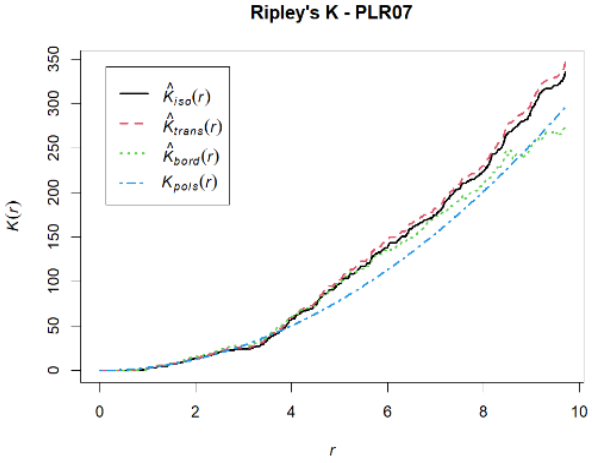
KDE - PLR07



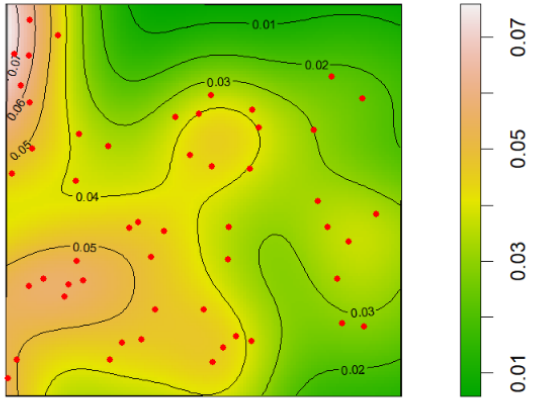
Función G - PLR07



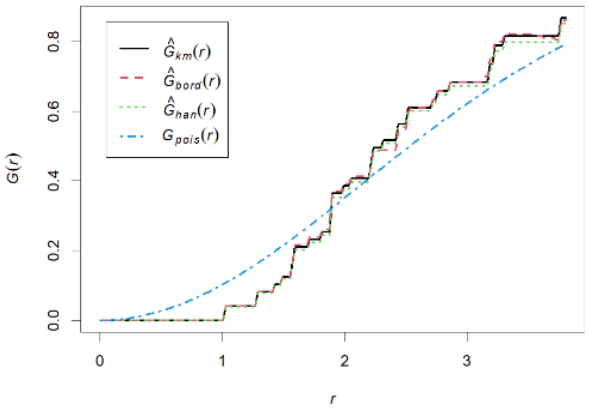
Ripley's K - PLR07



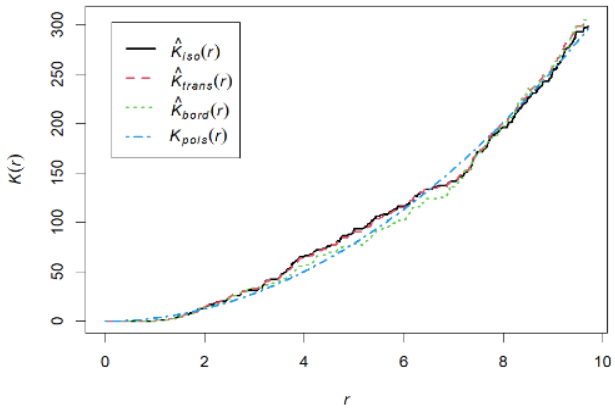
KDE - PLR08



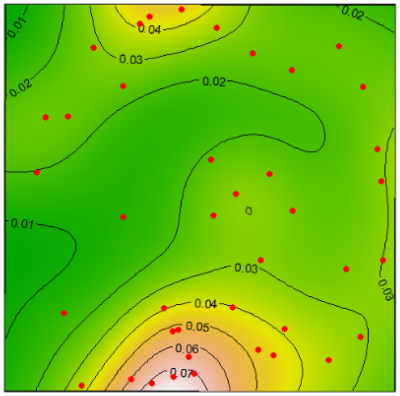
Función G - PLR08

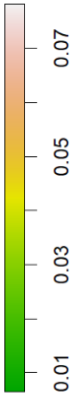


Ripley's K - PLR08

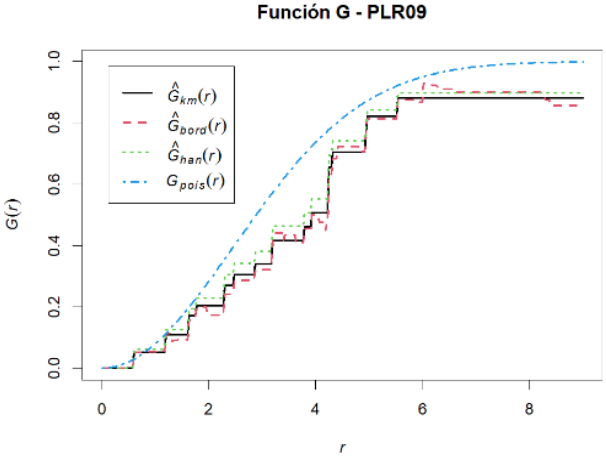


KDE - PLR09

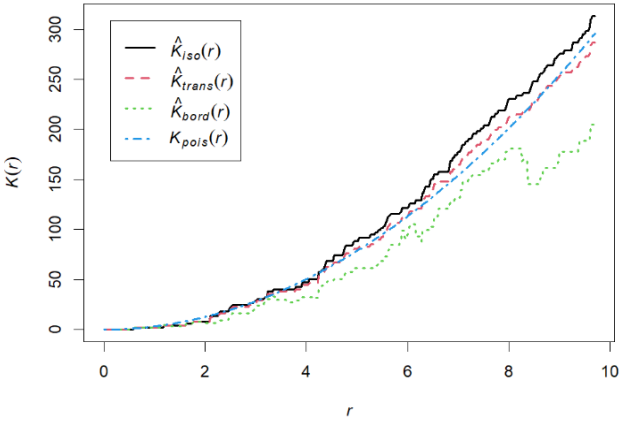




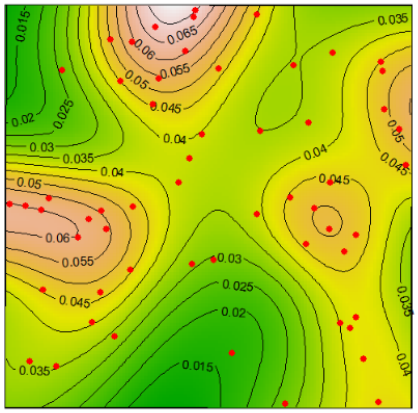
Función G - PLR09

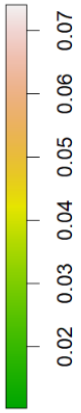


Ripley's K - PLR09

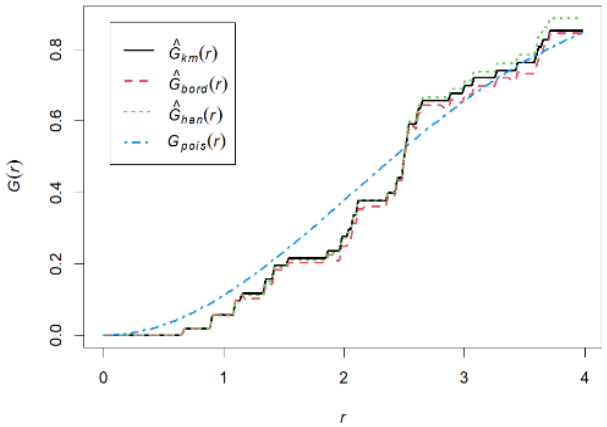


KDE - PLR10

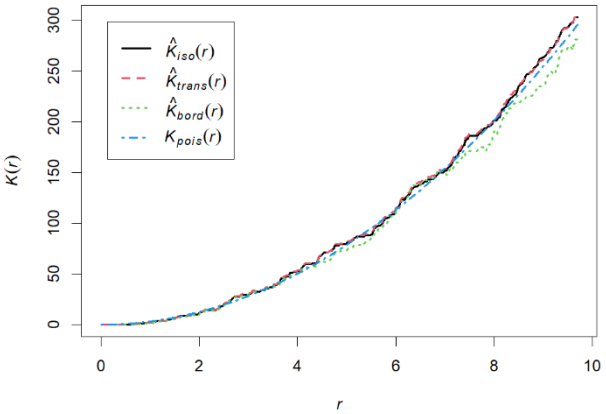




Función G - PLR10



Ripley's K - PLR10



Anexo 03. Tabla de datos de campo.

Tabla 7

Datos recolectados para el análisis de estructura poblacional.

Codigo	Lugar	Fecha	Copa_EW	Copa_NS	Altura	DAS_arbol	DAS_muestra	UTM_X	UTM_Y	Altitud	Edad	Año_cont	Año_nucleo
Pc01	Pantacc	16/04/2024	4.85	5.17	3.86	10.5	8.9	581485	8565717	2596	27	2023	1996
Pc02	Pantacc	16/04/2024	7.3	7.8	3.45	13.3	12.8	581608	8565618	2621	30	2023	1993
Pc03	Pantacc	16/04/2024	8.85	9.1	5.4	16.5	15.7	581605	8565424	2610	35	2023	1988
Pc04	Pantacc	16/04/2024	7.2	8.2	3.8	16.3	15.3	581768	8565426	2611	29	2023	1994
Pc05	Pantacc	13/01/2024	11.7	10.6	7.36	16.6	13.1	581800	8565929	2611	27	2023	1996
Pc06	Pantacc	13/01/2024	15.8	12	5.66	19.7	18.1	582084	8565762	2690	29	2023	1994
Pc07	Pantacc	13/01/2024	7.6	8	4.7	14	10.6	582113	8565424	2691	25	2023	1998
Pc08	Pantacc	13/01/2024	8.1	4.7	6.98	11.5	10.6	582428	8565929	2831	37	2023	1986
Ch02	Chihua	03/03/2024	5.8	7.95	4.52	19	9.2	580564	8563003	2713	17	2023	2006
Ch03	Chihua	03/03/2024	2.82	3.4	4.15	12	11.5	580600	8562813	2717	38	2023	1985
Ch04	Chihua	03/03/2024	6.97	6.9	4.1	17.5	12.4	580832	8562849	2751	30	2023	1993
Ch05	Chihua	03/03/2024	6.86	8.65	3.78	18	7.9	580900	8562787	2773	22	2023	2001
Ch06	Chihua	03/03/2024	5.6	6.7	3.02	17.8	8.6	580858	8562921	2739	30	2023	1993
Ch07	Chihua	03/03/2024	5.6	6.46	3.13	16.8	11.2	581214	8563251	2795	39	2023	1984
Ch08	Chihua	03/03/2024	5.9	4.7	3	14	9.6	581773	8563692	2719	45	2023	1978
Ch09	Chihua	10/03/2024	6.3	7.8	3.1	14.6	12.4	580363	8563326	2595	56	2023	1967
Ch10	Chihua	10/03/2024	4.4	3.58	2.9	10.5	10.1	580212	8563354	2675	47	2023	1976
Ch11	Chihua	10/03/2024	6.44	7.63	4.56	20	9.9	580199	8563239	2684	40	2023	1983
Ch12	Chihua	10/03/2024	4.3	4.8	3.98	12.3	9	580345	8562966	2785	25	2023	1998
Ch13	Chihua	10/03/2024	6.5	6.2	2.96	18.5	10.5	580134	8562795	2776	55	2023	1968
Ch14	Chihua	10/03/2024	4.46	5.35	3.4	14.6	9.2	580141	8563090	2707	26	2023	1997
Ch15	Chihua	10/03/2024	4.6	4.2	2.12	9.2	7.6	580282	8563055	2765	28	2023	1995
Ch16	Chihua	12/04/2024	5.1	4.55	4.12	11	9.9	580467	8563535	2648	30	2023	1993
Ch17	Chihua	12/04/2024	5.4	6.05	3.89	12.1	12.1	580265	8563509	2644	31	2023	1992
Ch18	Chihua	12/04/2024	8.7	7.8	5.63	15.5	9.3	580125	8563520	2617	22	2023	2001
Ch19	Chihua	12/04/2024	4.6	3.55	3.44	9.3	9	579978	8563620	2577	19	2023	2004
Ch20	Chihua	12/04/2024	5.1	4.5	3.75	10.5	9.9	580357	8563665	2638	27	2023	1996
Cg01	Cangari	03/04/2024	4.52	7.38	3.85	14.3	10.1	579145	8562362	2605	26	2023	1997
Cg02	Cangari	03/04/2024	9.87	5.05	5.01	27	16.9	578915	8562722	2533	74	2023	1949
Cg03	Cangari	03/04/2024	5.43	8.9	3.9	10.3	8.1	579202	8562774	2597	33	2023	1990
Cg04	Cangari	03/04/2024	5.36	4.66	5.32	14	9.9	579368	8563029	2627	43	2023	1980
Cg05	Cangari	03/04/2024	7.08	8.8	4.3	11.8	10.8	579638	8562951	2663	47	2023	1976
Cg06	Cangari	03/04/2024	3.97	3.28	3.55	8.8	8	579997	8562819	2769	20	2023	2003
Cg07	Cangari	03/04/2024	6.4	6.24	4.73	14.8	14.3	579765	8563164	2638	43	2023	1980
Cg08	Cangari	03/04/2024	9.1	7.85	5.32	19.8	12.1	579623	8563330	2583	37	2023	1986
Cg09	Cangari	03/04/2024	10.85	9.53	5.9	12.3	11.7	579398	8563723	2502	63	2023	1960
Cg10	Cangari	06/04/2024	6.05	4.73	4.2	15.3	14.3	579035	8563050	2532	73	2023	1950
Cg11	Cangari	06/04/2024	3.75	4.15	3	14.5	9.9	579199	8563303	2549	36	2023	1987
Cg12	Cangari	06/04/2024	5.1	4.9	4.43	16.5	12.1	579374	8563420	2538	58	2023	1965
Cg13	Cangari	06/04/2024	6.34	6.28	5	11.8	11.5	578981	8563400	2500	30	2023	1993
Cg14	Cangari	06/04/2024	5.9	6.4	3.6	12	12	579075	8563577	2490	29	2023	1994

Lc01	Luricocha	16/05/2024	8.2	6.56	5.1	19.7	11.4	575172	8577680	2448	32	2023	1991
Lc02	Luricocha	16/05/2024	3.92	4.7	4.1	12.4	11.8	574237	8579298	2408	32	2023	1991
Lc03	Luricocha	16/05/2024	6.6	4.9	3.56	9.9	8.6	573956	8579105	2332	17	2023	2006
Lc04	Luricocha	16/05/2024	6.6	7.1	4.75	10.8	10.9	574264	8578833	2395	27	2023	1996
Lc05	Luricocha	16/05/2024	10.8	9.9	6.7	29	13.1	574818	8579087	2502	31	2023	1992
Lc06	Luricocha	16/05/2024	5.9	5.1	4.3	10.2	9.2	574540	8577509	2446	33	2023	1990
Lc07	Luricocha	16/05/2024	5.65	6.94	4.45	14.5	10.2	574157	8579623	2418	18	2023	2005
Lc08	Luricocha	18/05/2024	9.1	9.8	4.5	10.3	10.3	573793	8578752	2324	22	2023	2001
Lc09	Luricocha	18/05/2024	7.85	8.16	4.9	17	8.6	574303	8578424	2395	25	2023	1998
Lc10	Luricocha	18/05/2024	6.9	9.4	1.8	10.9	10.9	574088	8577294	2375	18	2023	2005
Lc11	Luricocha	18/05/2024	6.4	5.72	5.4	12.5	12.1	574805	8577956	2466	42	2023	1981
Lc12	Luricocha	02/03/2024	6.24	5.86	2.26	17.8	10.5	574952	8578049	2440	59	2023	1964
Lc15	Luricocha	05/04/2024	8.05	8.9	4.65	21.5	15.1	575457	8578159	2501	48	2023	1975
Lc16	Luricocha	05/04/2024	5.9	5.8	5.1	12.8	12.2	575023	8578608	2492	52	2023	1971
Lc13	Luricocha	05/04/2024	5.88	6.91	4.72	15.1	12.5	575777	8578395	2548	38	2023	1985
Lc14	Luricocha	05/04/2024	7.3	8.02	5.2	16.2	13.7	575823	8578231	2521	41	2023	1982
Lc17	Luricocha	05/04/2024	6.74	6.85	4.36	13.8	10.9	575379	8578448	2498	30	2023	1993
Lc18	Luricocha	05/04/2024	4.65	5.55	3.65	10.4	9.8	574387	8578781	2373	22	2023	2001
Lc19	Luricocha	05/04/2024	8.4	8.95	5.1	17.6	14.1	574653	8578894	2428	36	2023	1987
Lc20	Luricocha	05/04/2024	6.28	6.4	4.8	12.3	11.2	575077	8578911	2491	27	2023	1996
Cg15	Cangari	08/04/2024	5.45	5.87	3.85	13.7	9.9	578836	8562919	2458	39	2023	1984
Cg16	Cangari	08/04/2024	6.93	7.65	4.93	15.5	12.8	578543	8562765	2423	44	2023	1979
Cg17	Cangari	08/04/2024	5.88	5.12	4.2	11.4	10.1	579352	8562627	2581	30	2023	1993
Cg18	Cangari	08/04/2024	7.25	8.4	5.6	16.1	13.9	578735	8562444	2475	37	2023	1986
Cg19	Cangari	08/04/2024	4.9	5.77	3.3	10.3	8.5	578585	8562894	2417	29	2023	1994
Cg20	Cangari	08/04/2024	9.05	9.48	6.2	18.7	15.2	579038	8562193	2607	42	2023	1981
Ch21	Chihua	15/04/2024	5.1	6.15	3.8	13.2	11.1	580606	8563187	2642	26	2023	1997
Ch22	Chihua	15/04/2024	6.33	7.05	4.5	16.3	12.6	580699	8563462	2637	34	2023	1989
Ch23	Chihua	15/04/2024	4.7	5.3	3.1	10.5	8.4	580715	8563601	2601	31	2023	1992
Ch24	Chihua	15/04/2024	7.85	8.15	5.15	18.5	14.3	580606	8563692	2547	38	2023	1985
Ch25	Chihua	15/04/2024	6.2	6.45	3.9	11.7	10.5	580944	8563452	2704	25	2023	1998
Ch26	Chihua	15/04/2024	5.78	5.92	4.2	14.6	11.9	580992	8563895	2566	27	2023	1996
Pc09	Pantacc	20/04/2024	9.1	9.3	5.6	17.3	14.2	582203	8565705	2657	36	2023	1987
Pc10	Pantacc	20/04/2024	7.6	8.05	4.8	14.8	13.3	582259	8565569	2654	28	2023	1995
Pc11	Pantacc	20/04/2024	5.84	6.26	3.9	10.1	9.4	582388	8565750	2715	29	2023	1994
Pc12	Pantacc	20/04/2024	8.2	8.9	5.15	15.7	12.9	582278	8565810	2720	35	2023	1988
Pc13	Pantacc	20/04/2024	6.47	7.18	4.2	13.4	11.7	582420	8565553	2676	30	2023	1993
Pc14	Pantacc	20/04/2024	5.25	5.67	3.45	11.2	9.6	582306	8565467	2672	24	2023	1999
Lc21	Luricocha	10/05/2024	7.6	6.8	5	16.4	13	574608	8579160	2452	34	2023	1989
Lc22	Luricocha	10/05/2024	4.9	5.45	3.2	9.8	8.3	574175	8578587	2333	23	2023	2000
Lc23	Luricocha	10/05/2024	8.55	9.35	6.1	20.6	16.5	574475	8578566	2403	46	2023	1977
Lc24	Luricocha	10/05/2024	6.78	7.15	4.6	13.7	12	574573	8578343	2401	28	2023	1995
Lc25	Luricocha	10/05/2024	5.66	6.13	4.3	12.2	11.3	574848	8578472	2419	26	2023	1997
Lc26	Luricocha	10/05/2024	7.25	8.02	4.9	15.9	13.6	573882	8578479	2323	31	2023	1992
Ch27	Chihua	22/04/2024	5.35	5.87	3.9	13.1	10.8	580954	8563760	2619	29	2023	1994
Ch28	Chihua	22/04/2024	6.95	7.4	4.6	14.9	12.1	580868	8563246	2722	32	2023	1991

Ch29	Chihua	22/04/2024	4.85	5.1	3.3	11.5	9.3	581219	8563604	2693	22	2023	2001
Ch30	Chihua	22/04/2024	8.1	8.78	5.4	16.7	13.8	581066	8563491	2721	37	2023	1986
Ch31	Chihua	22/04/2024	6.15	6.55	4.1	12.8	11	581272	8563385	2739	27	2023	1996
Ch32	Chihua	22/04/2024	5.67	6.2	3.85	13.3	10.9	581509	8563511	2669	25	2023	1998
Cg21	Cangari	12/04/2024	5.2	5.88	3.9	12.7	10.5	578857	8562277	2537	33	2023	1990
Cg22	Cangari	12/04/2024	6.88	7.3	4.7	14.6	11.8	578735	8563138	2432	36	2023	1987
Cg23	Cangari	12/04/2024	4.7	4.88	3.4	10.1	8.9	578724	8561990	2580	29	2023	1994
Cg24	Cangari	12/04/2024	9.25	9.7	5.9	18.9	15.5	578550	8562196	2511	41	2023	1982
Cg25	Cangari	12/04/2024	6.35	6.74	4.4	13.9	12.3	579021	8561976	2653	34	2023	1989
Cg26	Cangari	12/04/2024	5.98	6.33	4.15	14.2	11.6	578515	8562329	2469	30	2023	1993

Tabla 8

Datos recolectados para el análisis de distribución espacial en Cangari, Chichua y Luricocha.

Fecha	Parcela	Lugar	Latitud	Longitud	Elevacion
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994582	-74.270672	2519.48
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994583	-74.270651	2521.07
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.99459	-74.27065	2521.04
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994573	-74.27064	2521.06
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994576	-74.270635	2521.06
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.99461	-74.27065	2521.41
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994626	-74.270626	2521.84
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994635	-74.270557	2523.01
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994618	-74.270559	2522.94
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994603	-74.270525	2520.89
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994592	-74.270521	2520.9
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994597	-74.270501	2520.86
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994643	-74.270493	2521.82
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994657	-74.270469	2523.15
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994681	-74.270503	2523.5
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994664	-74.270454	2523.45
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994676	-74.270443	2523.44
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994666	-74.270428	2523.38
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994641	-74.270443	2522.1
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994638	-74.270382	2522.2
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994572	-74.27041	2520.68
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994653	-74.270377	2521.99
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994676	-74.270406	2523.25
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994678	-74.270426	2522.09
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994724	-74.270442	2523.29
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994724	-74.270444	2523.72
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994753	-74.270438	2524.55
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994794	-74.270407	2525.69
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994765	-74.270443	2524.74
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994744	-74.270485	2522.92
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994751	-74.270484	2522.88
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994795	-74.270496	2523.19
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994722	-74.270525	2521.99
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994726	-74.270535	2521.97
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994659	-74.270576	2519.47
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994664	-74.27058	2518.9
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.99467	-74.27058	2518.88
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994669	-74.270569	2518.82
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994699	-74.270548	2520.94
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.99472	-74.270553	2520.91
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994724	-74.270562	2520.89

25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994753	-74.270607	2521.26
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994711	-74.270596	2519.24
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994701	-74.270603	2519.22
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994705	-74.270683	2519.01
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994681	-74.270659	2518.44
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994662	-74.270635	2517.95
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994628	-74.27064	2519.15
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994733	-74.270687	2518.93
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994737	-74.270698	2520.32
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994786	-74.270689	2520.38
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994767	-74.270672	2520.39
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994797	-74.270617	2521.14
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994798	-74.27061	2521.13
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994796	-74.270599	2521.01
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994803	-74.270583	2521.38
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.99482	-74.270578	2520.95
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994821	-74.270553	2522.04
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994774	-74.270504	2521.09
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994819	-74.270447	2523.05
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994817	-74.270429	2523.03
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994829	-74.270445	2522.99
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994845	-74.270422	2523.4
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994857	-74.270403	2523.39
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994857	-74.270394	2523.37
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994895	-74.270425	2524.63
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994896	-74.270416	2524.59
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994889	-74.270415	2522.95
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994901	-74.270421	2523.58
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.9949	-74.270479	2523.46
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.99488	-74.270528	2522.48
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994892	-74.270546	2521.91
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994897	-74.270551	2523.29
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994884	-74.270554	2521.94
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994855	-74.270624	2520.5
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994822	-74.270624	2522.23
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994808	-74.270629	2518.86
25/05/2024	PCG01	Cangari	-12.994825	-74.27068	2518.87
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999415	-74.260726	2765.31
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999416	-74.260738	2764.68
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.9994	-74.260748	2769.1
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999359	-74.260746	2765.39
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999369	-74.260761	2764.47
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999377	-74.26078	2764.52
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999338	-74.260808	2764.21
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999326	-74.260779	2765.18
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999296	-74.260824	2762.69

29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999211	-74.260849	2760.39
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999182	-74.260829	2759.67
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999146	-74.260847	2758.05
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999154	-74.260773	2760.55
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999184	-74.260781	2760.57
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999206	-74.26076	2762.08
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999216	-74.260761	2762.56
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999256	-74.260739	2763.33
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999288	-74.260746	2764.24
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999406	-74.260739	2768.39
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999412	-74.260827	2766.14
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999432	-74.260837	2766.2
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999376	-74.260949	2763.96
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999337	-74.26097	2762.33
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999327	-74.260961	2762.15
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999386	-74.260986	2763.64
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999389	-74.261023	2764.67
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999358	-74.261026	2764.67
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999338	-74.261037	2763.18
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999302	-74.260987	2761.09
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999251	-74.261009	2761.29
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999301	-74.260872	2763.68
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999296	-74.260857	2763.77
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999254	-74.260908	2762.72
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999251	-74.260889	2761.2
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999242	-74.260891	2761.21
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999206	-74.260887	2760.97
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999133	-74.260886	2759.04
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999121	-74.260885	2758.45
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999178	-74.260981	2759.06
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999183	-74.261	2759.03
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999168	-74.261002	2757.79
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999132	-74.261024	2756.39
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999134	-74.261006	2755.76
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999129	-74.260992	2755.83
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999135	-74.260928	2759.29
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999199	-74.26085	2761.66
29/05/2024	PCH01	Chihua	-12.999268	-74.260814	2763.88
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857056	-74.31035	2427.66
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857069	-74.310313	2427.53
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857114	-74.310329	2429.74
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.85712	-74.310342	2428.53
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857129	-74.310337	2428.52
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857171	-74.31034	2429.31
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857182	-74.310331	2429.28
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.85715	-74.310303	2429.45

30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857147	-74.310285	2429.44
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857155	-74.310293	2429.47
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857168	-74.310293	2429.45
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857168	-74.310267	2428.78
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857178	-74.310304	2428.71
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857189	-74.310282	2435.97
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857215	-74.31029	2429.31
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857217	-74.310295	2428.12
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857237	-74.310321	2428.87
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857237	-74.310352	2428.78
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857222	-74.310349	2428.76
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857207	-74.310349	2428.32
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857292	-74.310352	2429.5
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.85729	-74.310313	2429.32
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857367	-74.310361	2427.39
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857366	-74.310361	2427.39
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857385	-74.310262	2429.24
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.85738	-74.310229	2429.66
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857331	-74.310213	2429.3
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857337	-74.31023	2429.27
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857329	-74.310231	2429.26
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857313	-74.310226	2429.24
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.85728	-74.310181	2429.72
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857309	-74.31021	2429.4
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857301	-74.31018	2429.38
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.85733	-74.310168	2429.48
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857348	-74.310147	2429.52
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857341	-74.31014	2429.54
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857285	-74.310142	2430.69
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857249	-74.310145	2429.86
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857308	-74.310086	2429.98
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857331	-74.310066	2429.94
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857347	-74.310096	2429.39
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857251	-74.310085	2429.77
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857232	-74.310044	2431.02
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857231	-74.310104	2430.02
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857212	-74.310074	2430.92
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857196	-74.310074	2430.9
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857138	-74.310076	2431.25
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857115	-74.310099	2431.24
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857112	-74.310108	2431.23
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857122	-74.31011	2430.3
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.8571	-74.310118	2431.51
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.8571	-74.310154	2431.25
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857117	-74.310154	2430.09
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857179	-74.310127	2429.74

30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857178	-74.310155	2430.64
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857203	-74.310233	2429.99
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857209	-74.310229	2429.99
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857191	-74.310243	2430.03
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857189	-74.310236	2430.7
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857174	-74.310227	2429.49
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857166	-74.310223	2430.68
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857157	-74.310207	2430.37
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857132	-74.310218	2429.98
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857123	-74.310217	2431.13
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857103	-74.3102	2432.15
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857102	-74.310176	2431.44
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857067	-74.310202	2430.03
30/05/2024	PLR01	Luricocha	-12.857127	-74.31025	2429.84

Anexo 04. Galería de fotos de campo.

Figura 17

Registro fotográfico del trabajo en campo



Nota: (a) Bosque con gran presencia de individos de *V. macracantha* en Pantacc – Iguaín; (b, c, y d) Medición de diametro a la altura del suelo (DAS), altura y diámetro de copa, respectivamente de individuos de *V. macracantha* en campo; (e) individuo de *V. macracantha*; (f) estructura arborea de la especie; (g) muestreo de madera utilizando barreno de pressler; (h) individuos de *V. macracantha* con ramas juveniles luego de un corte seccional transversal del tronco principal.

Anexo 05. Codigo R utilizado para análisis.

```
        #-------------------------CALCULO DE METRICAS DE PARCHE--------------------
--#
        # install.packages(c("sf", "terra", "landscapemetrics"))
        library(sf)
        library(terra)
        library(landscapemetrics)

        # Leer y transformar los fragmentos
        kml_path <- "D:/PROYECTO DE TESIS/RECURSOS/Fragmentos_bs.kml"
        fragmentos_sf <- st_read(kml_path)
        fragmentos_sf <- st_transform(fragmentos_sf, crs = 32718)  # UTM 18S
        fragmentos_sf$id <- 1:nrow(fragmentos_sf)                # Asegura ID único

        # Crear ráster y rasterizar por ID
        r_template   <-   rast(ext(fragmentos_sf),   resolution   =   30,   crs   =
st_crs(fragmentos_sf)$wkt)
        fragmentos_vect <- vect(fragmentos_sf)
        r_fragmentos  <-  rasterize(fragmentos_vect,  r_template,  field  =  "id",
background = NA)

        #Calcular métricas a nivel de parche
        # Solo se calcularán métricas para fragmentos que ocupan al menos una celda
        m_area  <- lsm_p_area(r_fragmentos)
        m_perim <- lsm_p_perim(r_fragmentos)
        m_shape <- lsm_p_shape(r_fragmentos)
        m_frac  <- lsm_p_frac(r_fragmentos)
        m_para  <- lsm_p_para(r_fragmentos)
        m_core  <- lsm_p_core(r_fragmentos)
        m_gyr   <- lsm_p_gyrate(r_fragmentos)
        m_enn   <- lsm_p_enn(r_fragmentos)

        # Renombrar columnas "value" con nombre de la métrica
        metricas_patch  <-  list(m_area,  m_perim,  m_shape,  m_frac,  m_para,  m_core,
m_gyr, m_enn)
        metricas_patch <- lapply(metricas_patch, function(df) {
          df$value <- as.numeric(df$value)
          metric <- unique(df$metric)
          names(df)[names(df) == "value"] <- metric
          return(df)
        })

        # Unir todas las métricas por ID
        metricas_parche <- Reduce(function(x, y) merge(x, y, by = c("layer", "level",
"class", "id"), all = TRUE),
                                  metricas_patch)

        #Unir métricas al objeto espacial
        fragmentos_metricas <- merge(fragmentos_sf, metricas_parche, by = "id", all.x
= TRUE)

        #Exportar a archivo shapefile y KML
        st_write(fragmentos_metricas,                "D:/PROYECTO                DE
TESIS/RECURSOS/fragmentos_metricas.shp", delete_layer = TRUE)
        st_write(fragmentos_metricas,                "D:/PROYECTO                DE
TESIS/RECURSOS/fragmentos_metricas.kml", delete_layer = TRUE)

        # Verificar fragmentos no rasterizados
        ids_raster <- na.omit(unique(values(r_fragmentos)))
        ids_original <- fragmentos_sf$id
        ids_faltantes <- setdiff(ids_original, ids_raster)

        if (length(ids_faltantes) > 0) {
          cat("Fragmentos   no   rasterizados   (posiblemente   muy   pequeños   o
inválidos):\n")
          print(ids_faltantes)
        } else {
          cat("Todos los fragmentos fueron rasterizados correctamente.\n")
        }

        cat("Script completado: métricas calculadas y exportadas.\n")
```

```
        #-------------ANALISIS DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE PUNTOS----------------#
        library(sf)
        library(dplyr)
        library(spatstat.geom)
        library(spatstat.core)
        library(spatstat.explore)

        # 1. Leer archivo CSV con puntos
        datos               <-               read.csv("D:/PROYECTO               DE
TESIS/RECURSOS/Puntos_muestra_parcela.csv", sep = ";")
        datos_sf <- st_as_sf(datos, coords = c("Longitud", "Latitud"), crs = 4326)

        # 2. Leer límites de parcelas
        parcelas <- st_read("D:/PROYECTO DE TESIS/RECURSOS/Lim_parcelas.kml")

        # 3. Transformar a UTM zona 18S (EPSG:32718)
        parcelas_utm <- st_transform(parcelas, crs = 32718)
        datos_utm <- st_transform(datos_sf, crs = 32718)

        # 4. Validar geometrías
        parcelas_utm <- st_make_valid(parcelas_utm)

        # 5. Crear carpeta de salida
        dir_out <- "D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS"
        if (!dir.exists(dir_out)) dir.create(dir_out)

        # 6. Bucle por parcela
        for (i in 1:nrow(parcelas_utm)) {
          frag <- parcelas_utm[i, ]
          frag <- st_cast(frag, "POLYGON")

          # Puntos dentro del fragmento
          pts <- datos_utm[st_within(datos_utm, frag, sparse = FALSE), ]
          if (nrow(pts) < 5) next

          # Extraer nombre de parcela
          cod_parcela <- unique(pts$Parcela)
          if (length(cod_parcela) != 1 || is.na(cod_parcela)) {
            cod_parcela <- paste0("Parcela", i)
          }
          cod_parcela <- gsub(" ", "", cod_parcela)

          cat("Procesando parcela:", cod_parcela, "con", nrow(pts), "puntos\n")

          # Crear objeto ppp
          win <- as.owin(frag)
          coords <- st_coordinates(pts)
          ppp_obj <- ppp(x = coords[,1], y = coords[,2], window = win)

          # --- Ripley's K ---
          Kres <- Kest(ppp_obj)
          tiff(file.path(dir_out, paste0("K_", cod_parcela, ".tiff")), width = 1000,
height = 800, res = 150)
          plot(Kres, main = paste("Ripley's K -", cod_parcela), lwd = 2)
          dev.off()

          # --- KDE con terrain.colors ---
          dens <- density(ppp_obj)
          tiff(file.path(dir_out,  paste0("KDE_",  cod_parcela,  ".tiff")),  width  =
1000, height = 800, res = 150)
          plot(dens, main = paste("KDE -", cod_parcela), col = terrain.colors(256),
useRaster = FALSE)
          contour(dens, add = TRUE, col = "black", lwd = 1.2)
          plot(win, add = TRUE)
          points(ppp_obj, pch = 20, col = "red")
          dev.off()

          # --- Función G ---
          Gres <- Gest(ppp_obj)
          tiff(file.path(dir_out, paste0("G_", cod_parcela, ".tiff")), width = 1000,
height = 800, res = 150)
          plot(Gres, main = paste("Función G -", cod_parcela), lwd = 2)
          dev.off()
```

```
}


#########----------PARA OBTENER UN RESUMEN DEL ANALISIS ------------------
#######


library(sf)
library(dplyr)
library(spatstat.geom)
library(spatstat.core)
library(spatstat.explore)

# 1. Leer puntos
datos               <-               read.csv("D:/PROYECTO               DE
TESIS/RECURSOS/Puntos_muestra_parcela.csv", sep = ";")
datos_sf <- st_as_sf(datos, coords = c("Longitud", "Latitud"), crs = 4326)

# 2. Leer parcelas
parcelas <- st_read("D:/PROYECTO DE TESIS/RECURSOS/Lim_parcelas.kml")
parcelas_utm <- st_transform(parcelas, crs = 32718)
datos_utm <- st_transform(datos_sf, crs = 32718)
parcelas_utm <- st_make_valid(parcelas_utm)

# 3. Inicializar lista de resultados
resumen_list <- list()

# 4. Bucle por parcela
for (i in 1:nrow(parcelas_utm)) {
  frag <- st_cast(parcelas_utm[i, ], "POLYGON")

  pts <- datos_utm[st_within(datos_utm, frag, sparse = FALSE), ]
  if (nrow(pts) < 5) next

  cod_parcela <- unique(pts$Parcela)
  if (length(cod_parcela) != 1 || is.na(cod_parcela)) {
    cod_parcela <- paste0("Parcela", i)
  }
  cod_parcela <- gsub(" ", "", cod_parcela)

  # Calcular área en m2
  area_m2 <- st_area(frag) %>% as.numeric()

  # Crear objeto ppp
  win <- as.owin(frag)
  coords <- st_coordinates(pts)
  ppp_obj <- ppp(x = coords[,1], y = coords[,2], window = win)

  # Calcular G
  Gres <- Gest(ppp_obj, correction = "rs")
  G_obs <- Gres$rs
  G_teo <- Gres$theo
  G_media_obs <- mean(G_obs, na.rm = TRUE)
  G_media_teo <- mean(G_teo, na.rm = TRUE)

  # Inferencia del patrón espacial
  tipo_distribucion <- if (G_media_obs > G_media_teo + 0.02) {
    "Agrupado"
  } else if (G_media_obs < G_media_teo - 0.02) {
    "Regular"
  } else {
    "Aleatorio"
  }

  # Guardar resultado
  resumen_list[[i]] <- data.frame(
    Parcela = cod_parcela,
    Area_m2 = round(area_m2, 2),
    Num_Individuos = nrow(pts),
    Densidad_ind_m2 = round(nrow(pts) / area_m2, 6),
    G_media_obs = round(G_media_obs, 4),
    G_media_teo = round(G_media_teo, 4),
    Distribucion_Espacial = tipo_distribucion
  )
```

```
}

# 5. Unir todos los resultados y exportar
tabla_resumen <- do.call(rbind, resumen_list)
write.csv(tabla_resumen,                    "D:/PROYECTO                    DE
TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Resumen_parcelas.csv", row.names = FALSE)




##----------------Analisis de datos estructura poblacional-----------------
-####

# Cargar paquetes necesarios
library(tidyverse)     # Manipulación y visualización de datos
library(ggplot2)       # Gráficos
library(dplyr)         # Transformaciones
library(readr)         # Lectura de datos
library(ggpubr)        # Arreglos de gráficos

# Establecer el directorio de trabajo
setwd("D:/PROYECTO DE TESIS/RECURSOS")

# Cargar la base de datos
datos <- read.csv("Dendro_analisis.csv", sep = ";", header = TRUE)

# Verificar las primeras filas
glimpse(datos)

# --- Limpieza básica si es necesario ---
# Eliminar filas con valores faltantes en variables claves
datos <- datos %>% drop_na(DAS_arbol, Altura, Edad)

# --- Crear clases diamétricas (por DAS_arbol) ---
#datos <- datos %>%
#  mutate(clase_diam = cut(DAS_arbol,
#                          breaks = seq(0, max(DAS_arbol, na.rm = TRUE) + 5,
by = 5),
#                          right = FALSE,
#                          labels = FALSE))

intervalo <- 5
min_dap <- floor(min(datos$DAS_arbol, na.rm = TRUE))
max_dap <- ceiling(max(datos$DAS_arbol, na.rm = TRUE))

# Definir cortes
cortes <- seq(min_dap, max_dap + intervalo, by = intervalo)

# Etiquetas reales como "10-15"
etiquetas <- paste(cortes[-length(cortes)], cortes[-1], sep = "-")

# Crear variable clase_diam con etiquetas reales
datos <- datos %>%
  mutate(clase_diam = cut(DAS_arbol,
                          breaks = cortes,
                          labels = etiquetas,
                          right = FALSE,
                          include.lowest = TRUE))

# --- Crear clases etarias ---
datos <- datos %>%
  mutate(clase_edad = cut(Edad,
                          breaks = seq(0, max(Edad, na.rm = TRUE) + 10, by =
10),
                          right = FALSE,
                          labels = FALSE))

# --- Ajuste de margenes
margenes <- margin(t = 10, r = 10, b = 40, l = 10)

# --- Histograma de clases diamétricas ---
g1 <- ggplot(datos, aes(x = as.factor(clase_diam))) +
  geom_bar(fill = "forestgreen", color = "black") +
```

```
          geom_text(stat = "count", aes(label = ..count..), vjust = -0.3, size = 5)
+
          scale_y_continuous(expand = expansion(mult = c(0, 0.1))) +
          labs(x = "Clases diamétricas (cm)", y = "Frecuencia", title = "Distribución
de clases diamétricas") +
          theme_minimal(base_size = 18) +
          theme(
            axis.title = element_text(size = 20),
            axis.text.x = element_text(size = 16, angle = 45, hjust = 1),
            axis.text.y = element_text(size = 16),
            plot.margin = margenes,
            panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
          )

        tiff("D:/PROYECTO  DE  TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Distribución  de  clases
diamétricas.tif", width = 2400, height = 1700, res = 300)
        print(g1)
        dev.off()

        # --- Histograma de clases de altura ---
        g2 <- ggplot(datos, aes(x = Altura)) +
          geom_histogram(bins = 10, fill = "steelblue", color = "black") +
          geom_text(stat = "bin", aes(label = ..count..), vjust = -0.3, size = 5,
bins = 10) +
          scale_y_continuous(expand = expansion(mult = c(0, 0.1))) +
          labs(x = "Altura (m)", y = "Frecuencia", title = "Distribución de alturas")
+
          theme_minimal(base_size = 18) +
          theme(
            axis.title = element_text(size = 20),
            axis.text.x = element_text(size = 16),
            axis.text.y = element_text(size = 16),
            plot.margin = margenes,
            panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
          )

        tiff("D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Distribución de alturas.tif",
width = 2400, height = 1700, res = 300)
        print(g2)
        dev.off()


        # --- Distribución de edades ---
        g3 <- ggplot(datos, aes(x = Edad)) +
          geom_histogram(bins = 10, fill = "tomato", color = "black") +
          geom_text(stat = "bin", aes(label = ..count..), vjust = -0.3, size = 5,
bins = 10) +
          scale_y_continuous(expand = expansion(mult = c(0, 0.1))) +
          labs(x = "Edad (años)", y = "Frecuencia", title = "Distribución de edades")
+
          theme_minimal(base_size = 18) +
          theme(
            axis.title = element_text(size = 20),
            axis.text.x = element_text(size = 16),
            axis.text.y = element_text(size = 16),
            plot.margin = margenes,
            panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
          )

        tiff("D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Distribución de edades.tif",
width = 2400, height = 1700, res = 300)
        print(g3)
        dev.off()

        # --- Relación entre altura y DAS ---
        g4 <- ggplot(datos, aes(x = DAS_arbol, y = Altura)) +
          geom_point(alpha = 0.6, size = 2.5, color = "black") + #darkblue
          geom_smooth(method = "lm", se = FALSE, col = "red", linewidth = 1.3) +
          labs(x = "DAS (cm)", y = "Altura (m)", title = "Relación entre DAS y
altura") +
          theme_minimal(base_size = 18) +
          theme(
            axis.title = element_text(size = 20),
            axis.text = element_text(size = 16),
            plot.margin = margenes,
```

```
            panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
          )

        tiff("D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Relación entre DAS y
altura.tif", width = 2400, height = 1700, res = 300)
        print(g4)
        dev.off()


        ##--------Analisis de datos estructura poblacional por fragmento ---------
####
        library(ggplot2)
        library(RColorBrewer)
        library(scales)

        setwd("D:/PROYECTO DE TESIS/RECURSOS")
        dir.create("D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS", showWarnings = FALSE)
        colores <- c(
          "#37a1cc", "#FFD700", "#FF8C00", "#DC143C", "#8A2BE2", "#2E8B57",
"#D2691E",
          "#20B2AA", "#FF1493", "#7FFF00", "#B22222", "#00BFFF"
        )
        n_col <- length(unique(datos_frag$ID_frag))
        if (n_col > length(colores)) {
          colores <- colorRampPalette(colores)(n_col)
        }
        names(colores) <- unique(datos_frag$ID_frag)

        margenes <- margin(t = 10, r = 10, b = 40, l = 10)

        # ------ a) Clases diamétricas (leyenda a la derecha)-----
        g1 <- ggplot(datos_frag, aes(x = clase_diam, fill = ID_frag)) +
          geom_bar(position = "dodge", color = "black") +
          geom_text(stat = "count", aes(label = ..count..), position =
position_dodge(width = 0.9),
                    vjust = -0.3, size = 5) +
          scale_fill_manual(values = colores) +
          scale_y_continuous(expand = expansion(mult = c(0, 0.1))) +
          labs(title = "Distribución de clases diamétricas por fragmento",
               x = "Clases diamétricas (cm)", y = "Frecuencia", fill = "Fragmento")
+
          theme_minimal(base_size = 18) +
          theme(
            axis.title = element_text(size = 20),
            axis.text.x = element_text(size = 16, angle = 45, hjust = 1),
            axis.text.y = element_text(size = 16),
            plot.margin = margenes,
            legend.position = "right",
            panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
          )

        tiff("D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Clases_Diametricas.tif",
width = 2400, height = 1700, res = 300)
        print(g1)
        dev.off()

        # -------- b) Altura por fragmento (sin leyenda) -----------
        g2 <- ggplot(datos_frag, aes(x = ID_frag, y = Altura, fill = ID_frag)) +
          geom_boxplot(outlier.shape = 21, color = "black") +
          scale_fill_manual(values = colores) +
          labs(title = "Altura por fragmento", x = "Fragmento", y = "Altura (m)",
fill = "Fragmento") +
          theme_minimal(base_size = 18) +
          theme(
            axis.title = element_text(size = 20),
            axis.text.x = element_text(size = 16, angle = 45, hjust = 1),
            axis.text.y = element_text(size = 16),
            plot.margin = margenes,
            legend.position = "none",
            panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
          )

        tiff("D:/PROYECTO DE TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Altura_por_Fragmento.tif",
width = 2200, height = 1700, res = 300)
        print(g2)
```

```
dev.off()

# --- c) Edad por fragmento (sin leyenda) ---
g3 <- ggplot(datos_frag, aes(x = ID_frag, y = Edad, fill = ID_frag)) +
  geom_boxplot(outlier.shape = 21, color = "black") +
  scale_fill_manual(values = colores) +
  labs(title = "Edad por fragmento", x = "Fragmento", y = "Edad (años)", fill
= "Fragmento") +
  theme_minimal(base_size = 18) +
  theme(
    axis.title = element_text(size = 20),
    axis.text.x = element_text(size = 16, angle = 45, hjust = 1),
    axis.text.y = element_text(size = 16),
    plot.margin = margenes,
    legend.position = "none",
    panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
  )

tiff("D:/PROYECTO   DE   TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Edad_por_Fragmento.tif",
width = 2200, height = 1700, res = 300)
print(g3)
dev.off()
# ------ Relación DAS vs Altura (leyenda a la derecha) ------
g4 <- ggplot(datos_frag, aes(x = DAS_arbol, y = Altura, color = ID_frag)) +
  geom_point(size = 2.5, alpha = 0.7) +
  geom_smooth(method = "lm", se = FALSE, linewidth = 1.3) +
  scale_color_manual(values = colores) +
  labs(title = "Relación entre DAS y Altura por fragmento", x = "DAS (cm)",
y = "Altura (m)", color = "Fragmento") +
  theme_minimal(base_size = 18) +
  theme(
    axis.title = element_text(size = 20),
    axis.text = element_text(size = 16),
    plot.margin = margenes,
    legend.position = "right",
    panel.grid.major.y = element_line(color = "gray80", linetype = "dashed")
  )

tiff("D:/PROYECTO   DE   TESIS/RESULTADOS_GRAFICOS/Relacion_DAS_Altura.tif",
width = 2400, height = 1700, res = 300)
print(g4)
dev.off()
```