



Artículo original / Original article

Diversidad, biomasa y cobertura arbórea de bosques nativos en el valle del Cusco

Diversity, biomass and tree cover of native forests in the Cusco valley

Yeni Chino-Sullca^{1*}; Yanina Aymachoque-Gonzalo¹; Isabel Rodríguez-Sánchez¹; Isaú Huamantupa-Chuquimaco¹; David Junior Acasi-Zereceda¹

¹Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Cusco, Perú

Recibido: 13/09/2025

Aceptado: 14/11/2025

Publicado: 30/01/2026

*Autor de correspondencia: ychino@unamad.edu.pe

Resumen: El presente estudio se realizó en 9 quebradas de Cusco y Quispicanchis, pertenecientes a la región del Cusco, teniendo como objetivo determinar la diversidad, biomasa y cobertura vegetal. Se aplicó la metodología descriptiva y cuantitativa, considerando tres parcelas (cada una de 20 x 50 m) por quebrada, con un total de 27 parcelas. Para la diversidad se aplicó los índices de alfa y beta. De acuerdo con Chave et al. (2005), para biomasa se usó la metodología indirecta (no destructiva) a través del uso de ecuaciones alométricas; en cobertura vegetal se usó imágenes satelitales LandSat 7 - LandSat 8 y ArcGIS versión 10,4,1. Al definir el área de la cobertura se aplicó la metodología del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). Se logró identificar 11 especies, siendo Escallonia resinosa la más representativa, y la biomasa total fue de: $66,18 \pm 0,23$ t en 2,7 ha. La disminución de cobertura vegetal fue de 16,92 ha.

Palabras clave: ecuaciones alométricas; Escallonia resinosa; índices de diversidad; NDVI; teledetección

Abstract: The present study was carried out in 9 streams of Cusco and Quispicanchis, belonging to the Cusco region, with the objective of determining diversity, biomass and plant cover. The descriptive and quantitative methodology was applied, considering three plots (each 20*50m) per stream, with a total of 27 plots. For diversity, the alpha and beta indices were applied. According to (Chave et al., 2005), for biomass the indirect (non-destructive) methodology was used through the use of allometric equations; "In vegetation cover, LandSat 7 - LandSat 8 and ArcGIS version 10.4.1 satellite images were used." When defining the coverage area, the normalized difference vegetation index (NDVI) methodology was applied. It was possible to identify 11 species, Escallonia resinosa being the most representative, and the total biomass was: 66.18 ± 0.23 t 2.7 ha. The decrease in vegetation cover was 16.92 ha.

Keywords: allometric equations; Escallonia resinosa; diversity indices; NDVI; remote sensing

1. Introducción

Las especies forestales nativas son de mucha relevancia en las zonas andinas, debido a que desempeñan funciones imprescindibles como la conservación de suelos, mejora las condiciones y reciclaje de nutrientes de suelo, aumenta la temperatura produciendo un pequeño clima dentro del sistema, concentra el carbono y protege las cabeceras de cuenca, también se obtienen productos maderables, por tanto, aumentan las ventajas ambientales, sociales y económicas en la localidad. Asimismo, manejo sostenible de los bosques es fundamental para la conservar la biodiversidad aunada al valor paisajístico que representa, así, la estructura de un ecosistema es un indicador idóneo para evaluar su biodiversidad (Silva-González et al., 2022). Asimismo, la fragmentación del paisaje, la pérdida de conectividad y el cambio climático constituyen amenazas importantes para la conservación de los bosques andinos del Perú (Chanove-Manrique & Cárdenas-Pillco, 2024).

La biomasa en bosques está vinculada al cambio climático global debido a que los árboles almacenan grandes cantidades de carbono ya sea en ramas y troncos, de manera general se dice que el contenido de carbono representa el 50 % de la biomasa, por tal razón la evaluación adecuada de la biomasa y carbono de un bosque es importante para entender el rol imprescindible que estos bosques desempeñan en el ciclo global de este elemento (Chave et al., 2005). En los Andes centrales del Perú, la intensificación del uso del suelo también se ha relacionado con una reducción del almacenamiento de carbono aéreo y cambios en la estructura de la vegetación (Cachay & Eckhardt, 2025).

El manto vegetal es la expresión integral de la interacción entre los factores con vida e inertes sobre un área definido. En el valle del Cusco presenta diferentes características de cobertura vegetal que van desde pajonales y césped hasta áreas cubiertas de bosques nativos”, sin embargo en las últimas décadas los forestales nativos vienen presentando cambios en la cobertura vegetal ya sea por factores de origen natural o por actividad antrópica, teniendo al humano como principal actor de los cambios de estos ecosistemas por actividades como la tala excesiva, inducción del cambio de uso del suelo, quemadas descontroladas e incendios provocados que llevan a la situación de los bosques por áreas de cultivo, vivienda, fábricas y la producción ganadera que impide la regeneración natural de los bosques nativos (Calderón-Caro et al., 2024; Chave et al., 2005).

Este estudio de investigación se centra en analizar la diversidad, biomasa y cobertura vegetal de bosques nativos en las quebradas de Cachimayo, Huancaro Huasao, Kayra, Lucre, Pillao-Matao, Saphi, Tankarpata, y Tipón en el valle del Cusco. El propósito principal es recopilar información sobre la situación actual de estos bosques, proporcionando a las autoridades herramientas informativas para abordar y resolver los diversos problemas ambientales. Además, busca facilitar la implementación de planes y programas que contribuyan a reducir y solucionar los desafíos ambientales identificados. Este trabajo también servirá como punto de partida para futuras investigaciones relacionadas con el tema.

2. Materiales y métodos

2.1. Determinación de la diversidad de especies forestales nativos y muestreo

En el presente estudio, se estimaron 9 quebradas que corresponde al valle del Cusco, siendo: Huancaro, Kayra, Cachimayo, Lucre, Pillao-Matao, Huasao, Saphi, Tipón y Tankarpata. En cuanto al muestreo del área de investigación se usó el método aleatorio, donde se localizó unidades muestrales al azar, en la cual cada unidad de población tiene igual probabilidad de formar parte de la muestra la que resulta óptimamente representativa (Chave et al., 2005).

Así mismo en cada quebrada se evaluaron 3 parcelas: en tramo alto, medio y bajo, donde cada parcela tenía una medida de 20 m x 50 m (Figura 1), esto de acuerdo al método de las parcelas modificadas de Whittaker (Briceño-Huayta, 2018). Siendo un total de 27 parcelas en 9 quebradas.



Figura 1. Instalación de parcelas de estudio.

En cuanto se instalaron las parcelas, se continuó en tomar datos que corresponden a cada individuo de forestales nativos que se encontraron dentro de la parcela, siendo datos importantes como: altura total, altura comercial y DAP (diámetro a la altura del pecho), donde antes se midió el CAP (circunferencia a la altura del pecho, siendo 1,30 m que va desde la base del tronco hasta la altura del pecho de quien está midiendo, no obstante también se tomó en cuenta las características de cada registro y su respectiva fenología.

2.1.1. Colección de muestras para su identificación

Previo a la clasificación taxonómica se colectó material vegetal para su identificación. Se tuvo que coleccionar muestras de cada especie, en seguida se marcaron y prensadas conservándose en alcohol para que no sufran deterioro.

2.1.2. Especificación de especies recaudadas

Las muestras que se colectaron fueron llevadas al secadero Fortunato L. Herrera Garmendia y se determinaron con la ayuda de especialistas de Mgt. Alfredo Tupayachi Herrera y la Dra. Johanna Toivonen, contando también con la ayuda de claves dicotómicas, consultada con bibliografía especializada y comparadas con muestras del herbario CUZ, de la escuela profesional de Biología, Facultad de Ciencias, UNSAAC. La identificación se realizó de acuerdo a lo recomendado por Silva-Coutinho et al. (2019). Seguidamente las muestras fueron dejadas en el herbario.

2.1.3. Análisis de índices de diversidad

Las muestras que se colectaron fueron llevadas al secadero Fortunato L. Herrera Garmendia y se determinaron con la ayuda de especialistas de Mgt. Alfredo Tupayachi Herrera y la Dra. Johanna Toivonen, contando también con la ayuda de claves dicotómicas, consultada con bibliografía especializada y comparadas con muestras del herbario CUZ, de la escuela profesional de Biología, Facultad de Ciencias, UNSAAC. La identificación se realizó de acuerdo a lo recomendado por Silva-Coutinho et al. (2019). Seguidamente las muestras fueron dejadas en el herbario.

2.1.3.1. Índices de diversidad alfa

2.1.3.1.1. Índice de Shannon-Wiener

Este índice toma en cuenta dos aspectos de la diversidad, la riqueza de las especies y la uniformidad de la distribución del número de individuos de cada especie. Este índice mide de 1 a 5, cuanto más se acerca a 5 o al límite superior de la diversidad es en incremento o máximo y

esto está indicado por factores climáticos y edáficos (Chave et al., 2005). Y se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$H = \sum P_i (\log_2 P_i)$$

Donde:

H : índice de Shannon-Wiener.

P_i : proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (N_i/N).

$\log_2$: logaritmo base 2.

2.1.3.1.2. Índice de Simpson

Se trata en el hecho de que, en una biocenosis muy diversa, la probabilidad de que dos organismos tomados al azar sean de la misma especie, debe ser baja, cumpliéndose el caso contrario. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Chave et al., 2005).

$$s = 1/\sum \left(\frac{n(n-1)}{N(N-1)} \right)$$

Donde:

s : índice de Simpson

n : número de individuos en la i -ésima especie.

N : número total de individuos.

2.1.3.1.3. Índice alfa Fisher

Evalúa eficazmente la diversidad en función del número de individuos y del número de especies, ya que tiene buena estabilidad y permite además la comparación entre parcelas de diferente área.

$$s = \alpha \ln(1 + (N/\alpha))$$

Donde:

s : número de especies en la muestra

N : número de individuos en la muestra

α : constante de la muestra que se considera como una medida de diversidad de la misma.

2.1.3.2. Índices de diversidad beta

2.1.3.2.1. Índice de Bray Curtis

Es uno de los más usados en la ecología cuantitativa actual, este índice toma valores de 0 a 1, mientras más próximo este al valor máximo significa que las áreas comparadas son de mayor similitud y se representa mediante la siguiente fórmula:

$$I_{B\&C} = \frac{2jN}{(aN + bN)}$$

Donde:

aN : número de individuos total de la comunidad A.

bN : número de individuos total de la comunidad B.

jN : suma total de las abundancias menores de las especies encontradas en ambas comunidades.

2.2. Estimación de la biomasa de bosques nativos**2.2.1. Metodología indirecta**

Se obtuvo mediante métodos indirectos a través de ecuaciones alométricas, ya que las estimaciones directas de biomasa tienen la desventaja de ser destructivas (Chave et al., 2005).

2.2.2. Metodología Alometría arbórea

Por medio del cual se generan ecuaciones y métodos calculados a partir de los datos recopilados en inventarios forestales o variables colectadas en campo necesarios para estimar la biomasa a partir del volumen del árbol, en función de su densidad y un factor de expansión para determinar el peso seco total (Delgado et al., 2005), donde los modelos de regresión se utilizan para convertir los datos de inventario en una estimación de la biomasa aérea (Chave et al., 2005).

2.2.3. Método Ecuaciones alométricas

Estas fórmulas se ajustan a una tendencia alométrica logarítmica, ya que esta ecuación es producto del método destructivo, en la regresión de una variable dependiente frente a una o varias variables independientes, las cuales son el diámetro D , la densidad específica de la altura y la altura H . La utilidad de estas variables para la estimación de biomasa aérea también ha sido confirmada mediante ecuaciones alométricas desarrolladas recientemente para especies forestales de los Andes tropicales (Giraldo-Salazar et al., 2025). Para el presente estudio se consideró dos modelos de ecuaciones alométricas:

2.2.3.1. Ecuación alométrica (Chave et al., 2005)

Toma en cuenta variables del DAP, altura, densidad de la madera y tipo de bosque, y en esta ecuación para bosques montanos. Modelo para estimar la biomasa:

$$< AGB >_{est} = 0,0509 * pD^2H$$

Las variables del DAP del tronco y altura fueron obtenidos mediante el muestreo en campo, y la densidad fue obtenida mediante la base de datos del Neotrópico en la Global Wood Density Database de Gómez-Díaz et al. (2011), donde determinan la densidad mediante el peso seco del tronco sobre el volumen de la muestra para varias especies por métodos destructivos.

2.2.3.2. Ecuación alométrica (Chave et al., 2014)

Surge a partir de dos variables las cuales son: (altura y el diámetro DAP, propone ecuaciones alométricas más estandarizadas, pantropicales), las variables independientes que se incluyeron fueron el diámetro del tronco y densidad de la madera, altura total del árbol.

2.2.3.3. Estimación de biomasa total (t/ha)

Se estima como la sumatoria de la biomasa aérea de todos los árboles de la parcela, y se estima mediante la siguiente fórmula:

$$AGB = 0,0673 * (p * D^2 * H)^{0,976}$$

Donde:

AGB: biomasa aérea

El valor de 0,0673 “es la constante que se ajusta de acuerdo a la tendencia logarítmica en la que se ajustan los datos de inventario”.

P: densidad específica

D: diámetro

H: altura

El valor de 0,976 es la constante que se ajusta de acuerdo a la tendencia logarítmica.

2.3. Metodología del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

Un índice de vegetación es un parámetro calculado a partir de los valores de la reflectancia a distintas longitudes de onda, y es particularmente sensible a la cubierta vegetal (Chave et al., 2005).

Los valores de NDVI están en función de la energía reflejada por las plantas en diversas partes del espectro electromagnéticos. El cálculo del NDVI implica el uso de una fórmula con dos bandas, el rojo visible (R) que es absorbida por las hojas y el infrarrojo cercano (IRC) que es reflejada, a partir de estas bandas es que se usa la siguiente fórmula:

$$NDVI: (IRC - R) / (IRC + R)$$

En primera instancia se obtuvo imágenes de cobertura de los bosques andinos mediante el sistema de teledetección, y se descargaron de la página web <https://eos.com/landviewer/>. Donde se muestra la superficie del área de estudio de diferentes años, para el presente trabajo se seleccionaron los años 2000, 2010 y 2017. En seguida estas imágenes fueron depositadas al programa ArcGIS para determinar la superficie del manto vegetal en ha de los forestales nativos a través de la metodología NDVI.

2.3.1. Puntos para el análisis de la cobertura forestal mediante el uso del (NDVI).

Presentan 8 series, de las cuales se aplicaron las series LandSat 7 y LandSat 8, estas series tienen la ventaja de contar con más bandas por lo tanto pueden ser combinadas de distintas formas para obtener buenas composiciones de color e imagen. Se aplicó la serie LandSat 7 con las bandas 3 (rojo visible) y banda 4 (infrarrojo cercano) para determinar la cobertura de los años 2000 y 2010. Y se aplicó la serie LandSat 8 con las bandas 4 (rojo visible) y 5 (infrarrojo cercano) para determinar la cobertura del 2017 (Chave et al., 2005) (Tabla 1).

Tabla 1. Tiempo de imágenes satelitales obtenidas para el área de estudio.

Año de imagen	Sensor	Bandas	Formato de imagen
2000	LandSat 7	3 y 4	GeoTIFF
2010	LandSat 7	3 y 4	GeoTIFF
2017	LandSat 8	4 y 5	GeoTIFF

Cada una de las imágenes obtenidas tienen una proyección UTM zona 19, elipsoide y Datum WGS 84 y la resolución del pixel es de 30 m.

2.3.2. Producción del mapa base

Se usó el software ArcGIS 10,4,1, luego se importaron las imágenes LandSat 7 para los años 2000, 2010 y LandSat 8 para el año 2017. A partir de estas imágenes se determinó el índice de cobertura arbórea usando la metodología del NDVI.

3. Resultados

Como se muestra en la Tabla 2, en las 9 quebradas del valle del Cusco (3119-3875 m de altitud) se identificaron 11 especies arbóreas como *Alnus acuminata*, *Buddleja coiaceae*, *Cedrela angustifolia*, *Escallonia resinosa*, *Kageneckia lanceolata*, *Polylepis incana*, *Polylepis racemosa*, *Salix humboldtiana*, *Sambucus peruviana*, *Schinus molle*, *Buddleja incana*, *Tecoma sambucifolia*; distribuidas en 10 géneros y 9 familias.

Tabla 2. Especies presentes en las nueve quebradas del valle del Cusco

Familia	Especie	Quebradas con presencia	N.º de quebradas
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	Lucre	1
Buddlejaceae	<i>Buddleja angustifolia</i>	Saphi	1
Meliaceae	<i>Cedrela angustifolia</i>	Tipón	1
Escalloniaceae	<i>Escallonia resinosa</i>	Cachimayo, Huasao, Huancaro, Kayra, Lucre, Pillao-Matao, Saphi y Tankarpata	8
Rosaceae	<i>Kageneckia lanceolata</i>	Pillao-Matao y Tipón	2
Rosaceae	<i>Polylepis incana</i>	Huasao, Lucre, Saphi y Tipón	4
Rosaceae	<i>Polylepis racemosa</i>	Cachimayo	1
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i>	Lucre	1
Adoxaceae	<i>Sambucus peruviana</i>	Huancaro, Kayra, Lucre y Tipón	4
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i>	Huancaro, Kayra, Pillao-Matao y Tipón	4
Bignoniaceae	<i>Tecoma sambucifolia</i>	Kayra	1

En la Tabla 3 se presenta el número de individuos de las especies arbóreas registradas en las nueve quebradas del valle del Cusco. La familia Rosaceae fue la más representativa, con tres especies. Tipón y Lucre presentaron la mayor riqueza, con cinco especies cada una. Asimismo, *Escallonia resinosa* fue la especie más abundante y de mayor distribución, al encontrarse presente en ocho de las nueve quebradas evaluadas.

Tabla 3. Número de individuos de especies arbóreas registrados en las nueve quebradas del valle del Cusco.

Familia	Especie	Quebradas y número de individuos	Total
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	Lucre (169)	169
Buddlejaceae	<i>Buddleja coiaceae</i>	Saphi (2)	2
Meliaceae	<i>Cedrela angustifolia</i>	Tipón (8)	8
Escalloniaceae	<i>Escallonia resinosa</i>	Cachimayo (202); Huasao (51); Huancaro (41); Kayra (381); Lucre (3); Pillao-Matao (124); Saphi (6); Tankarpata (139)	947
Rosaceae	<i>Kageneckia lanceolata</i>	Pillao-Matao (2); Tipón (6)	8
Rosaceae	<i>Polylepis incana</i>	Huasao (42); Lucre (14); Saphi (393); Tipón (17)	466
Rosaceae	<i>Polylepis racemosa</i>	Cachimayo (59)	59
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i>	Lucre (13)	13
Adoxaceae	<i>Sambucus peruviana</i>	Huancaro (22); Kayra (13); Lucre (3); Tipón (2)	40
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i>	Huancaro (3); Kayra (3); Pillao-Matao (4); Tipón (22)	32
Bignoniaceae	<i>Tecoma sambucifolia</i>	Kayra (16)	16
	Total general		1760

En las nueve quebradas se registró un total de 1760 individuos con un DAP mayor o igual a 5 cm. La quebrada de Kayra presentó el mayor número de individuos, con 413, distribuidos en cuatro especies. Asimismo, Escallonia resinosa fue la especie más abundante, con un total de 947 individuos.

3.1. Diversidad alfa

De acuerdo a los índices de diversidad, las parcelas muestran una baja diversidad de especies. El índice de Simpson indica que la parcela Lucre 02 presenta la mayor diversidad en comparación a las demás parcelas, con el índice de 0,66 con lo que se comprende que esta parcela presenta relativa dominancia de una especie y de una población, no existiendo una alta diversidad.

3.2. Diversidad beta

El índice de Bray-Curtis también muestra una gran similitud entre las parcelas de Kayra 03 (117 individuos con 1 especie: Escallonia resinosa) y Cachimayo 02 (114 individuos con 1 especie: Escallonia resinosa), presentando el valor de 1.

3.3. Mediciones dasométricas

La Tabla 4 presenta los valores promedio de las principales mediciones dasométricas de las especies arbóreas evaluadas, considerando el diámetro a la altura del pecho (DAP), la altura y la densidad de la madera.

Tabla 4. Promedio de las mediciones dasométricas para cada especie estudiada.

Familia	Especie	DAP (cm)	Altura (cm)	Densidad (g/cm ³)
Betulaceae	Alnus acuminata	23,34	10,77	0,38
Buddlejaceae	Buddleja coiaceae	10,36	6	0,52
Meliaceae	Cedrela angustifolia	32,04	7,32	0,36
Escalloniaceae	Escallonia resinosa	9,96	4,12	0,67
Rosaceae	Kageneckia lanceolata	5,36	4,39	0,75
Rosaceae	Polylepis incana	9,01	3,97	0,75
Rosaceae	Polylepis racemosa	10,78	3,51	0,75
Salicaceae	Salix humboldtiana	14,17	7,83	0,39
Adoxaceae	Sambucus peruviana	9,48	5,48	0,42
Anacardiaceae	Schinus molle	11,3	3,89	0,52
Bignoniaceae	Tecoma sambucifolia	6,42	4,25	0,46

Tabla 5. Biomasa evaluada para las 9 quebradas.

Nº	Quebradas	Nº Ind.	Chave 2005 (Kg/0,3 ha)	Chave 2005 (t/0,3 ha)	ES	Chave 2014 (Kg/0,3 ha)	Chave 2014 (tn/0,3 ha)	ES
1	CACHIMAYO	261	5497,1	5,49	0,35	6182,82	6,18	0,37
2	HUANCARO	66	4067,88	4,06	0,89	4475,92	4,47	0,93
3	HUASAO	93	944,47	0,94	0,67	1070,03	1,07	0,7
4	KAYRA	413	11048,84	11,04	0,35	12313,46	12,31	0,36
5	LUCRE	202	32041,1	32,04	1,04	34331,14	34,31	1,07
6	PILLAO-MATAO	130	837,31	0,83	0,12	980,3	0,98	0,21
7	SAPHI	401	7217,15	7,21	0,27	8161,62	8,16	0,28
8	TANKARPATA	139	2604,56	2,6	0,44	2946,66	2,94	0,46
9	TIPÓN	55	1924,63	1,92	1,22	2112,97	2,11	1,26
	TOTAL	1760	66183,04	66,18	0,23	72574,92	72,57	0,23

En la tabla 5, se muestra la cantidad de biomasa expresado en kg y t, presente en cada quebrada representado por 0,3 ha de área, donde cada quebrada presenta 3 parcelas de 0,1 ha cada uno, haciendo un total de 2,7 ha para toda el área de estudio. De acuerdo a los estudios la quebrada de Lucre presenta los valores más altos de biomasa con $32,04 \pm 0,3 \text{ ha} \pm 1,04$ Chave et al., (2005), y $34,33 \pm 0,3 \text{ ha} \pm 1,07$, esto se debió a que en la parcela Lucre 01 se observó una gran cantidad de individuos de la especie *Alnus acuminata* con valores altos de diámetro y altura. Sin embargo, la quebrada de Huasao presentó los valores menores de biomasa con $0,94 \pm 0,067 \pm 0,3 \text{ ha}$ Chave et al. (2005) y $1,07 \pm 0,7 \pm 0,3 \text{ ha}$.

3.4. Cobertura vegetal de bosques nativos

En la Tabla 6, Se aprecia el área de cobertura de forestales andinos para los años 2000, 2010 y 2017, donde para el año 2000 muestra 51,66 ha, para el 2010 muestra 40,86 ha y para el 2017 muestra 34,74 ha de cobertura arbórea de bosques nativos.

Tabla 06. Área de cobertura vegetal de bosques nativos del valle del Cusco.

Años	Área (ha)
2000	51,66
2010	40,86
2017	34,74

La Tabla 7, señala una disminución de cobertura vegetal (en hectáreas y porcentaje) de los forestales andinos del área de estudio, del 2000 al 2010 la pérdida fue de 10,8 ha que equivale a 20,91 %, del 2010 al 2017 hubo una pérdida de 6,12 ha que equivale a 14,98 % y del 2000 al 2017 la pérdida fue de 16,92 ha que equivale 32,75 % de cobertura vegetal de bosques andinos del valle del Cusco.

Tabla 7. Disminución de cobertura arbórea en hectáreas y en porcentaje del valle del Cusco.

Años	Pérdida de cobertura (ha)	Porcentaje de pérdida (%)
2000-2010	10,8	20,91
2010-2017	6,12	14,98
2000-2017	16,92	32,75

3.5. Discusión

Tupayachi (2005) estudió los arboretos naturales alto andinos en el valle sagrado, donde indica que las especies de árboles nativos más comunes son *Alnus acuminata*, *Escallonia resinosa*, *Schinus molle*, *Buddleja incana*, *Tecoma sambucifolia* y *Sambucus peruviana*. En el presente trabajo de investigación, en la quebrada de Tankarpata se registró solo a la especie *Escallonia resinosa* con 139 individuos. La variabilidad en la composición y estructura de estos ecosistemas también ha sido observada en bosques montanos del centro del Perú, donde se han registrado diferencias importantes en la dinámica de mortalidad, reclutamiento y densidad de las poblaciones arbóreas (Giacomotti et al., 2024).

El índice de Fisher menciona a la parcela Lucre 02 como la más diversa con un valor de 1,45, la cual está representada por 3 especies con 10 individuos, sin embargo este valor es más bajo al valor que muestra Mostajo et al. (2015), quienes evaluaron la diversidad de forestales nativos en 4 quebradas del valle del Cusco, siendo Cachimayo, Tankarpata, Saphi y Huancaro, mostrando que la parcela salineras 02-Cachimayo, fue mostrada como la parcela más diversa con un valor de 2,6, definida por 6 especies y 23 individuos. Estudios recientes en los Andes peruanos muestran además que la diversidad arbórea puede variar significativamente a lo largo del gradiente altitudinal, influyendo la altitud en la riqueza y el recambio de especies (Coronel-Castro et al., 2026).

De acuerdo al análisis de Bray-Curtis, muestra que entre las 27 parcelas existe una gran similitud y como no también. Las parcelas Cachimayo 02 y Kayra 03 son las más parecidas con el máximo índice de 1. En cambio, Mostajo et al. (2015), muestra que entre sus 8 parcelas existe similitud, donde las parcelas Huancaro 02 y Saphi 01 son las más parecidas con un índice de 0,86 y la de menor similitud son Saphi 02 con Salineras 01 con un valor de 0,34.

Cabe mencionar que la especie *Escallonia resinosa* muestra la altura promedio de 4,12 m y 9,97 cm de DAP, sin embargo, estos valores son menores a las mediciones dasométricas que señalan Carrillo & Mora (2004) para la zona de Colcha-Paruro, mostrando la altura promedio de 7,19 m y el DAP promedio de 38,35 cm.

Las quebradas Lucre, Kayra y Saphi presentaron los valores más altos de biomasa. La biomasa total fue de $66,18 \pm 0,23$ t 0,3 ha (Chave et al., 2005) y $72,57 \pm 0,23$ t 0,3 ha (Chave et al., 2014) y la biomasa promedio cuantificada fue de 24,51 t ha (Chave et al., 2005) y 26,88 t ha (Chave et al., 2014). En cambio, Velásquez et al. (2011), estimaron la biomasa aérea en los bosques andinos de Colombia donde el valor de la biomasa promedio fue de $243,44 \pm 9,82$ t ha. Por otro lado, Cécile et al. (2013), evaluaron la biomasa aérea a distintas elevaciones en los forestales andinos del Perú, Bolivia y Ecuador, para los andes peruanos determinaron la biomasa promedio de 129,88 mg ha a una elevación de 3 025 m de altitud.

En cuanto a la cobertura vegetal, hubo una pérdida de 10,8 ha equivalente a 20,91 % entre los años 2000 al 2010, 6,12 ha equivalente a 14,98 % entre los años 2010 al 2017, y de 16,92 ha equivalente a 32,75 % de cobertura forestal entre los años 2000 al 2017. Sin embargo, Acasi (2011), estimó las variaciones ocurridas en la vegetación en el valle del Cusco, a través de la comparación de imágenes satelitales LandSat 5 TM de 1993 y LandSat 7 ETM+ del 2004. Con una extensión total de 24 ha para ambos años, donde no hubo cambios significativos, siendo un 0 % de variación equivalente a 0 ha, debido a que Acasi estudió todo el valle, pero solo áreas visibles en la imagen, es decir áreas grandes de bosques nativos andinos del valle del Cusco los que fueron Huacoto, Tankarpatá y Lucre.

En la presente investigación se obtuvo una pérdida de 0,995 ha/año; Quispe (2016), obtuvo una pérdida de cobertura arbórea de bosques nativos de 1,77 ha/año. A escala de los Andes tropicales, el análisis de series temporales Landsat también ha evidenciado que una proporción importante de las áreas con potencial de recuperación forestal presenta procesos de recuperación interrumpidos o detenidos, lo que refuerza la necesidad de acciones de restauración (Christmann et al., 2023).

4. Conclusiones

En las 9 quebradas del valle del Cusco, se ha llevado a cabo un exhaustivo análisis de la diversidad, biomasa y cobertura vegetal de los bosques nativos. La identificación de once especies forestales nativas, entre las que destacan *Alnus acuminata*, *Buddleja coriacea*, *Cedrela angustifolia*, *Escallonia resinosa*, *Kageneckia lanceolata*, *Polylepis incana*, *Polylepis racemosa*, *Salix humboldtiana*, *Sambucus peruviana*, *Schinus molle* y *Tecoma sambucifolia*, proporciona un panorama detallado de la riqueza biológica en la región.

Es notable que *Escallonia resinosa* destaque como la especie más representativa, atribuido a su amplia distribución y adaptación al entorno de las zonas altoandinas. Sin embargo, los índices de diversidad revelan una baja variedad de especies forestales en estas quebradas andinas.

En cuanto a la biomasa total de los bosques nativos, los resultados obtenidos muestran coherencia con los estudios de Chave et al., (2005) y Chave et al. (2014). Los modelos alométricos aplicados indican que no existen diferencias significativas entre los valores cuantificados, proporcionando una base sólida para la evaluación de la biomasa forestal en el área de estudio.

No obstante, es preocupante observar una significativa disminución del manto vegetal a lo largo del tiempo. Entre los años 2000 y 2010, se evidenció una pérdida de 10,8 hectáreas, equivalente al 20,91 %, y de 2010 a 2017, se registró una pérdida adicional de 6,12 hectáreas, representando el 14,98 %. En conjunto, la disminución total del manto vegetal arbóreo entre 2000 y 2017 fue de

16,92 hectáreas, equivalente al 32,75 %. Esta reducción se atribuye a diversos factores, como la tala indiscriminada y el mal manejo de suelos. Como resultado, los bosques nativos se ven desplazados, dejando solo pequeños parches de estas especies en estudio.

Estos hallazgos subrayan la urgencia de implementar medidas efectivas de conservación y manejo sostenible de los recursos forestales en el valle del Cusco. El estudio proporciona una valiosa base de datos que puede servir como herramienta informativa para las autoridades y contribuir al diseño de planes y programas que aborden los desafíos ambientales identificados, con el objetivo de preservar la biodiversidad y la salud de los ecosistemas forestales en la región.

Financiamiento

Ninguno.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Contribución de autoría

C-S, Y.: conceptualización, curación de datos, análisis formal, investigación, metodología, administración del proyecto, recursos, visualización y escritura (preparación del borrador original). A-G, Y.: conceptualización, curación de datos, análisis formal, investigación, metodología, recursos, visualización y escritura (preparación del borrador original). R-S, I.: curación de datos, análisis formal, investigación, metodología, software, validación, visualización y escritura (revisión y edición). H-C, I.: análisis formal, investigación, metodología, software, supervisión, validación y escritura (revisión y edición). A-Z, D. J.: administración del proyecto, recursos, supervisión, validación y escritura (revisión y edición).

Referencias bibliográficas

- Acasi, D. (2011). Dinámica de cambios de vegetación en el Valle del Cusco mediante el uso de imágenes satelitales. In *Seminario de investigación*.
- Briceño-Huayta, M. (2018). Composición y estructura de la vegetación de los bosques esclerófilos de la Selva Central del Perú. *Revista Forestal Del Perú*, 33(2), 165. <https://doi.org/10.21704/rfp.v33i2.1079>
- Cachay, W., & Eckhardt, K. I. (2025). Impact of land use on aboveground carbon storage in a Tropical Montane Forest in Central Andes of Peru. *Landscape Online*, 100. <https://doi.org/10.3097/LO.2025.1137>
- Calderón-Caro, J., Morales-Gómez, L. M., Gutiérrez-Vélez, V. H., González-Caro, S., & Benavides, A. M. (2024). Modeling proximate causes of deforestation in Antioquia, Colombia. *Regional Environmental Change*, 24(4). <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02302-8>
- Carrillo, B. V., & Mora, G. S. (2004). *Determinación de secuestro de carbono por Escallonia resinosa (Ruiz & Pavón) Pers. (Grossulariaceae) en el bosque de Karonca Colcha-Paruro*. Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.
- Cécile, A. J., Farfan, W. R., Garcia, K., Feeley, J. K., Jorgensen, P. M., & Murakami, A. A. (2013). Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. *Plant Ecology & Diversity*, 23–28.
- Chanove-Manrique, A., & Cárdenas-Pillco, B. (2024). Landscape fragmentation and loss of connectivity in Polylepis forests in Peru and its vulnerability to climate change. *Madera y Bosques*, 30(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3032593>

- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., & Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Christmann, T., Palomeque, X., Armenteras, D., Wilson, S. J., Malhi, Y., & Oliveras Menor, I. (2023). Disrupted montane forest recovery hinders biodiversity conservation in the tropical Andes. *Global Ecology and Biogeography*, 32(5), 793–808. <https://doi.org/10.1111/geb.13666>
- Coronel-Castro, E., Pariente-Mondragón, E., Rivera, R. Y., Chacón, J., Delgado, A., Oliva-Cruz, M., & Huamán-Pilco, A. F. (2026). Biodiversity and structural analysis of forests at the altitudinal boundary between dry and montane forests: response of tree diversity to altitudinal variation in the northeastern Peruvian Andes. *Frontiers in Forests and Global Change*, 9. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2026.1765957>
- Delgado, L. A., Acevedo, M. F., Castellanos, H., Ramírez, H., & Serrano, J. (2005). Relaciones alométricas y patrones de crecimiento para especies de árboles de la reserva forestal Imataca, Venezuela. *Interciencia*, 30(5), 275–283.
- Giacomotti, J., Reynel, C., Fernandez-Hilario, R., Revilla, I., Palacios-Ramos, S., Sato, A. A. W., Terreros-Camac, S., Daza, A., & Linares-Palomino, R. (2024). Forest dynamics in montane and premontane forests in Chanchamayo, forests of central Peru. *Caldasia*, 46(2), 409–420. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n2.105293>
- Giraldo-Salazar, J. M., Giraldo, J. A., Mendoza-Páez, J. S., Sierra, J. C., Rueda, J. A., & Osorio-Vélez, L. F. (2025). Allometric equations to quantify aboveground biomass in mixed-species plantations with restoration purposes in the tropical Andes. *Journal of Forestry Research*, 36(1). <https://doi.org/10.1007/s11676-025-01827-w>
- Gómez-Díaz, J. D., Etchevers-Barra, J. D., Monterrosos-Rivas, A. I., Campo-Alvez, J., & Tinoco-Rueda, J. A. (2011). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Quercus magnoliaefolia*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 17(2), 261–272.
- Mostajo, M., De La Torre, F., & Huamantupa, I. (2015). *Estado situacional de los forestales nativos en el valle del Cusco*. Herbario CUZ, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.
- Quispe, J. (2016). Análisis comparativo del cambio de cobertura forestal de bosques nativos mediante el uso de imágenes satelitales en dos localidades de la provincia de Anta-Cusco. In *Seminario de investigación*. Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.
- Silva-Coutinho, T., Marín-Perez, L., & Alves, M. (2019). Primer registro de *Waltheria glomerata* (Malvaceae) para Brasil. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90(1). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2821>
- Silva-González, E., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., & Corral-Rivas, J. J. (2022). Evaluación del aprovechamiento forestal en la diversidad y estructura de un bosque templado en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(71). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i71.1017>
- Tupayachi, A. (2005). Flora de la Cordillera del Vilcanota. *Arnaldoa*, 12(1–2), 1–2.
- Velásquez, J. O., Maniguaje, N. L., & Duque, A. J. (2011). Diversidad y dinámica de un bosque subandino de altitud en la Región Norte de los Andes Colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 943–952.

