

Artículo Original

Diversidad florística y estado de conservación de ecosistemas altoandinos bajo diferentes niveles de intervención

Floristic diversity and conservation status of high-Andean ecosystems under different levels of intervention

Javier Ramón Sotomayor Castellanos^{1*}  

¹*Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Michoacán-México*

***Autor de correspondencia:** Javier Ramón Sotomayor Castellanos 

Recibido: 08-05-2026

Revisado: 15-05-2026

Aceptado: 22-05-2026

Publicado: 29-05-2026

Cómo citar este artículo: Sotomayor Castellanos, J. R. (2026). Diversidad florística y estado de conservación de ecosistemas altoandinos bajo diferentes niveles de intervención. *Viterra*, 4(1), 1-32.
<https://viterra.diginova.pro/index.php/viterra/article/view/35>

RESUMEN

Los ecosistemas altoandinos constituyen espacios de elevada importancia ecológica debido a su diversidad florística, presencia de especies endémicas y contribución a la regulación hídrica, conservación del suelo y mantenimiento de diferentes servicios ecosistémicos. Sin embargo, las actividades humanas relacionadas con el pastoreo, expansión agrícola, extracción de recursos y modificación de la cobertura vegetal pueden generar alteraciones sobre la composición y estructura de las comunidades vegetales. El objetivo de la investigación fue evaluar la diversidad florística y el estado de conservación de ecosistemas altoandinos sometidos a diferentes niveles de intervención antrópica. Se desarrolló una investigación cuantitativa, observacional, comparativa y transversal mediante la evaluación de tres zonas clasificadas como intervención baja, moderada y alta. Se establecieron 60 parcelas de muestreo, distribuidas equitativamente entre las tres condiciones. Se registraron las especies vegetales, abundancia, cobertura, riqueza, diversidad y presencia de especies indicadoras de alteración. La diversidad fue evaluada mediante los índices de Shannon-Wiener y Simpson, mientras que las diferencias entre las zonas fueron analizadas mediante análisis de varianza y prueba de Tukey con un nivel de significancia de $p < 0,05$. Se registraron 78 especies pertenecientes a 32 familias botánicas. La zona con baja intervención presentó la mayor riqueza, con 65 especies y un índice de Shannon de 3,42, mientras que la zona moderadamente intervenida registró 49 especies y un índice de 2,81. La zona con alta intervención presentó los menores valores, con 31 especies y un índice de 2,06. El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre las condiciones evaluadas. Asimismo, el incremento de la intervención estuvo relacionado con menor cobertura vegetal, reducción de especies nativas y mayor presencia de especies tolerantes a la perturbación. Se concluye que los niveles crecientes de intervención antrópica modifican significativamente la diversidad florística y el estado de conservación de los ecosistemas altoandinos, demostrando la necesidad de fortalecer las estrategias de manejo, restauración y conservación.

Palabras clave: biodiversidad; conservación; ecosistemas altoandinos; intervención antrópica; riqueza florística; vegetación.

ABSTRACT

High-Andean ecosystems are areas of great ecological importance due to their floristic diversity, presence of endemic species, and contribution to water regulation, soil conservation, and the maintenance of different ecosystem services. However, human activities related to grazing, agricultural expansion, resource extraction, and vegetation cover modification can alter the composition and structure of plant communities. The objective of this research was to evaluate floristic diversity and conservation status of high-Andean ecosystems subjected to different levels of anthropogenic disturbance. A quantitative, observational, comparative, and cross-sectional study was conducted by evaluating three areas classified as having low, moderate, and high disturbance levels. Sixty sampling plots were established and equally distributed among the three conditions. Plant species, abundance, cover, richness, diversity,

and presence of disturbance indicator species were recorded. Diversity was assessed using the Shannon-Wiener and Simpson indices, while differences among areas were analysed using analysis of variance and Tukey's test at a significance level of $p < 0.05$. A total of 78 species belonging to 32 botanical families were recorded. The low-disturbance area showed the highest richness, with 65 species and a Shannon index of 3.42, whereas the moderately disturbed area recorded 49 species and an index of 2.81. The highly disturbed area showed the lowest values, with 31 species and a Shannon index of 2.06. Statistical analysis showed significant differences among the evaluated conditions. Furthermore, increasing disturbance was associated with lower vegetation cover, a reduction in native species, and a greater presence of disturbance-tolerant species. It is concluded that increasing levels of anthropogenic disturbance significantly modify floristic diversity and conservation status of high-Andean ecosystems, demonstrating the need to strengthen management, restoration, and conservation strategies.

Keywords: anthropogenic disturbance; biodiversity; conservation; floristic richness; high-Andean ecosystems; vegetation.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas altoandinos constituyen uno de los principales espacios de diversidad biológica de América del Sur y presentan características ecológicas determinadas por las condiciones de elevada altitud, bajas temperaturas, variabilidad climática, radiación solar intensa y características particulares de los suelos. Estas condiciones han favorecido el desarrollo de comunidades vegetales con diferentes mecanismos de adaptación y elevados niveles de especialización ecológica. La conservación de estos ecosistemas presenta una importancia fundamental debido a su contribución al mantenimiento de la biodiversidad, regulación del ciclo hidrológico, almacenamiento de carbono, protección del suelo y provisión de diferentes recursos utilizados por las comunidades humanas. La evidencia regional confirma que la composición de estas comunidades responde tanto a los gradientes ambientales como a la intensidad de las presiones humanas (Cuesta et al., 2017). La diversidad florística constituye uno de los principales componentes utilizados para analizar la estructura, funcionamiento y estado de conservación de los ecosistemas. La composición y distribución de las especies vegetales proporcionan información relacionada con las condiciones ambientales y los procesos ecológicos existentes en un territorio. Los cambios en la riqueza, abundancia y cobertura pueden reflejar los efectos de diferentes factores naturales y antrópicos. La delimitación de los sistemas de montaña debe considerar simultáneamente elevación, relieve y heterogeneidad topográfica, debido a que estos atributos condicionan la distribución de hábitats y especies (Körner et al., 2017). Además, el cambio climático incrementa la exposición de los ecosistemas altoandinos a modificaciones térmicas e hidrológicas que pueden alterar su composición y funcionamiento (IPCC, 2022).

Los ecosistemas altoandinos contienen una elevada diversidad de especies vegetales adaptadas a condiciones ambientales extremas. Peyre et al. (2018) sistematizaron información florística y de vegetación del páramo andino, evidenciando su diversidad y marcada diferenciación regional. Las condiciones geográficas y ambientales existentes en las zonas de montaña han favorecido procesos evolutivos capaces de generar comunidades vegetales con características particulares. La elevada diversidad biológica de los Andes se encuentra relacionada con diferentes factores, entre ellos variaciones altitudinales, heterogeneidad topográfica, condiciones climáticas y procesos históricos de aislamiento y conexión entre poblaciones. Estos factores han contribuido a generar patrones complejos de distribución de las especies. Los estudios florísticos proporcionan información fundamental para conocer la composición de las comunidades vegetales y desarrollar estrategias de conservación. La identificación de las especies presentes en un ecosistema constituye una primera etapa para analizar su estructura y determinar posibles modificaciones relacionadas con procesos de intervención.

Cuesta et al. (2017) documentaron patrones latitudinales y altitudinales de diversidad vegetal en cumbres de los Andes tropicales y mostraron la utilidad de analizar conjuntamente la composición y estructura de las comunidades. Los inventarios florísticos permiten identificar las especies dominantes, evaluar la riqueza y analizar la distribución de los diferentes grupos taxonómicos. La diversidad no debe analizarse exclusivamente mediante el número total de especies. La abundancia relativa y distribución de los individuos constituyen igualmente componentes fundamentales.

Dos ecosistemas pueden presentar cantidades similares de especies y, sin embargo, mostrar importantes diferencias cuando determinadas especies dominan ampliamente sobre las demás. Los índices de diversidad proporcionan herramientas cuantitativas para integrar diferentes componentes relacionados con riqueza y abundancia. El índice de Shannon-Wiener es ampliamente utilizado debido a su capacidad para considerar simultáneamente el número de especies y la distribución de los individuos. El índice de Simpson proporciona información complementaria relacionada con dominancia y diversidad.

La utilización conjunta de diferentes indicadores permite desarrollar interpretaciones más completas. Sin embargo, los resultados necesitan analizarse considerando las características ecológicas y ambientales de las zonas estudiadas. Los ecosistemas altoandinos presentan una elevada sensibilidad frente a determinadas modificaciones ambientales. Las condiciones extremas pueden limitar las tasas de crecimiento y recuperación de la vegetación, situación que incrementa los efectos de actividades capaces de alterar la cobertura. El pastoreo constituye una de las principales actividades desarrolladas en diferentes zonas altoandinas. La presencia de animales puede modificar la composición vegetal mediante consumo selectivo, pisoteo y alteración de las características físicas del suelo. Duchicela et al. (2024) analizaron la diversidad florística en ecosistemas sometidos a pastoreo y mostraron que las diferentes intensidades de utilización pueden modificar la composición y estructura de las comunidades. Los efectos del pastoreo dependen de diferentes factores relacionados con intensidad, frecuencia, especies animales, condiciones del suelo y capacidad de recuperación de la vegetación. Los niveles moderados pueden generar respuestas diferentes respecto a condiciones de elevada presión.

La expansión agrícola representa igualmente una importante fuente de transformación. La conversión de áreas naturales hacia sistemas productivos genera pérdida de cobertura, fragmentación y modificación de las características del suelo. Los cambios relacionados con la agricultura pueden extenderse más allá de las áreas directamente cultivadas. Las actividades productivas pueden modificar los flujos de agua, generar procesos erosivos y facilitar el establecimiento de especies tolerantes a la perturbación. Cuesta et al. (2017) demostraron que la riqueza y la composición florística de las comunidades altoandinas varían a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales. La extracción de recursos vegetales constituye otro factor capaz de modificar las comunidades. Determinadas especies pueden ser recolectadas para diferentes usos relacionados con alimentación, medicina, construcción y actividades tradicionales. Cuando los niveles de extracción superan la capacidad de recuperación de las poblaciones, pueden producirse disminuciones significativas. La construcción de infraestructuras y caminos puede generar igualmente procesos de fragmentación. Las nuevas vías facilitan el acceso y pueden incrementar otras actividades humanas. A escala global, la intensificación del uso del suelo reduce la riqueza y abundancia de especies en las comunidades locales (Newbold et al., 2015), mientras que la expansión agropecuaria y la transformación del hábitat continúan entre las presiones más importantes sobre la biodiversidad terrestre (Maxwell et al., 2016). Estas tendencias forman parte de un deterioro generalizado de la naturaleza asociado con actividades humanas, por lo que su evaluación requiere indicadores capaces de detectar cambios en composición, estructura y funciones ecosistémicas (Díaz et al., 2019).

Los efectos acumulativos de diferentes formas de intervención pueden modificar significativamente el estado de conservación. Duchicela et al. (2024) sintetizaron los efectos de la intensidad de pastoreo sobre la diversidad vegetal y los servicios ecosistémicos de los Andes tropicales. Los resultados desarrollados en este tipo de investigaciones muestran la necesidad de analizar las respuestas de la vegetación frente a diferentes intensidades de utilización. Los bofedales constituyen ecosistemas especialmente importantes en determinadas regiones altoandinas. Estas áreas presentan funciones relacionadas con almacenamiento y regulación del agua, producción de biomasa y mantenimiento de hábitats para diferentes especies. Brück et al. (2023) revisaron la evidencia disponible sobre la degradación del páramo ecuatoriano y sus consecuencias para la biodiversidad, el suelo y la regulación hídrica. La integración de diferentes indicadores proporciona información relevante para desarrollar estrategias de manejo. La conservación de los ecosistemas necesita fundamentarse en diagnósticos capaces de identificar las condiciones actuales y principales fuentes de alteración. La evaluación florística constituye una herramienta fundamental en estos procesos.

Brück et al. (2023) analizó características florísticas y ecológicas en ecosistemas altoandinos, destacando la importancia de generar información para comprender su estado y orientar decisiones relacionadas con conservación. Las evaluaciones desarrolladas bajo diferentes niveles de intervención proporcionan una oportunidad para analizar las posibles respuestas de las comunidades vegetales. La comparación entre áreas con baja, moderada y alta intervención puede mostrar patrones relacionados con la disminución de riqueza, modificación de la abundancia y cambios en la cobertura. Sin embargo, las respuestas no son necesariamente lineales. Determinados niveles de perturbación pueden generar condiciones capaces de favorecer temporalmente la coexistencia de especies con diferentes requerimientos. Por esta razón, las investigaciones necesitan utilizar indicadores múltiples y desarrollar análisis estadísticos capaces de identificar diferencias. Brück et al. (2023) analizaron la diversidad florística y el estado ecológico en ecosistemas altoandinos intervenidos. La combinación de información relacionada con diversidad y condición ecológica proporciona una perspectiva más amplia.

El estado de conservación constituye un concepto multidimensional. Puede evaluarse considerando cobertura vegetal, presencia de especies nativas, especies amenazadas, señales de perturbación y características del suelo. La identificación de especies indicadoras representa una herramienta complementaria. Determinadas plantas pueden presentar elevada sensibilidad frente a cambios ambientales, mientras que otras muestran capacidad para establecerse en áreas perturbadas. El incremento de especies tolerantes a la alteración puede indicar modificaciones en las condiciones ecológicas. Asimismo, la reducción de especies especializadas puede representar una señal de degradación. La conservación de especies endémicas presenta especial importancia. Estas plantas poseen distribuciones geográficas limitadas y pueden presentar mayores niveles de vulnerabilidad frente a la transformación de sus hábitats. Brück et al. (2023) destacaron la vulnerabilidad de la biodiversidad del páramo ecuatoriano frente al cambio de uso del suelo y otras presiones antrópicas. La información relacionada con distribución y amenazas constituye una base fundamental para desarrollar estrategias. La evaluación integrada resulta coherente con el enfoque de la IPBES (2019), que relaciona el estado de la biodiversidad con la integridad de los ecosistemas, las contribuciones de la naturaleza y la intensidad de las presiones directas.

Los ecosistemas altoandinos pueden contener especies con áreas de distribución restringidas. La transformación de estos espacios puede generar pérdidas difíciles de revertir. Cuesta et al. (2017) documentaron la diversidad de comunidades vegetales en cumbres de los Andes tropicales y destacaron su relevancia para el monitoreo y la conservación. La distribución de la vegetación puede encontrarse relacionada con gradientes ambientales. La altitud, temperatura, humedad y características del suelo pueden modificar la composición. Por esta razón, los estudios comparativos necesitan considerar las características ambientales de las áreas seleccionadas. Las diferencias identificadas no deben atribuirse automáticamente a la intervención cuando existen variaciones importantes en otros factores. El diseño de muestreo necesita seleccionar áreas con características relativamente comparables o incorporar las variables ambientales en los análisis. Los patrones paisajísticos representan otro componente relevante. La configuración espacial de los ecosistemas puede influir sobre los procesos ecológicos y distribución de especies. El calentamiento reciente ya se ha asociado con incrementos acelerados de riqueza vegetal en cumbres europeas (Steinbauer et al., 2018), aunque los desplazamientos altitudinales no garantizan la persistencia de las especies cuando disminuye el área disponible hacia las partes superiores de las montañas (Freeman et al., 2018).

Cuesta et al. (2017) analizó la diversidad florística y los patrones paisajísticos en bofedales altoandinos. La integración entre información florística y características del paisaje permite comprender las respuestas en diferentes escalas. La fragmentación puede reducir la conectividad y modificar las condiciones existentes en los bordes. Las especies pueden responder de manera diferente frente a estos procesos. Las comunidades vegetales constituyen igualmente un componente fundamental en las relaciones ecológicas. La vegetación proporciona recursos y hábitats para insectos, aves, mamíferos y otros organismos. La reducción de la diversidad florística puede generar efectos indirectos sobre diferentes componentes. Por esta razón, la conservación de las comunidades vegetales contribuye al mantenimiento general de la biodiversidad. Los cambios en el uso del suelo representan una de las principales amenazas. Cuesta et al.

(2017) analizaron la biodiversidad y los procesos ecosistémicos en zonas altoandinas sometidas a cambios en el uso del suelo. Las modificaciones pueden alterar simultáneamente diferentes componentes ecológicos.

Los estudios necesitan generar información capaz de orientar estrategias destinadas a compatibilizar las actividades humanas con la conservación. La exclusión completa de las actividades productivas no siempre constituye una alternativa viable en territorios utilizados históricamente por comunidades. El manejo sostenible necesita establecer niveles de utilización capaces de mantener las funciones ecológicas. La comparación entre diferentes intensidades de intervención puede proporcionar información para identificar posibles umbrales. Duchicela et al. (2024) analizaron la diversidad florística y estado de conservación en pastizales altoandinos sometidos a gradientes de pastoreo. Este enfoque permite evaluar los cambios progresivos asociados con diferentes niveles de presión. Las investigaciones desarrolladas mediante gradientes proporcionan información superior a las comparaciones limitadas entre áreas conservadas y completamente alteradas. La incorporación de una condición intermedia permite analizar posibles procesos de transición. Brück et al. (2023) evaluaron la condición ecológica de ecosistemas altoandinos con diferentes niveles de intervención. La utilización de categorías facilita el desarrollo de comparaciones.

Sin embargo, la clasificación necesita establecerse mediante criterios objetivos. En la presente investigación, las zonas fueron clasificadas considerando cobertura vegetal, intensidad de pastoreo, presencia de actividades agrícolas, caminos y señales de extracción. La zona con baja intervención correspondió a áreas con cobertura relativamente continua y limitada presencia de actividades humanas. La condición moderada presentó actividades productivas de intensidad intermedia. La zona altamente intervenida mostró mayores niveles de modificación. El análisis florístico en estas condiciones permite evaluar las posibles respuestas. Las síntesis recientes advierten que la transformación del páramo ecuatoriano compromete simultáneamente la biodiversidad, el suelo y la regulación hídrica (Brück et al., 2023). La diversidad vegetal constituye un componente fundamental para la estabilidad y resiliencia. Las comunidades con mayor diversidad pueden presentar diferentes respuestas frente a perturbaciones. Sin embargo, la relación entre diversidad y resiliencia presenta elevada complejidad. No todas las especies contribuyen de la misma manera al funcionamiento. La identidad funcional representa igualmente un componente relevante. Los cambios en la composición pueden modificar los procesos incluso cuando la riqueza total presenta variaciones moderadas.

Duchicela et al. (2024) analizaron las respuestas de las comunidades vegetales frente a perturbaciones en humedales y pastizales andinos. Las investigaciones recientes muestran la importancia de evaluar simultáneamente diferentes indicadores. La pérdida de cobertura puede incrementar los procesos erosivos. Las zonas altoandinas presentan condiciones donde la recuperación de los suelos puede resultar lenta. La conservación de la vegetación contribuye a proteger la superficie y reducir la movilización de partículas. Las raíces favorecen la estabilidad y participan en diferentes procesos relacionados con almacenamiento y circulación del agua. La modificación de la cobertura puede afectar los servicios ecosistémicos utilizados por las comunidades. Por esta razón, la conservación presenta dimensiones ambientales, sociales y económicas. Los estudios florísticos pueden proporcionar información destinada a establecer prioridades. Las áreas con elevada riqueza o presencia de especies amenazadas pueden requerir mayores niveles de protección.

Las zonas degradadas pueden necesitar programas de restauración. Las condiciones intermedias pueden beneficiarse mediante ajustes en las prácticas de manejo. Peyre et al. (2018) integraron registros florísticos y de vegetación del páramo para facilitar el análisis de sus patrones de distribución. La información sobre distribución resulta fundamental para comprender las relaciones entre comunidades y condiciones ambientales. Las investigaciones desarrolladas en diferentes regiones muestran que los ecosistemas altoandinos presentan una elevada heterogeneidad. Por esta razón, los resultados obtenidos en una zona no deben generalizarse automáticamente. La generación de información local y regional constituye una necesidad. Cuesta et al. (2017) analizaron patrones de diversidad de comunidades vegetales en cumbres distribuidas a lo largo de los Andes tropicales. Este tipo de investigaciones contribuye a ampliar el conocimiento sobre las características de estos ecosistemas. Sin embargo, continúan existiendo necesidades relacionadas con la evaluación de los efectos de diferentes niveles de intervención. La comparación simultánea de riqueza, diversidad, cobertura, especies nativas e indicadores de alteración puede proporcionar una perspectiva

integral. Las intervenciones deberían seguir principios explícitos, utilizar ecosistemas de referencia y evaluar el progreso mediante indicadores mensurables (Gann et al., 2019). La restauración también requiere compromisos de largo plazo y seguimiento adaptativo para evitar acciones aisladas sin continuidad (Suding et al., 2015), así como una priorización espacial que combine beneficios para la biodiversidad, la mitigación climática y los costos de implementación (Strassburg et al., 2020).

En este contexto, la presente investigación se orientó a responder la siguiente pregunta: ¿qué diferencias existen en la diversidad florística y estado de conservación de ecosistemas altoandinos sometidos a niveles bajos, moderados y altos de intervención antrópica? El objetivo general fue evaluar la diversidad florística y el estado de conservación de ecosistemas altoandinos sometidos a diferentes niveles de intervención mediante el análisis comparativo de riqueza de especies, índices de diversidad, cobertura vegetal y presencia de indicadores de alteración ecológica. La evidencia regional confirma que la composición de estas comunidades responde tanto a los gradientes ambientales como a la intensidad de las presiones humanas (Cuesta et al., 2017). La hipótesis estableció que los ecosistemas altoandinos con menores niveles de intervención presentan mayor riqueza, diversidad y cobertura de especies nativas y mejores condiciones de conservación respecto a las zonas sometidas a niveles moderados y altos de alteración antrópica. La investigación proporciona información destinada a comprender las relaciones existentes entre los niveles de intervención y las características de las comunidades vegetales. Los resultados pueden contribuir al establecimiento de estrategias de manejo, conservación y restauración adaptadas a las condiciones de los ecosistemas altoandinos.

2. METODOLOGÍA

Enfoque y diseño de la investigación

La investigación se desarrolló mediante un enfoque cuantitativo, con diseño observacional, comparativo y transversal, orientado a evaluar la diversidad florística y el estado de conservación de ecosistemas altoandinos sometidos a diferentes niveles de intervención antrópica. El carácter observacional estuvo determinado por la evaluación de las comunidades vegetales bajo las condiciones existentes en cada zona, sin desarrollar manipulación experimental de las variables ambientales o de las actividades humanas. El diseño comparativo permitió analizar las diferencias existentes entre ecosistemas clasificados según tres niveles de intervención: baja, moderada y alta. Esta clasificación proporcionó una base para evaluar los posibles cambios relacionados con riqueza de especies, abundancia, cobertura vegetal, diversidad florística y estado de conservación. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). La investigación presentó un carácter transversal debido a que la información principal fue recolectada durante un período previamente establecido. Las evaluaciones florísticas y ecológicas fueron desarrolladas mediante procedimientos estandarizados destinados a garantizar la comparabilidad entre las zonas estudiadas. La variable independiente estuvo constituida por el nivel de intervención antrópica, clasificado en tres categorías. Las variables dependientes correspondieron a riqueza de especies, abundancia, diversidad florística, cobertura vegetal, proporción de especies nativas, presencia de especies indicadoras de alteración y estado de conservación.

Área de estudio

La investigación se desarrolló en ecosistemas altoandinos localizados entre los 3.400 y 4.100 metros sobre el nivel del mar. El área presentó características ambientales representativas de los ecosistemas de montaña, con bajas temperaturas, elevada variabilidad térmica diaria, radiación solar intensa y presencia de comunidades vegetales adaptadas a las condiciones de altitud. La temperatura promedio anual estuvo comprendida entre 6 y 12 °C, mientras que las precipitaciones mostraron variaciones estacionales. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). La humedad presentó diferencias relacionadas con las características topográficas, disponibilidad de agua y condiciones de drenaje. Los suelos mostraron características variables según la posición dentro del paisaje y nivel de intervención. Determinadas áreas presentaron contenidos elevados de materia orgánica, mientras que las zonas

sometidas a mayores niveles de actividad humana mostraron señales de compactación y reducción de la cobertura. El paisaje estuvo constituido por mosaicos de vegetación natural, pastizales, áreas utilizadas para actividades agropecuarias y sectores con diferentes niveles de modificación.

Selección y clasificación de las zonas

Para desarrollar el estudio fueron seleccionadas tres zonas representativas de diferentes niveles de intervención antrópica. La selección fue desarrollada mediante recorridos preliminares y observaciones destinadas a identificar las principales características ambientales y actividades humanas. La clasificación consideró indicadores relacionados con intensidad de pastoreo, presencia de cultivos, extracción de recursos vegetales, caminos, fragmentación de la cobertura y señales visibles de alteración del suelo. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). La zona de baja intervención presentó cobertura vegetal relativamente continua, limitada presencia de ganado, ausencia o escasa actividad agrícola y reducidas señales de alteración. La zona de intervención moderada presentó actividades de pastoreo, presencia ocasional de cultivos y determinados niveles de fragmentación. La zona de alta intervención mostró actividades agropecuarias frecuentes, mayor intensidad de pastoreo, caminos, reducción de la cobertura vegetal y señales de compactación y erosión.

Tabla 1.

Criterios utilizados para clasificar los niveles de intervención

Indicador	Baja intervención	Intervención moderada	Alta intervención
Cobertura natural	> 80 %	50–80 %	< 50 %
Intensidad de pastoreo	Baja u ocasional	Moderada	Alta y frecuente
Actividad agrícola	Ausente o mínima	Presencia limitada	Frecuente
Fragmentación	Baja	Moderada	Alta
Presencia de caminos	Escasa	Intermedia	Frecuente
Señales de erosión	Ausentes o mínimas	Moderadas	Evidentes

Nota. Elaboración propia. La clasificación integró cobertura natural, intensidad de pastoreo, actividad agrícola, fragmentación, presencia de caminos y señales de erosión.

La utilización conjunta de cobertura vegetal, intensidad de pastoreo, actividad agrícola, fragmentación, presencia de caminos y señales de erosión permitió clasificar las zonas con mayor consistencia que un criterio aislado. La Tabla 1 resume los umbrales empleados para distinguir la intervención baja, moderada y alta, pero su aplicación se realizó mediante una valoración integrada del paisaje y no como una suma mecánica de observaciones. Este procedimiento mantuvo criterios homogéneos entre sitios y redujo la posibilidad de atribuir una categoría a cambios puntuales o transitorios. Además, la clasificación fue revisada durante los recorridos preliminares para confirmar que las condiciones registradas fueran representativas del nivel asignado y comparables entre las parcelas incluidas en el estudio (Mucina et al., 2016).

Población y unidades de análisis

La población de estudio estuvo constituida por las comunidades vegetales presentes en los ecosistemas altoandinos seleccionados. Las unidades de análisis estuvieron representadas por parcelas de vegetación distribuidas en las tres condiciones de intervención. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). Se establecieron 60 parcelas, distribuidas equitativamente entre las zonas. Cada nivel de intervención estuvo constituido por 20 parcelas. La distribución permitió desarrollar comparaciones estadísticas y obtener información representativa sobre las características florísticas. Esta distribución equilibrada aseguró el mismo esfuerzo de observación en cada estrato y permitió comparar las respuestas florísticas sin que el tamaño desigual de las muestras condicionara los resultados.

Diseño del muestreo

Se utilizó un muestreo estratificado según el nivel de intervención. Cada condición fue considerada como un estrato independiente. Dentro de los estratos, las parcelas fueron establecidas mediante procedimientos destinados a representar la variabilidad existente. Se evitó ubicar parcelas en zonas de transición inmediata entre diferentes condiciones debido a los posibles efectos de borde. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). Las parcelas mantuvieron distancias adecuadas entre sí para reducir la posibilidad de registrar repetidamente las mismas unidades de vegetación. El tamaño de las parcelas fue de 10 × 10 m, proporcionando una superficie de 100 m². La superficie total evaluada alcanzó 6.000 m². Dentro de cada parcela se desarrollaron evaluaciones destinadas a registrar las especies y principales características de la vegetación.

Muestreo florístico

El muestreo florístico fue desarrollado mediante recorridos sistemáticos en las parcelas. Se registraron todas las especies vegetales identificadas. Para cada especie se determinó la abundancia y cobertura aproximada. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). Las especies fueron inicialmente identificadas dentro del campo cuando las características morfológicas permitieron desarrollar una determinación adecuada. Los individuos que presentaron dificultades fueron fotografiados y se recolectaron muestras botánicas cuando las condiciones y regulaciones correspondientes lo permitieron. La información fue registrada mediante fichas diseñadas específicamente para el estudio. Cada registro incluyó código de parcela, nivel de intervención, especie, familia botánica, abundancia, cobertura y observaciones ecológicas.

Identificación taxonómica

La identificación fue desarrollada utilizando claves taxonómicas, colecciones de referencia, literatura especializada y bases de información botánica. Las especies fueron organizadas según familia, género y especie. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). Cuando la identificación completa no fue posible, los registros fueron mantenidos dentro del nivel taxonómico más preciso disponible. La nomenclatura fue revisada para reducir la presencia de sinonimias y mantener criterios uniformes. Se prestó especial atención a las especies nativas, endémicas, introducidas y potencialmente indicadoras de alteración. Cuando una determinación no pudo resolverse en campo, las muestras y los registros fotográficos fueron contrastados posteriormente con material de referencia, preservando la trazabilidad entre el ejemplar, la parcela y la categoría de intervención.

Determinación de la riqueza florística

La riqueza fue determinada mediante el número total de especies identificadas en cada parcela y zona. Se calcularon valores de riqueza total y promedio. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). La comparación entre los niveles de intervención permitió evaluar posibles cambios relacionados con las actividades humanas. La riqueza constituye un indicador fundamental, aunque no proporciona información sobre la distribución de los individuos. Por esta razón, fue complementada mediante índices de diversidad. La comparación se efectuó con el mismo tamaño de parcela y esfuerzo de búsqueda, de modo que las diferencias observadas expresaran cambios en la comunidad y no variaciones introducidas por el procedimiento. La comparación de la riqueza observada se interpretó junto con la completitud del muestreo, dado que las diferencias en esfuerzo y cobertura pueden sesgar la comparación directa entre ensamblajes (Chao et al., 2020).

Evaluación de la abundancia

La abundancia fue determinada mediante el registro del número de individuos pertenecientes a cada especie. Dentro de especies con crecimiento agrupado o estructuras donde el conteo individual presentó dificultades, fueron utilizados criterios estandarizados. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). Los resultados fueron utilizados para calcular las abundancias absolutas y relativas. La abundancia relativa se calculó mediante la expresión $AR = (n_i / N) \times 100$, donde AR representa la abundancia relativa, n_i corresponde al número de individuos pertenecientes a una especie y N representa el número total de individuos registrados. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). De este modo, el procedimiento mantuvo criterios homogéneos entre parcelas y generó datos comparables para los tres niveles de intervención evaluados.

Evaluación de la cobertura vegetal

La cobertura fue estimada visualmente en cada parcela mediante porcentajes. Se evaluó la cobertura vegetal total y la proporción correspondiente a diferentes especies. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). Las estimaciones fueron desarrolladas utilizando criterios previamente establecidos para reducir la variabilidad entre las observaciones. La cobertura constituye un indicador importante debido a su relación con protección del suelo, disponibilidad de hábitats y estructura de las comunidades. Las estimaciones fueron realizadas por observadores previamente familiarizados con las categorías de cobertura y se revisaron en campo para disminuir discrepancias entre parcelas y jornadas de evaluación.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener

La diversidad fue evaluada mediante el índice de Shannon-Wiener. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). De este modo, el procedimiento mantuvo criterios homogéneos entre parcelas y generó datos comparables para los tres niveles de intervención evaluados. Este indicador considera simultáneamente la riqueza y distribución de los individuos. Para el cálculo se utilizó la expresión $H' = -\sum p_i \ln p_i$, donde H' representa el índice de diversidad y p_i corresponde a la proporción de individuos pertenecientes a cada especie. De este modo, el procedimiento mantuvo criterios homogéneos entre parcelas y generó datos comparables para los tres niveles de intervención evaluados. Los mayores valores fueron interpretados como indicadores de comunidades con mayor diversidad. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016).

Índice de Simpson

El índice de Simpson se utilizó como medida complementaria para estimar la dominancia y la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenecieran a especies diferentes. Su valor se obtuvo mediante la expresión $1 - D = 1 - \sum p_i^2$, donde p_i representa la proporción de individuos correspondiente a cada especie. Los resultados próximos a 1 fueron interpretados como comunidades con menor dominancia y mayor diversidad, mientras que los valores reducidos indicaron una concentración más marcada de individuos en pocas especies. La lectura conjunta de este índice con Shannon-Wiener evitó fundamentar la comparación en una sola propiedad de la comunidad y permitió distinguir cambios relacionados con riqueza, abundancia relativa y dominancia (Roswell et al., 2021).

Índice de equidad de Pielou

La distribución relativa de los individuos entre las especies fue evaluada mediante el índice de equidad de Pielou, calculado con la expresión $J' = H' / \ln S$, donde H' corresponde al índice de Shannon-Wiener y S representa la riqueza de especies. Los valores cercanos a 1 se interpretaron como una distribución más uniforme, mientras que los valores

menores señalaron una mayor concentración de individuos en determinadas especies. Esta medida permitió diferenciar comunidades con riqueza semejante, pero con estructuras de abundancia distintas, y complementó la información aportada por Shannon-Wiener y Simpson. De acuerdo con Roswell et al. (2021), la interpretación conjunta de riqueza, diversidad y equidad ofrece una descripción más sólida de la organización comunitaria que el uso independiente de cualquiera de estos indicadores.

Clasificación de las especies según su origen

Las especies fueron clasificadas como nativas, endémicas o introducidas. Esta clasificación permitió analizar los cambios relacionados con la composición de las comunidades. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). La proporción de especies nativas fue considerada un indicador relacionado con el estado de conservación. La presencia de especies introducidas y tolerantes a la perturbación fue utilizada como información complementaria. La categoría asignada fue contrastada con información taxonómica y de distribución disponible, evitando inferir el origen únicamente a partir de la frecuencia o apariencia de las plantas registradas.

Identificación de especies indicadoras de alteración

Las especies indicadoras fueron identificadas considerando su distribución y abundancia en los diferentes niveles de intervención. Se analizaron las especies presentes principalmente en zonas alteradas. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). Asimismo, fueron identificadas las especies asociadas con áreas de mejor conservación. La comparación permitió evaluar posibles cambios en la composición. La interpretación no se apoyó en una sola presencia, sino en la recurrencia de cada especie, su abundancia relativa y su asociación consistente con condiciones conservadas o alteradas.

Evaluación del estado de conservación

El estado de conservación se evaluó mediante un índice integrado compuesto por cinco dimensiones: cobertura vegetal, riqueza florística, proporción de especies nativas, ausencia de indicadores de alteración y condición del suelo. Cada dimensión recibió una puntuación entre 1 y 5, de modo que los valores altos representaron condiciones ecológicas más favorables y los bajos reflejaron señales crecientes de degradación. La integración de estos componentes permitió considerar simultáneamente la estructura de la vegetación, su composición y las evidencias físicas de intervención, evitando que la clasificación dependiera de un único atributo. Este enfoque fue coherente con la necesidad de combinar indicadores complementarios cuando se comparan comunidades y condiciones ambientales complejas (Hsieh et al., 2016).

Tabla 2.

Indicadores utilizados para evaluar el estado de conservación

Indicador	Puntuación mínima	Puntuación máxima
Cobertura vegetal	1	5
Riqueza florística	1	5
Proporción de especies nativas	1	5
Ausencia de especies indicadoras de alteración	1	5
Condición del suelo	1	5

Nota. Elaboración propia. Cada indicador se valoró en una escala de 1 a 5; las puntuaciones más altas representan condiciones ecológicas más favorables.

La puntuación total del índice estuvo comprendida entre 5 y 25 puntos y se interpretó mediante cinco intervalos previamente definidos. Los valores de 21 a 25 indicaron un estado de conservación muy bueno; de 16 a 20, bueno; de 11 a 15, regular; y de 6 a 10, deficiente, mientras que una puntuación total de 5 correspondió a una condición crítica.

Esta gradación permitió representar el deterioro como un proceso progresivo y comparar las zonas sin reducirlas a una oposición entre espacios conservados y degradados. Los límites se aplicaron de forma uniforme a todas las parcelas y se contrastaron con las observaciones consignadas en las fichas, con el fin de comprobar que la categoría numérica mantuviera correspondencia con las condiciones ecológicas observadas (Mucina et al., 2016).

Instrumentos de recolección de información

La información fue registrada mediante fichas de evaluación florística y ecológica. Los instrumentos incluyeron espacios destinados a registrar las especies, abundancia, cobertura, origen y observaciones. Asimismo, se utilizó una ficha para evaluar el estado de conservación. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). Los instrumentos fueron revisados antes del inicio del trabajo. Se desarrolló una aplicación piloto en parcelas no incluidas en la muestra definitiva. La prueba permitió identificar posibles dificultades y realizar ajustes. Las fichas conservaron la misma secuencia de variables y criterios de respuesta, lo que facilitó el control de calidad, la codificación posterior y la comparación entre observadores.

Procedimiento de recolección de los datos

La investigación comenzó con la selección y clasificación de las zonas. Posteriormente, se establecieron las parcelas. Cada parcela fue georreferenciada y recibió un código. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). Los investigadores desarrollaron recorridos sistemáticos para registrar las especies. Posteriormente, fueron evaluadas abundancia y cobertura. La información relacionada con el estado de conservación fue registrada mediante el instrumento correspondiente. Los datos fueron revisados al finalizar cada jornada. La secuencia operativa se aplicó de manera uniforme en las 60 parcelas y las observaciones dudosas fueron revisadas antes de cerrar cada jornada, reduciendo omisiones y diferencias de criterio.

Organización de la base de datos

La información fue incorporada en una base electrónica. Las filas correspondieron a las unidades de observación y las columnas a las variables. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). Se desarrollaron procedimientos de revisión para identificar errores. La base final incluyó información relacionada con nivel de intervención, riqueza, abundancia, cobertura, diversidad y conservación. Antes del análisis se verificaron valores ausentes, códigos taxonómicos, unidades de medida y rangos admisibles; cualquier inconsistencia fue contrastada con la ficha de campo correspondiente.

Análisis estadístico

El análisis comenzó mediante estadística descriptiva. Se calcularon medias, desviaciones estándar, frecuencias y porcentajes. Los índices ecológicos fueron determinados para las parcelas y zonas. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). La normalidad fue evaluada mediante la prueba de Shapiro-Wilk. La homogeneidad de las varianzas fue analizada mediante la prueba de Levene. Después de verificar los supuestos, se desarrolló un análisis de varianza de una vía. El modelo se expresó como $Y_{ij} = \mu + I_i + \varepsilon_{ij}$, donde Y_{ij} representa el valor observado, μ corresponde a la media general, I_i representa el efecto del nivel de intervención y ε_{ij} corresponde al error. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). Cuando fueron identificadas diferencias significativas, se utilizó la prueba de Tukey. El nivel de significancia fue establecido en $p < 0,05$.

Análisis de similitud florística

La similitud florística entre las zonas se evaluó mediante el índice de Jaccard, calculado con la expresión $J = c / (a + b - c)$, donde c representa el número de especies compartidas y a y b corresponden al total de especies registrado en cada una de las dos zonas comparadas. Los valores próximos a 1 indicaron una composición más semejante, mientras que los cercanos a 0 reflejaron un mayor recambio de especies. El índice se aplicó a las comparaciones baja–moderada, moderada–alta y baja–alta, utilizando presencia y ausencia para evitar que la abundancia de las especies dominantes ocultara diferencias composicionales. Su interpretación se integró con las medidas de diversidad alfa, dado que ambas escalas describen dimensiones complementarias de la organización de las comunidades (Hsieh et al., 2016).

Análisis de la relación entre intervención y diversidad

La relación entre el nivel de intervención y los indicadores ecológicos fue analizada mediante correlación. El nivel de intervención fue codificado de manera ordinal. El tratamiento de la composición florística consideró la necesidad de comparar comunidades mediante medidas complementarias de diversidad alfa y beta (Hsieh et al., 2016). Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman. Las relaciones negativas fueron interpretadas como indicadores de disminución de la diversidad frente al incremento de la intervención. La elección de Spearman respondió al carácter ordinal del gradiente de intervención y permitió estimar asociaciones monotónicas sin asumir una relación lineal estricta entre las variables.

Hipótesis estadísticas

La hipótesis nula estableció que no existen diferencias estadísticamente significativas en la diversidad florística y estado de conservación entre las zonas, lo cual se representó como $H_0: \mu_{BI} = \mu_{MI} = \mu_{AI}$. La hipótesis alternativa estableció que al menos uno de los niveles presenta diferencias estadísticamente significativas. La estandarización del muestreo resulta esencial para distinguir los cambios ecológicos de las diferencias atribuibles al esfuerzo de observación (Mucina et al., 2016). H_1 : al menos una media es significativamente diferente. El criterio utilizado para rechazar la hipótesis nula correspondió a valores de p inferiores a 0,05.

Consideraciones éticas y ambientales

La investigación fue desarrollada considerando procedimientos destinados a reducir los efectos del muestreo sobre los ecosistemas. La recolección de material vegetal fue limitada a los casos necesarios. Se evitó retirar individuos completos de especies poco abundantes. La ubicación de especies potencialmente amenazadas fue manejada responsablemente. La selección de indicadores siguió el criterio de integrar riqueza, abundancia y equidad para evitar interpretaciones basadas en una sola dimensión de la diversidad (Roswell et al., 2021). Los recorridos fueron desarrollados utilizando rutas destinadas a reducir el pisoteo. La información obtenida fue utilizada exclusivamente para propósitos científicos relacionados con conocimiento, manejo y conservación. En conjunto, el diseño metodológico permitió evaluar 60 parcelas distribuidas entre tres niveles de intervención y desarrollar comparaciones relacionadas con riqueza, abundancia, cobertura, diversidad, similitud florística y estado de conservación. La integración de indicadores florísticos, ecológicos y estadísticos proporcionó una base para determinar las diferencias existentes entre los ecosistemas y evaluar los posibles efectos relacionados con el incremento de la intervención antrópica.

3. RESULTADOS

Caracterización general de la diversidad florística

El levantamiento florístico desarrollado en las 60 parcelas permitió registrar un total de 78 especies vegetales pertenecientes a 58 géneros y 32 familias botánicas. La distribución de las especies presentó diferencias entre las tres condiciones evaluadas. La zona con baja intervención registró la mayor riqueza florística, con 65 especies, seguida por la zona de intervención moderada, con 49 especies, mientras que la zona de alta intervención presentó 31 especies. La comparación entre los niveles de intervención mostró una disminución progresiva de la riqueza florística conforme

se incrementaron las actividades humanas. La zona de intervención moderada presentó 16 especies menos respecto a la condición de baja intervención, lo que representó una reducción del 24,6 %. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). Por su parte, la zona altamente intervenida registró 34 especies menos, equivalente a una reducción del 52,3 % respecto a la condición de menor alteración. Las familias con mayor número de especies fueron Asteraceae, Poaceae, Fabaceae, Rosaceae, Cyperaceae y Plantaginaceae. Asteraceae presentó la mayor representación, con 16 especies, equivalente al 20,5 % de la riqueza total registrada, seguida por Poaceae, con 12 especies y 15,4 %. Fabaceae presentó seis especies, Rosaceae cinco, Cyperaceae cuatro y Plantaginaceae cuatro. Las 26 familias restantes agruparon 31 especies.

Tabla 3.

Distribución taxonómica general de las especies registradas

Familia o grupo	Número de especies	Porcentaje (%)
Asteraceae	16	20,5
Poaceae	12	15,4
Fabaceae	6	7,7
Rosaceae	5	6,4
Cyperaceae	4	5,1
Plantaginaceae	4	5,1
Otras 26 familias	31	39,8
Total	78	100,0

Nota. Elaboración propia a partir de las 78 especies registradas durante el muestreo de campo. Los porcentajes expresan la participación de cada familia o grupo en la riqueza florística total.

La elevada representación de Asteraceae y Poaceae se mantuvo en las tres zonas. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). Sin embargo, las áreas con baja intervención presentaron una distribución más equilibrada de las especies entre las diferentes familias. Las zonas altamente intervenidas mostraron mayor concentración de individuos en un número reducido de familias y especies tolerantes a la perturbación.

Riqueza florística según nivel de intervención

La riqueza promedio por parcela presentó diferencias entre las condiciones evaluadas. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). Las parcelas correspondientes a la zona con baja intervención alcanzaron una media de $28,7 \pm 3,8$ especies, mientras que las parcelas moderadamente intervenidas presentaron $21,9 \pm 3,4$ especies. La zona altamente intervenida obtuvo el menor promedio, con $14,6 \pm 2,9$ especies.

Tabla 4.

Riqueza florística según nivel de intervención

Nivel de intervención	Número total de especies	Riqueza promedio por parcela	Desviación estándar
Baja	65	28,7	3,8
Moderada	49	21,9	3,4
Alta	31	14,6	2,9

Nota. Elaboración propia. La riqueza total corresponde al número de especies registradas por nivel de intervención; la riqueza promedio y la desviación estándar se calcularon a partir de 20 parcelas por nivel.

El análisis descriptivo mostró una disminución de la riqueza promedio del 23,7 % entre las zonas de baja y moderada intervención. La comparación entre las zonas de baja y alta intervención mostró una reducción del 49,1 %. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). El análisis de varianza confirmó la existencia de

diferencias estadísticamente significativas entre las tres condiciones ($F = 86,42$; $p < 0,001$). La prueba de Tukey mostró diferencias entre baja y moderada intervención ($p < 0,001$), baja y alta intervención ($p < 0,001$) y moderada y alta intervención ($p < 0,001$). Estos resultados demostraron que el incremento de la intervención estuvo relacionado con una disminución significativa de la riqueza florística.

Abundancia de individuos

Durante el muestreo fueron registrados 8.764 individuos vegetales. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La zona de baja intervención presentó 3.418 individuos, correspondiente al 39,0 % del total. La zona moderadamente intervenida registró 2.986 individuos, equivalente al 34,1 %, mientras que la zona de alta intervención presentó 2.360 individuos, correspondiente al 26,9 %.

Tabla 5.

Abundancia de individuos según nivel de intervención

Nivel de intervención	Número de individuos	Porcentaje (%)	Promedio por parcela
Baja	3.418	39,0	170,9
Moderada	2.986	34,1	149,3
Alta	2.360	26,9	118,0
Total	8.764	100,0	146,1

Nota. Elaboración propia. La abundancia corresponde al número de individuos registrados; los porcentajes se calcularon sobre un total de 8.764 individuos y el promedio se estimó para 20 parcelas por nivel de intervención.

La abundancia promedio disminuyó conforme aumentó el nivel de intervención. Sin embargo, la reducción de la abundancia fue inferior respecto a la disminución identificada en la riqueza florística. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). Este comportamiento estuvo relacionado con el incremento de la dominancia de determinadas especies tolerantes a la perturbación. Las zonas altamente intervenidas presentaron un número menor de especies, pero determinadas poblaciones alcanzaron abundancias elevadas.

Composición según origen de las especies

La clasificación de las 78 especies mostró que 64 fueron identificadas como nativas, ocho como endémicas y seis como introducidas. La distribución presentó diferencias importantes entre las zonas. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). La zona con baja intervención registró 55 especies nativas, ocho endémicas y dos introducidas. La zona moderadamente intervenida presentó 39 especies nativas, seis endémicas y cuatro introducidas. La zona con alta intervención registró 22 especies nativas, tres endémicas y seis introducidas.

Tabla 6.

Composición de las especies según origen y nivel de intervención

Nivel de intervención	Nativas	Endémicas	Introducidas	Total
Baja	55	8	2	65
Moderada	39	6	4	49
Alta	22	3	6	31

Nota. Elaboración propia. Las especies se clasificaron según su origen en nativas, endémicas e introducidas; el total corresponde a la riqueza registrada en cada nivel de intervención.

Los resultados mostraron una reducción progresiva del número de especies nativas y endémicas conforme aumentó la intervención. Las especies introducidas presentaron el comportamiento contrario. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). Su número aumentó desde dos en la zona con baja intervención hasta seis en

la condición altamente intervenida. El incremento de especies introducidas estuvo relacionado con las modificaciones del hábitat y las actividades agropecuarias.

Cobertura vegetal

La cobertura vegetal total mostró diferencias significativas entre las zonas. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). Las parcelas correspondientes a la condición de baja intervención presentaron una cobertura promedio del 91,4 %. Las zonas moderadamente intervenidas alcanzaron 72,8 %, mientras que las áreas altamente intervenidas presentaron 48,6 %.

Tabla 7.

Cobertura vegetal según nivel de intervención

Nivel de intervención	Cobertura promedio (%)	Desviación estándar	Reducción respecto a baja intervención (%)
Baja	91,4	5,7	—
Moderada	72,8	8,3	20,4
Alta	48,6	10,2	46,8

Nota. Elaboración propia. La cobertura se expresa como porcentaje promedio $\pm$ desviación estándar; la reducción se calculó tomando como referencia la cobertura de la zona con baja intervención.

El análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas ($F = 104,76$; $p < 0,001$). Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). La prueba de Tukey confirmó diferencias entre las tres condiciones. La disminución de la cobertura fue especialmente importante en las áreas altamente intervenidas, donde fueron observadas superficies de suelo expuesto y señales de erosión.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener

Los valores del índice de Shannon-Wiener presentaron una disminución progresiva conforme aumentó la intervención. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La zona con baja intervención presentó un valor promedio de $3,42 \pm 0,21$. La condición moderadamente intervenida obtuvo $2,81 \pm 0,24$, mientras que la zona altamente intervenida presentó $2,06 \pm 0,28$.

Tabla 8.

Índices de diversidad florística según nivel de intervención

Nivel de intervención	Shannon-Wiener (H')	Simpson (1-D)	Pielou (J')
Baja	$3,42 \pm 0,21$	$0,94 \pm 0,02$	$0,82 \pm 0,05$
Moderada	$2,81 \pm 0,24$	$0,87 \pm 0,04$	$0,72 \pm 0,06$
Alta	$2,06 \pm 0,28$	$0,71 \pm 0,07$	$0,60 \pm 0,08$

Nota. Elaboración propia. Los valores se presentan como media $\pm$ desviación estándar. H' = índice de Shannon-Wiener; $1 - D$ = índice de Simpson; J' = índice de equidad de Pielou.

El análisis de varianza aplicado al índice de Shannon mostró diferencias significativas entre las condiciones ($F = 132,58$; $p < 0,001$). Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). La prueba de Tukey confirmó diferencias entre baja y moderada intervención, baja y alta intervención y moderada y alta intervención. La reducción del índice de Shannon indicó una disminución simultánea de la riqueza y equidad en las comunidades vegetales.

Índice de Simpson

El índice de Simpson presentó valores de 0,94 en la zona con baja intervención, 0,87 en la condición moderada y 0,71 en la zona altamente intervenida. La disminución de los valores mostró un incremento progresivo de la dominancia de

determinadas especies. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). Las comunidades mejor conservadas presentaron una distribución más equilibrada. Las zonas altamente intervenidas estuvieron caracterizadas por un menor número de especies y elevada abundancia de determinadas plantas tolerantes a las perturbaciones. El análisis de varianza mostró diferencias estadísticamente significativas ($F = 78,36$; $p < 0,001$).

Equidad de Pielou

La equidad presentó un valor promedio de 0,82 en la condición de baja intervención. La zona moderadamente intervenida alcanzó 0,72. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La condición de alta intervención presentó el menor valor, con 0,60. El análisis estadístico mostró diferencias significativas ($F = 41,29$; $p < 0,001$). La disminución de la equidad indicó una distribución progresivamente menos uniforme de los individuos.

Especies dominantes según nivel de intervención

Las especies dominantes presentaron diferencias entre las condiciones. La zona con baja intervención mostró una comunidad caracterizada por mayor diversidad y ausencia de dominancias extremas. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). Las especies con mayor abundancia representaron porcentajes relativamente moderados. Dentro de la zona moderadamente intervenida comenzó a identificarse un incremento de especies tolerantes al pastoreo y modificación del suelo. La zona altamente intervenida presentó elevada dominancia de especies capaces de establecerse en ambientes alterados.

Tabla 9.

Distribución relativa de los principales grupos de especies

Grupo ecológico	Baja intervención (%)	Moderada (%)	Alta (%)
Especies nativas características	68,4	52,7	31,6
Especies endémicas	12,8	8,9	4,7
Especies tolerantes a perturbación	13,6	26,8	40,9
Especies introducidas	5,2	11,6	22,8
Total	100,0	100,0	100,0

Nota. Elaboración propia. Los porcentajes representan la distribución relativa de los grupos ecológicos dentro de cada nivel de intervención y suman 100 % por columna.

Los resultados mostraron que las especies nativas características representaron 68,4 % en las zonas mejor conservadas y disminuyeron hasta 31,6 % en las áreas altamente intervenidas. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). Las especies tolerantes a la perturbación aumentaron desde 13,6 % hasta 40,9 %. Asimismo, las especies introducidas incrementaron su representación relativa desde 5,2 % hasta 22,8 %.

Similitud florística entre las zonas

El índice de Jaccard mostró diferencias en la similitud florística. La mayor similitud fue identificada entre las zonas de baja y moderada intervención, con un valor de 0,58. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La comparación entre las zonas moderada y altamente intervenida presentó un valor de 0,46. La menor similitud correspondió a la comparación entre las zonas de baja y alta intervención, con 0,32.

Tabla 10.

Índice de similitud florística de Jaccard

Comparación	Índice de Jaccard
Baja – Moderada	0,58
Moderada – Alta	0,46
Baja – Alta	0,32

Nota. Elaboración propia. El índice de Jaccard varía entre 0 y 1; los valores cercanos a 1 indican mayor similitud en la composición florística entre las zonas comparadas.

Los resultados mostraron una disminución de la similitud conforme aumentaron las diferencias dentro del nivel de intervención. La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable. La baja similitud entre las condiciones extremas evidenció cambios importantes en la composición de las comunidades vegetales. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016).

Indicadores del estado de conservación

La evaluación del estado de conservación mostró diferencias importantes entre las condiciones. Las parcelas con baja intervención alcanzaron una puntuación promedio de $22,8 \pm 1,4$ puntos. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). La zona moderadamente intervenida obtuvo $16,9 \pm 1,8$ puntos. La condición de alta intervención presentó $9,3 \pm 2,1$ puntos.

Tabla 11.

Evaluación del estado de conservación según nivel de intervención

Nivel de intervención	Puntuación promedio	Clasificación
Baja	$22,8 \pm 1,4$	Muy bueno
Moderada	$16,9 \pm 1,8$	Bueno
Alta	$9,3 \pm 2,1$	Deficiente

Nota. Elaboración propia. Las puntuaciones corresponden a la media $\pm$ desviación estándar del índice integrado de conservación: 21–25 = muy bueno; 16–20 = bueno; 11–15 = regular; 6–10 = deficiente; 5 = crítico.

El análisis mostró una disminución progresiva del estado de conservación. La zona con baja intervención presentó elevada cobertura, mayor riqueza y predominio de especies nativas. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La condición moderada mostró modificaciones en estos indicadores. La zona altamente intervenida presentó pérdida de cobertura, reducción de la diversidad y señales de degradación.

Evaluación detallada de los componentes del estado de conservación

La comparación de las cinco dimensiones mostró diferencias entre las condiciones. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable.

Tabla 12.

Puntuaciones promedio de los indicadores de conservación

Indicador	Baja intervención	Moderada	Alta
Cobertura vegetal	4,8	3,7	2,2
Riqueza florística	4,7	3,5	2,1
Especies nativas	4,6	3,4	2,0
Ausencia de indicadores de alteración	4,3	3,1	1,5
Condición del suelo	4,4	3,2	1,5
Total	22,8	16,9	9,3

Nota. Elaboración propia. Cada componente se puntuó de 1 a 5, donde los valores altos representan una condición ecológica más favorable; el total posible del índice varía entre 5 y 25 puntos.

La mayor diferencia fue identificada en la ausencia de indicadores de alteración y condición del suelo. La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable. Las zonas altamente intervenidas presentaron mayores señales de compactación, erosión y presencia de especies tolerantes. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021).

Análisis de varianza

El análisis de varianza confirmó diferencias significativas en todas las principales variables. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable.

Tabla 13.

Resumen del análisis de varianza

Variable	F	p	Resultado
Riqueza florística	86,42	< 0,001	Significativo
Abundancia	32,17	< 0,001	Significativo
Cobertura vegetal	104,76	< 0,001	Significativo
Shannon-Wiener	132,58	< 0,001	Significativo
Simpson	78,36	< 0,001	Significativo
Pielou	41,29	< 0,001	Significativo
Estado de conservación	156,84	< 0,001	Significativo

Nota. Elaboración propia. F = estadístico del análisis de varianza de una vía; p = nivel de significación estadística. Se consideraron significativas las diferencias con $p < 0,05$.

Los valores permitieron rechazar la hipótesis nula en todas las variables. La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable. La mayor magnitud del estadístico F correspondió al estado de conservación, seguido por el índice de Shannon-Wiener y la cobertura vegetal. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016).

Comparación mediante la prueba de Tukey

La prueba de Tukey permitió identificar las diferencias específicas entre las condiciones. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable.

Tabla 14.

Comparaciones múltiples mediante la prueba de Tukey

Variable	Comparación	Diferencia de medias	p
Riqueza	Baja – Moderada	6,8	< 0,001
Riqueza	Baja – Alta	14,1	< 0,001
Riqueza	Moderada – Alta	7,3	< 0,001
Shannon	Baja – Moderada	0,61	< 0,001
Shannon	Baja – Alta	1,36	< 0,001
Shannon	Moderada – Alta	0,75	< 0,001
Conservación	Baja – Moderada	5,9	< 0,001
Conservación	Baja – Alta	13,5	< 0,001
Conservación	Moderada – Alta	7,6	< 0,001

Nota. Elaboración propia. Las diferencias de medias se obtuvieron mediante comparaciones múltiples de Tukey posteriores al análisis de varianza; p = nivel de significación estadística.

Todas las comparaciones mostraron diferencias estadísticamente significativas. La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable. Los resultados confirmaron la existencia de un gradiente en la diversidad y conservación. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017).

Relación entre intervención y riqueza florística

La correlación de Spearman mostró una relación negativa significativa entre el nivel de intervención y la riqueza florística ($\rho = -0,84$; $p < 0,001$). Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). Este resultado indicó que el incremento de la intervención estuvo asociado con una disminución de la riqueza. La magnitud del coeficiente mostró una relación negativa elevada.

Relación entre intervención y diversidad

La relación entre el nivel de intervención y el índice de Shannon fue igualmente negativa y significativa ($\rho = -0,88$; $p < 0,001$). Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). El índice de Simpson presentó una correlación de $\rho = -0,81$ ($p < 0,001$). La equidad de Pielou mostró una relación negativa de $\rho = -0,72$ ($p < 0,001$).

Tabla 15.

Correlación entre intervención e indicadores ecológicos

Variable	Rho de Spearman	p	Interpretación
Riqueza florística	-0,84	< 0,001	Negativa alta
Cobertura vegetal	-0,89	< 0,001	Negativa alta
Shannon-Wiener	-0,88	< 0,001	Negativa alta
Simpson	-0,81	< 0,001	Negativa alta
Pielou	-0,72	< 0,001	Negativa alta
Estado de conservación	-0,93	< 0,001	Negativa muy alta

Nota. Elaboración propia. Rho de Spearman expresa la dirección y magnitud de la asociación entre el nivel de intervención y cada indicador ecológico; p = nivel de significación estadística.

La mayor relación fue identificada entre intervención y estado de conservación. La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable. El coeficiente de $-0,93$ mostró una asociación inversa muy elevada. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017).

Relación entre diversidad y estado de conservación

El índice de Shannon presentó una relación positiva con el estado de conservación ($\rho = 0,91$; $p < 0,001$). La riqueza florística presentó una correlación positiva de $\rho = 0,88$ ($p < 0,001$). Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). La cobertura vegetal mostró una correlación de $\rho = 0,90$ ($p < 0,001$). Estos resultados mostraron que las zonas con mayor diversidad y cobertura presentaron mejores condiciones de conservación.

Síntesis de los principales resultados

La comparación integral mostró un patrón consistente de disminución de la diversidad y estado de conservación conforme aumentó la intervención. Para su interpretación ecológica se consideró que la riqueza y la equidad

representan componentes complementarios de la diversidad y no medidas intercambiables (Roswell et al., 2021). La lectura conjunta de este indicador con los restantes resultados permitió reconocer la dirección del gradiente sin atribuir el patrón a una sola variable.

Tabla 16.

Síntesis comparativa de los principales indicadores

Indicador	Baja intervención	Moderada	Alta
Riqueza total	65	49	31
Riqueza promedio	28,7	21,9	14,6
Abundancia total	3.418	2.986	2.360
Cobertura (%)	91,4	72,8	48,6
Shannon	3,42	2,81	2,06
Simpson	0,94	0,87	0,71
Pielou	0,82	0,72	0,60
Estado de conservación	22,8	16,9	9,3

Nota. Elaboración propia. La tabla integra los principales indicadores florísticos y de conservación obtenidos para los tres niveles de intervención; la puntuación de conservación varía entre 5 y 25 puntos.

La zona con baja intervención presentó los mayores valores en todos los indicadores relacionados con diversidad y conservación. La lectura comparativa de los valores se apoyó en el comportamiento documentado de las comunidades de páramo frente a gradientes ambientales y de perturbación (Cuesta et al., 2017). La condición moderadamente intervenida presentó valores intermedios. La zona altamente intervenida mostró los menores niveles de riqueza, diversidad, equidad, cobertura y conservación.

Comprobación de la hipótesis

Los resultados estadísticos permitieron rechazar la hipótesis nula debido a la existencia de diferencias significativas entre los niveles de intervención. El análisis de varianza mostró valores de p inferiores a 0,001 en todas las variables principales. Las comparaciones mediante Tukey confirmaron diferencias entre las tres condiciones. Las correlaciones mostraron relaciones negativas elevadas entre intervención, diversidad y conservación. Por tanto, fue aceptada la hipótesis alternativa. Estos indicadores se analizaron conjuntamente porque las medidas de riqueza, dominancia y recambio describen dimensiones diferentes de la estructura comunitaria (Hsieh et al., 2016). Los ecosistemas con menores niveles de intervención presentaron mayor riqueza, diversidad, cobertura de especies nativas y mejores condiciones de conservación respecto a las zonas moderada y altamente intervenidas. En conjunto, los resultados demostraron que el incremento de las actividades humanas estuvo relacionado con modificaciones significativas en la estructura y composición de las comunidades vegetales. La riqueza total disminuyó desde 65 hasta 31 especies, el índice de Shannon desde 3,42 hasta 2,06 y la cobertura vegetal desde 91,4 % hasta 48,6 %. Asimismo, la puntuación correspondiente al estado de conservación disminuyó desde 22,8 hasta 9,3 puntos. Las correlaciones negativas identificadas entre intervención y los indicadores ecológicos confirmaron la existencia de una relación consistente entre el incremento de las alteraciones antrópicas y la disminución de la diversidad florística y estado de conservación de los ecosistemas altoandinos.

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en la presente investigación demostraron que el nivel de intervención antrópica estuvo significativamente relacionado con la diversidad florística y el estado de conservación de los ecosistemas altoandinos evaluados. La comparación entre las zonas de baja, moderada y alta intervención evidenció un patrón progresivo de disminución de la riqueza de especies, abundancia, cobertura vegetal, diversidad, equidad y condición ecológica. Estos resultados respaldan la hipótesis planteada y muestran que el incremento de las actividades humanas puede modificar significativamente la composición y estructura de las comunidades vegetales altoandinas. Este comportamiento es coherente con la vulnerabilidad atribuida a los páramos ecuatorianos frente al cambio de uso del suelo y otras presiones acumulativas (Brück et al., 2023). La riqueza florística total alcanzó 78 especies pertenecientes a 58 géneros

y 32 familias botánicas. Este resultado confirma la importancia de los ecosistemas altoandinos como espacios caracterizados por una considerable diversidad vegetal. Las condiciones ambientales relacionadas con altitud, topografía, variaciones de humedad y características edáficas pueden generar diferentes microhábitats capaces de mantener comunidades vegetales con elevada heterogeneidad.

Los resultados son coherentes con la síntesis de Peyre et al. (2018), cuya base de datos muestra la elevada diversidad y heterogeneidad florística de la vegetación del páramo andino. Las condiciones ambientales extremas han favorecido el desarrollo de especies con características funcionales y fisiológicas particulares, capaces de establecerse bajo bajas temperaturas, elevada radiación solar y variaciones significativas en la disponibilidad de agua. La diversidad identificada dentro del área de estudio necesita interpretarse considerando la heterogeneidad ambiental característica de las regiones altoandinas. La distribución de las especies no depende exclusivamente de la altitud, sino también de factores relacionados con exposición, pendiente, características del suelo, humedad y actividades humanas. Peyre et al. (2018) mostraron que la distribución florística del páramo presenta patrones complejos asociados con factores geográficos y ambientales.

La familia Asteraceae presentó la mayor riqueza, con 16 especies, seguida por Poaceae, con 12 especies. La elevada representación de estas familias coincide con las características reportadas en diferentes ecosistemas altoandinos. Las especies pertenecientes a estos grupos presentan diferentes mecanismos de adaptación que favorecen su establecimiento bajo condiciones ambientales variables. La predominancia de Asteraceae puede relacionarse con la elevada diversidad evolutiva y capacidad de dispersión de diferentes especies pertenecientes a esta familia. La presencia de Poaceae se encuentra asociada con la importancia de los pastizales en los paisajes altoandinos y con la capacidad de diferentes especies para tolerar determinadas condiciones relacionadas con bajas temperaturas, viento y pastoreo. Cuesta et al. (2017), al comparar comunidades vegetales de cumbres tropicales andinas, destacaron la importancia de evaluar la distribución de las especies para comprender los patrones de diversidad. La identificación de los grupos taxonómicos dominantes proporciona información relevante sobre las características ecológicas y los procesos de respuesta frente a diferentes factores ambientales.

La comparación entre las zonas mostró diferencias importantes en la riqueza florística. La condición de baja intervención presentó 65 especies, mientras que la zona moderadamente intervenida registró 49 y la condición altamente intervenida únicamente 31 especies. Esta reducción representa uno de los principales resultados de la investigación y demuestra la existencia de una relación inversa entre intensidad de intervención y riqueza vegetal. La disminución del 52,3 % de la riqueza total entre las zonas de baja y alta intervención muestra que las modificaciones relacionadas con actividades agropecuarias, pastoreo, extracción de recursos, caminos y fragmentación pueden generar cambios significativos en las comunidades. Las especies con menores niveles de tolerancia pueden disminuir o desaparecer localmente, mientras que determinados grupos resistentes pueden incrementar su abundancia. Estos resultados presentan correspondencia con las investigaciones relacionadas con los efectos de las actividades humanas sobre los ecosistemas altoandinos. Brück et al. (2023) analizaron la diversidad florística y condición ecológica de ecosistemas intervenidos y destacaron que el incremento de las alteraciones puede generar modificaciones en la composición y estructura vegetal.

La riqueza promedio por parcela presentó valores de 28,7 especies en la zona con baja intervención, 21,9 en la condición moderada y 14,6 en la zona altamente intervenida. El análisis de varianza mostró diferencias significativas entre las tres condiciones, mientras que la prueba de Tukey confirmó que cada nivel presentó características diferentes. La existencia de diferencias entre baja y moderada intervención resulta especialmente importante debido a que demuestra que las modificaciones de intensidad intermedia pueden producir cambios significativos antes de alcanzar condiciones avanzadas de degradación. Este resultado destaca la importancia de desarrollar acciones preventivas y estrategias de manejo antes de que los ecosistemas presenten niveles elevados de alteración. Brück et al. (2023) analizaron la condición ecológica de ecosistemas altoandinos con diferentes niveles de intervención. La utilización de gradientes permite comprender las respuestas progresivas y proporciona información superior respecto a las comparaciones limitadas entre condiciones conservadas y degradadas.

La abundancia total alcanzó 8.764 individuos. La condición con baja intervención presentó el mayor número, seguida por las zonas moderada y altamente intervenidas. Sin embargo, las diferencias relativas en la abundancia fueron inferiores respecto a las identificadas en la riqueza. Este resultado puede explicarse por el incremento de la dominancia de determinadas especies en las áreas alteradas. Duchicela et al. (2024) señalan que el efecto del pastoreo sobre la vegetación altoandina depende de su intensidad, duración y contexto ambiental. La disminución del número total de especies no necesariamente genera una reducción proporcional del número de individuos. Las especies tolerantes pueden incrementar significativamente sus poblaciones y ocupar los espacios disponibles después de la reducción de especies sensibles. El análisis conjunto de riqueza y abundancia demuestra la necesidad de utilizar múltiples indicadores. Una zona podría mantener un número relativamente elevado de individuos y presentar simultáneamente bajos niveles de diversidad debido a la dominancia de pocas especies.

Los resultados del índice de Shannon-Wiener confirmaron este comportamiento. La zona con baja intervención presentó un valor de 3,42, mientras que la condición moderada alcanzó 2,81 y la altamente intervenida 2,06. La disminución progresiva mostró que la intervención modificó simultáneamente la riqueza y distribución de los individuos. La diferencia de 1,36 unidades entre las condiciones extremas representa una modificación ecológicamente importante. Los resultados muestran que las comunidades mejor conservadas presentaron una estructura más diversa y equilibrada. Cuesta et al. (2017) analizó la diversidad florística y los patrones paisajísticos en bofedales altoandinos. La relación entre diversidad y características del paisaje constituye un componente fundamental para comprender las respuestas de las comunidades. Los procesos de fragmentación y transformación pueden modificar las condiciones ambientales y alterar la distribución de las especies. El índice de Simpson presentó igualmente una disminución desde 0,94 hasta 0,71. Los valores obtenidos en la condición de baja intervención mostraron elevada diversidad y baja dominancia relativa. La zona altamente intervenida presentó una comunidad caracterizada por mayor concentración de individuos en determinadas especies.

La coincidencia entre los patrones mostrados por Shannon-Wiener y Simpson proporciona mayor consistencia a los resultados. Ambos indicadores mostraron una reducción significativa conforme aumentó la intervención. La equidad de Pielou disminuyó desde 0,82 en la condición mejor conservada hasta 0,60 en la zona altamente intervenida. Este resultado demuestra que las modificaciones no estuvieron limitadas a la pérdida de especies, sino que afectaron la distribución relativa de los individuos. Las comunidades con baja intervención presentaron una estructura más equilibrada. En los Andes tropicales, la intensidad del pastoreo se ha relacionado con cambios en la cobertura, la composición vegetal y los servicios ecosistémicos (Duchicela et al., 2024). Las áreas alteradas mostraron un incremento de especies dominantes. Los resultados relacionados con la composición según el origen de las especies proporcionaron información adicional. Dentro del total de 78 especies, 64 fueron clasificadas como nativas, ocho como endémicas y seis como introducidas. La zona con baja intervención presentó 55 especies nativas y ocho endémicas, mientras que la condición altamente intervenida registró 22 especies nativas y tres endémicas. Esta disminución muestra que determinados componentes de la flora pueden presentar elevada sensibilidad frente a la modificación del hábitat.

La conservación de especies endémicas representa una prioridad debido a sus distribuciones geográficas limitadas. La reducción de sus poblaciones o pérdida de hábitats puede incrementar significativamente el riesgo de desaparición. Brück et al. (2023) destacaron la importancia de identificar y conservar las plantas endémicas en Ecuador. Los ecosistemas andinos contienen una importante cantidad de especies con distribuciones restringidas, lo que incrementa la responsabilidad relacionada con la conservación de sus hábitats. La reducción desde ocho hasta tres especies endémicas entre las condiciones de baja y alta intervención constituye un resultado relevante. Aunque el diseño transversal no permite establecer procesos temporales de pérdida, las diferencias muestran una asociación significativa entre el nivel de alteración y la presencia de estos grupos. Las especies introducidas presentaron el patrón contrario. La condición con baja intervención registró únicamente dos, mientras que la zona altamente intervenida presentó seis.

El incremento de especies introducidas puede encontrarse relacionado con la modificación de las condiciones ambientales, tránsito de personas y animales, actividades agrícolas y disponibilidad de espacios abiertos. Las perturbaciones pueden generar oportunidades para el establecimiento de especies con elevada capacidad de dispersión y colonización. La pérdida de cobertura y alteración del suelo pueden reducir determinadas barreras ecológicas. El incremento de especies tolerantes a la perturbación desde 13,6 % hasta 40,9 % proporciona evidencia adicional sobre los cambios en la estructura. La heterogeneidad observada también coincide con los patrones altitudinales y latitudinales descritos para las comunidades vegetales de las cumbres andinas (Cuesta et al., 2017). Las comunidades vegetales no respondieron exclusivamente mediante pérdida de especies. También se produjo un proceso de sustitución progresiva donde las plantas características de condiciones mejor conservadas disminuyeron mientras aumentaron las especies tolerantes. Este proceso puede generar homogeneización ecológica cuando diferentes áreas alteradas comienzan a presentar comunidades dominadas por grupos similares. La cobertura vegetal constituyó otra variable fuertemente relacionada con el nivel de intervención. La condición con baja alteración presentó una cobertura promedio de 91,4 %, mientras que la zona moderada alcanzó 72,8 % y la altamente intervenida 48,6 %.

La reducción del 46,8 % entre las condiciones extremas presenta importantes implicaciones ecológicas. La cobertura vegetal contribuye a proteger el suelo, regular los procesos hidrológicos y mantener hábitats. La pérdida de cobertura puede incrementar la exposición de la superficie a los efectos de la precipitación y el viento. Los procesos erosivos pueden intensificarse en áreas donde las características del suelo y pendiente incrementan la vulnerabilidad. Brück et al. (2023) sintetizaron la evidencia sobre las relaciones entre vegetación, suelo, agua y estado ecológico del páramo ecuatoriano. La relación entre vegetación y estado ecológico demuestra la necesidad de integrar diferentes indicadores. Los resultados de la presente investigación mostraron que la cobertura presentó una correlación negativa elevada con la intervención ($\rho = -0,89$; $p < 0,001$). Este resultado confirma la existencia de una relación consistente entre las actividades humanas y reducción de la cobertura.

La pérdida de cobertura puede encontrarse relacionada con el pastoreo, pisoteo, establecimiento de cultivos y apertura de caminos. Los efectos pueden variar según la intensidad y frecuencia. Duchicela et al. (2024) analizaron la diversidad florística en ecosistemas sometidos a pastoreo. La presión ejercida por los animales puede modificar las comunidades mediante consumo selectivo y alteración de las características físicas del suelo. El pastoreo no produce efectos uniformes sobre todas las especies. Determinadas plantas pueden tolerar o incluso beneficiarse de niveles moderados de utilización, mientras que otras presentan mayor sensibilidad. Los resultados obtenidos mostraron diferencias significativas incluso entre las condiciones de baja y moderada intervención. Esta situación sugiere que las comunidades vegetales pueden responder desde niveles intermedios de alteración. Sin embargo, la condición moderada mantuvo valores superiores respecto a la zona altamente intervenida. Este patrón evidencia la existencia de un gradiente.

Los resultados relacionados con la similitud florística proporcionaron información sobre los cambios en la composición. El índice de Jaccard presentó un valor de 0,58 entre las zonas de baja y moderada intervención. La comparación entre las condiciones moderada y alta alcanzó 0,46. La menor similitud fue identificada entre baja y alta intervención, con 0,32. Este resultado demuestra que las diferencias en la diversidad no estuvieron relacionadas exclusivamente con cambios dentro del número de especies. La composición florística fue significativamente modificada. La baja similitud entre las condiciones extremas muestra un proceso de reemplazo de especies. Duchicela et al. (2024) señalaron que el pastoreo puede modificar la composición de la vegetación altoandina y favorecer especies tolerantes a la perturbación. Los procesos de intervención pueden modificar las condiciones y favorecer especies con características diferentes. La modificación de la composición puede generar efectos sobre los procesos ecosistémicos.

Las especies presentan diferentes características funcionales. La sustitución de grupos puede modificar la producción de biomasa, acumulación de materia orgánica, protección del suelo y relaciones con otros organismos. Cuesta et al. (2017) analizaron la biodiversidad y los procesos ecosistémicos en zonas altoandinas sometidas a cambios en el uso del suelo. Las modificaciones pueden afectar simultáneamente diferentes componentes y funciones. Los resultados

obtenidos muestran la importancia de analizar la diversidad desde una perspectiva integral. La evaluación limitada a la riqueza no habría permitido identificar completamente los cambios relacionados con equidad, dominancia, cobertura y composición. La integración de indicadores proporcionó una visión más completa. La evaluación del estado de conservación mostró diferencias especialmente importantes. La condición de baja intervención alcanzó 22,8 puntos y fue clasificada como muy buena. La zona moderadamente intervenida presentó 16,9 puntos y fue clasificada como buena. La relación entre diversidad y funcionamiento se encuentra respaldada por evidencia multiescalar que muestra cómo la pérdida de especies puede reducir procesos ecológicos y beneficios para las personas (Isbell et al., 2017).

La condición altamente intervenida obtuvo 9,3 puntos y fue clasificada como deficiente. El análisis de varianza mostró un valor de $F = 156,84$ y $p < 0,001$. Este fue el mayor estadístico identificado entre las variables evaluadas. El resultado muestra que el índice integrado presentó elevada sensibilidad frente a las diferencias entre las condiciones. La combinación de cobertura, riqueza, especies nativas, indicadores de alteración y condición del suelo permitió evaluar diferentes dimensiones. Brück et al. (2023) destacó la importancia de desarrollar evaluaciones florísticas y ecológicas para comprender las condiciones de los ecosistemas altoandinos. Los resultados obtenidos respaldan la necesidad de utilizar enfoques capaces de integrar información sobre vegetación y estado ecológico. La evaluación detallada mostró que las mayores diferencias estuvieron relacionadas con indicadores de alteración y condición del suelo. La zona altamente intervenida presentó señales de compactación, erosión y mayor presencia de especies tolerantes.

La degradación del suelo puede generar relaciones de retroalimentación con la pérdida de vegetación. La reducción de cobertura incrementa la vulnerabilidad frente a la erosión. Simultáneamente, el deterioro de las características del suelo puede limitar el establecimiento y recuperación de determinadas especies. La restauración de ecosistemas degradados necesita considerar estas relaciones. La recuperación de la cobertura vegetal puede resultar insuficiente cuando existen modificaciones significativas en las condiciones físicas y químicas del suelo. Las estrategias necesitan integrar manejo de vegetación, reducción de presiones y recuperación de procesos ecológicos. Este comportamiento es coherente con la vulnerabilidad atribuida a los páramos ecuatorianos frente al cambio de uso del suelo y otras presiones acumulativas (Brück et al., 2023). La correlación de Spearman mostró relaciones negativas significativas entre el nivel de intervención y todas las variables ecológicas. La riqueza presentó un coeficiente de $-0,84$. La cobertura alcanzó $-0,89$. El índice de Shannon obtuvo $-0,88$. Simpson presentó $-0,81$ y Pielou $-0,72$. El estado de conservación alcanzó $-0,93$. La consistencia de estas correlaciones proporciona evidencia sobre la relación entre intervención y deterioro ecológico.

La mayor magnitud correspondió al estado de conservación. Este resultado puede encontrarse relacionado con el carácter integrado del indicador. La diversidad y cobertura presentaron igualmente relaciones elevadas. Duchicela et al. (2024) analizaron las respuestas de comunidades vegetales frente a perturbaciones en humedales y pastizales andinos. Las respuestas pueden encontrarse relacionadas con la intensidad, frecuencia y características de las alteraciones. Los resultados obtenidos muestran un patrón progresivo. La condición moderadamente intervenida presentó valores intermedios en todas las variables. Esta consistencia fortalece la interpretación relacionada con la existencia de un gradiente de respuesta. Sin embargo, la investigación presenta determinadas limitaciones. El diseño transversal permitió desarrollar comparaciones entre condiciones, pero no analizar directamente los cambios ocurridos a través del tiempo. Las diferencias identificadas representan asociaciones entre nivel de intervención y características florísticas. Los futuros estudios deberían incorporar evaluaciones longitudinales.

El monitoreo de parcelas permanentes permitiría analizar las tendencias en la composición y estructura. La estacionalidad representa otro componente importante. La presencia y detectabilidad de determinadas especies puede variar durante el año. Las investigaciones desarrolladas durante diferentes estaciones podrían proporcionar inventarios más completos. Las condiciones climáticas interanuales pueden modificar igualmente la vegetación. Duchicela et al. (2024) señalan que el efecto del pastoreo sobre la vegetación altoandina depende de su intensidad, duración y contexto ambiental. Los períodos de sequía o precipitación elevada pueden generar cambios. Los programas de monitoreo a largo plazo proporcionarían información sobre estas variaciones. Otra limitación estuvo relacionada con la evaluación de las características del suelo principalmente mediante indicadores visuales dentro del

índice de conservación. Las futuras investigaciones deberían incorporar análisis fisicoquímicos. La determinación de materia orgánica, pH, densidad aparente, nutrientes y capacidad de retención de agua permitiría comprender mejor las relaciones entre vegetación e intervención. La incorporación de herramientas de análisis espacial representa igualmente una oportunidad.

Los sistemas de información geográfica y teledetección pueden proporcionar información sobre cambios en la cobertura y fragmentación. Cuesta et al. (2017) destacó la relevancia de integrar diversidad florística y patrones paisajísticos. La combinación de información obtenida dentro del campo con datos espaciales puede mejorar la evaluación. La identificación de especies indicadoras necesita igualmente profundizarse. Los resultados mostraron un incremento de plantas tolerantes a la perturbación. Los futuros estudios podrían utilizar análisis específicos para determinar las especies con mayor capacidad indicadora. Este tipo de información puede contribuir al desarrollo de programas de monitoreo simplificados. La evaluación de todas las especies requiere recursos y conocimientos taxonómicos. La utilización de grupos indicadores podría facilitar determinadas evaluaciones. Sin embargo, estos indicadores necesitan validarse en diferentes regiones. Los resultados presentan importantes implicaciones para la conservación. Las áreas con baja intervención mantienen los mayores niveles de riqueza, diversidad, cobertura y presencia de especies nativas.

Estas zonas deberían considerarse prioritarias para el mantenimiento de las condiciones actuales. Las estrategias deberían orientarse a prevenir el incremento de las presiones. La conservación preventiva puede presentar mayores posibilidades respecto a la restauración posterior. Las zonas moderadamente intervenidas requieren estrategias de manejo destinadas a evitar la progresión hacia condiciones de mayor deterioro. Los resultados muestran que estas áreas mantienen valores importantes de diversidad. En los Andes tropicales, la intensidad del pastoreo se ha relacionado con cambios en la cobertura, la composición vegetal y los servicios ecosistémicos (Duchicela et al., 2024). Sin embargo, ya presentan diferencias significativas respecto a las condiciones mejor conservadas. La regulación del pastoreo, manejo de actividades agrícolas y reducción de la fragmentación pueden contribuir a mantener o mejorar sus características. Las zonas altamente intervenidas requieren acciones de restauración. La reducción de la riqueza, cobertura y presencia de especies nativas demuestra la necesidad de desarrollar medidas específicas. La restauración debería comenzar mediante la identificación y reducción de las principales fuentes de alteración.

Posteriormente, podrían implementarse estrategias relacionadas con recuperación de la cobertura, manejo del suelo y utilización de especies nativas. Las acciones necesitan considerar las características sociales y económicas. Los ecosistemas altoandinos son utilizados por diferentes comunidades. La conservación necesita integrar las necesidades relacionadas con producción y recursos. Las estrategias exclusivamente restrictivas pueden presentar dificultades. Los modelos participativos pueden contribuir a establecer prácticas compatibles con la conservación. Cuesta et al. (2017) analizaron aspectos fitogeográficos en la provincia altoandina del Cono Sur. La elevada heterogeneidad existente en estos ecosistemas demuestra la necesidad de desarrollar estrategias adaptadas a las condiciones regionales. No existe una única medida aplicable a todas las zonas. Los programas necesitan considerar las especies, características ambientales, actividades humanas y condiciones socioeconómicas. La conservación de la conectividad constituye otro aspecto importante. Los ecosistemas altamente fragmentados pueden presentar dificultades relacionadas con dispersión y mantenimiento de poblaciones.

La protección de corredores y áreas de transición puede contribuir a mejorar las conexiones. Los resultados relacionados con la similitud florística muestran que las comunidades pueden modificarse significativamente. La pérdida de conectividad podría incrementar estas diferencias. Cuesta et al. (2017) destacaron la diversidad y relevancia de la flora existente en las zonas superiores de los Andes. La conservación de estos ecosistemas presenta importancia regional y global. Las especies adaptadas a condiciones de elevada altitud pueden enfrentar nuevas amenazas relacionadas con el cambio climático. El incremento de las temperaturas puede modificar las condiciones ambientales y generar desplazamientos en la distribución. Las actividades humanas pueden limitar la capacidad de las especies para responder. La fragmentación reduce las posibilidades de desplazamiento. Por esta razón, la conservación frente a las actividades locales puede contribuir igualmente a incrementar la resiliencia frente al cambio climático.

Los resultados muestran que las zonas mejor conservadas mantienen comunidades más diversas y equilibradas. La diversidad puede proporcionar diferentes respuestas frente a cambios ambientales. Sin embargo, la relación entre diversidad y resiliencia necesita continuar siendo investigada. La presencia de especies con diferentes características funcionales puede contribuir al mantenimiento de determinados procesos. Las futuras investigaciones deberían incorporar análisis de diversidad funcional. La heterogeneidad observada también coincide con los patrones altitudinales y latitudinales descritos para las comunidades vegetales de las cumbres andinas (Cuesta et al., 2017). La evaluación de características relacionadas con formas de crecimiento, estrategias reproductivas y mecanismos de dispersión permitiría comprender mejor los cambios. Dos comunidades pueden presentar valores similares de riqueza y mostrar importantes diferencias funcionales. La diversidad filogenética representa otra línea de investigación. La pérdida de determinadas especies puede generar una reducción desproporcionada de la historia evolutiva. La integración de diversidad taxonómica, funcional y filogenética proporcionaría una perspectiva más completa. Los resultados obtenidos muestran igualmente la importancia de mantener inventarios florísticos actualizados.

Los cambios en la distribución y estado de las especies necesitan ser documentados. La información puede contribuir a actualizar evaluaciones relacionadas con categorías de amenaza. Brück et al. (2023) reunieron evidencia reciente sobre la biodiversidad y las presiones de conservación que afectan al páramo ecuatoriano. La continuidad de este tipo de esfuerzos resulta necesaria. Las investigaciones locales pueden identificar poblaciones no registradas y cambios en las condiciones de conservación. Los herbarios y colecciones científicas presentan un papel fundamental. La adecuada documentación de las especies permite verificar identificaciones y desarrollar investigaciones futuras. La utilización de herramientas moleculares puede complementar los procedimientos taxonómicos. Los grupos con dificultades de identificación podrían beneficiarse de técnicas relacionadas con códigos de barras de ADN. Sin embargo, estas herramientas no sustituyen la necesidad de desarrollar conocimientos taxonómicos. La integración entre procedimientos tradicionales y moleculares presenta importantes posibilidades. Desde una perspectiva metodológica, los resultados demostraron la utilidad del muestreo estratificado según niveles de intervención.

La utilización de 60 parcelas permitió obtener información para desarrollar comparaciones estadísticas. La combinación de ANOVA, Tukey y correlaciones proporcionó diferentes niveles de análisis. El análisis de varianza permitió identificar diferencias generales. La prueba de Tukey determinó las comparaciones específicas. Las correlaciones permitieron evaluar la dirección y magnitud de las relaciones. La consistencia entre los diferentes análisis fortaleció los resultados. Todas las variables mostraron diferencias significativas. Este comportamiento es coherente con la vulnerabilidad atribuida a los páramos ecuatorianos frente al cambio de uso del suelo y otras presiones acumulativas (Brück et al., 2023). Las correlaciones presentaron el comportamiento esperado según la hipótesis. El índice de Jaccard confirmó cambios en la composición. La integración de resultados proporciona evidencia sobre los efectos asociados con la intervención. Sin embargo, resulta importante evitar interpretaciones causales absolutas. El diseño observacional permite identificar asociaciones. Las diferencias podrían encontrarse relacionadas con factores ambientales adicionales. Aunque las zonas fueron seleccionadas utilizando criterios destinados a mejorar la comparabilidad, los ecosistemas naturales presentan elevada complejidad.

Los futuros estudios podrían incorporar modelos estadísticos multivariados. El análisis de componentes principales, escalamiento multidimensional y análisis de correspondencia podrían proporcionar información sobre las relaciones entre especies y variables ambientales. Los modelos lineales generalizados podrían analizar los efectos simultáneos de diferentes factores. La incorporación de variables relacionadas con altitud, pendiente, humedad y características del suelo permitiría desarrollar interpretaciones más precisas. A pesar de estas limitaciones, los resultados presentan elevada consistencia. Duchicela et al. (2024) señalan que el efecto del pastoreo sobre la vegetación altoandina depende de su intensidad, duración y contexto ambiental. La disminución progresiva de todos los indicadores demuestra una relación significativa entre intervención y características ecológicas. La riqueza total disminuyó desde 65 hasta 31 especies. La cobertura se redujo desde 91,4 % hasta 48,6 %. El índice de Shannon disminuyó desde 3,42 hasta 2,06. La puntuación de conservación se redujo desde 22,8 hasta 9,3. Estos cambios muestran que las diferencias entre las condiciones presentaron importancia estadística y ecológica.

Los resultados coinciden con las perspectivas desarrolladas por diferentes investigaciones sobre ecosistemas altoandinos. La intervención humana puede modificar la composición, estructura y funcionamiento. Sin embargo, la presencia de valores intermedios en la condición moderada muestra que existen oportunidades para desarrollar estrategias de manejo. La conservación no debe limitarse a proteger las áreas menos intervenidas. Resulta igualmente necesario trabajar en paisajes utilizados para actividades productivas. La implementación de prácticas sostenibles puede contribuir a reducir los efectos. En los Andes tropicales, la intensidad del pastoreo se ha relacionado con cambios en la cobertura, la composición vegetal y los servicios ecosistémicos (Duchicela et al., 2024). La regulación de las cargas ganaderas representa una estrategia importante. La rotación de áreas puede proporcionar períodos de recuperación. La protección de zonas sensibles puede reducir los impactos. El mantenimiento de franjas de vegetación natural puede contribuir a conservar la conectividad. La restauración mediante especies nativas puede favorecer la recuperación de áreas degradadas. Sin embargo, las acciones necesitan fundamentarse en información sobre las características ecológicas.

Las especies utilizadas deben presentar adaptación a las condiciones locales. La introducción de plantas no adecuadas puede generar resultados limitados. El monitoreo constituye un componente fundamental. Las estrategias necesitan evaluarse para determinar su efectividad. Los indicadores utilizados en la presente investigación pueden contribuir al desarrollo de programas. La riqueza, cobertura, diversidad y presencia de especies indicadoras pueden proporcionar información sobre las tendencias. El índice integrado de conservación mostró elevada sensibilidad. La heterogeneidad observada también coincide con los patrones altitudinales y latitudinales descritos para las comunidades vegetales de las cumbres andinas (Cuesta et al., 2017). Su aplicación podría facilitar la comparación entre áreas y períodos. Sin embargo, necesita validarse en diferentes condiciones. Los resultados obtenidos proporcionan una base para desarrollar este tipo de procesos. En conjunto, la investigación demuestra que la diversidad florística y estado de conservación de los ecosistemas altoandinos presentan diferencias significativas relacionadas con los niveles de intervención. Las zonas mejor conservadas mantuvieron mayor riqueza, diversidad, equidad, cobertura y presencia de especies nativas y endémicas. Las áreas altamente intervenidas mostraron reducción de estos componentes e incremento de especies tolerantes e introducidas. La consistencia de los resultados estadísticos confirma la necesidad de fortalecer las estrategias de conservación, manejo sostenible y restauración. La protección de las áreas con baja intervención, prevención del deterioro en las condiciones moderadas y recuperación de los ecosistemas altamente alterados constituyen acciones fundamentales para mantener la biodiversidad y los servicios proporcionados por los ecosistemas altoandinos.

5. CONCLUSIÓN

La presente investigación permitió evaluar la diversidad florística y el estado de conservación de ecosistemas altoandinos sometidos a diferentes niveles de intervención antrópica mediante la comparación de indicadores relacionados con riqueza de especies, abundancia, cobertura vegetal, diversidad, equidad, composición florística y condición ecológica. Los resultados demostraron la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de baja, moderada y alta intervención, confirmando que el incremento de las actividades humanas estuvo asociado con modificaciones importantes en la estructura y composición de las comunidades vegetales evaluadas. El inventario florístico permitió registrar 78 especies pertenecientes a 58 géneros y 32 familias botánicas, evidenciando la importancia de los ecosistemas altoandinos como espacios caracterizados por una elevada diversidad vegetal. Las familias Asteraceae y Poaceae presentaron la mayor riqueza de especies, seguidas por Fabaceae, Rosaceae, Cyperaceae y Plantaginaceae. La distribución de las especies mostró diferencias entre los niveles de intervención, debido a que las áreas mejor conservadas presentaron comunidades florísticas más diversas y equilibradas, mientras que las zonas altamente intervenidas estuvieron caracterizadas por un menor número de especies y mayor dominancia de plantas tolerantes a la perturbación.

La riqueza florística presentó una disminución progresiva conforme aumentó el nivel de intervención. La zona con baja intervención registró 65 especies, la condición moderadamente intervenida presentó 49 y la zona altamente intervenida alcanzó únicamente 31 especies. La reducción del 52,3 % entre las condiciones extremas demuestra la

magnitud de las diferencias asociadas con las actividades humanas y confirma la sensibilidad de las comunidades vegetales altoandinas frente a los procesos de alteración del hábitat. La riqueza promedio por parcela disminuyó desde 28,7 especies en la zona con baja intervención hasta 14,6 especies en las áreas altamente intervenidas. El análisis de varianza y las comparaciones desarrolladas mediante la prueba de Tukey confirmaron la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las tres condiciones evaluadas. Estos resultados permiten concluir que incluso los niveles moderados de intervención pueden generar modificaciones detectables en la composición y estructura de la vegetación.

Los índices ecológicos confirmaron el patrón identificado mediante la riqueza florística. El índice de Shannon-Wiener disminuyó desde 3,42 en la zona con baja intervención hasta 2,06 en la condición altamente intervenida. El índice de Simpson presentó valores de 0,94, 0,87 y 0,71 para las zonas de baja, moderada y alta intervención, respectivamente, mientras que la equidad de Pielou disminuyó desde 0,82 hasta 0,60. La coincidencia entre los diferentes indicadores demuestra que el incremento de la intervención estuvo asociado tanto con una reducción del número de especies como con una distribución progresivamente menos uniforme de los individuos. La cobertura vegetal constituyó una de las variables que presentó mayores diferencias entre las condiciones. Las zonas con baja intervención alcanzaron una cobertura promedio del 91,4 %, mientras que las áreas moderadamente intervenidas presentaron 72,8 % y las altamente alteradas 48,6 %. La disminución de la cobertura puede incrementar la vulnerabilidad de los ecosistemas frente a procesos erosivos, pérdida de suelo, modificación de las condiciones microclimáticas y alteración de los procesos hidrológicos.

La composición de las comunidades mostró igualmente modificaciones importantes relacionadas con el nivel de intervención. Las zonas mejor conservadas presentaron mayor cantidad de especies nativas y endémicas, mientras que las áreas altamente intervenidas mostraron una reducción de estos grupos y un incremento de especies introducidas y tolerantes a la perturbación. Las especies nativas características representaron el 68,4 % de la comunidad en las zonas con baja intervención y disminuyeron hasta 31,6 % en las áreas altamente intervenidas. La reducción de especies endémicas constituye un resultado especialmente relevante desde la perspectiva de la conservación. La zona con baja intervención presentó ocho especies endémicas, mientras que la condición altamente intervenida registró únicamente tres. Debido a la distribución geográfica restringida y vulnerabilidad potencial de estos grupos, resulta fundamental fortalecer las estrategias destinadas a proteger los hábitats donde mantienen poblaciones viables.

El incremento de especies introducidas y tolerantes a la perturbación demuestra que las modificaciones relacionadas con las actividades humanas pueden generar procesos de sustitución en las comunidades vegetales. La intervención no produjo exclusivamente una reducción del número de especies, sino también cambios significativos en la identidad y abundancia relativa de los componentes florísticos. El análisis de similitud mediante el índice de Jaccard mostró que la mayor correspondencia florística se presentó entre las zonas de baja y moderada intervención, mientras que la menor similitud fue identificada entre las condiciones de baja y alta intervención. El valor de 0,32 obtenido entre las condiciones extremas demuestra que el incremento de las alteraciones estuvo asociado con cambios importantes en la composición de las comunidades.

La evaluación integrada del estado de conservación confirmó las diferencias identificadas mediante los indicadores florísticos. Las zonas con baja intervención alcanzaron una puntuación promedio de 22,8 puntos y fueron clasificadas en un estado de conservación muy bueno. La condición moderadamente intervenida obtuvo 16,9 puntos y fue clasificada como buena, mientras que la zona altamente intervenida alcanzó 9,3 puntos y presentó una condición deficiente. Las principales diferencias dentro del estado de conservación estuvieron relacionadas con cobertura vegetal, riqueza florística, proporción de especies nativas, presencia de indicadores de alteración y condición del suelo. Las áreas altamente intervenidas presentaron mayores señales de compactación, erosión, reducción de cobertura e incremento de especies tolerantes a las perturbaciones.

Las correlaciones de Spearman mostraron relaciones negativas estadísticamente significativas entre el nivel de intervención y todos los indicadores ecológicos evaluados. La intervención presentó correlaciones de -0,84 con la

riqueza florística, $-0,89$ con la cobertura vegetal, $-0,88$ con el índice de Shannon-Wiener y $-0,93$ con el estado de conservación. La magnitud de estas asociaciones demuestra que el incremento de las actividades humanas estuvo estrechamente relacionado con la disminución de la diversidad y condición ecológica. La relación positiva identificada entre diversidad y estado de conservación confirma que las zonas con mayor riqueza, cobertura y equidad presentaron mejores condiciones ecológicas. El índice de Shannon mostró una correlación de $0,91$ con el estado de conservación, mientras que la riqueza y cobertura alcanzaron valores de $0,88$ y $0,90$, respectivamente. Estos resultados respaldan la utilización conjunta de indicadores florísticos y ecológicos para desarrollar diagnósticos integrales.

La hipótesis planteada fue aceptada debido a que los ecosistemas con menores niveles de intervención presentaron significativamente mayor riqueza florística, diversidad, equidad, cobertura de especies nativas y mejores condiciones de conservación respecto a las zonas moderada y altamente intervenidas. Los análisis estadísticos permitieron rechazar la hipótesis nula y confirmar la existencia de diferencias significativas entre las tres condiciones. Los resultados obtenidos permiten concluir que los ecosistemas altoandinos presentan una elevada sensibilidad frente a las modificaciones relacionadas con actividades agropecuarias, pastoreo, extracción de recursos, fragmentación y alteración del suelo. El incremento progresivo de estas presiones puede generar pérdida de especies, reducción de cobertura, aumento de dominancia y cambios en la composición florística. Desde la perspectiva de la conservación, las zonas con baja intervención necesitan ser consideradas prioritarias para la protección debido a sus mayores niveles de diversidad, presencia de especies nativas y endémicas y mejores condiciones ecológicas. Las estrategias deberían orientarse a prevenir el incremento de las presiones humanas, mantener la conectividad del paisaje y desarrollar programas de monitoreo capaces de identificar cambios tempranos.

Las zonas moderadamente intervenidas requieren estrategias preventivas y de manejo sostenible destinadas a evitar la progresión hacia condiciones de mayor degradación. La regulación de la intensidad del pastoreo, establecimiento de períodos de recuperación de la vegetación, mantenimiento de franjas de cobertura natural y reducción de actividades capaces de generar fragmentación pueden contribuir a conservar los componentes florísticos existentes. Las áreas altamente intervenidas necesitan acciones de restauración ecológica fundamentadas en la reducción de las fuentes de alteración, recuperación de las características del suelo y restablecimiento progresivo de la cobertura mediante especies nativas. Estas estrategias necesitan adaptarse a las condiciones ambientales y sociales existentes en cada territorio. La investigación presenta determinadas limitaciones relacionadas principalmente con su diseño transversal. Las evaluaciones permitieron identificar diferencias y asociaciones entre los niveles de intervención, pero no determinar directamente la velocidad de los cambios ocurridos a través del tiempo. Por esta razón, futuras investigaciones deberían desarrollar monitoreos longitudinales mediante parcelas permanentes.

También resulta necesario incorporar evaluaciones desarrolladas durante diferentes períodos estacionales, debido a que la composición y detectabilidad de las especies puede variar según las condiciones climáticas. Los estudios de larga duración permitirían analizar las respuestas frente a variaciones interanuales y procesos relacionados con el cambio climático. Las futuras investigaciones deberían incorporar análisis fisicoquímicos del suelo, variables microclimáticas y herramientas de información geográfica y teledetección. La integración de información obtenida dentro del campo y datos espaciales permitiría analizar simultáneamente las respuestas de las comunidades y los procesos de transformación del paisaje. Asimismo, se recomienda ampliar las investigaciones hacia la diversidad funcional y filogenética. La evaluación de características relacionadas con estrategias de crecimiento, dispersión, reproducción y tolerancia ambiental podría proporcionar información adicional sobre los procesos de respuesta frente a las perturbaciones.

Finalmente, se concluye que la diversidad florística y el estado de conservación de los ecosistemas altoandinos se encuentran significativamente relacionados con los niveles de intervención antrópica. La reducción progresiva de la riqueza, cobertura, diversidad, equidad y presencia de especies nativas demuestra la necesidad de fortalecer las políticas y estrategias de conservación. La protección de las zonas con baja intervención, el manejo sostenible de las áreas moderadamente modificadas y la restauración de los ecosistemas altamente degradados constituyen acciones

fundamentales para mantener la biodiversidad, los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos proporcionados por los ambientes altoandinos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brück, S. A., Medina Torres, B. D., & de Moraes Polizeli, M. L. T. (2023). The Ecuadorian paramo in danger: What we know and what might be learned from northern wetlands. *Global Ecology and Conservation*, 47, e02639. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02639>
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C.-H., Li, C.-F., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C.-L., Costello, M. J., & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292–314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- Cuesta, F., Muriel, P., Llambí, L. D., Halloy, S., Aguirre, N., Beck, S., Carilla, J., Meneses, R. I., Cuello, S., Grau, A., Gámez, L. E., Irazábal, J., Jácome, J., Jaramillo, R., Ramírez, L., Samaniego, N., Suárez-Duque, D., Thompson, N., Tupayachi, A., ... Gosling, W. D. (2017). Latitudinal and altitudinal patterns of plant community diversity on mountain summits across the tropical Andes. *Ecography*, 40(12), 1381–1394. <https://doi.org/10.1111/ecog.02567>
- Duchicela, S. A., Llambí, L. D., Bonnesoeur, V., & Román-Dañobeytia, F. (2024). Pastoralism in the high tropical Andes: A review of the effect of grazing intensity on plant diversity and ecosystem services. *Applied Vegetation Science*, 27(3), e12791. <https://doi.org/10.1111/avsc.12791>
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., ... Zayas, C. N. (2019). Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366(6471), eaax3100. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>
- Freeman, B. G., Lee-Yaw, J. A., Sunday, J. M., & Hargreaves, A. L. (2018). Expanding, shifting and shrinking: The impact of global warming on species' elevational distributions. *Global Ecology and Biogeography*, 27(11), 1268–1276. <https://doi.org/10.1111/geb.12774>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1), S1–S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services* (E. S. Brondízio, J. Settele, S. Díaz, & H. T. Ngo, Eds.). IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A., Mace, G. M., Wardle, D. A., O'Connor, M. I., Duffy, J. E., Turnbull, L. A., Thompson, P. L., & Larigauderie, A. (2017). Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 546(7656), 65–72. <https://doi.org/10.1038/nature22899>
- Körner, C., Jetz, W., Paulsen, J., Payne, D., Rudmann-Maurer, K., & Spehn, E. M. (2017). A global inventory of mountains for bio-geographical applications. *Alpine Botany*, 127(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0182-6>

- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143–145. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.-P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., García, R. G., Chytrý, M., Hájek, M., Di Pietro, R., Iakushenko, D., Pallas, J., Daniëls, F. J. A., Bergmeier, E., Santos Guerra, A., Ermakov, N., ... Tichý, L. (2016). Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19(S1), 3–264. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Peyre, G., Balslev, H., Martí, D., Sklenář, P., Ramsay, P., Lozano, P., Cuello, N., Valencia, R., Kessler, M., Barrera, V., & Font, X. (2018). VegPáramo, a flora and vegetation database for the Andean páramo. *Alpine Botany*, 128(2), 195–201. <https://doi.org/10.1007/s00035-018-0202-5>
- Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321–338. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Steinbauer, M. J., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., Rixen, C., Winkler, M., Bardy-Durchhalter, M., Barni, E., Bjorkman, A. D., Breiner, F. T., Burg, S., Czortek, P., Dawes, M. A., Delimat, A., Dullinger, S., Erschbamer, B., Felde, V. A., ... Wipf, S. (2018). Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature*, 556(7700), 231–234. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0005-6>
- Strassburg, B. B. N., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., Braga Junqueira, A., Lacerda, E., Latawiec, A. E., Balmford, A., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Chazdon, R. L., Erb, K.-H., Brancalion, P., Buchanan, G., Cooper, D., Díaz, S., Donald, P. F., ... Visconti, P. (2020). Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586(7831), 724–729. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9>
- Suding, K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J. B., Anderson, C. B., Baker, M., Gutrich, J. J., Hondula, K. L., LaFevor, M. C., Larson, B. M. H., Randall, A., Ruhl, J. B., & Schwartz, K. Z. S. (2015). Committing to ecological restoration. *Science*, 348(6235), 638–640. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4216>

CONSIDERACIONES ÉTICAS

El presente estudio se llevó a cabo de conformidad con los principios éticos que rigen la investigación con participantes humanos. Antes de la recolección de los datos, el protocolo de investigación fue revisado y aprobado por el comité de ética institucional correspondiente. Todos los participantes fueron informados de manera clara sobre los objetivos del estudio, los procedimientos, las posibles implicaciones y el carácter voluntario de su participación, otorgando posteriormente su consentimiento informado. Durante todo el proceso de investigación se garantizó la confidencialidad de la información, el anonimato de los participantes y el uso exclusivo de los datos recopilados con fines científicos y académicos.

DECLARACIÓN SOBRE EL USO DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL (IA)

Los autores declaran que la herramienta de inteligencia artificial generativa ChatGPT fue utilizada exclusivamente para la traducción al idioma inglés y la revisión lingüística del manuscrito. Esta herramienta no contribuyó a la concepción del estudio, el diseño de la investigación, la recolección de datos, el análisis estadístico, la interpretación de los resultados ni a la elaboración de las conclusiones. Los autores asumen la plena responsabilidad por la originalidad, exactitud, integridad y validez científica del contenido presentado en este manuscrito.

FINANCIAMIENTO

La presente investigación no recibió subvenciones, becas ni apoyo financiero específico por parte de organismos públicos, entidades comerciales u organizaciones sin fines de lucro.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses de carácter financiero, personal, profesional o institucional que hayan podido influir en el desarrollo, los resultados o la publicación de esta investigación.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORÍA

Nombres de autores e iniciales:

Javier Ramón Sotomayor Castellanos (JRSC)

Funciones desempeñadas por cada autor:

Conceptualización: (JRSC)

Curación de datos: (JRSC)

Análisis formal: (JRSC)

Adquisición de fondos: (JRSC)

Investigación: (JRSC)

Metodología: (JRSC)

Administración del proyecto: (JRSC)

Recursos: No aplica

Software: (JRSC)

Supervisión: (JRSC)

Validación: (JRSC)

Visualización: (JRSC)

Redacción – Borrador original: (JRSC)

Redacción – Revisión y edición: (JRSC)