DOI:https://doi.org/10.70598/huby2861sk46a

Artículo Original

Efectos del gradiente altitudinal sobre la agrobiodiversidad y la fragmentación en agroecosistemas ribereños de Sucre, Bolivia

Altitudinal gradient effects on agrobiodiversity and fragmentation in riparian agroecosystems of Sucre, Bolivia

Reinaldo Lozano Ajata[1]* · Edwin Portal Rivera[1] · Martha Serrano Pacheco[1]*

[1] Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Facultad de Ciencias Agrarias, Instituto de Agroecología y Seguridad Alimentaria (IASA), Sucre, Bolivia

* Autor de correspondencia: serrano.martha@usfx.bo

Recibido:22/05/2025 Aceptado para publicación:30/06/2025

Resumen

Este estudio analiza la agrobiodiversidad presente en agroecosistemas ribereños del municipio de Sucre, Bolivia a lo largo del gradiente altitudinal de 1500 a 3000 m. Para evaluar de los patrones de fragmentación del paisaje en las zonas donde se identificaron los agroecosistemas, se emplearon imágenes CBERS 4A con resolución espacial de 2 m. El análisis de fragmentación del paisaje se realizó utilizando el software Fragstats. La agrobiodiversidad fue estimada mediante muestreos directos, aplicando técnicas de conteo in situ de las especies cultivadas presentes en los agroecosistemas ribereños. Se identificaron 137 agroecosistemas distribuidos de forma heterogénea lo largo del gradiente altitudinal, observándose la disminución en la frecuencia (n) de los agroecosistemas a medida que aumenta la altitud. En el rango altitudinal bajo (1500-2000 m) se registraron 60 agroecosistemas; en el rango altitudinal medio (2000-2500 m) 50 agroecosistemas y en el rango altitudinal alto (2500-3000 m) 27 agroecosistemas. En el total de agroecosistemas se identificaron 71 especies vegetales, entre cultivos y especies vegetales asociadas, con mayor riqueza y diversidad en altitudes bajas y medias. Este patrón revela menor fragmentación del paisaje en zonas de mayor, que podría atribuirse a restricciones topográficas que limita la disponibilidad de terrenos aptos para la agricultura que dificulta la expansión agrícola.

Palabras clave: agrobiodiversidad; diversidad; plantas cultivadas; valles

Abstract

This study analyzes the agrobiodiversity present in riparian agroecosystems of the municipality of Sucre, Bolivia, along an altitudinal gradient ranging from 1500 to 3000 meters. To evaluate the landscape fragmentation patterns where agroecosystems were identified, CBERS 4A images with a spatial resolution of 2 m was employed. Landscape fragmentation was analyzed using the Fragstats software. Agrobiodiversity was estimated though direct sampling using in situ counting techniques of cultivated species present in riparian agroecosystems. A total of 137 agroecosystems were identified, distributed heterogeneously along the altitudinal gradient, with a decrease in the frequency (n) of agroecosystems observed as altitude increases. In the low altitudinal range (1500-2000 m), 60 agroecosystems were recorded; in the mid-altitude range (2000-2500 m), there are 50 agroecosystems, and in the high-altitude range (2500-3000 m), there are 27 agroecosystems. Across all agroecosystem a total of 71 plant species were identified, including crops and associated plant species, with greater richness and diversity at low and mid-altitudes. This pattern reveals lower landscape fragmentation at higher altitudes, which may be attributed to topographic constraints that limit the availability of land suitable for agriculture, thereby hindering agricultural expansion.

Keywords: agrobiodiversity; diversity; cultivated plants; valleys

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

Introducción

Los agroecosistemas, proveen servicios ecosistémicos, como la producción de alimentos, la regulación del suelo y mejora las condiciones para el mantenimiento de la biodiversidad (Dubey et al., 2021). En particular, los agroecosistemas ribereños (AER) se caracterizan por facilitar el acceso a suelos fértiles y a recursos hídricos (Capon, 2020; Reshma & Thomas, 2019; Altieri, 1999). En el municipio de Sucre, estos agroecosistemas se distribuyen a lo largo de un marcado y amplio gradiente altitudinal, lo que genera la variabilidad de condiciones climáticas, edáficas y topográficas (Navarro & Ferreira 2011a; Michel, 2011). Esta variabilidad ambiental influye directamente en la estructura del paisaje agrícola y a la agrobiodiversidad que albergan (Zimmerer, 2015). Sin embargo, persisten importantes vacíos de conocimiento en relación con la dinámica de fragmentación de estos agroecosistemas y la composición florística asociada a gradientes altitudinales (Körner, 2007).

La fragmentación del paisaje es un proceso que puede intensificarse en altitudes elevadas en zonas de montaña debido a las restricciones topográficas, lo que afecta negativamente en la conectividad ecológica y en la provisión de servicios ecosistémicos (Tscharntke et al., 2012). Este fenómeno no se relaciona únicamente con condiciones físicas, sino también con factores socioeconómicos, como la urbanización y el crecimiento demográfico, que alteran la estructura de los agroecosistemas (Gomes et al., 2019). En contextos internacionales, estudios como el realizado por Cheng et al. (2015) en la provincia de Jiangsu, China, han documentado cómo la fragmentación agrícola reduce la conectividad estructural del paisaje, comprometiendo su capacidad de sostener funciones ecológicas clave de los agroecosistemas andinos.

En este contexto, la agrobiodiversidad desempeña un rol ecológico relevante en estos agroecosistemas, contribuyendo a la regulación de plagas, al ciclo de nutrientes y, a la estabilidad general del AE (Altieri, 1999; Koozehgar Kaleji et al., 2023). Estudios previos en la región andina han investigado la agrobiodiversidad en diversos contextos agrícolas, destacando la relevancia de cultivos como el maíz (Zea mays) y la papa (Solanum tuberosum) para la seguridad alimentaria (Mutke et al., 2014).

Por consiguiente, la presente investigación sobre los AER en el municipio de Sucre, Bolivia donde los sistemas agrícolas tradicionales enfrentan presiones crecientes por cambios de uso de suelo y socioeconómicos, tiene como objetivo, comprender las interacciones entre la altitud, la fragmentación del paisaje de los agroecosistemas y la agrobiodiversidad en agroecosistemas ribereños del municipio de Sucre, Bolivia. Esta información contribuirà al diseño de estrategias de manejo que optimicen la producción agrícola y favorezcan la conservación de la agrobiodiversidad.

Metodos y materiales

Área de estudio y selección de comunidades

El municipio de Sucre está situado en la región noroeste del departamento de Chuquisaca (Figura 1). Se localiza en las coordenadas 18°36'46.24"S, 65°13'57.26"O; 18°36'46.24"S, 65°4'58.67"O; 19°8'9.83"S, 65°13'57.26"O; y 19°8'9.83"S, 65°4'58.67"O (https://earth.google.com/web). El clima del municipio presenta una transición desde condiciones templadas en las zonas de mayor elevación, donde las temperaturas medias anuales oscilan entre 14°C y 18°C con regímenes pluviométricos húmedos a subhúmedos, hasta condiciones cálidas y semiáridas en las partes más bajas, con temperaturas que superan los 22°C y regímenes xéricos que varían de secos a semiáridos (Navarro & Ferreira, 2011a). Esta variación climática en función de la altitud se manifiesta en la vegetación de las zonas altas por la presencia de fragmentos de bosques (Boliviano-Tucumano) subhúmedos y bosques xerofíticos interandinos, en las áreas de menor elevación (Navarro & Ferreira, 2011b). La complejidad geológica, incluye afloramientos que abarcan desde el Terciario hasta el Cretácico (Michel, 2011).

Caracterización espacial de los agroecosistemas

Para el análisis espacial de AER en el municipio de Sucre, se utilizaron imágenes satelitales CBERS 04A (SENSOR WPM) del 17 de noviembre de 2023, obtenidas a través del servidor web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales de Brasil (INPE). Las escenas adquiridas corresponden a la path/row 227/137, con una resolución espacial de 8×8 m, además de una banda pancromática de 2×2 m.

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

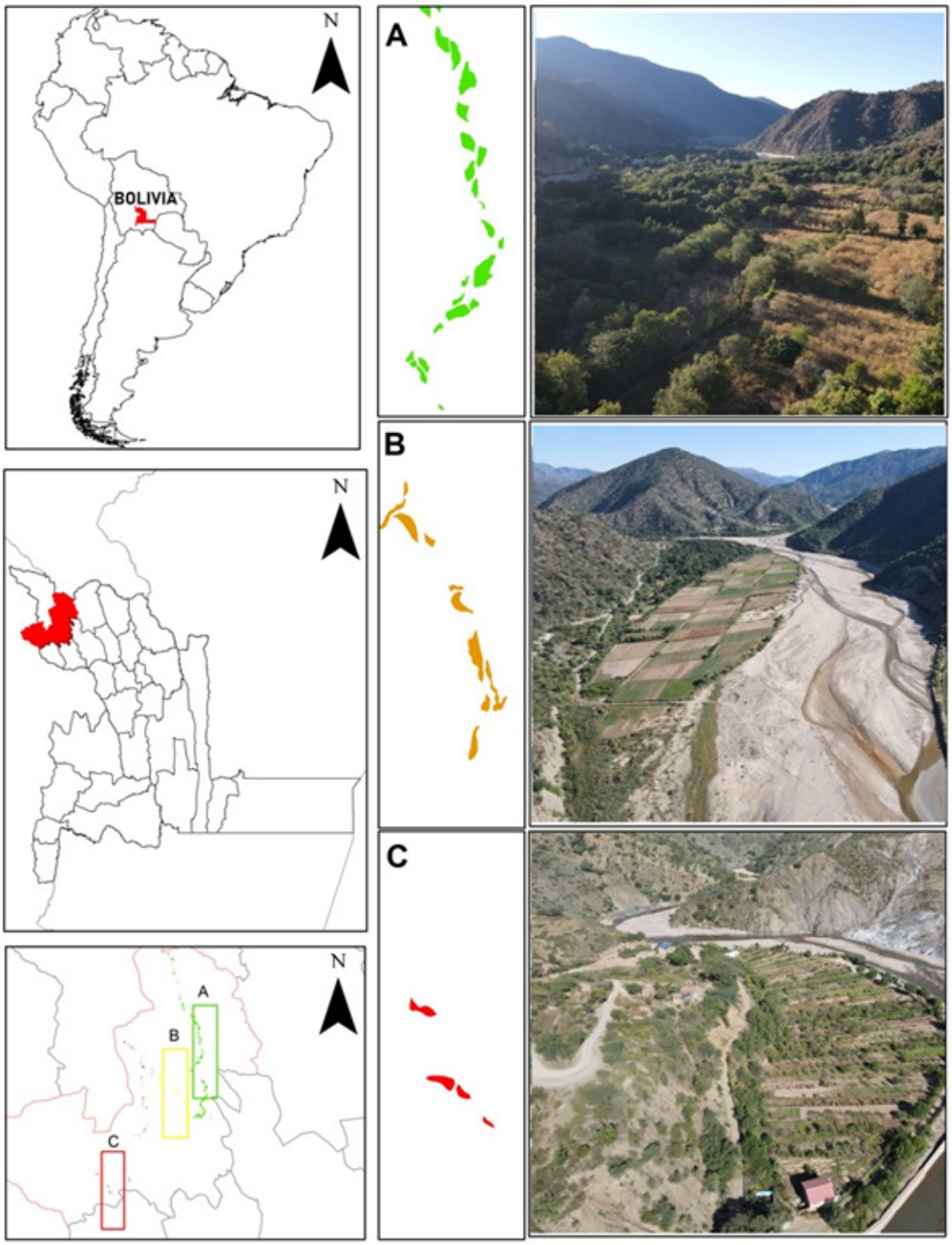

Figura 1. Mapa de ubicación de los agroecosistemas ribereños muestreados a lo largo del gradiente altitudinal de (1500–3000 m) en el municipio de Sucre, Bolivia: A)Chaquito; B)Khacha Khacha; C) San Juan.

Adicionalmente, se emplearon imágenes de alta resolución Centre National d'Etudes Spatiales (CNES)/ Airbus (Levers, 2021) para mejorar la precisión de los agroecosistemas. El procesamiento inicial de las imágenes se realizó en ArcGIS 10.8 y QGIS 3.24 Tisler, la delimitación de los AER se efectuó mediante la digitalización manual en pantalla, utilizando las imágenes pan-sharpened en ArcGIS y las imágenes CNES/Airbus disponibles en Google Earth como referencia visual complementaria. Se identificaron y trazaron los límites de cada unidad de agroecosistema a lo largo de los principales cauces fluviales del municipio, considerando la continuidad espacial de los agroecosistemas. Para analizar la fragmentación de los agroecosistemas, se calcularon el número de parches (NP), que representan la cobertura perenne (frutales) y anual (hortalizas), como métricas de a nivel de clase y los agroecosistemas como matriz del paisaje. Esta métrica proporcionó una cuantificación de la fragmentación espacial de los AER para ello se usó el software Fragstat 4.2.1.

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

Evaluación de la agrobiodiversidad

La agrobiodiversidad se determinó a través conteo directo e inventario de muestras de agrobiodiversidad cultivada en huertos, de 12 comunidades distribuidas a lo largo del gradiente altitudinal de 1500 a 3000 m. Estas comunidades fueron clasificadas en tres rangos: altitud baja (Angostura, Chaquito, Palmas y Surima), altitud media (Peraspampa, Paredón, Khacha Khacha y Coripuncu), y altitud alta (Campanario, San Juan, Tejar y Huata). Aquellos cultivos cuya identificación resultó incierta fueron recolectados como muestras botánicas y posteriormente validados taxonómicamente en el Herbario del Sur de Bolivia (HSB), empleando el Servicio de Resolución de Nombres Taxonómicos v5.3.1 (Taxonomic Name Resolution Service – TNRS; https://tnrs.biendata.org).

Análisis de Datos

El análisis de normalidad de datos se realizó mediante la prueba de Shapiro-Wilk utilizando el software PAST, versión 4.04 (Hammer, Harper & Ryan, 2001; https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past). Dado que los datos no presentaron una distribución normal, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias en el tamaño de los agroecosistemas entre los tres rangos altitudinales: bajo (1500–2000 m), medio (2000–2500 m) y alto (2500–3000 m). El análisis fue procesado en R (versión 4.5) mediante la función kruskal.test, considerando el tamaño del agroecosistema como variable de respuesta y el gradiente altitudinal como factor de diseño de muestreo.

Los datos fueron transformados del formato ancho a largo utilizando la función melt de la librería reshape2. Posteriormente, se aplicó la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni, utilizando el paquete dunn.test, para realizar comparaciones post hoc entre los grupos. Este enfoque permitió identificar diferencias significativas en el tamaño de los agroecosistemas a lo largo del gradiente altitudinal. Para el análisis de fragmentación, se categorizaron los agroecosistemas en perennes y anuales, y se utilizó el número de parches (NP) para analizar los agroecosistemas en todo el gradiente altitudinal y por rangos altitudinales, graficando los resultados en el programa estadístico R. Tambien, para el análisis de la agrobiodiversidad cultivada, se estimó la riqueza de especies como el número total de especies registradas en cada uno de los rangos altitudinales. Adicionalmente, se calcularon el índice de Shannon-Wiener, calculado como:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln(p_i) \qquad [1]$$

donde S es el número total de especies y pi es la proporción de la especie i, pondera tanto la riqueza como la equidad de las especies y el índice de Simpson ($\lambda = \sum_{i=1}^{S} p_i^2$), que mide la dominancia de las especies, se interpretó en su forma inversa ($1-\lambda$) para representar la diversidad, donde valores más altos indican una menor dominancia y, por ende, mayor diversidad. Se usaron la librería vegan para el análisis de la agrobiodiversidad cultivada, y los gráficos ggplot2 en el paquete estadístico R.

Resultados

Identificación de agroecosistemas ribereños

Se identificaron un total de 137 agroecosistemas distribuidos en el gradiente altitudinal de 1500 hasta 3000 metros, con una superficie total de 1334.31 ha. Se observó una distribución heterogénea de dichos agroecosistemas a lo largo del gradiente, con una disminución en la frecuencia relativa (n) a medida que incrementa la altitud. Para fines analíticos, los agroecosistemas fueron agrupados en tres rangos altitudinales: el rango bajo (1500–2000 m) concentró el mayor número, con 60 agroecosistemas; el rango medio (2000–2500 m) incluyó 50 agroecosistemas; y el rango alto (2500–3000 m) presentó la menor frecuencia, con 27 agroecosistemas registrados (Tabla1).

El gradiente altitudinal bajo presentó un área total de 875.61 ha, con una superficie promedio de 14.59 ha y una desviación estándar de ±14.24. Los valores mínimos y máximos oscilaron entre 0.45 ha y 81.77 ha, respectivamente. Esta dispersión se confirma al observar que la desviación estándar casi iguala al valor promedio (97.6% de la media), lo que indica una distribución asimétrica de las superficies de los agroecosistemas ribereños.

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

Tabla 1. Número de agroecosistemas (n) y superficie total (ha) registrada a lo largo del gradiente altitudinal en el municipio de Sucre, Bolivia. Se incluyen las categorías altitudinales: bajo (1500–2000 m), media (2000–2500 m) y alta (2500–3000 m).

Gradiente altitudinal	n	%	Total (ha)
Bajo	60	43.8	875.61
Medio	50	36.5	395.94
Alto	27	19.7	62.76
Total	137	100	1334.31

El gradiente medio (2000-2500 msnm) mostró una superficie acumulada de 395.94 ha, con un tamaño promedio de 7.92 ha y una desviación estándar de ±8.86, con valores extremos que fluctuaron entre 0.84 y 42.13 ha. En este caso, la desviación estándar superó en un 11.9% al valor promedio, indicando una marcada heterogeneidad en la configuración de los sistemas productivos. En el gradiente alto, presentaron una superficie acumulada de 62.76 ha, con un valor medio de 2.32 ha (±2.05). La distribución espacial mostró una notable reducción en la extensión superficial en comparación con los estratos inferiores, con un rango que varió desde 0.16 ha (mínimo) hasta 8.26 ha (máximo), y una desviación estándar del 88.4 %, donde predominan agroecosistemas de pequeña extensión (Figura 2).

La comparación de medias con la prueba de Kruskal-Wallis. El estadístico de Kruskal-Wallis obtenido fue $\chi^2 = 82.528$ con dos grados de libertad (df = 2) y un p-valor < 2.2e-16, indicando diferencias significativas entre los grupos. El análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas en el tamaño de los agroecosistemas entre los tres gradientes altitudinales ($\chi^2 = 82.5277$, df = 2, $p < 0.0001$). Las comparaciones post hoc con la prueba de Dunn-Bonferroni indicaron que todas las diferencias entre pares fueron significativas ($p < 0.001$), evidenciando que el tamaño de los agroecosistemas disminuye con la altitud, con valores mayores en el gradiente bajo y menores en el gradiente alto. El análisis estadístico mediante la prueba de Kruskal-Wallis reveló diferencias significativas en el tamaño de los agroecosistemas entre los tres rangos altitudinales ($\chi^2 = 82.53$, gl = 2, $p < 2.2e-16$). La prueba de Dunn con corrección de Bonferroni confirmó estas diferencias, mostrando que el tamaño de los agroecosistemas en la altitud baja es significativamente mayor que en la altitud alta ($Z = -9.05$, $p < 0.0001$) y media ($Z = 3.84$, $p = 0.0002$). Además, los agroecosistemas en la altitud media son significativamente más grandes que en la altitud alta ($Z = -5.21$, $p < 0.0001$).

Fragmentación en los agroecosistemas ribereños

El análisis espacial a lo largo del gradiente altitudinal (alto, medio y bajo) reveló patrones diferenciados en cuanto al tamaño promedio de parche y la proporción de cobertura en el paisaje (Figura 3). En el gradiente altitudinal bajo, los agroecosistemas anuales dominaron el paisaje con una contribución del 70.01 % y presentaron el tamaño promedio de parche más grande (0.6408 ha), así como una alta variabilidad espacial. En contraste, los agroecosistemas perennes en este rango mostraron un tamaño promedio de parche ligeramente mayor que en los rangos altitudinales superiores (0.1151 ha), aunque ocuparon una proporción menor del paisaje (29.99 %).

En el gradiente medio, ambos tipos de agroecosistemas presentaron proporciones más equilibradas, aunque los cultivos anuales aún mantuvieron una mayor representación (64.28 %) con un tamaño promedio de parche moderado (0.2994 ha) y alta variabilidad. Los perennes, por su parte, ocuparon el 35.72 % del paisaje y mostraron un tamaño promedio de parche de 0.0767 ha. En el gradiente alto, los agroecosistemas anuales dominaron ampliamente con una participación del 88.00 %, aunque con el tamaño promedio de parche más reducido del gradiente (0.0811 ha), acompañado de una elevada variabilidad. Los parches perennes en este rango altitudinal fueron los más pequeños del conjunto (0.0187 ha) y representaron solo el 11.99 % de la cobertura del paisaje.

Agrobiodiversidad en agroecosistemas ribereños

Como resultado de la agrobiodiversidad, se tiene un total de 64 especies, distribuidas en 26 familias y 49 géneros. La familia Fabaceae presentó la mayor riqueza de especies (9 especies), seguida de Solanaceae (6 especies), Brassicaceae (3 especies), Amaranthaceae (2 especies), Amaryllidaceae (3 especies), Apiaceae (2 especies), Asteraceae (3 especies), Caricaceae (2 especies), Cucurbitaceae (7

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

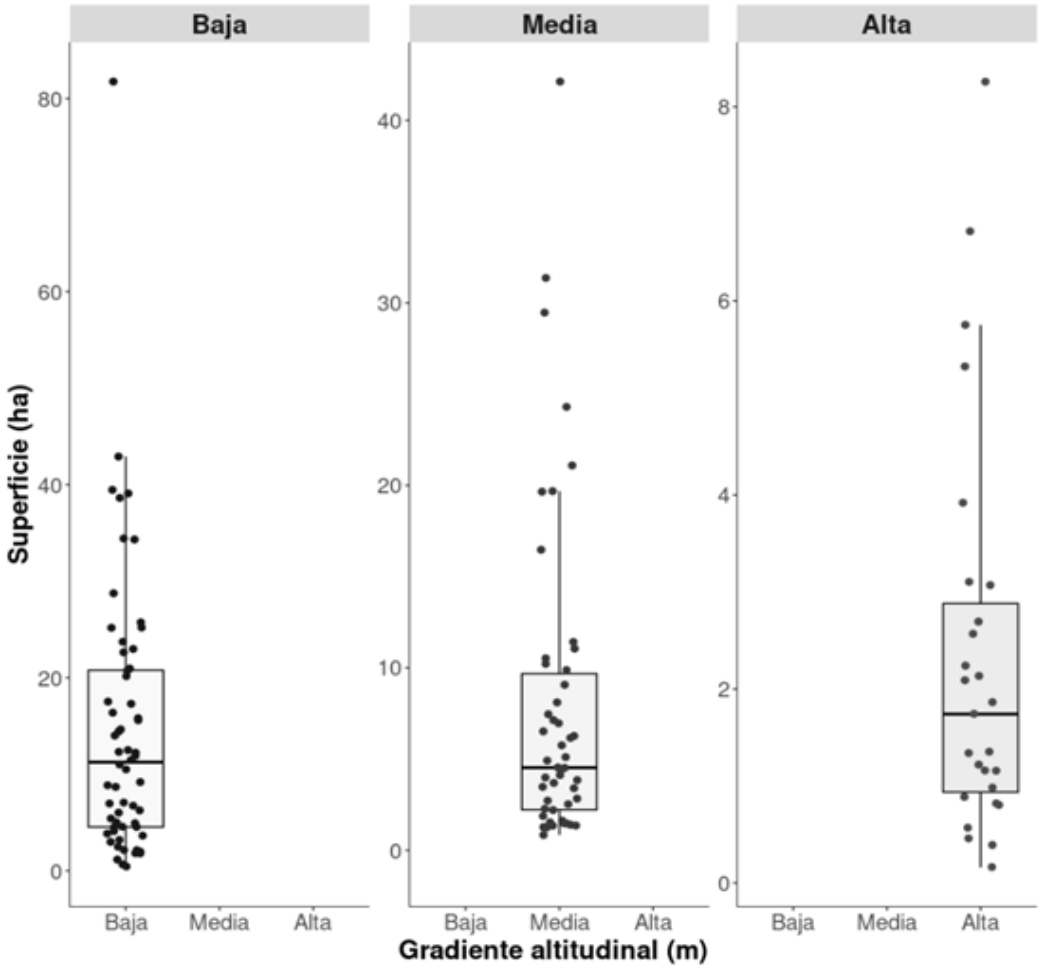

Figura 2. Box plots que ilustran la relación entre el gradiente altitudinal y la distribución de la superficie (ha) de los agroecosistemas ribereños , evidenciando una disminución en el tamaño de lassuperficies a medida que aumenta la altitud.

especies) y Passifloraceae (2 especies) (Tabla 2): El gradiente bajo, presentó la mayor riqueza de especies, con un total de 60 especies cultivadas. La familia Fabaceae fue la más diversa en esta zona altitudinal inferior, comprendiendo 9 especies, seguida por Solanaceae con 6 especies. A nivel de género, *Phaseolus* y *Solanum* exhibieron la mayor cantidad de especies dentro del gradiente bajo, lo que contribuye a la alta diversidad de cultivos observada en estas altitudes más bajas. Ademas, en el gradiente medio, se identificaron un total de 56 especies cultivadas. La familia Fabaceae continuó siendo la más rica en especies, con 8 representantes, seguida por Solanaceae con 5 especies. Los géneros *Solanum* y *Phaseolus* también destacaron por su número de especies en esta zona altitudinal intermedia, aunque ligeramente menor en comparación con el gradiente bajo.

Tambien, el gradiente alto mostró, la menor riqueza de especies, con un total de 32 especies cultivadas. La familia Fabaceae, aunque aún presente, tuvo una menor representación con 4 especies, similar a la familia Solanaceae que también contó con 4 especies. En este gradiente superior, el género *Solanum* fue el más diverso, aunque con un número reducido de especies en comparación con las altitudes más bajas y medias, lo que refleja una menor diversidad general de cultivos adaptados a las condiciones de mayor altitud. Analizando la composición de especies a lo largo del gradiente altitudinal, se identificaron patrones de compartición entre los diferentes niveles. Un grupo de 35 especies se encontraron presentes tanto en el gradiente bajo como en el medio, lo que sugiere una adaptabilidad a un rango altitudinal intermedio o prácticas agrícolas similares en estas zonas. La compartición de especies disminuyó al comparar los extremos del gradiente, con 16 especies encontradas tanto en el rango altitudinal bajo como en el alto, lo que indica un núcleo de especies más tolerantes a un amplio rango de condiciones ambientales. Finalmente, el gradiente medio y el alto compartieron 13 especies, representando aquellas capaces de prosperar en altitudes progresivamente mayores.

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

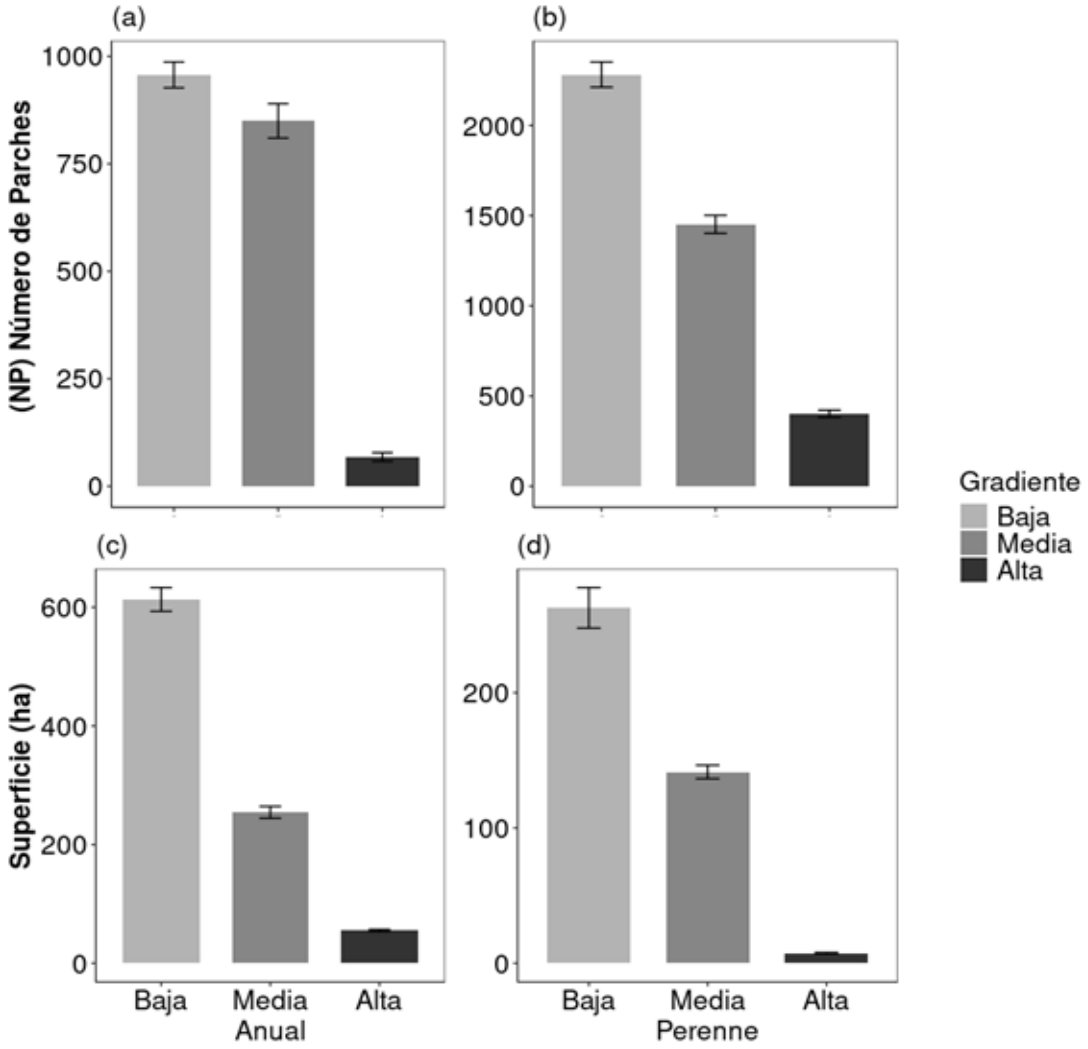

Figura 3. Número de parches (NP) y superficie (ha) de los agroecosistemas reibereños en función del gradiente altitudinal y el tipo de cultivo: (a) NP de cultivos anuales; b) NPde cultivos perennes; (c) superficie (ha) de cultivos anuales; (d) superficie (ha) de cultivos perennes.

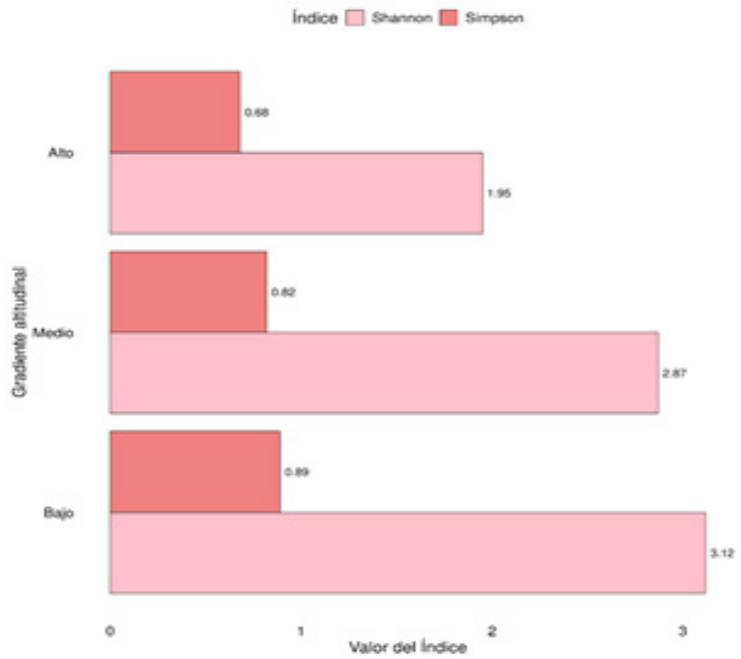

Figura 4. Índices de diversidad de Shannon y Simpson de la agrobiodiversidad en los agroecosistemas ribereños a lo largo del gradiente altitudinal (bajo: 1500–2000 m; medio: 2000–2500 m; alto: 2500–3000 m).

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

Tabla 2. Familias botánicas con mayor número total de especies registradas en los agroecosistemas ribereños del municipio de Sucre, Bolivia. Simbología: alto (A), medio (M), bajo (B).

Familia	Nombre científico	Forma de crecimiento	Gradiente altitudinal	Nombre común
Fabaceae	*Arachis hypogaea*	Hierba	B, M, A	Maní
Fabaceae	*Cicer arietinum*	Hierba	B, M	Garbanzo
Fabaceae	*Glycine max*	Hierba	B, M	Soya
Fabaceae	*Phaseolus vulgaris*	Hierba	B, M, A	Vainita
Fabaceae	*Pisum sativum*	Hierba	B, M, A	Arveja
Fabaceae	*Vicia faba*	Hierba	B, M, A	Haba
Fabaceae	*Vigna unguiculata*	Hierba	B, M	Cumanda
Fabaceae	*Inga edulis*	Árbol	B, M	Pacay
Fabaceae	*Persea americana*	Árbol	B, M	Palta
Cucurbitaceae	*Citrullus lanatus*	Hierba	B, M	Sandía
Cucurbitaceae	*Cucumis melo*	Hierba	B, M	Melón
Cucurbitaceae	*Cucumis sativus*	Hierba	B, M, A	Pepino
Cucurbitaceae	*Cucurbita ficifolia*	Hierba	B, M, A	Lacayote
Cucurbitaceae	*Cucurbita maxima*	Hierba	B, M, A	Zapallo
Cucurbitaceae	*Cucurbita pepo*	Hierba	B, M, A	Angolina
Cucurbitaceae	*Cyclanthera pedata*	Hierba	B, M	Achojcha
Solanaceae	*Capsicum annuum*	Arbusto	B, M, A	Pimentón
Solanaceae	*Capsicum pubescens*	Arbusto	B, M	Locoto
Solanaceae	*Capsicum baccatum*	Arbusto	B, M	Ají
Solanaceae	*Solanum lycopersicum*	Hierba	B, M, A	Tomate grande
Solanaceae	*Solanum melongena*	Hierba	B, M	Berenjena
Solanaceae	*Solanum tuberosum*	Hierba	B, M, A	Papa
Rutaceae	*Citrus aurantifolia*	Árbol	B, M, A	Lima
Rutaceae	*Citrus latifolia*	Árbol	B, M	Limón grande
Rutaceae	*Citrus limon*	Árbo	B, M	Limón criollo
Rutaceae	*Citrus paradisI*	Árbol	B, M	Pomelo
Rutaceae	*Citrus reticulata*	Árbol	B, M	Mandarina
Rutaceae	*Citrus sinensis*	Árbol	B, M	Naranja criollo

En la Figura 4, se presentan los valores de los índices de diversidad Shannon y Simpson. En el gradiente bajo, se observó el valor más alto del índice de Shannon (H = 3.12), sugiriendo una mayor riqueza y equidad en la distribución de las especies cultivadas. El índice de Simpson (1-D = 0.89) también respalda esta observación, indicando una baja probabilidad de seleccionar dos individuos de la misma especie al azar, lo que implica una alta diversidad. A medida que la altitud aumenta, se aprecia una tendencia a la disminución de la diversidad.

En el gradiente medio, el índice de Shannon se redujo a 2.87 y el índice de Simpson a 0.82, indicando una ligera disminución en la riqueza o en la equidad de las especies. Esta tendencia se acentúa en el gradiente alto, donde se registraron los valores más bajos de ambos índices (Shannon = 1.95; Simpson = 0.68). El valor considerablemente menor del índice de Shannon en la altitud alta sugiere una menor diversidad de especies y/o una distribución menos equitativa, con posible dominancia de algunas especies. El valor de Simpson también indica una mayor probabilidad de encontrar individuos de la misma especie en las altitudes más elevadas, lo que se traduce en una menor diversidad general.

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

Discusión

Caracterización espacial de agroecosistemas

La caracterización de los agroecosistemas ribereños se llevó a cabo mediante el análisis de imágenes de alta resolución espacial provenientes de CBERS 4A (2 m) y Airbus (datos complementarios), las cuales fueron visualizadas y georreferenciadas con el apoyo de Google Earth Plus. Esta combinación de fuentes permitió una discriminación detallada de las coberturas vegetales y el cálculo del número y área de parches de los agroecosistemas, así como de las clases dentro de estos agroecosistemas (cultivos perennes y anuales). La capacidad de estas plataformas de teledetección para monitorear la estructura del paisaje agrícola está en consonancia con la literatura que resalta su utilidad en la gestión y planificación agrícola, al facilitar la identificación y delimitación de unidades de manejo, como es el caso de los agroecosistemas (Wang et al., 2022; Allu & Mesapam, 2025). La diferenciación espacial entre agroecosistemas perennes y anuales, como clases dentro de la matriz agrícola, respalda la aplicación de la teledetección en la zonificación agroecológica (Sigit Heru Murti, 2019).

La comparación de estos resultados con la literatura existente indica tendencias en la distribución y configuración de los agroecosistemas a lo largo del gradiente altitudinal. La predominancia de agroecosistemas anuales en las zonas baja y alta, detectada mediante el análisis integrado de las imágenes CBERS 4A y Airbus, podría estar vinculada con la fertilidad del suelo y las prácticas agrícolas tradicionales en estas altitudes (Aguilar-Rivera et al., 2012). La mayor fragmentación de los agroecosistemas perennes, caracterizada por un elevado número de parches pero menor área total, podría reflejar estrategias de manejo específicas o limitaciones biofísicas relacionadas con la altitud, aspectos relevantes para la sostenibilidad ecológica (Padonou et al., 2024).

La combinación de imágenes de CBERS 4A y Airbus, integradas mediante Google Earth Plus, demostró ser una estrategia eficaz para la caracterización espacial y temporal de los agroecosistemas ribereños en el municipio de Sucre. Su potencial para proporcionar datos actualizados y espacialmente explícitos sobre la estructura del paisaje agrícola (área total y número de parches por tipo de cultivo), así como una perspectiva anual de los cambios, subraya su valor para el monitoreo a largo plazo y la comprensión de la dinámica de los agroecosistemas en relación con el gradiente altitudinal (Chen et al., 2008; Dorigo et al., 2007; Nicolas, 2021). Este enfoque metodológico ofrece un gran potencial para futuras investigaciones sobre la gestión y sostenibilidad de los agroecosistemas en la región (Khanal, 2023).

Fragmentación en agroecosistemas ribereños

El análisis de la fragmentación en los AER, donde la matriz del paisaje agrícola está definida por estos agroecosistemas, permite comprender los impactos en la biodiversidad y en los servicios ecosistémicos (Marchi et al., 2018). Estudios sobre la fragmentación de agroecosistemas a nivel global han demostrado que la división de áreas agrícolas extensas en parches más pequeños y aislados puede llevar a la pérdida de hábitats para polinizadores y otros organismos beneficiosos (Kral-O'Brien et al., 2021; Zhao et al., 2023), así como a la disrupción de procesos ecológicos esenciales como el ciclo de nutrientes y la salud del suelo (Mamabolo et al., 2024).

Si bien el presente estudio, basado en el análisis de imágenes CBERS 4A y Airbus, permitió caracterizar la composición y estructura espacial de los AERs en el municipio de Sucre, la ausencia de un análisis multitemporal impide determinar la dinámica de la fragmentación en el tiempo. En contraste, otros estudios han demostrado modificaciones significativas en los agroecosistemas debido a la expansión urbana y la agricultura intensiva (Verzeaux et al., 2017). La aparente estabilidad observada en los agroecosistemas ribereños del municipio de Sucre, inferida por la falta de un análisis multitemporal directo, podría diferir de las tendencias generales de degradación y fragmentación reportadas en otros contextos geográficos (Fernández-Getino et al., 2018; Dubey et al., 2021). Futuras investigaciones que incorporen series de tiempo de imágenes satelitales de alta resolución, como las proporcionadas por CBERS 4A y Airbus, son necesarias para evaluar la trayectoria de la fragmentación y sus implicaciones ecológicas y agrícolas específicas para el municipio de Sucre (Abeli et al., 2022).

Agrobiodiversidad en agroecosistemas ribereños

El estudio registró un total de 64 especies cultivadas, distribuidas en 26 familias y 49 géneros, lo que evidencia una considerable agrobiodiversidad en los agroecosistemas ribereños del municipio de Sucre. Las familias Fabaceae (9 especies) y Solanaceae (6 especies) fueron el más diversos, seguido por Cucurbitaceae (7 especies), Brassicaceae, Amaryllidaceae y Asteraceae, con contribuciones menor pero relevantes en términos función en los agroecosistemas.

Recites 2025; 3(1): https://doi.org/10.70598/utbt8564ma18a

A lo largo del gradiente altitudinal se observó una tendencia decreciente en la riqueza de especies con el aumento de la altitud, un patrón consistente con estudios previos en regiones andinas, donde las condiciones ambientales más extremas en altitudes elevadas restringen la diversidad cultivada (Körner, 2007; Mutke et al., 2014).

Estos resultados, sugieren que las condiciones ambientales y las prácticas agrícolas en cada gradiente altitudinal influyen significativamente en la agrobiodiversidad. La mayor diversidad observada en las zonas bajas podría estar relacionada con una mayor accesibilidad, condiciones climáticas más favorables para una gama más amplia de cultivos o prácticas agrícolas más diversificadas. La disminución de la diversidad con la altitud podría ser atribuible a limitaciones ambientales (como temperatura, disponibilidad de agua, período de crecimiento) que restringen el número de cultivos viables o a una especialización agrícola en ciertas especies adaptadas a estas condiciones.

Conclusiones

Los resultados muestran una considerable variabilidad en la superficie de los Agroecosistemas Ribereños (AER) en el municipio de Sucre, la cual se correlacionó positivamente con la gradiente altitudinal, observándose mayores extensiones y una mayor agrobiodiversidad en las zonas de menor altitud. La distribución predominante de los AER próximos a terrazas en las riberas de los ríos presenta la necesidad de futuras investigaciones que exploren las características distintivas de estos sistemas hídricos en relación con la presencia y extensión de los AER, así como su contraste con ríos de régimen no permanente. Asimismo, se identifica como una línea de investigación relevante el análisis de la interacción con variables climáticas, dado que, si bien la gradiente altitudinal influye en la riqueza y diversidad de la agrobiodiversidad cultivada, esta relación se encuentra intrínsecamente ligada a los patrones climáticos locales. Por otro lado, el aprovechamiento de imágenes satelitales de alta resolución y acceso gratuito demostró ser una herramienta valiosa para el análisis detallado de estos pequeños agroecosistemas, los cuales constituyen un medio de sustento crucial para las comunidades aledañas al proveer una diversidad de productos agrícolas como palta (*Persea americana*), papa (Solanum tuberosum) y maíz (Zea mays), entre otros. Este conocimiento generado sienta las bases para proponer iniciativas informadas a los tomadores de decisiones, con el objetivo de promover el desarrollo sostenible y la mejora de las condiciones de vida de estas comunidades del municipio de Sucre.

Declaracion de conflictos de Interés

Los autores declaramos que no tenemos conflictos de interés con relación a esta investigación

Contribución de los autores

R.L.A. participó en el diseño del estudio, recopilación y análisis de datos, y redacción del primer borrador. **E.R.P.** realizó la revisión crítica y preparación del manuscrito. **M.S.P.** contribuyó al diseño del estudio, análisis de datos y edición de la versión final del manuscrito.

Agradecimientos

Agradecemos a todas las comunidades que participaron en el proyecto sobre agroecosistemas ribereños en el municipio de Sucre, y de manera especial a Richar García por su valioso apoyo en la etapa final del trabajo.

References

Abeli, T., Rossi, G., Orsenigo, S., Dalrymple, S. E., & Godefroid, S. (2022). On farm plant reintroduction: A decision framework for plant conservation translocation in EU agro-ecosystems. Journal for Nature Conservation, 65, 126113. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126113

Aguilar-Rivera, N., Rodriguez-Lagunes, D. A., Castillo-Moran, A., & González, J. M. (2012). Sugarcane diversification, productivity and competitiveness by geostatistical techniques and precision agriculture. In Sugarcane: Production, Cultivation and Uses (pp. 73-104).

Allu, A. R., & Mesapam, S. (2025). Impact of remote sensing data fusion on agriculture applications: A review. European Journal of Agronomy, 164, 127478. https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127478

Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. In M. G. Paoletti (Ed.), Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes (pp. 19-31). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50019-9.50005-4

Boinot, S., Alignier, A., Aviron, S., Bertrand, C., Cheviron, N., Comment, G., Jeavons, E., Le Lann, C., Mondy, S., Mougin, C., Précigout, P.-A., Ricono, C., Robert, C., Saias, G., Vandenkoornhuyse, P., & Mony, C. (2025). Organic farming and semi-natural habitats for multifunctional agriculture: A case study in hedgerow landscapes of Brittany. Journal of Applied Ecology, 62(1), 53-63. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14825

Capon, S. J. (2020). Riparian ecosystems. In Encyclopedia of the World's Biomes (pp. 170–176). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11884-6

Chen, Z., Li, S., Ren, J., Gong, P., Zhang, M., Wang, L., Xiao, S., & Jiang, D. (2008). Monitoring and management of agriculture with remote sensing. In Advances in Land Remote Sensing: System, Modeling, Inversion and Application (pp. 397-421). Springer. https://www.google.com/search?q=https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6450-0_15

Cheng, L., Xia, N., Jiang, P., Zhong, L., Pian, Y., Duan, Y., Huang, Q., & Li, M. (2015). Analysis of farmland fragmentation in China Modernization Demonstration Zone since "Reform and Openness": A case study of South Jiangsu Province. Scientific Reports, 5(1), 11797. https://doi.org/10.1038/srep11797

Dorigo, W. A., Zurita-Milla, R., de Wit, A. J. W., Brazile, J., Singh, R., & Schaepman, M. E. (2007). A review on reflective remote sensing and data assimilation techniques for enhanced agroecosystem modeling. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 9(2), 165-193. https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.05.003

Dubey, P. K., Singh, A., Raghubanshi, A., & Abhilash, P. C. (2021). Steering the restoration of degraded agroecosystems during the United Nations Decade on Ecosystem Restoration. Journal of Environmental Management, 280, Article 111798. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111798

Dubey, P. K., Singh, A., Raghubanshi, A., & Abhilash, P. C. (2021). Steering the restoration of degraded agroecosystems during the United Nations Decade on Ecosystem Restoration. Journal of Environmental Management, 280, 111798. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111798

Fernández-Getino, A. P., Alonso-Prados, J. L., & Santín-Montanyá, M. I. (2018). Challenges and prospects in connectivity analysis in agricultural systems: Actions to implement policies on land management and carbon storage at EU level. Land Use Policy, 71, 146-159. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.035

Gomes, E., Banos, A., Abrantes, P., Rocha, J., Kristensen, S. B. P., & Busck, A. (2019). Agricultural land fragmentation analysis in a peri-urban context: From the past into the future. Ecological Indicators, 97, 380–388. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.02

Google Earth. (s.f.). [Indicar la URL de la página principal de Google Earth si es la fuente general] o [Indicar el nombre específico de la capa o información consultada si es relevante]. Obtenido el 30 de abril de 2025, de https://earth.google.com/web

Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica, 4(1), 1-9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Khanal, S. (2023). Services from agroecosystems and their quantification. In Engineering and Ecosystems: Seeking Synergies Toward a Nature-Positive World (pp. 247-276). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-35692-6_11

Koozehgar Kaleji, M., Kazemi, H., Kamkar, B., Amirnejad, H., & Hosseinalizadeh, M. (2023). Evaluation, quantification, and mapping of ecosystem services in canola agroecosystems. Landscape and Ecological Engineering, 19(3), 447-469. https://doi.org/10.1007/s11355-023-00552-y

Körner, C. (2007). The use of 'altitude' in ecological research. Trends in Ecology & Evolution, 22(11), 569-574. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006

Kral-O'Brien, K. C., O'Brien, P. L., Hovick, T. J., & Harmon, J. P. (2021). Meta-analysis: Higher Plant Richness Supports Higher Pollinator Richness across Many Land Use Types. Annals of the Entomological Society of America, 114(2), 267-275. https://doi.org/10.1093/aesa/saaa061

Levers, C., Romero-Muñoz, A., Baumann, M., De Marzo, T., Fernández, P. D., Gasparri, N. I., Gavier-Pizarro, G. I., Waroux, Y. L. P. D., Piquer-Rodríguez, M., Semper-Pascual, A., & Kuemmerle, T. (2021). Agricultural expansion and the ecological marginalization of forest-dependent people. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 118(44). e2100436118, https://doi.org/10.1073/pnas.2100436118

Mamabolo, E., Gaigher, R., & Pryke, J. S. (2024). Conventional agricultural management negatively affects soil fauna abundance, soil physicochemical quality and multifunctionality. Pedobiologia, 104, 150961. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2024.150961

Marchi, M., Ferrara, C., Biasi, R., Salvia, R., & Salvati, L. (2018). Agro-forest management and soil degradation in Mediterranean environments: Towards a strategy for sustainable land use in vineyard and Olive Cropland. Sustainability (Switzerland), 10(7), 2565. https://doi.org/10.3390/su10072565

Michel, J. A. (2011). Aspectos Físicos de Chuquisaca. En A. Carretero M., M. Serrano P., F. Borchsenius & H. Balslev (Eds.), Pueblos y plantas de Chuquisaca: Estado del conocimiento de los pueblos, la flora, uso y conservación (pp. 3-13). Proyecto BEISA-2, financiado por la Agencia de Cooperación Danesa (DANIDA).

Murti, S. H. (2019). Agroecosystem zone mapping as a baseline for land suitability evaluation based on remote sensing image processing and geographic information systems in Temanggung regency, Central Java province. In Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering, p. 501-508.

Mutke, J., Jacobs, R., Meyers, K., Henning, T., & Weigend, M. (2014). Diversity patterns of selected Andean plant groups correspond to topography and habitat dynamics, not orogeny. Frontiers in Genetics, 5, 351. https://doi.org/10.3389/fgene.2014.00351

Navarro, G., & Ferreira, W. (2011a). Bioclima del Departamento de Chuquisaca. En A. Carretero M., M. Serrano P., F. Borchsenius & H. Balslev (Eds.), Pueblos y plantas de Chuquisaca: Estado del conocimiento de los pueblos, la flora, uso y conservación. Herbario del Sur de Bolivia-Universidad Mayor, Real y Pontifcia de San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, pp. 15-21

Navarro, G., & Ferreira, W. (2011b). Clasificación y caracterización de la vegetación del Departamento de Chuquisaca. En A. Carretero M., M. Serrano P., F. Borchsenius & H. Balslev (Eds.), Pueblos y plantas de Chuquisaca: Estado del conocimiento de los pueblos, la flora, uso y conservación. Herbario del Sur de Bolivia-Universidad Mayor, Real y Pontifcia de San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, pp. 25-53

Nicolas, H. (2021). Remote sensing for grassland and forage management; [La télédétection pour la gestion des prairies et des fourrages]. Fourrages, 247, 11-18.

Padonou, M. J. D. D., Denis, A., Hountondji, Y.-C. H., Tychon, B., & Gouwakinnou, G. N. (2024). Agroecosystem ecological sustainability indicators derived from satellite remote sensing: a systematic review. Cahiers Agricultures, 33, 27. https://doi.org/10.1051/cagri/2024022

Reshma, J. K., & Thomas, A. (2019). Environmental significance of riparian agroecosystems with special reference to influence on wetland livelihood. International Journal of Research and Analytical Reviews, 6(2), 530.

Sun, X., Zheng, H., Liu, Z., Ren, Y., & Tang, H. (2024). Research progress and prospects of multi-scale agroecosystem services. Shengtai Xuebao, 44(21), 9443-9457. https://doi.org/10.20103/j.stxb.202312272840

Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. Biological Reviews, 87(3), 661-685. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x

Verzeaux, J., Hirel, B., Dubois, F., Lea, P. J., & Tétu, T. (2017). Agricultural practices to improve nitrogen use efficiency through the use of arbuscular mycorrhizae: Basic and agronomic aspects. Plant Science, 264, 48-56. https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2017.08.004

Wang, N., Liu, T., Tang, X., & Yuan, Q. (2022). Remote Sensing Satellite Image-Based Monitoring of Agricultural Ecosystem. Wireless Communications and Mobile Computing, 2022, 4235341. https://doi.org/10.1155/2022/4235341

Zhao, Z., Shan, R., Sun, X., Sun, J., Wang, B., & Wang, Z. (2023). Mapping and assessing supply and demand of crop pollination services in Shandong Province, China. Journal of Cleaner Production, 426, 139024. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139024

Zimmerer, K. S. (2015). Understanding agrobiodiversity and the rise of resilience: analytic category, conceptual boundary object or meta-level transition? Resilience, 3(3), 183–198. https://doi.org/10.1080/21693293.2015.1072311

Zimmerer, K. S., de Haan, S., Jones, A. D., Creed-Kanashiro, H., Tello, M., Carrasco, M., Meza, K., Plasencia Amaya, F., Cruz-Garcia, G. S., Tubbeh, R., & Jiménez Olivencia, Y. (2019). The biodiversity of food and agriculture (Agrobiodiversity) in 1 the anthropocene: Research advances and conceptual framework. Anthropocene, 25, 100192. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2019.100192