



Original Article

Hormigas epígeas (Hymenoptera: Formicidae) como bioindicadores de perturbación en suelos para los valles secos interandinos (Sucre, Bolivia)

Epigaeic ants (Hymenoptera: Formicidae) as bioindicators of degraded soil in the inter-andean dry valleys (Sucre, Bolivia)

Pablo Marcelo Porcel Claros¹  & Ariel Angel Céspedes-Llave^{1, 2*} 

*Autor de correspondencia: cespedes:ariel@usfx.bo

¹ Laboratorio de Entomología Aplicada, Instituto Experimental de Biología "Luis Adam Briañon" - Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca. Sucre, Bolivia.

² Sociedad Boliviana de Entomología, La Paz, Bolivia.

Recibido: 20/05/2026 Aceptado para publicación: 20/06/2026

Resumen

Este estudio evalúa la diversidad y composición de hormigas epigeas (Formicidae) como bioindicadores de perturbación del suelo en el Área Protegida Monte Willca (Sucre, Bolivia), considerando tres niveles de perturbación: sin perturbar (SP), semi perturbado (SMP) y perturbado (EP). Las hormigas fueron recolectadas mediante trampas de caída y se analizaron propiedades fisicoquímicas del suelo (conductividad eléctrica, materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico), además de la cobertura vegetal. Los resultados mostraron que el área SP presentó la mayor diversidad (índice de Shannon: 1,31) y equitatividad, con predominio de los géneros Pheidole y Dorymyrmex. En el área SMP se observó una diversidad intermedia y mayor heterogeneidad, mientras que el área EP mostró una marcada dominancia de géneros tolerantes al estrés, como Solenopsis y una riqueza más baja. La degradación del suelo en EP se relacionó con una mayor salinidad (0,31 dS/m) y baja materia orgánica (0,17%). Los análisis de componentes principales (PCA) y las matrices de correlación evidenciaron asociaciones entre la fertilidad del suelo, la cobertura vegetal y la diversidad de hormigas. Estos resultados destacan el potencial de las hormigas epígeas como bioindicadores efectivos del estado del suelo y refuerzan la importancia de implementar estrategias de manejo sostenible en ecosistemas áridos y frágiles.

Palabras clave: Cobertura Forestal, Diversidad, Monte Willca, Perturbación.

Abstract

This study evaluates the diversity and composition of epigaeic ants (Formicidae) as bioindicators of soil disturbance in the Monte Willca Protected Area, considering three disturbance levels: undisturbed (SP), semi-disturbed (SMP), and disturbed (EP). Ants were collected using pitfall traps, and soil physicochemical properties (electrical conductivity, organic matter, and cation exchange capacity), as well as vegetation cover, were analyzed. The results showed that the SP area presented the highest diversity (Shannon index: 1.31) and evenness, with predominance of the genera Pheidole and Dorymyrmex. The SMP area exhibited intermediate diversity and greater heterogeneity, whereas the EP area showed marked dominance of stress-tolerant genera, such as Solenopsis, and lower species richness. Soil degradation in the EP area was associated with higher salinity (0.31 dS/m) and low organic matter content (0.17%). Principal component analysis (PCA) and correlation matrices revealed associations among soil fertility, vegetation cover, and ant diversity. These findings highlight the potential of epigaeic ants as effective bioindicators of soil condition and reinforce the importance of implementing sustainable management strategies in arid and fragile ecosystems.

Keywords: Diversity, Disturbed, Monte Willca, Vegetation cover.

Introducción

La degradación del suelo comprende procesos de erosión y desertificación asociados tanto a variaciones climáticas como a actividades humanas, especialmente la pérdida de cobertura vegetal (Provin et al., 2009; Safriel, 2007). Entre las principales causas se encuentran la alteración de la estructura y horizonación del suelo por fenómenos naturales como sequías, inundaciones e incendios, además de procesos erosivos ocasionados por las precipitaciones en zonas de pendiente (Fox & Wilson 2010; Nearing et al. 1997). A ello se suman perturbaciones antrópicas como el laboreo intensivo y la compactación generada por maquinaria y ganado (Lozada, 1991).

Los ecosistemas áridos, semiáridos y subhúmedos secos son particularmente vulnerables a estos procesos, debido a que el sobrepastoreo y la pérdida de cobertura boscosa aceleran la disminución de la fertilidad del suelo (Grove & Dregne, 1985). Diversos estudios realizados en zonas áridas montañosas han demostrado que la erosión genera pérdida de nutrientes, compactación y formación de grietas, afectando de manera significativa la funcionalidad ecológica de estos ambientes (Eckholm, 1975; Durán et al., 2011; Torres et al., 2015).

Desde una perspectiva ecológica, el deterioro del suelo también implica la pérdida de funciones desempeñadas por la biota edáfica, la cual participa activamente en procesos como el reciclaje de nutrientes, la descomposición de materia orgánica y la bioturbación (Fitter et al., 2005; Orgiazzi et al., 2016). Debido a su sensibilidad frente a las alteraciones naturales y antrópicas, los organismos del suelo pueden ser utilizados como indicadores biológicos de calidad edáfica (Oades, 1993; Socarras, 2013). En este contexto, la macrofauna del suelo, particularmente los invertebrados, cumple un papel esencial en el mantenimiento de las redes tróficas y la sostenibilidad de los ecosistemas (Gongalsky, 2021).

En ecosistemas áridos, las hormigas han sido ampliamente reconocidas como bioindicadores efectivos de degradación y perturbación del suelo (Hoffmann 2000, 2010; Hoffmann, et al., 2000; Lobry de Bruyn 1999). Investigaciones en diferentes países de América Latina demostraron que los formicidos permiten evaluar procesos de erosión y manejo de tierras, debido a su sensibilidad ecológica y su contribución al enriquecimiento del suelo y disponibilidad de nutrientes (Rousseau et al., 2013; Tiede et al., 2017). Estas características convierten a las hormigas en un grupo clave para el monitoreo ecológico en ambientes secos y frágiles.

En Bolivia, los estudios sobre Formicidae se han enfocado principalmente en aspectos sistemáticos y biogeográficos, mientras que las investigaciones sobre su uso como indicadores de perturbación son aún escasas, especialmente en los valles secos interandinos, considerada región con alto riesgo de erosión (Ibisch et al., 2003). Esta problemática es relevante considerando que gran parte de los suelos del país presentan procesos de desertificación (Iñiguez, 2004; López, 2003). Por lo que el objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad de las hormigas epígeas como bioindicadores de perturbación en los valles secos

interandinos y analizar su relación con las propiedades fisicoquímicas del suelo y la cobertura vegetal en zonas con y sin perturbación antrópica. De esta manera al usar las hormigas epígeas como bioindicadores representa una herramienta con alto potencial, para evaluar el estado del suelo y promover estrategias de conservación y manejo sostenible en ecosistemas áridos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en el Área Protegida Municipal – Área Natural de Manejo Integral (APM-ANMI) Monte Willca (Figura 1), creada bajo la Ordenanza Municipal N.º 012/2012. Este territorio se encuentra en el Distrito 7 del municipio de Sucre, en el departamento de Chuquisaca, Bolivia, y abarca una superficie total de 1.175,6 km² (117.560 hectáreas). Su rango altitudinal oscila entre los 1.700 y 2.700 m.s.n.m., incluyendo dentro de sus límites a siete comunidades campesinas que dependen de la agricultura y la ganadería para su subsistencia (DGBAP, 2022).

Monte Willca forma parte de la ecorregión de los Valles Secos Interandinos de Bolivia, un ecosistema semiárido caracterizado por un alto grado de endemismo florístico y faunístico (Herzog et al., 2005; López, 2003). Este entorno presenta un clima con temperaturas medias anuales de 14 a 19 °C y un régimen de precipitaciones que varía entre 200 y 650 mm/año (Moya et al., 2015).

Las condiciones climáticas y edáficas de la región determinan que la actividad agrícola sea limitada, por lo que el sistema productivo predominante se basa en cultivos de pequeña escala y asociaciones agroforestales. En cuanto a los tipos de suelos del área de estudio, esta se caracteriza por una consolidación de aerosoles con inclusión de Cambisoles, y Fluvisoles. Asimismo, un sector representa una consolidación de Leptosoles con inclusión de Regosoles, Cambisoles, Phaeozems y Lixisoles (SITAP, 2009; ZONISIG, 2000).

El relieve de Monte Willca es altamente variable, con terrenos abruptos y pendientes escarpadas intercaladas con zonas de valle aluvial. Cuatro quebradas principales estructuran su geografía: Quiquijana, Potreros, Paty Huañusqa y Vilcalata, las cuales presentan formaciones rocosas utilizadas como sitios de anidación por especies de aves endémicas, como la Paraba Frente Roja (*Ara rubrogenis*) y la Cotorra Boliviana (*Myiopsitta luchsii*). Además, los ríos Río Chico y Yuraj Pujio se encuentran adyacentes al oeste y al sur, delimitando el área protegida. Además, dentro del territorio Monte Willca se han identificado formaciones vegetales como bosque ralo caducifolio, bosque ralo xeromórfico, matorral espinoso montano y pastizales bajos de graminoides, (Ibisch et al., 2003; Navarro & Ferreira 2007). Y particularmente la alta densidad de árboles de Willca (*Anadenanthera colubrina*), especie icónica de importancia ecológica y cultural en la región.

Trabajo de campo

El muestreo se realizó del 24 de septiembre del 2023

al 16 de mayo del 2024, zonificándose tres áreas según el estado de perturbación (Figura 1): sin perturbación (SP), semi perturbado (SMP) y perturbado (EP). Se han definido 16 parcelas (10 x 20 m) las cuales se asignaron: 6 parcelas para el área natural, 7 para el área de transición y 3 para el área perturbada (22139.8 ± 5020.8).

Muestreo de la mirmecofauna: Se utilizó el método de las trampas de caída (pitfall trap), ya que esta técnica proporcionó medidas fiables de la abundancia de la fauna de las hormigas epígeas (Lang et al., 2010). Se colocaron 10 trampas con una distancia de 15 m entre sí en dos transectos para cada parcela.

Muestreo del suelo: Las muestras de suelo se obtuvieron una de cada zonificación definida por el nivel de perturbación. Para ello se usó cilindros metálicos de 45 cm de alto y 35 cm de ancho, cada cilindro se enterró en una calicata de 1 m² y profundidad de 50 cm, del cual de la pared expuesta se obtuvo la muestra a 5 cm de

profundidad.

Trabajo de laboratorio

Manejo e identificación de las muestras hormigas: los insectos se almacenaron como muestras húmedas, este método consistió en mantener a los individuos en alcohol al 95%, los ejemplares fueron colocados en tubos Eppendorf de 5 ml y tubos Falcon de 15 ml, etiquetados respectivamente. Para la identificación, se observó caracteres morfológicos diagnósticos mediante un estereomicroscopio, de esta manera, se procedió a identificarlas, aplicando las claves para clasificar por subfamilias, géneros y especies (Fernandez, 2003; Bolton 1994), además, se verificaron las especies correspondientes en la página ANTWEB (2025).

Análisis de cobertura vegetal: La cobertura vegetal se analizó mediante imágenes satelitales de Maxar Technologies (0.3 - 1.2 m resolución) disponible en Google Earth Pro para las 16 parcelas determinadas. A estas

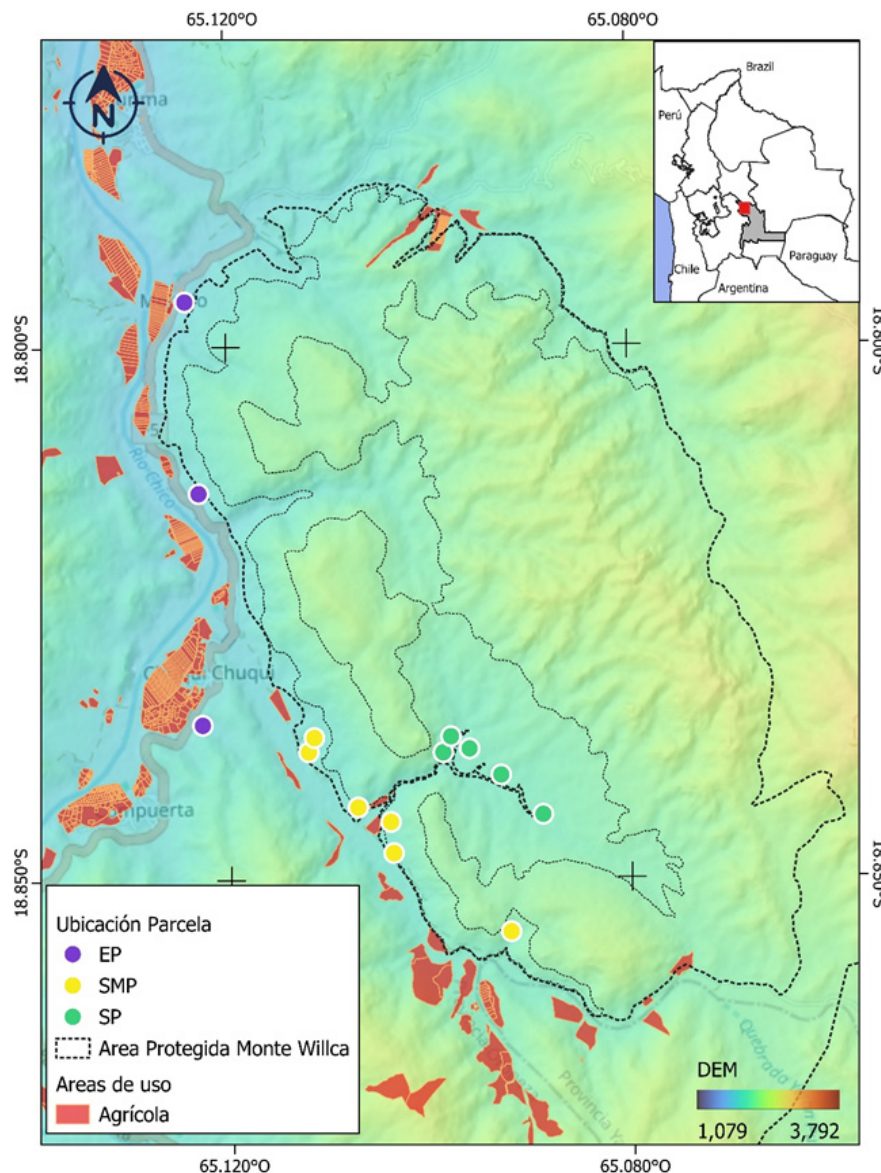


Figura.1. Ubicación geográfica del Área Protegida Municipal Monte Willca, en el municipio de Sucre (Chuquisaca, Bolivia). Los puntos indican los sitios donde se establecieron las parcelas de muestreo, correspondientes a diferentes estados de perturbación: sin perturbación (SP), semiperturbado (SMP) y perturbado (EP). En cada parcela se instalaron trampas pitfall para el muestreo de la mirmecofauna.

imágenes, se aplicó el método de segmentación para diferenciar el dosel de la cobertura arbórea y estimar el porcentaje de cobertura usando el programa de QGIS (ver 3.40).

Análisis de suelo: Se realizó la medición de los parámetros conductividad eléctrica (dS/m) mediante el método de potenciometría, el porcentaje de materia orgánica por el método de Walkley-Black y la capacidad de intercambio catiónico (meq/100g) mediante extracción de acetato de sodio (Rinot et al., 2019).

Análisis estadístico

Se aplicaron tres índices de diversidad (Simpson, Margalef y Shannon-Weiner) para los datos de riqueza y abundancia de hormigas, los cuales previamente se probó los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene), con el fin de determinar diferencias significativas con 95% de confianza usando estadística paramétrica (análisis de varianza) o no paramétrica (Kruskal Wallis). Similar procedimiento se aplicó para las evaluaciones del cambio del porcentaje de cobertura vegetal.

Con los datos de abundancia se realizó curvas de rango abundancia con el fin de graficar el valor de cada especie y distinguir las especies más frecuentes y aquellas que son raras y comparar la estructura de la comunidad entre los diferentes estados de perturbación.

En este estudio, el PCA se empleó para evaluar las relaciones entre las variables fisicoquímicas del suelo y la diversidad de hormigas en los diferentes estados de perturbación. Esta técnica permitió proyectar los datos en ejes ortogonales que maximizan la variabilidad explicada, mediante la descomposición espectral de la matriz de covarianza. Así, se pudieron identificar las variables con mayor contribución a la diferenciación de los estados evaluados y visualizar las asociaciones entre fertilidad del suelo, cobertura vegetal y composición de la comunidad de hormigas. Todos estos análisis se realizaron en el programa de código abierto Software R (ver. 4.4.3).

Resultados

Composición de hormigas

En total se colectaron 4412 individuos de hormiga, estos individuos se distribuyeron en 6 subfamilias y 29 géneros (Tabla 1). En la zona sin perturbación se registró 1494 individuos correspondientes a 20 géneros (Figura 2); SMP, 1212 individuos agrupados en 18 géneros; y en el perturbado, 1706 individuos distribuidos en 14 géneros.

La subfamilia Myrmicinae fue la más diversa, con 14 géneros. Entre los más representativos se encontraron *Acromyrmex*, *Pheidole*, *Crematogaster*, *Pogonomyrmex* y *Solenopsis*. El género *Pheidole* presentó 8 morfoespecies, incluyendo *P. aberrans*, *P. indica* y *P. megacephala*. Dolichoderinae estuvo representada por el género *Dorymyrmex*, con las especies *D. brunneus*, *D. emmaericaellus* y *D. pyramicus*, presentes en los tres estados de perturbación. Ectatomminae registró cuatro morfoespecies del género *Gnamptogenys*. *Gnamptogenys sp.1* fue exclusiva de SP, *G. pernambucana* se registró únicamente en SMP

y *Gnamptogenys sp.4* solo en EP. Formicinae incluyó los géneros *Brachymyrmex* y *Camponotus*, este último con cuatro morfoespecies, ambos presentes en los tres estados. Ponerinae y Pseudomyrmecinae fueron las subfamilias menos diversas. Ponerinae estuvo representada únicamente por *Odontomachus*, exclusivo del estado EP. Pseudomyrmecinae incluyó dos especies: *Pseudomyrmex sp.1*, presente en los tres estados, y *P. simplex*, registrada en SP y EP.

Evaluación de hormigas mediante índices de diversidad

La variación del índice de Simpson fue influenciada por la dominancia de las especies más abundantes. Aunque existen cambios en la composición de hormigas entre estados, probablemente algunas especies dominantes se mantuvieron relativamente constantes, por lo que el índice no detectó diferencias significativas ($p = 0.731$). Con el índice de equidad de Shannon, suele ser menos sensible cuando las diferencias en abundancia relativa entre taxones no son muy marcadas. Por ello, aunque ecológicamente se observan cambios en la estructura de la comunidad, estadísticamente las diferencias no fueron significativas ($p = 0.678$).

Sin embargo, el índice de diversidad de Margalef que está enfocado principalmente en la riqueza específica, mostró diferencias entre los estados de perturbación (Kruskal-Wallis, $p = 0.03899$) (Figura 3A). En las comparaciones por pares no se detectaron diferencias significativas entre EP y SMP ($p = 0.4451$) ni entre EP y SP ($p = 0.2041$). En contraste, la comparación entre SMP y SP mostró una diferencia significativa ($p = 0.0169$), indicando una mayor riqueza de taxones en el estado semi perturbado.

Curva de rango abundancia

Por Las curvas de rango-abundancia evidencian cambios en la estructura de la comunidad de hormigas a lo largo del gradiente de perturbación (Figura 4). En el estado sin perturbación (SP), la curva presentó una pendiente menos pronunciada, lo que indica mayor equitatividad en la distribución de abundancias y una mayor riqueza de taxones. Los géneros más abundantes fueron *Dorymyrmex brunneus* y *Brachymyrmex*, mientras que *Pseudomyrmex simplex* y *Pheidole megacephala* se registraron con bajas abundancias.

En el estado semi perturbado (SMP), la pendiente fue más pronunciada, reflejando una reducción en la equitatividad y un aumento moderado en la dominancia. Los taxones más abundantes fueron *Dorymyrmex pyramicus* y *Gnamptogenys pernambucana*, seguidos por especies del género *Camponotus*, *Amiomyrmex* y *Pheidole indica* presentaron las menores abundancias. En el estado perturbado (EP), la curva mostró la pendiente más abrupta, indicando una mayor dominancia de pocos taxones y una menor riqueza. La comunidad estuvo dominada por *Solenopsis* y *Dorymyrmex emmae*, mientras que *Odontomachus* y *Pseudomyrmex simplex* se registraron con baja representación.

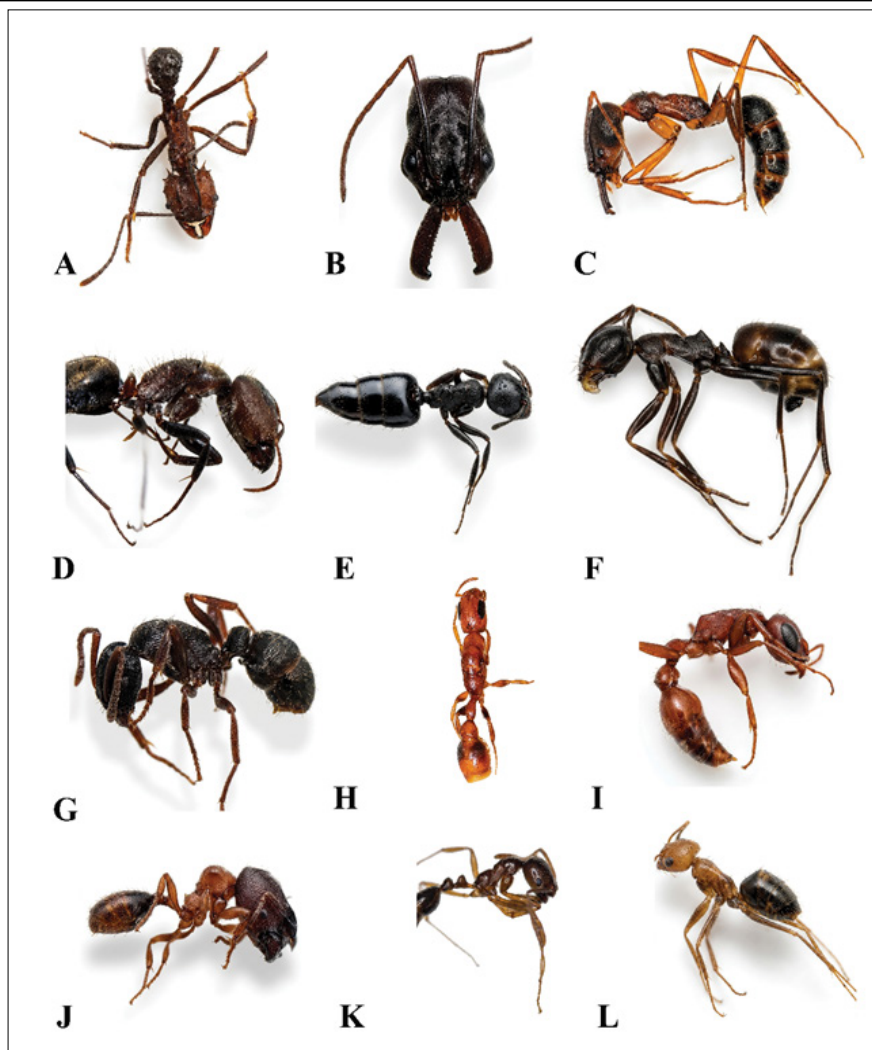


Figura 2. Catálogo de Formicidae. A, *Acromyrmex* Mayr, 1865 (Myrmicinae: Attini). B-C, *Odontomachus* Latreille, 1804 (Ponerinae: Ponerini). D, *Camponotus* Mayr, 1861 (Formicinae: Camponotini). E, *Crematogaster* Lund, 1831 (Myrmicinae: Crematogastrini). F, *Dorymyrmex brunneus* Forel, 1908 (Dolichoderinae: Leptomyrmecini). G, *Gnamplogenys* Roger, 1863 (Ectatomminae: Ectatommini); H, *Pseudomyrmex simplex* (Smith, F., 1877) (Pseudomyrmecinae). I, *Pseudomyrmex* Lund, 1831 (Pseudomyrmecinae). J, *Pheidole aberrans* Mayr, 1868 (Myrmicinae: Attini). K, *Solenopsis* Westwood, 1840 (Myrmicinae: Solenopsidini). L, *Brachymyrmex* Mayr, 1868 (Formicinae: Myrmelachistini).

Propiedades fisicoquímicas del suelo

El estado SP presentó una CE de 0,24 dS/m, indicando ausencia de salinidad y condiciones favorables para el crecimiento vegetal (Tabla 2). La MO alcanzó 1,26%, reflejando una fertilidad moderada y adecuada retención de humedad, mientras que la CIC fue de 7,61 meq/100g, evidenciando una capacidad intermedia de retención de nutrientes. En el estado SMP, la CE disminuyó a 0,08 dS/m, la MO aumentó considerablemente hasta 3,24% y la CIC se incrementó a 10,89 meq/100g, sugiriendo una mejora en la fertilidad y en la capacidad de retención de nutrientes del suelo.

Por otro lado, el estado perturbado (EP) mostró señales de degradación edáfica. La CE registró el valor más alto (0,31 dS/m), asociado posiblemente a procesos de erosión y pérdida de cobertura vegetal (Tabla 2). Asimismo, la MO descendió drásticamente a 0,17%, evidenciando una pérdida severa de fertilidad y menor capacidad de retención de humedad. Aunque la CIC se mantuvo relativamente alta (10,54 meq/100g), la escasa presencia de materia orgánica limita la disponibilidad efectiva de nutrientes, dificultando la recuperación del suelo.

Cobertura vegetal

Los resultados muestran una clara tendencia decreciente en la cobertura vegetal conforme aumenta el nivel de perturbación (Figura 3B), evidenciando el impacto negativo de las actividades antrópicas y disturbios naturales sobre la integridad de los ecosistemas. En el estado sin perturbación (SP) se registró la mayor cobertura vegetal ($43.6\% \pm 6.98$), lo que indica condiciones ambientales óptimas para el desarrollo y mantenimiento de la vegetación natural. El estado semi perturbado (SMP) presentó una reducción moderada ($39.8\% \pm 9.40$), sugiriendo un impacto intermedio en la estructura vegetal, probablemente asociado a alteraciones parciales del hábitat por actividades humanas (agricultura, construcción de caminos) o disturbios naturales (sequía, inundaciones o incendios). En contraste, el estado perturbado (EP) mostró la menor cobertura vegetal ($34.0\% \pm 9.72$), reflejando los efectos más severos de la alteración ambiental sobre la vegetación.

Relación de variables ambientales con la diversidad de hormigas epígeas

El análisis de componentes principales (PCA) revela patrones clave sobre cómo las propiedades del suelo y la cobertura vegetal influyen en la diversidad biológica de hormigas en las tres áreas de perturbación analizadas (SP, SMP, EP). El primer componente (Dim1) explica el 52.7% de la variabilidad total, destacándose como el eje principal que estructura las relaciones entre variables ambientales y biológicas (Figura 5).

VARIABLES EDÁFICAS Y SU IMPACTO: Las variables fisicoquímicas del suelo (CIC, CE, MO) muestran una fuerte asociación con Dim1 y Dim2. La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) aparece cercana a Margalef (índice de diversidad), lo que sugiere que suelos con mayor capacidad para retener nutrientes (CIC alto) favorecen una mayor diversidad de especies. Este patrón es consistente con lo observado en el estado SMP, que combina alta CIC (10.89 meq/100g) y valores intermedios de diversidad (Margalef = 1.03). Por otro lado, la Conductividad

Eléctrica (CE) se encuentra en la dirección opuesta a Riqueza de especies, lo que indica que suelos con mayor salinidad (como en EP, CE = 0.31 dS/m) tienden a reducir el número de especies (Riqueza = 14). La Materia Orgánica (MO) muestra una relación positiva con la diversidad, respaldando su papel clave en la fertilidad del suelo y el sostenimiento de comunidades biológicas.

COBERTURA VEGETAL COMO FACTOR DETERMINANTE: La Cobertura vegetal se proyecta cerca de Riqueza en el espacio del PCA, reforzando que áreas con mayor cobertura (como SP, 43.6%) albergan más especies. Esta relación sugiere que la vegetación no solo es un indicador de salud del ecosistema, sino también un facilitador de hábitats para otros organismos. La reducción de cobertura en EP (34%) coincide con los valores más bajos de riqueza, evidenciando el impacto negativo de la perturbación.

Las áreas con diferentes grados de perturbación se agrupan de manera distintiva: La menos perturbada muestra mayor cobertura vegetal y riqueza de especies,

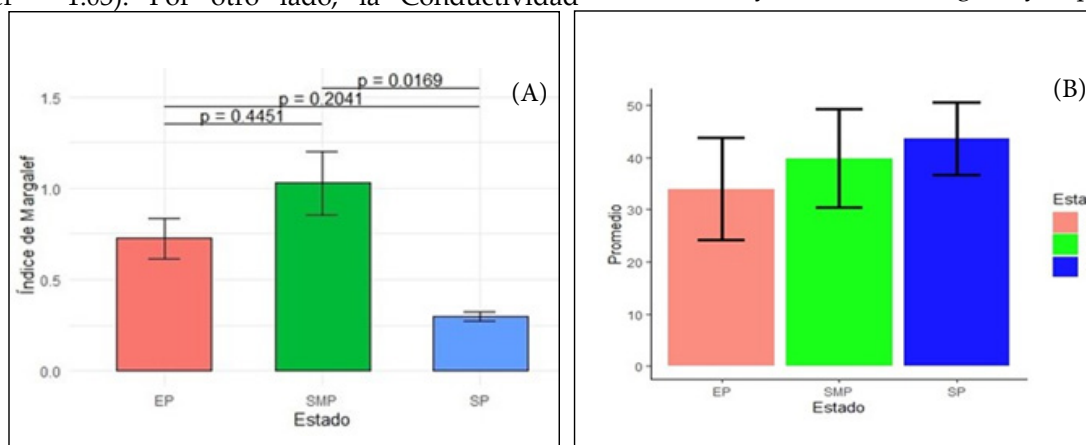


Figura 3. Comparación del índice de riqueza de especies de Margalef en los diferentes estados, representado por el error estándar (A). Promedio del porcentaje de cobertura vegetal en los tres estados de perturbación (B). Sin perturbación (SP), semi perturbado (SMP) y perturbado (EP).

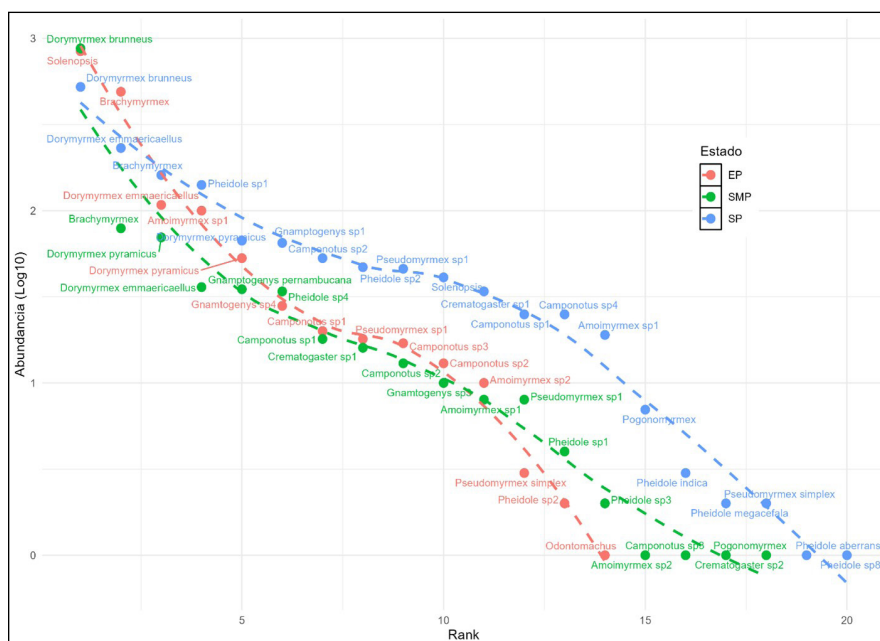


Figura 4. Curva de rango y abundancia de los taxones de hormigas en cada estado de perturbacion (SP, SMP, EP).

Tabla 1. Lista de presencia y ausencia de taxones de Formicidae recolectados en los diferentes estados. Sin perturbación (SP), semi perturbado (SMP) y perturbado (EP).

Subfamilia	No	Géneros	Especie	SP	SMP	EP
Myrmicinae	1	<i>Acromyrmex</i>	sp1	19	8	100
	2	<i>Acromyrmex</i>	sp2	0	1	10
	3	<i>Pheidole</i>	sp1	141	4	0
	4	<i>Pheidole</i>	sp2	47	0	2
	5	<i>Pheidole</i>	sp3	0	2	0
	6	<i>Pheidole</i>	sp4	0	34	0
	7	<i>Pheidole</i>	<i>aberrans</i>	1	0	0
	8	<i>Pheidole</i>	<i>indica</i>	3	0	0
	9	<i>Pheidole</i>	<i>megacefala</i>	2	0	0
	10	<i>Pheidole</i>	sp8	1	0	0
	11	<i>Crematogaster</i>	sp1	34	16	0
	12	<i>Crematogaster</i>	sp2	0	1	0
	13	<i>Pogonomyrmex</i>		7	1	0
	14	<i>Solenopsis</i>		41	0	843
Dolichodorinae	15	<i>Dorymyrmex</i>	<i>brunneus</i>	523	875	0
	16	<i>Dorymyrmex</i>	<i>emmaericaellus</i>	231	36	108
	17	<i>Dorymyrmex</i>	<i>pyramicus</i>	67	70	53
Ectatomminae	18	<i>Gnamptogenys</i>	sp1	65	0	0
	19	<i>Gnamptogenys</i>	<i>pernambucana</i>	0	35	0
	20	<i>Gnamptogenys</i>	sp3	0	10	0
	21	<i>Gnamptogenys</i>	sp4	0	0	28
	22	<i>Brachymyrmex</i>	161	79	490	
Formicinae	23	<i>Camponotus</i>	sp1	25	18	20
	24	<i>Camponotus</i>	sp2	53	13	13
	25	<i>Camponotus</i>	sp3	0	1	17
	26	<i>Camponotus</i>	sp4	25	0	0
Ponerinae	27	<i>Odontomachus</i>		0	0	1
Pseudomyrmecinae	28	<i>Pseudomyrmex</i>	sp1	46	8	18
	29	<i>Pseudomyrmex</i>	<i>simplex</i>	2	0	3

Tabla 2. Parámetros del análisis físico-químicos del suelo en los tres estados. Conductividad Eléctrica (CE), Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), Materia Orgánica (MO), sin perturbación (SP), semi perturbado (SMP) y perturbado (EP).

Área	Área	Código	CE (dS/m)	MO (%)	CIC (me-q/100g)	Coordenadas	Altura (msnm)
SP		1-AP-MTV	0,24	1,26	7,61	X: 18°50'21" Y: 65°05'51"	1997
SMP		2-ASP-MTV	0,08	3,24	10,89	X: 18°50'22" Y: 65°06'39"	1956
EP		3 - A C P - CH-M	0,31	0,17	10,54	X: 18°50'02" Y: 65°07'23"	1835

favoreciendo la conservación del ecosistema. La de perturbación moderada destaca por su alta fertilidad, lo que compensa parcialmente la menor cobertura vegetal y promueve la diversidad. En contraste, la más perturbada tiene suelos más salinos y con menor materia orgánica, limitando la biodiversidad. Estos resultados confirman que la fertilidad del suelo y la cobertura vegetal son factores clave en la biodiversidad, mientras que la salinidad y la degradación del suelo la restringen. La menos perturbada muestra mayor cobertura vegetal y riqueza de especies, favoreciendo la conservación del ecosistema. La de perturbación moderada destaca por su alta fertilidad, lo que compensa parcialmente la menor cobertura vegetal y promueve la diversidad. En contraste, la más perturbada tiene suelos más salinos y con menor materia orgánica, limitando la biodiversidad. Estos resultados confirman que la fertilidad del suelo y la cobertura vegetal son factores clave en la biodiversidad, mientras que la salinidad y la degradación del suelo la restringen

Discusión

Diversidad de hormigas en bosques secos interandinos

En este estudio, se evaluó la diversidad de hormigas epigeas como bioindicadores de la calidad del suelo en áreas con diferentes grados de perturbación. Los resultados muestran que, en estados sin perturbación (SP), la comunidad de hormigas presenta una mayor equitatividad y riqueza de taxones, con géneros característicos como Pheidole, que están generalmente presente en áreas SP, como también en otros estudios se han encontrado ser recurrentes en áreas más conservadas (Rivas-Arancibia et al., 2014; Zelikova & Breed, 2008).

Sin embargo, en estados semi perturbados (SMP), se observó un aumento en la riqueza de géneros, lo que sugiere que una perturbación moderada puede generar heterogeneidad ambiental, promoviendo la coexistencia de especies con diferentes estrategias ecológicas (Vasconcelos,

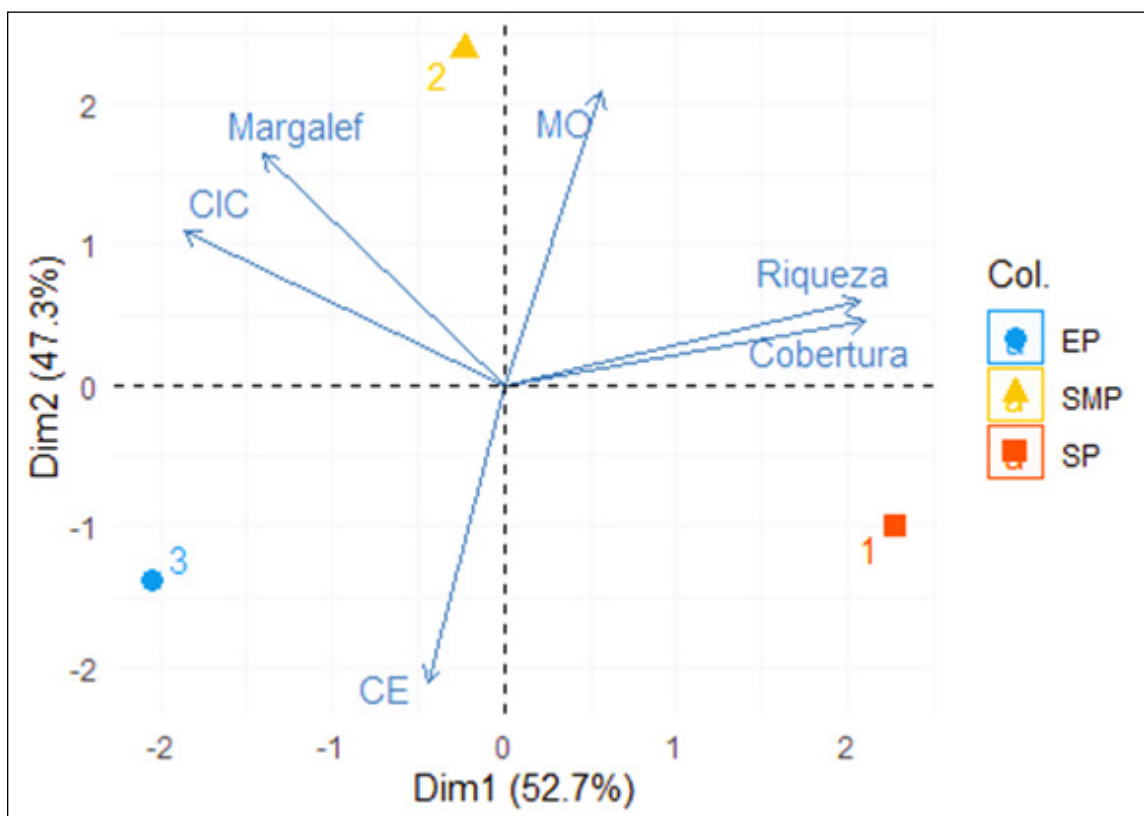


Figura 5. Análisis de Componentes Principales (PCA) de las propiedades edáficas, la cobertura vegetal y los índices de diversidad de hormigas en tres áreas con diferente grado de perturbación (SP: sin perturbación; SMP: semi perturbado; EP: estado perturbado).

et al., 2000). Este fenómeno ha sido documentado en otros ecosistemas áridos, donde la perturbación intermedia puede incrementar la diversidad al crear microhábitats que favorecen a especies generalistas y especialistas (Ribas et al., 2003).

En contraste, en estados altamente perturbados (EP), la comunidad de hormigas mostró una marcada dominancia de géneros como *Solenopsis* y *Dorymyrmex emmaericaellus*, junto con una reducción significativa en la riqueza de taxones. Este patrón es típico de ecosistemas degradados, donde la simplificación del hábitat y la pérdida de recursos favorecen a especies generalistas y tolerantes a condiciones adversas (Hoffmann, 2010). Estudios similares en bosques secos de Ecuador y Brasil han reportado que las hormigas del género *Solenopsis* son frecuentes en áreas perturbadas debido a su capacidad para explotar recursos limitados y competir eficientemente con otras especies (Vasconcelos, et al., 2000; Tiede et al., 2017). Además, la presencia de *Odontomachus* en bajas abundancias en áreas perturbadas sugiere que este género, típicamente asociado a hábitats más estables, es sensible a la degradación del suelo y la pérdida de cobertura vegetal (Silvestre et al., 2003).

Suelos

Los resultados obtenidos en los tres estados de perturbación (SP, SMP y EP) evidencian variaciones en las propiedades fisicoquímicas del suelo, reflejando la influencia del grado de intervención antrópica o natural. Estas diferencias son clave para comprender cómo los procesos ecológicos y las prácticas de manejo impactan la calidad edáfica.

En el estado Sin Perturbación, la CE registrada confirma la ausencia de salinización, lo que es característico de suelos bien estructurados y con un drenaje eficiente (Rhoades et al., 1992). En contraste, en el estado Perturbado (EP), el aumento abrupto de CE sugiere procesos de acumulación salina, posiblemente vinculados a la erosión, la pérdida de cobertura vegetal y alteraciones en el flujo hídrico. Estos fenómenos son típicos de suelos degradados y pueden comprometer la disponibilidad de agua para las plantas (Rengasamy, 2006). Por otro lado, la disminución de la CE en el estado Semi Perturbado (SMP) podría indicar un drenaje mejorado o la ausencia de fuentes externas de sales, como fertilizantes inorgánicos, lo que favorece condiciones edáficas menos restrictivas para el desarrollo vegetal (Corwin & Lesch, 2005).

La variabilidad en los valores de MO entre los distintos estados de perturbación resalta los procesos de acumulación y pérdida de nutrientes en el suelo. En SMP, el incremento de MO resulta llamativa, ya que contradice lo que usualmente se espera en los suelos intervenidos. Esto sugiere posibles aportes externos de residuos orgánicos, como abonos, o una desaceleración en la tasa de descomposición microbiana, esta situación fue observada en sistemas con manejo agroforestal (Lal, 2004). En cambio, en EP, la MO alcanzó un valor críticamente bajo, evidenciando una rápida pérdida de nutrientes base, factores como la erosión, la labranza intensiva y la quema de vegetación pueden haber contribuido a la desestructuración del suelo, reduciendo su estabilidad y

capacidad de retención hídrica (Six et al., 2002). En SP, el valor moderado de MO es coherente con suelos de bosques conservados, donde los ciclos naturales de nutrientes permiten mantener un equilibrio en la fertilidad del suelo (Brady & Weil, 2008).

Los valores de CIC registrados muestran una concordancia de acuerdo a lo expresado por (MMAyA, 2014), donde en los estados SMP como en EP fueron considerablemente superiores a los observados en SP. Dado que la CIC se asocia con la presencia de materia orgánica y arcillas (Sparling, 1992), la alta CIC en EP a pesar de la escasa MO sugiere una fuerte influencia de minerales arcillosos, que retienen cationes incluso en ausencia de materia orgánica (Brady & Weil, 2008; JGRC, 2003). Sin embargo, en SMP, la combinación de MO y arcillas parece haber potenciado aún más la CIC, ya que los coloides orgánicos aportan sitios adicionales para el intercambio de cationes (Parfitt et al., 1995). Esto pone en evidencia que, aunque la CIC en EP sea elevada, la escasa MO limita la disponibilidad de nutrientes esenciales como nitrógeno y fósforo, reduciendo la capacidad de recuperación del ecosistema (Lal, 2004).

En conjunto, estos resultados subrayan la compleja interacción entre los factores físicos, químicos y biológicos del suelo en los distintos estados de perturbación. La degradación en EP no solo afecta la disponibilidad de nutrientes, sino que también compromete la estructura y funcionalidad del suelo, dificultando su resiliencia. En cambio, las condiciones en SMP sugieren que ciertos manejos pueden favorecer la retención de carbono y la fertilidad, resaltando la importancia de prácticas sostenibles para la conservación de estos ecosistemas.

Cobertura vegetal

Los bosques secos interandinos, representan ecosistemas únicos y frágiles, caracterizados por una alta biodiversidad y endemismo, pero también están amenazados por una creciente presión antrópica que amenaza su integridad ecológica.

La relación entre el nivel de perturbación y la cobertura vegetal, nos brinda un patrón ampliamente documentado en ecosistemas tropicales y subtropicales (Barlow et al., 2016, Foley et al., 2005). La alta cobertura vegetal en estados sin perturbación pone en evidencia la capacidad de los ecosistemas conservados para sostener procesos ecológicos clave, como la retención de humedad y la fijación de carbono. Este fenómeno ha sido observado en bosques primarios de la Amazonía brasileña y el Chocó colombiano, donde la cobertura vegetal juega un papel crucial en la estabilidad climática y la biodiversidad (Etter et al., 2008; Barlow et al., 2016). Sin embargo, incluso perturbaciones moderadas pueden alterar significativamente estas funciones ecológicas, comprometiendo su adaptabilidad a largo plazo.

En el estado semi perturbado, la reducción de la cobertura vegetal se alinea con estudios en Latinoamérica que vinculan la fragmentación del hábitat con pérdidas del 15-30% de la vegetación original. Este patrón ha sido observado en la Mata Atlántica brasileña y los bosques andinos de Ecuador, donde la reducción de la cobertura vegetal se asocia a cambios climáticos y pérdida ecológica

(Cuesta et al., 2017; Ribeiro et al., 2009). La situación se agrava en regiones como en nuestro país donde la agricultura y los incendios recurrentes alteran los ciclos naturales del ecosistema (Haddad et al., 2015). Un ejemplo claro es el Cerrado brasileño, donde la práctica intensiva de cultivos de soja ha reducido la cobertura vegetal en un 25%, afectando al paisaje y las capacidades del suelo (Strassburg et al., 2017).

En el estado perturbado, la drástica disminución de la cobertura vegetal refleja el impacto directo de actividades como la ganadería extensiva, la agricultura y a la creciente construcción de carreteras. En la Amazonía peruana, la deforestación para el cultivo de palma aceitera ha llevado a presentar una cobertura vegetal de menos del 30%, generando pérdidas irreversibles de suelo fértil y afectando la biodiversidad local (Gutiérrez-Vélez et al., 2011).

A pesar de presentar este panorama, la recuperación de los ecosistemas depende en gran medida de estrategias de restauración activa. Experiencias exitosas en nuestro continente demuestran que la reforestación y la regeneración natural pueden revertir parcialmente la degradación. Estudios en Costa Rica, mostraron que la reforestación con especies nativas permitió recuperar el 40% de la cobertura vegetal en dos décadas (Chazdon et al., 2016), mientras que en Argentina, la exclusión del ganado en áreas degradadas facilitó a una regeneración natural del 25% (Holl & Aide, 2011). Estos casos resaltan la importancia de políticas de conservación basadas en evidencia científica y en la participación comunitaria, asegurando que las acciones de restauración sean sostenibles y socialmente inclusivas.

Relación de las variables ambientales

Los análisis de componentes principales (PCA) y la matriz de correlación revelan patrones claros sobre los factores edáficos y de cobertura vegetal que influyen en la biodiversidad en ecosistemas con distintos grados de perturbación. La explicación de la variabilidad total del primer componente (Dim1) destaca la importancia de los parámetros fisicoquímicos del suelo y la cobertura vegetal como elementos clave en la estructura de las comunidades ecológicas, un hallazgo consistente con estudios previos que subrayan el papel de estos factores en la configuración de los ecosistemas (Hillebrand et al., 2018; Lal, 2016).

La fuerte asociación entre la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y el índice de Margalef indica que suelos con mayor retención de nutrientes favorecen la diversidad de especies. Esto sugiere que un suelo fértil puede sustentar redes tróficas más complejas y permitir la coexistencia de organismos con diferentes necesidades nutricionales (Tilman et al., 2014). En el estado SMP, donde la CIC alcanza valores elevados, se observan niveles intermedios de diversidad, de tal manera que la fertilidad del suelo puede compensar en parte los efectos de perturbaciones moderadas. Sin embargo, la correlación negativa entre CIC y cobertura vegetal, plantea un posible equilibrio ecológico, es decir, suelos más fértiles podrían favorecer a las estrategias de crecimiento que priorizan la competencia por recursos, que en lugar de invertir por

una cobertura vegetal extensa, como se ha observado en bosques tropicales (Lohbeck et al., 2016).

La materia orgánica (MO) también desempeña un papel fundamental en la biodiversidad, con correlaciones positivas tanto para Margalef como para la riqueza de especies. Su función como un reservorio de nutrientes y siendo base para la actividad microbiana la convierte en un pilar esencial para la fertilidad del suelo y la productividad primaria (Lehmann & Kleber, 2015). En áreas altamente perturbadas (EP), la disminución de MO coincide con estudios que relacionan la pérdida de carbono orgánico del suelo con la simplificación de las comunidades biológicas (Trivedi et al., 2016).

La correlación negativa entre la conductividad eléctrica (CE) y la biodiversidad con Margalef confirma los efectos adversos de la salinidad, especialmente en el área EP, donde la CE alcanza altas concentraciones de sales solubles que pueden generar estrés osmótico en plantas y microorganismos, reduciendo la productividad primaria y afectando la estructura del hábitat (Corwin, 2021; Qadir et al., 2019). Esto se refleja en los valores mínimos de riqueza en EP, un patrón similar observado en ecosistemas áridos y suelos agrícolas degradados.

Por su parte, la correlación positiva entre cobertura vegetal y riqueza refuerza su papel como indicador clave de biodiversidad. Estados como SP demuestran cómo la estructura vegetal no solo regula el microclima y proporciona refugios, sino que también sostiene redes de interacción biológica esenciales para la estabilidad del ecosistema (Lindenmayer et al., 2012). Por otro lado, la drástica reducción de cobertura en EP ilustra el "efecto umbral" descrito por Suding et al. (2004), donde la pérdida de vegetación sobrepasa su capacidad de adaptabilidad, desencadenando colapsos en la diversidad biológica.

Los resultados respaldan el modelo de "filtros ambientales" (Kraft et al., 2015), según el cual la perturbación actúa de manera jerárquica: primero reduciendo la cobertura vegetal (filtro físico), luego degradando las propiedades edáficas (filtro químico) y, finalmente, limitando la persistencia de las especies (filtro biológico). La combinación de alta CIC y MO en SMP sugiere que estrategias de manejo enfocadas en la conservación de la fertilidad del suelo, como el uso de productos orgánicos o la rotación de cultivos, pueden mitigar parcialmente los impactos de perturbaciones moderadas. Experiencias en sistemas agroforestales han demostrado que estas prácticas no solo benefician la biodiversidad, sino que también mejoran la resiliencia ecológica y la productividad agrícola (Montagnini & Nair, 2004).

Conclusiones

Los resultados de este estudio destacan cómo la presencia de hormigas refleja su asociación sobre los suelos y la cobertura vegetal. Además, se evidencia que los bosques secos interandinos albergan una diversidad notable de hormigas epígeas, y que su composición está influenciada por la perturbación antrópica. Y que las propiedades del suelo, una cobertura vegetal densa y una diversidad de hormigas diferenciada, reflejan altos niveles de materia orgánica en suelos conservados. Esto respalda

del suelo y resalta la importancia de conservar estos hábitats tan frágiles a erosión.

Agradecimientos

Queremos agradecer a la comunidad de Chuqui Chuqui, directorio del ANMI Monte Willca y a la Dirección de Medio Ambiente del Gobierno Autónomo Municipal de Sucre, por permitir la autorización del desarrollo de este trabajo de investigación. Además al Dr Andrés Fernández Restrepo por su colaboración en la identificación de las hormigas.

Declaración de conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Referencias

AntWEB. (2025). Version 4. California Academy of Science. <https://antweb.org>

Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Nally, R. M., ... & Gardner, T. A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610), 144-147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>

Bolton, B. (1994). Identification Guide to the Ant Genera of the World. Harvard University Press. 226 p.

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2008). The Soils Around Us Overview. *The Nature and Properties of Soils*, 5(6), 1-16.

Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Zambrano, A. M. A., Aide, T. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Craven, D., Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., De Jong, B., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., ... Poorter, L. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>

Corwin, D. L. (2021). Climate change impacts on soil salinity in agricultural areas. *European Journal of Soil Science*, 72(2), 842-862. <https://doi.org/10.1111/ejss.13010>

Corwin, D. L., & Lesch, S. M. (2005). Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 46(1-3 SPEC. ISS.), 11-43. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.10.005>

Cuesta, F., Peralvo, M., Merino-Viteri, A., Bustamante, M., Baquero, F., Freile, J. F., Muriel, P., & Torres-Carvajal, O. (2017). Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador. *Neotropical Biodiversity*, 3(1), 93-106. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1295705>

DGBAP. (2022). Atlas de las áreas protegidas municipales de Bolivia - 2022.

Durán, A., Morrás, H., Studdert, G., & Liu, X. (2011). Distribution, properties, land use and management of Mollisols in South America. *Chinese Geographical Science*, 21(5), 511-530. <https://doi.org/10.1007/s11769-011-0491-z>

Eckholm, E. P. (1975). The deterioration of mountain environments. *Science*, 189(4205), 764-770. <https://doi.org/10.1126/science.189.4205.764>

Etter, A., McAlpine, C., & Possingham, H. (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>

Fernandez, F. (2003). Introducción a las Hormigas de la región Neotropical. In F. F. (Ed.), Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/32961/978-958-8151-23-6.pdf?sequence=1&isAllowed=y#page=149>

Fitter, A. H., Gilligan, C. A., Hollingworth, K., Kleczkowski, A., Twyman, R. M., & Pitchford, J. W. (2005). Biodiversity and ecosystem function in soil. *Functional Ecology*, 19(3), 369-377. <https://doi.org/10.1111/j.0269-8463.2005.00969.x>

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter,

S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

Fox, G. A., & Wilson, G. V. (2010). The Role of Subsurface Flow in Hillslope and Stream Bank Erosion: A Review. *Soil Science Society of America Journal*, 74(3), 717-733. <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0319>

Gongalsky, K. B. (2021). Soil macrofauna: Study problems and perspectives. *Soil Biology and Biochemistry*, 159(November 2020), 108281. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108281>

Grove, A. T., & Dregne, H. E. (1985). Desertification of Arid Lands. *The Geographical Journal*, 151(1), 114. <https://doi.org/10.2307/633298>

Gutiérrez-Vélez, V. H., DeFries, R., Pinedo-Vásquez, M., Uriarte, M., Padoch, C., Baethgen, W., Fernandes, K., & Lim, Y. (2011). High-yield oil palm expansion spares land at the expense of forests in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 6(4), 044029. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/044029>

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townsend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1-9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Herzog, S. K., Soria Auza, R. W., & Hennessey, A. B. (2005). Ecoregional patterns of richness, endemism and threat of the Bolivian avifauna: priorities for ecoregional planning. *Ecología En Bolivia*, 40(2), 27-40.

Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., Filstrup, C. T., Harpole, W. S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A. M., Seabloom, E. W., Van de Waal, D. B., & Ryabov, A. B. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 169-184. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12959>

Hoffmann, B. D. (2000). Changes in ant species composition and community organisation along grazing gradients in semi-arid Rangelands of the Northern Territory. *Rangeland Journal*, 22(2), 171-189. <https://doi.org/10.1071/RJ0000171>

Hoffmann, B. D. (2010). Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological Indicators*, 10(2), 105-111. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.016>

Hoffmann, B. D., Griffiths, A. D., & Andersen, A. N. (2000). Responses of ant communities to dry sulfur deposition from mining emissions in semi-arid tropical Australia, with implications for the use of functional groups. *Austral Ecology*, 25(6), 653-663. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2000.tb00071.x>

Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558-1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>

Ibisch, P. L., Beck, S. G., Gerkmann, B., & Carretero, A. (2003). Ecoregiones y ecosistemas. In P. L. Ibisch & G. Mérida (Eds.), *Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación* (pp. 47-88). Editorial FAN.

Iñiguez, L. (2004). Goats in resource-poor systems in the dry environments of West Asia, Central Asia and the Inter-Andean valleys. *Small Ruminant Research*, 51(2), 137-144. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2003.08.014>

JGRC. (2003). Prácticas de conservación de suelos y aguas validadas por el Proyecto JALDA. In Adriaan Kessler y Ximena Flores (Ed.), *Serie Estudios de investigación, documento. (1a Edición)*.

Kraft, N. J. B., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29(5), 592-599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), 1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>

Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic

- matter. *Nature*, 528(7580), 60–68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Lindenmayer, D. B., Laurance, W. F., & Franklin, J. F. (2012). Ecology: Global decline in large old trees. *Science*, 338(6112), 1305–1306. <https://doi.org/10.1126/science.1231070>
- Lobry de Bruyn, L. A. (1999). Ants as bioindicators of soil function in rural environments. In *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes* (Vol. 74). Elsevier Science B.V. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-50019-9.50024-8>
- Lohbeck, M., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., & Poorter, L. (2016). The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-modified tropical landscape. *Ecology*, 97(10), 2772–2779. <https://doi.org/10.1002/ecy.1499>
- López, R. P. (2003). Phytogeographical relations of the Andean dry valleys of Bolivia. *Journal of Biogeography*, 30(11), 1659–1668. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00919.x>
- Lozada, C. (1991). Overgrazing and Range Degradation in the Peruvian Andes. *Rangelands*, 13(2), 64–67.
- Moya, M.I., R. I. Meneses & J. Sarmiento (Eds.). 2015. *Historia Natural deun Valle en Los Andes: La Paz. Segunda Edición.* Museo Nacional de Historia Nacional, La Paz, Bolivia. 801 p.
- Navarro, G. & Ferreira, W. (2007). Mapa de Vegetación de Bolivia, escala 1:250 000. <http://cdmbolivia.org/recursos-biologicos-y-ecologicos.htm>
- Nearing, M. A., Norton, L. D., Bulgakov, D. A., Larionov, G. A., West, L. T., & Dontsova, K. M. (1997). Hydraulics and erosion in eroding rills for stream power and sediment load fit the form of a logistic curve are total discharge. *Water Resour. Res.*, 33(4), 865–876.
- Parfitt, R. L., Giltrap, D. J., & Whitton, J. S. (1995). Contribution of organic matter and clay minerals to the cation exchange capacity of soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 26(9–10), 1343–1355. <https://doi.org/10.1080/00103629509369376>
- Provin, T. L., Feagley, S. E., Pitt, J. L., & McFarland, M. L. (2009). Soil Testing Following Flooding, Overland Flow of Wastewater and other Freshwater Disasters. *Soils: Basic Concepts and Future Challenges*, 9780521851, 1–3.
- Qadir, M., Quillérou, E., Nangia, V., Murtaza, G., Singh, M., Thomas, R. J., & Noble, A. D. (2014, November). Economics of salt-induced land degradation and restoration. In *Natural resources forum*, 38(4): 282–295. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12054>
- Drechsel, P., Noble, A. D., Qadir, M., Quillérou, E., Nangia, V., Murtaza, G., & Singh, M. (2019). Economics of salt-induced land degradation and restoration To cite this version : HAL Id : hal-01954413. HAL Archives-Ouvertes, 38(4), 282–295.
- Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, 57(5), 1017–1023. <https://doi.org/10.1093/jxb/erj108>
- Ribas, C. R., Schoederer, J. H., Pic, M., & Soares, S. M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28(3), 305–314. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x>
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.bioc.2009.05.012>
- Rinot, O., Levy, G. J., Steinberger, Y., Svoray, T., & Eshel, G. (2019). Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of the Total Environment*, 648, 1484–1491. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259>
- Rivas-Arancibia, S. P., Carrillo-Ruiz, H., Arce, A. B., Figueroa-Castro, D. M., & Andrés-Hernández, A. R. (2014). Effect of disturbance on the ant community in a semiarid region of central Mexico. *Applied Ecology and Environmental Research*, 12(3), 703–716. https://doi.org/10.15666/aeer/1203_703716
- Rhoades, A. Kandish, A. & Mashali, A. M. (1992). The use of saline waters for crop production Fao Library fiche an 329895 Food and agriculture organization of the united nations. <http://www.fao.org/3/a-t0667e.pdf>
- Rousseau, L., Fonte, S. J., Téllez, O., Van Der Hoek, R., & Lavelle, P. (2013). Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators*, 27, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.020>
- Safriel, U. N. (2007). The Assessment of Global Trends in Land Degradation. In M. V. K. Sivakumar & N. Ndiang'ui (Eds.), *Climate and Land Degradation* (Vol. 4, Issue 1, pp. 2–36). Springer Science Business Media.
- Silvestre, R., Brandão, C. R. F., Rosa, R., & Silva, D. (2003). Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del Cerrado. In *Introducción a las hormigas de la región Neotropical* (p. 113:148). <https://doi.org/10.1108/EUM000000005647>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Socarras, A. (2013). Soil mesofauna: biological indicator of soil quality. *Pastos y Forrajes*, 36(1), 5–13(Es), 14–21(En). Society, E. (2010). *Fate of Seeds Adapted for Dispersal by Ants in Australian Sclerophyll Vegetation* Author (s) : Lesley Hughes and Mark Westoby Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1940676>
- Sparling, G. P. (1992). Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, 30(2), 195–207. <https://doi.org/10.1071/SR9920195>
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E., Oliveira Filho, F. J. B., De Scaramuzza, C. A. M., Scarano, F. R., Soares-Filho, B., & Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1(4), 1–3. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(1), 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005>
- Tiede, Y., Schlautmann, J., Donoso, D. A., Wallis, C. I. B., Bendix, J., Brandl, R., & Farwig, N. (2017). Ants as indicators of environmental change and ecosystem processes. *Ecological Indicators*, 83, 527–537. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.029>
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Torres, L., Abraham, E. M., Rubio, C., Barbero-Sierra, C., & Ruiz-Pérez, M. (2015). Desertification Research in Argentina. *Land Degradation and Development*, 26(5), 433–440. <https://doi.org/10.1002/ldr.2392>
- Trivedi, P., Delgado-Baquerizo, M., Anderson, I. C., & Singh, B. K. (2016). Response of soil properties and microbial communities to agriculture: Implications for primary productivity and soil health indicators. *Frontiers in Plant Science*, 7(JULY2016), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00990>
- Vasconcelos, H. L., Vilhena, J. M. S., & Caliri, G. J. A. (2000). Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*, 37(3), 508–514. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00512.x>
- Whitford, W. G. (1996). The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 5, 185–195.
- Whitford, W. G., Barness, G., & Steinberger, Y. (2008). Effects of three species of Chihuahuan Desert ants on annual plants and soil properties. *Journal of Arid Environments*, 72(4), 392–400. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.07.012>
- Zelikova, T. J., & Breed, M. D. (2008). Effects of habitat disturbance on ant community composition and seed dispersal by ants in a tropical dry forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 24(3), 309–316. <https://doi.org/10.1017/S0266467408004999>
- ZONISIG, (Zonificación Agroecológica y Establecimiento de una Base de Datos y Red de Sistema de Información Geográfica en Bolivia). (2000). *Zonificación Agroecológica y Socioeconómica del Departamento de Chuquisaca*. Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación - Viceministerio de Planificación Estratégica y Participación Popular - Prefectura del Departamento de Chuquisaca.