

DINÁMICA DE LA REGENERACIÓN DE PASTIZALES ALTOANDINOS TRAS UN INCENDIO EN PUNO, PERÚ

REGENERATION DYNAMICS OF HIGH ANDEAN GRASSLANDS AFTER AN UNCONTROLLED FIRE IN PUNO, PERU

Nicaela Pilar Terroba Quispe^{1,2}, Héctor Hugo Añamuro Luque³, Yoni Cristian Mamani Cahui^{1,4},
Leónidas Royer Molleapaza Quispe^{1,5} y Yony Ernesto Huichi Oliva^{1,6}

Resumen

La estabilidad de los pastizales altoandinos a la luz de la variación climática, la interacción entre la sequía y los incendios no controlados son de interés considerable. El objetivo del estudio fue evaluar el efecto del incendio en la cobertura vegetal distribuida en grupos funcionales y la productividad de los pastizales. Se realizaron evaluaciones en campo y seguimiento con índices espectrales (NBR, SAVI y NDVI) de Sentinel 2. Las evaluaciones se realizaron después de un incendio no controlado ocurrido en noviembre del año 2022 en Cancharani (sitio 1) y Yanamayo, (sitio 2) a una elevación de 4 112 y 4 047 msnm, respectivamente, en Puno Perú. Se registraron 51 especies, la mayor cantidad determinados en los grupos de herbáceas y gramíneas en los sitios quemados y no quemados. La especie dominante fue *Festuca dollichophylla*, que es importante para la alimentación ganadera. Esta especie y otras gramíneas, resultaron resilientes a las perturbaciones como la sequía y el fuego, probablemente por sus características morfológicas. Los sitios que no se quemaron mostraron una cobertura vegetal mayor (77.8 y 83.3%, sitios 1 y 2, respectivamente), mayor productividad de biomasa ($p < 0.05$) y mayor cantidad de mantillo. De otro lado, la dinámica regenerativa de los pastizales quemados no logró recuperarse al nivel de antes del incendio, comparado con las áreas no quemadas. Los índices espectrales mostraron la dinámica del estado de la vegetación pre y post incendio, mostrando la caída de sus valores una vez ocurrido el incendio y la recuperación de estos a lo largo del periodo de análisis; siendo el índice NBR el que mostró una mayor sensibilidad a la ocurrencia del incendio. El incendio fue de baja severidad pero de rápida propagación, sin embargo, ocasionó alteraciones leves en el pastizal.

Palabras clave: cobertura vegetal, incendio no controlado, índices espectrales, productividad.

Abstract

The stability of high Andean grasslands in light of climate variation and the interaction between drought and uncontrolled fires are of considerable interest. The objective of the study was to evaluate the effect of fire on vegetation cover distributed in functional groups and grassland productivity. Field assessments and monitoring were carried out using spectral indices (NBR, SAVI, and NDVI) from Sentinel 2. The assessments were carried out after an uncontrolled fire in November 2022 in Cancharani (site 1) and Yanamayo (site 2) at an elevation of 4 112 and 4 047 meters above sea level, respectively, in Puno, Peru. Fifty-one species were recorded, with the largest number found in the herbaceous and grass groups in both burned and unburned sites. The dominant species was *Festuca dollichophylla*, which is important for livestock feed. This species and other grasses proved resilient to disturbances such as drought and fire, probably due to their morphological characteristics. The unburned sites showed greater vegetation cover (77.8% and 83.3%, sites 1 and 2, respectively), higher biomass productivity ($p < 0.05$), and greater amounts of mulch. On the other hand, the regenerative dynamics of the burned grasslands did not recover to pre-fire levels, compared to the unburned areas. Spectral indices showed the dynamics of the vegetation state before and after the fire, showing a drop in values after the fire and recovery throughout the analysis period, with the NBR index showing the greatest sensitivity to the occurrence of the fire. The fire was of low severity but spread rapidly, causing minor alterations to the grassland.

Key words: vegetation cover, uncontrolled fire, spectral indices, productivity.

Introducción

En los últimos años, la zona altoandina del sur del Perú enfrenta serios problemas asociados a la variabilidad climática y el impacto de las actividades humanas (Wen-Wen *et al.*, 2024). Entre los años 2022 - 2023 se registró una sequía hidrológica severa que tuvo un impacto negativo en la disponibilidad hídrica y

en la productividad del sector agropecuario (SENAMHI, 2023). En este mismo periodo ocurrieron múltiples incendios no controlados en distintas zonas del altiplano, eventos que representan una amenaza creciente, especialmente durante las épocas de sequía y temperatura elevada, condiciones que probablemente

aumentan la amenaza y rigurosidad de los incendios (Singh, 2022).

Los pastizales altoandinos, dominados en mayor parte por plantas herbáceas, constituyen la mayor fuente de alimentación para la ganadería extensiva. Cumplen un rol clave desde el punto de vista económico, proveen diversos servicios ecosistémicos y contribuyen a la seguridad alimentaria (Flores, 2016). Sin embargo, más del 60% de los pastizales se encuentran en proceso de degradación, disminuyendo su productividad y extensión (Villarreal *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2021; Kitzberger *et al.*, 2022; Valverde *et al.*, 2022). En el Perú, los pastizales ocupan áreas de laderas montañosas y llanuras ubicadas entre los 3 200 y 4 500 m de elevación (Oliver *et al.*, 2017), condiciones geográficas que los hacen particularmente vulnerables al impacto del cambio climático, que se presenta con cambios de regímenes de temperatura y precipitaciones; a ello se suma la ocurrencia de incendios, en muchos casos ocasionados accidentalmente por actividades humanas. Estas perturbaciones afectan estos ecosistemas que son frágiles (Oesterheld *et al.*, 1999; Carilla *et al.*, 2011; Gao *et al.*, 2023).

Las quemadas no controladas de residuos de cosechas frecuentemente generan incendios accidentales que ocasionan pérdida de biomasa; pueden transformar las zonas de pastizales en vegetación leñosa y proporcionar nichos para especies invasoras (Zubieta *et al.*, 2021; Makhaya *et al.*, 2022). No obstante, diversos estudios sugieren que los pastizales poseen una notable capacidad de resistencia y resiliencia frente al incendio, la sequía y otros tipos de perturbaciones ambientales (Vogel *et al.*, 2012; Hodgson *et al.*, 2015; Dodd *et al.*, 2023), lo que les permite recuperarse, incluso a niveles similares de antes del incendio (Augustine & Milchunas, 2009; Twidwell *et al.*, 2013; Parker *et al.*, 2022). Esta resiliencia atrae la atención en la protección de los pastizales; sin embargo, estudios de los efectos del fuego en ecosistemas tropicales de pastizales altoandinos son escasos (Rodhouse *et al.*, 2021; Hossain *et al.*, 2022).

La creciente incidencia de incendios requiere un monitoreo constante y urgente, así como acciones efectivas en prevención, sensibilización y enfoques de gestión de los ecosistemas de pastizales (Alberton *et al.*, 2023; Pimont *et al.*, 2022). La teledetección por satélites representa una alternativa eficaz para focalizar y delimitar con precisión, superficies afectadas por incendios (Pérez *et al.*, 2022). La detección espectral aplicada al monitoreo de incendios en pastizales emplea distintos métodos y técnicas en imágenes satelitales de moderada a alta; algunos de acceso gratuito. Un ejemplo es Sentinel -2 (Lazzeri *et al.*, 2021), ampliamente utilizado para delinear y mapear áreas quemadas. Este satélite permite digitalizar los límites de las cicatrices de incendios dentro de un sistema de información geográfica (SIG), mediante el

análisis visual de las imágenes, asistido por datos auxiliares recolectados en campo (Jones *et al.*, 2013).

La evaluación del impacto de los incendios, tanto la intensidad como la severidad, puede realizarse mediante índices espectrales que detectan áreas quemadas a partir de la reflectancia en el espectro del infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo de onda corta (SWIR). Así mismo, el análisis de series temporales de estos índices espectrales se consolida como una estrategia eficaz para la vigilancia continua post incendio de la dinámica de la vegetación. Estas herramientas, en sistemas de alerta temprana, permiten mejorar la predicción de futuros eventos y optimizar las estrategias de manejo en ecosistemas sensibles al fuego (Wang & Zhang, 2020; Khairoun *et al.*, 2022).

Si bien la quema de pastizales es una práctica ancestral, comúnmente utilizada antes de la campaña agrícola para favorecer el rebrote de los pastos, el fuego también es considerado como motor de cambio ecológico; de hecho, el papel del fuego puede ser más importante para los procesos de cambio en la vegetación que las condiciones climáticas en algunas partes del mundo (Bond *et al.*, 2003; Shlisky *et al.*, 2009; Barker *et al.*, 2019; Armenteras *et al.*, 2020). No obstante, su uso puede generar efectos negativos, como la exclusión de algunas especies por competencia y afectar el crecimiento debido a las diferencias entre especies, la fenología y la alteración de los procesos como la latencia de las semillas, la pérdida de la biomasa en forma súbita, pérdida de materia orgánica superficial y la dinámica del ciclo de carbono. Por otra parte, el fuego puede elevar la temperatura del suelo, acelerar la erosión y disminuir los nutrientes del suelo (Ravi *et al.*, 2006; Pausas & Keeley, 2019; Zunchi *et al.*, 2022). Sin embargo, los efectos del fuego no son homogéneos y dependen de diferentes factores, como las condiciones ambientales, la carga del material combustible y el material senescente acumulado por la muerte natural de las especies que ocupan el lugar (Bao *et al.*, 2022). En el caso de la zona del altiplano, la ocurrencia de heladas también contribuye a la acumulación de material combustible. Aunque predominantemente la vegetación está compuesta por hierbas y arbustos en mayor cantidad, no contribuye con grandes cantidades de combustible, pero es altamente susceptible al fuego (Hollis *et al.*, 2015). Por lo tanto, la hipótesis planteada fue que los incendios de baja severidad afectan la productividad y el mantillo, pero los pastizales altoandinos muestran resiliencia en cobertura y composición, gracias a la dominancia de gramíneas perennes (Niu *et al.*, 2014; Villarreal *et al.*, 2016; Williams & Abatzoglou, 2016; Campos *et al.*, 2022).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto del incendio en la cobertura vegetal, los grupos funcionales (gramíneas, graminoides, herbáceas y arbustos), la productividad de biomasa y la dinámica de

regeneración de los pastizales, después de un incendio no controlado.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio comprendió dos zonas altoandinas: la comunidad campesina de Cancharani sector “negro p’equé” a 4 127 msnm (sitio 1), y la comunidad campesina de Yanamayo, sector “fundo la posta” a 4 047 msnm (sitio 2), ubicados en los andes del sur en Puno, Perú. Ambos lugares fueron afectados por incendios no controlados, aproximadamente 179.86 ha (sitio 1) y 351.35 ha (sitio 2) en época de seca (Figura 1). Fisiográficamente, el área se caracteriza por

presentar laderas rocosas y llanuras extensas con afloramientos rocosos. El principal tipo de vegetación está dominado por pastizales del género *Festuca*, Jarava, y *Calamagrostis*; especies cespitosas y arbustos con poca presencia de especies forestales nativas como el “Q’olli” (*Buddleja coriacea*) y la “Q’iñua” (*Polilepys incana*). La principal actividad es ganadera con pastoreo extensivo, principalmente de ovinos, vacunos y camélidos sudamericanos; las tierras son administradas mayormente en un esquema comunitario. La agricultura se basa, principalmente, en el cultivo de pequeñas áreas de quinua, cebada, avena.

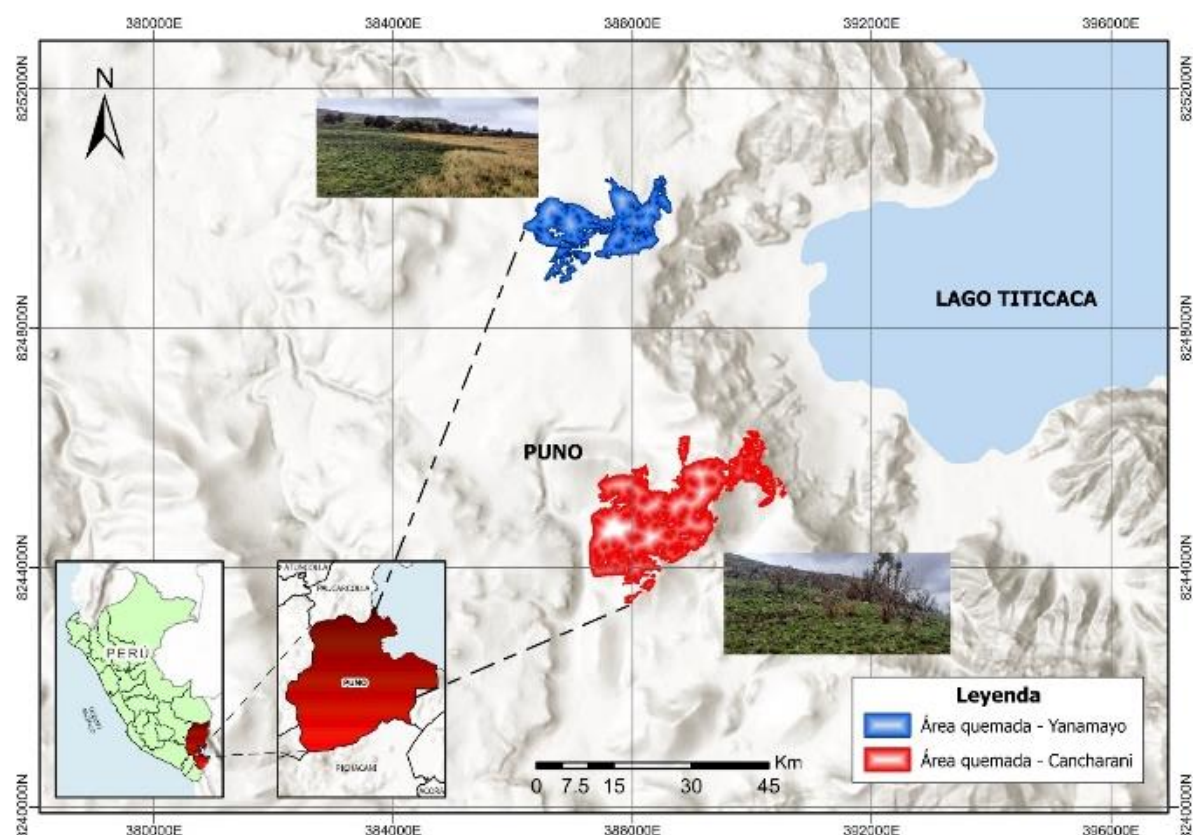


Figura 1. Ubicación espacial de las áreas incendiadas el 2022. Sitios de estudio.

El clima es templado en temporada de lluvia (verano y parte de la primavera), seco y frío en temporada seca (otoño, invierno). Durante el año 2022 presentó una precipitación anual que osciló alrededor de los 433.6 mm, la temperatura media anual osciló alrededor de los 16.8 °C. El estudio tuvo una duración de 14 meses (octubre del 2022 a diciembre del 2023). El seguimiento por sistema de imágenes se hizo entre octubre del 2022 hasta marzo del 2023, y las muestras de campo se tomaron en intervalos de dos a cuatro meses durante el año 2023.

Fases del estudio

El estudio se realizó en 2 fases. En la primera fase, *in situ*, se realizó un censo de vegetación para obtener

datos sobre la productividad de la biomasa y cobertura vegetal del área incendiada y no incendiada. La segunda fase consistió en la evaluación de imágenes satelitales utilizando índices espectrales como NDVI (Índice de Vegetación de diferencia Normalizada) (Tucker, 1979), NBR (Índice Área Quemada Normalizada) (Key & Benson, 1999), y SAVI (Índice de Vegetación Ajustado al suelo) (Huete, 1988). Los valores de los índices espectrales se compararon en las áreas incendiadas con el mismo espectro y características ambientales.

Antecedentes sobre el incendio en Puno Perú. Entre los años 2022 – 2023 el Centro de Operaciones de Emergencia Nacional (COEN) registró un incremento

de incendios forestales: en el 2022 registró 1 431, el 2023 registró 1 161 incendios forestales en el Perú y 74 ocurrieron en Puno.

Datos climáticos. Se recopilaron datos mensuales de precipitación y temperatura de la estación meteorológica Puno, latitud 15°49 '34.5 " W longitud 70°0'43.5" S elevación 3 825 msnm (SENAMHI, 2023).

Durante el periodo en que ocurrió el incendio, el promedio de precipitación fue inferior al registrado en años anteriores. Según las características climáticas en el altiplano de Puno, hasta el año 1990 se reportaba un promedio anual de 727 mm de precipitación (Sanabria *et al.*, 2009); sin embargo, en la actualidad se evidencian deficiencias hídricas (SENAMHI, 2023), por lo que la campaña agrícola 2022 – 2023 fue considerada como sequía con 433.6 mm. Paralelamente, los cambios en la temperatura registraron un incremento de 2.4 a 2.8 °C, cuando el promedio anual, hasta el 2019, se registraba en 14 °C. (Figura 2).

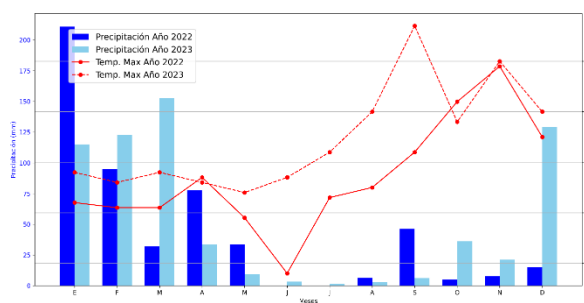


Figura 2. Datos meteorológicos, corresponden a la campaña agrícola 2022 - 2023, la precipitación en el mes que ocurrió el incendio (octubre – noviembre 2022) fue 5 - 7.8 mm/mes, fue una de las más bajas en los últimos años. La temperatura registrada fue 18.8 °C cuando ocurrió el incendio.

Fase de campo

La composición de la vegetación se evaluó a través del método transecto lineal (Parker, 1951). Se utilizó un anillo censador de 2.5 cm de diámetro. El censo de los componentes del pastizal se realizó en cada paso, se registraron lecturas de especies de plantas, suelo desnudo, mantillo, musgo y roca. Los transectos se establecieron al azar en los sitios identificados como incendiado y no incendiado. Se trazaron 4 transectos lineales de 100 m en diferentes fechas. La clasificación de los grupos funcionales se realizó por el método de salud del pastizal o “Interpreting Indicators of Rangeland Health” (IIRH) (Pyke *et al.*, 2002; Printz *et al.*, 2014) o estado de salud del pastizal. Se clasificó de acuerdo al uso forrajero en: gramíneas, graminoides, hierbas y arbustos, para obtener el porcentaje de los grupos funcionales se halló la suma de las especies del grupo multiplicado por 100 entre el total de especies encontradas. La determinación y clasificación de los

grupos funcionales se realizó cuando las plantas se encontraban en floración y semilleo en el Laboratorio de Taxonomía vegetal de la Universidad Nacional del Altiplano. La cobertura vegetal expresa el porcentaje de suelo cubierto o material que protege al suelo, y se estimó a partir del censo de vegetación registrado en los transectos lineales, considerando las categorías de especies vegetales, mantillo, roca y suelo desnudo; del total se excluyeron las áreas de roca y suelo desnudo.

Para estimar la productividad se recopilaron datos en 4 fechas (enero, abril, setiembre y diciembre del 2023). Las muestras de biomasa fueron estimadas mediante el método del corte, la biomasa fue cortada y recolectada sobre los 3 cm sobre la superficie utilizando un cuadrante de 1 x 1 m paralela al transecto lineal; se recolectaron tres muestras en cada fecha; luego las muestras se pesaron en verde (gr/m²), y los datos se transformaron a Kg/ha/año. Se utilizó la Fórmula 1:

$$\text{Productividad (Kg/ha/año)} = \text{Biomasa (gr/m}^2\text{/año)} \times 10$$

Fórmula 1.

Fuente de datos espectrales

Para la detección de incendio se trabajó con la información que proporciona el “Fire Information for Resource Management System” (FIRMS), orientado a identificar los focos de calor a partir de los sensores MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) y VIIRS (Visible Infrared Imaging Radiometer Suite); concretamente se obtuvieron las fechas probables del incendio y principalmente la ubicación aproximada de los incendios. Desde el 12 de setiembre del 2022 para sitio 1 y 23 de setiembre para el sitio 2.

Delimitación del área incendiada

La cicatriz del incendio (área incendiada) se delimitó mediante imágenes Sentinel 2 (Misión satelital) diseñada para captar la dinámica de la superficie terrestre mediante imágenes multiespectrales, revelando patrones de cambio en la vegetación, agua y suelo con alta precisión temporal y espacial, utilizando los umbrales del diferencial del índice NBR (ΔNBR) propuesta por Lutes *et al.* (2006) para clasificar las áreas incendiadas y no incendiadas (Tabla 1). El ΔNBR determina los valores de la severidad de los incendios (Fórmula 2).

Monitoreo satelital de la recuperación de la vegetación

Para el análisis multitemporal de serie de tiempo se calcularon los índices espectrales de NDVI, SAVI y NBR para hallar los umbrales de severidad del incendio (Fórmulas 3, 4 y 5). En base a la colección de imágenes Sentinel 2 disponibles en la plataforma Google Earth Engine se generaron series temporales a partir de los valores de los índices espectrales calculados, para lo cual se tomó como fecha de inicio del rango de tiempo la fecha proporcionada por FIRMS; posteriormente, se

realizó un seguimiento continuo hasta apreciar una similitud de características de cada uno de los índices entre antes y después de la ocurrencia del incendio. Para el monitoreo de la recuperación de la vegetación se utilizaron las Fórmulas 3, 4 y 5.

Tabla 1. Clasificación de severidad de incendios basada en el índice Δ NBR.

RANGO DE Δ NBR	NIVEL	CLASIFICACIÓN
-500 a -251	Rebrote Alto	No Quemada
-250 a -101	Rebrote Bajo	No Quemada
-100 a +99	Sin Quema	No Quemada
+100 a +269	Severidad Baja	Área Quemada
+270 a +439	Severidad Moderada - Baja	Área Quemada
+440 a +659	Severidad Moderada - Alta	Área Quemada
+660 a +1300	Severidad Alta	Área Quemada

Δ NBR: Diferencial de área quemada (incendiada) normalizada.

$$\Delta\text{NBR} = \text{NBR}_{\text{Antes}} - \text{NBR}_{\text{Después}}$$

Fórmula 2.

Donde:

Δ NBR: Diferencial de área incendiada normalizada;

$\text{NBR}_{\text{antes}}$: Área incendiada normalizada pre incendio;

$\text{NBR}_{\text{después}}$: Área incendiada normalizada post incendio.

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{RED}}{\text{NIR} + \text{RED}}$$

Fórmula 3. Índice de vegetación de diferencia normalizada. (Tucker, 1979).

Donde:

NDVI: Índice de vegetación de diferencia normalizada.

NIR: Banda de infrarrojo cercano.

RED: Banda roja.

$$\text{SAVI} = (1 + L) \frac{\text{NIR} - \text{RED}}{\text{NIR} + \text{RED} + L}$$

Fórmula 4. Índice de vegetación ajustado al suelo con $L = 0.5$ (Huete, 1988).

Donde:

SAVI: Índice de vegetación ajustado al suelo.

NIR: Banda de infrarrojo cercano.

RED: Banda roja.

L: Factor de cantidad de cubierta vegetal verde (áreas sin cubierta vegetal verde, $L = 1$; en áreas de cubierta vegetal verde moderado, $L = 0,5$; y en áreas con

cubierta vegetal muy alta, $L = 0$ (que es equivalente al método NDVI).

$$\text{NBR} = \frac{\text{NIR} - \text{SWIR}}{\text{NIR} + \text{SWIR}}$$

Fórmula 5. Índice de área quemada, normalizado. (Key & Benson, 1999).

Donde:

NBR: Índice de área quemada normalizado.

NIR: Banda de infrarrojo cercano.

SWIR: Banda de infrarrojo de onda corta.

Análisis estadístico

Para medir los datos de productividad del área incendiada y no incendiada, entre sitios, cobertura vegetal, mantillo, suelo desnudo y grupos funcionales se utilizó un análisis de varianza (ANOVA); para probar la diferencia entre áreas incendiadas y no incendiadas en los sitios de estudio; para la comparación de medias se utilizó la prueba de Duncan ($p < 0.05$). Los datos se procesaron en el software Infostat 2008. Se realizó un análisis de correspondencia para grupos funcionales tomando como variables la cobertura vegetal y la composición florística de las especies de pastos tanto en sitios incendiados y no incendiados.

Resultados

Efecto del fuego en la productividad de biomasa

Los resultados indican que hubo diferencia significativa ($F = 32.21$; $p = 0.0001$) en la productividad entre las áreas incendiadas no incendiadas con 594.5 Kg/ha/año en el sitio 1 y 799.3 Kg/ha/año en el sitio 2, en área incendiada y 1 052.7 Kg/ha/año en el sitio 1 y 1 054.3 Kg/ha/año en el sitio 2 del área no incendiada. La productividad fue mayor en el sitio que no se quemó (Figura 3). Las especies altas de los géneros *Festuca*, *Jarava*, contribuyeron en la productividad de biomasa en las áreas no incendiadas; así mismo, una gran parte de la biomasa aérea consistió en material senescente (Carilla *et al.*, 2011). Los incendios de baja severidad afectan la productividad y la acumulación de mantillo, debido, principalmente, a la reducción temporal de la biomasa, aunque hubieron partes donde el fuego no destruyó totalmente la vegetación, si eliminó parte de la biomasa aérea, disminuyendo la capacidad fotosintética y, por lo tanto, la productividad primaria durante un tiempo; además, el incendio afecta la acumulación del mantillo, debido a que consume la materia orgánica superficial dejando el suelo expuesto (Mastrolonardo *et al.*, 2013; Oliver *et al.*, 2017), debido a esto, la formación del mantillo es lenta porque depende de la regeneración de la biomasa después del incendio. Esta situación se vio agravada por la sequía registrada durante el periodo de estudio, la cual continuó tras el incendio, limitando la

regeneración de las especies en los sitios afectados, por la falta de humedad en el suelo; como resultado, la productividad primaria presentó reducción notable.

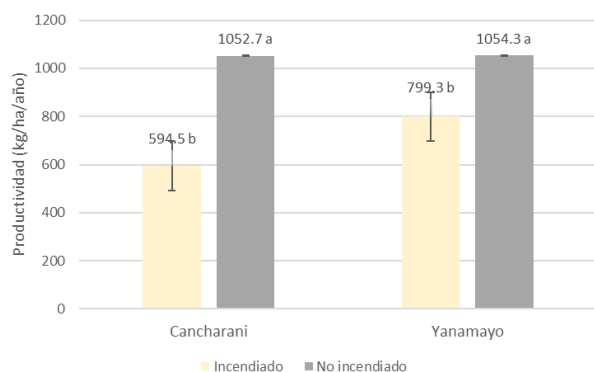


Figura 3. Productividad de la biomasa en los sitios incendiado y no incendiado (Kg/ha/año).

Los factores climáticos, como la precipitación y la temperatura, se consideran componentes abióticos que influyen en la resiliencia (Willis *et al.*, 2018) ante la aparición de las precipitaciones y mejorar la temperatura la pastura rebrotó, lo que indica que la fenología y crecimiento de las plantas nativas, principalmente gramíneas perennes pueden contribuir a la productividad después de un incendio.; los valores positivos relacionados con las características del ciclo de vida de las especies perennes responden a las primeras lluvias estacionales y cuando hay incremento de humedad en el suelo y se recuperan rápidamente hasta lograr la producción de semilla. Por lo tanto, en condiciones del altiplano el material vegetal forrajero logra mantenerse a pesar de las perturbaciones.

La cobertura vegetal del pastizal se extendió casi sobre toda la superficie después del incendio; es decir, la proporción cubierta por la proyección vertical de la parte aérea de las plantas. El sitio 1 incendiado 74.3% y no incendiado 77.8%; en el sitio 2 incendiado 73.3%, y no incendiado 83.3%; estadísticamente no se encontraron diferencias entre los sitios incendiados y no incendiados ($F = 0.04$; $p = 0.84$). Estos resultados sugieren que las perturbaciones como el incendio y factores climáticos aun no ejercen presión sobre la vegetación. El mantillo fue considerado como parte de la cubierta vegetal, conformado por partes senescentes (hojas, tallos) que cubren el suelo; estuvo compuesta por: sitio 1 incendiado 2% y no incendiado 15%; en el sitio 2 incendiado 1.5% y no incendiado 12.5% los sitios no incendiados estadísticamente resultaron significativos ($F = 6.17$; $p = 0.014$) (Tabla 2).

El suelo desnudo se encontró en mayor porcentaje en los sitios quemados, después del incendio se encontró un alto porcentaje (23.8% sitio 1 y 25.3% sitio 2) en sitios quemados, estadísticamente no se encontró diferencia ($p=0.18$). Especies como *Muhlenbergia fastigiata*, *Alchemilla pinnata*, *Erodium cicutarium*, *Bouteloa simplex*, se vieron fuertemente afectadas, el

incendio prácticamente arrasó con ellas, el área quemada quedó desprovista de plantas, incluso los pequeños árboles nativos de la zona fueron afectados.

Tabla 2. Componentes del pastizal (%) en los sitios incendiados y no incendiados después del incendio.

	Cobertura vegetal	Mantillo	Suelo desnudo y roca
Sitio 1			
Quemado	74.3 a	2.0 a	23.8 a
No quemado	77.8 a	15.0 b	7.3 a
Sitio 2			
Quemado	73.3 a	1.5 a	25.3 a
No quemado	83.3 a	12.5 b	4.3 a

Letras diferentes indica efecto significativo ($p < 0.05$).

La cobertura vegetal de los sitios evaluados presentó una mezcla de especies propias de la zona altoandina. Se registraron 51 especies de pastizales en los dos sitios quemado y no quemado, correspondientes al grupo funcional de gramíneas, graminoides, arbustos, y herbáceas. Los grupos funcionales son grupos de plantas que por su morfología, inflorescencias, tallos, raíces, tipo de fotosíntesis y ciclo de vida se encuentran agrupadas en un mismo sitio (Chapin *et al.*, 2011), estadísticamente se encontró diferencia entre grupos funcionales ($F = 8.27$; $p = 0.001$); el grupo de las gramíneas se encontró en mayor porcentaje en el sitio 1 quemado 45.5% y no quemado 43.4%, en el sitio 2 quemado 49.5% y no quemado 56.5%. Dentro de este grupo, *Festuca dolichophylla* se encontró en mayor cantidad en los sitios quemado y no quemado; otras especies encontradas en cantidad representativa fueron: *Muhlenbergia fastigiata*, *Jarava ichu*, *Festuca orthophylla*. Las plantas herbáceas en los sitios quemados fueron del 36.7 y 27.3% en el sitio 1 y 2, respectivamente; en los sitios no quemados fue de 29.6 y 24% en los sitios 1 y 2, respectivamente. Después del incendio, las especies de estrato bajo y algunas postradas fueron las que colonizaron y reverdecieron el área en estudio, destacando *Trifolium amabile*, *Alchemilla pinnata*, *Hypochoeris meyeniana*. En el grupo de graminoides y arbustos las especies que destacaron fueron *Carex ecuadorica*, *Eleocharis albibracteata*, y arbustos como: *Parastrephia lepidophylla*, *Viguiera pflanzii* (Tabla 3). Si bien algunas gramíneas, herbáceas y otras especies se ven favorecidas por el fuego, si los incendios se presentasen con mayor frecuencia e intensidad, algunas especies podrían desaparecer. Se registraron algunas especies exóticas: *Pennisetum clandestinum*, *Erodium cicutarium*, *Taraxacum officinale*, *Lepechinia meyenii*. Las especies también fueron clasificadas por categorías de respuesta funcional al incendio, de acuerdo a su comportamiento en la recuperación después del incendio. Se encontraron especies dominantes registradas en mayor cantidad, resilientes, especies que

presentan alta capacidad de regeneración y sensibles que resultan muy susceptibles al daño causado por el incendio (Tabla 3).

Tabla 3. Inventarios de especies vegetales y categorías de respuesta por grupo funcional en los sitios incendiado y no incendiado. Las cantidades expresan el promedio de especies encontradas en los transectos.

Grupo funcional	Especie	Categoría	Sitio 1		Sitio 2	
			Incendiado	No incendiado	Incendiado	No incendiado
Gramineas	<i>Festuca dollichophylla</i>		23	35	31	57
	<i>Jarava ichu</i>	Dominantes	22	12	10	18
	<i>Muhlenbergia fastigiata</i>	y resilientes	13	11	27	32
	<i>Festuca orthophylla</i>		11	13	14	21
	<i>Pennisetum clandestinum</i>		10	9	11	2
	<i>Festuca dichoclada</i>		10	8	5	4
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>		10	5	8	10
	<i>Calamagrostis acutiflora</i>		3	2	11	5
	<i>Bromus unioloides</i>		4	13	5	10
	<i>Stipa obtusa</i>	Resilientes	9	8	3	4
	<i>Bouteloa simplex</i>		6	4	5	3
	<i>Hordeum muticum</i>		4	4	6	5
	<i>Poa pratensis</i>		4	4	1	5
	<i>Poa scaberula</i>		4	2	2	0
	<i>Muhlenbergia ligularis</i>		2	3	5	8
	<i>Stipa mucronata</i>		0	2	1	4
Graminoides	<i>Carex ecuadorica</i>		1	2	29	26
	<i>Eleocharis albibracteata</i>	Resilientes	0	0	14	16
	<i>Scirpus rigidus</i>		0	0	15	6
Herbaceas	<i>Trifolium amabile</i>		19	18	10	7
	<i>Lepechinia meyenii</i>		17	8	4	7
	<i>Hieracium bombycinum</i>		8	6	3	0
	<i>Malva sylvestris</i>		7	7	0	0
	<i>Tagetes minuta</i>		7	7	0	0
	<i>Plantago major</i>	Resilientes	6	0	3	2
	<i>Gnaphalium spp.</i>		6	9	2	8
	<i>Erodium cicutarium</i>		6	6	7	2
	<i>Bidens andicola</i>		6	5	0	0
	<i>Alchemilla pinnata</i>		4	8	15	26
	<i>Bidens pilosa</i>		4	2	11	6
	<i>Hypochaeris meyeniana</i>		3	2	2	0
	<i>Taraxacum officinale</i>		2	4	7	5
	<i>Lupinus spp.</i>		2	1	3	1
	<i>Solanum acaule</i>		2	0	2	6
	<i>Solanum sylvestris</i>		2	0	1	0
	<i>Oenothera nana</i>		2	1	0	1
	<i>Tarasa nototrichoides</i>		2	0	3	0
	<i>Oenothera multicaulis</i>	Sensibles	1	1	1	1
	<i>Solanum bukasovii</i>		1	0	2	0
	<i>Siphocampylus tupaeformis</i>		1	0	1	0
	<i>Astragalus garbancillo</i>		1	1	1	1
	<i>Cheilanthes pruinata</i>		0	5	0	5
	<i>Azorella diapiensioides</i>		0	0	1	1
	<i>Oxalis spp.</i>		0	1	1	1
Arbustivas	<i>Viguiera pflanzii</i>	Resilientes	28	34	2	2
	<i>Parastrephia lepidophylla</i>		17	13	1	3
	<i>Grindelia boliviana</i>		3	1	0	2
	<i>Viguiera procumbens</i>		2	22	2	5
	<i>Ephedra rupestris</i>	Sensibles	1	4	3	1
	<i>Tetraglochin cristatum</i>		1	7	2	3
Mantillo	<i>Baccharis glomerata</i>		0	1	0	1
			8	60	6	50

Las plantas herbáceas y gramíneas presentaron respuesta variable, algunas se vieron favorecidas por el fuego, ya que poseen órganos subterráneos que de alguna manera las protegen y les permite rebrotar; tienen estrategias de rápido crecimiento y adquisición de recursos (Keeley & Pausas, 2022). Además, las estrategias de vida involucradas en el proceso de regeneración de los pastizales y las características morfológicas de las plantas se relacionan con estrategias de colonización y establecimiento, reflejados en la cantidad de especies por grupo funcional (Castellanos & Bonilla, 2011). La apreciación visual del área quemada posterior al incendio representó un rebrote de la vegetación manifestadas en el verdor del paisaje (Figura 4). El resultado indica que el fuego representa un impulsor de la dinámica de las plantas al acortar la duración de las temporadas de crecimiento posterior al incendio.



Figura 4. Imágenes del incendio y recuperación del pastizal. Después de dos meses de ocurrido el incendio (a) sitio 1, plantas severamente afectadas con suelo descubierto. (b) sitio 2 muestra una planta de *Festuca dolichophylla* con primeros brotes y suelo con poca cobertura. (c) imagen tomada después de tres meses se observa el área quemada en pleno proceso de recuperación y área que no fue afectada por el incendio.

Otro aspecto importante es que en la puna peruana la mayoría de gramíneas inicia su crecimiento en noviembre, siempre que las condiciones climáticas sean favorables (Trillo Zárate *et al.*, 2020). La morfología de plantas, en particular la ubicación de sus estructuras de renuevo, influyen en su supervivencia; durante periodos desfavorables desarrollan mecanismos que permiten sobrevivir de un año a otro. Una de las especies más abundantes tras el incendio fue

Festuca dolichophylla, tanto en sitios quemado y no quemado, cuyas raíces fibrosas y rizomatosas permiten resiliencia y adaptación frente a la sequía, el fuego y pastoreo. No obstante, es importante considerar que la supervivencia de las raíces y rizomas dependen de la profundidad a la que penetra el calor durante el incendio; si es alta puede impedir el rebrote. Esta capacidad de adaptación es clave para la estabilidad del ecosistema (Orellana *et al.*, 2023; Paucar *et al.*, 2023).

El análisis de correspondencia, que agrupa las especies por grupo funcional (Figura 5), muestra la distribución en el espacio según su similitud después del incendio. Para gramíneas como *Calamagrostis vicunarium* -Cavi, *Festuca dolichophylla* -Fedó, *Muhlenbergia fastigiata* -Mufa, muestran respuesta inmediata y son tolerantes al fuego, se ubican al centro. Las herbáceas muestran dispersión o heterogeneidad en su respuesta al fuego, pueden ser sensibles al fuego y mostrar menor capacidad de rebrote, como *Hipochaeris meyeniana* -H-ye, *Taraxacum officinale* -Taoff, *Solanum bukasovii* -Sobu; pueden recolonizar rápido o pueden desaparecer ante el disturbio. Las gramíneas como *Scirpus rigida* -Scri, *Carex ecuadorica* -Caecu, podrían tener resistencia y rápida recuperación ante el fuego, y las especies arbustivas *Viguiera pffanzii* -Vipfl, y *Parastrephia lepidophylla* -Pale, ubicadas al extremo derecho, indican sensibilidad al fuego y no rebrotarían fácilmente tras el incendio debido a que el fuego consume la parte aérea y la recuperación depende de la capacidad de rebrote basal o regeneración de semillas. Sin embargo, especies como *Ephedra rupestris* -Ephu y *Grindelia boliviana* -Gribo están más hacia el centro por lo que tendrían cierta resistencia al fuego.

Dinámica de la cobertura vegetal mediante índices espectrales

Los índices espectrales utilizados en el estudio (NDVI, SAVI y NBR) representan la dinámica temporal de la vegetación antes y después del incendio con un comportamiento similar a escala de serie temporal, no obstante, el índice NBR mostró una mayor sensibilidad a perturbaciones ocasionada por el incendio, representado dicha perturbación con una caída brusca en los valores de dicho índice, con una caída de 0.014 a -0.185 para el sitio 1 y 0.085 a -0.255 para el sitio 2. Los índices NDVI y SAVI no reflejaron sensibilidad elevada a la perturbación, mostraron perturbación con menor caída en sus valores. Después de un incendio la respuesta puede estar asociada a la composición botánica de la comunidad vegetal, también al tipo de rebrote que presentan las especies vegetales y el tipo de crecimiento, (Pausas & Keeley, 2019), aunque nuestras evaluaciones de campo se limitaron hasta un año después del incendio, la utilización de los índices espectrales permitió continuar la evaluación de la regeneración de la vegetación.

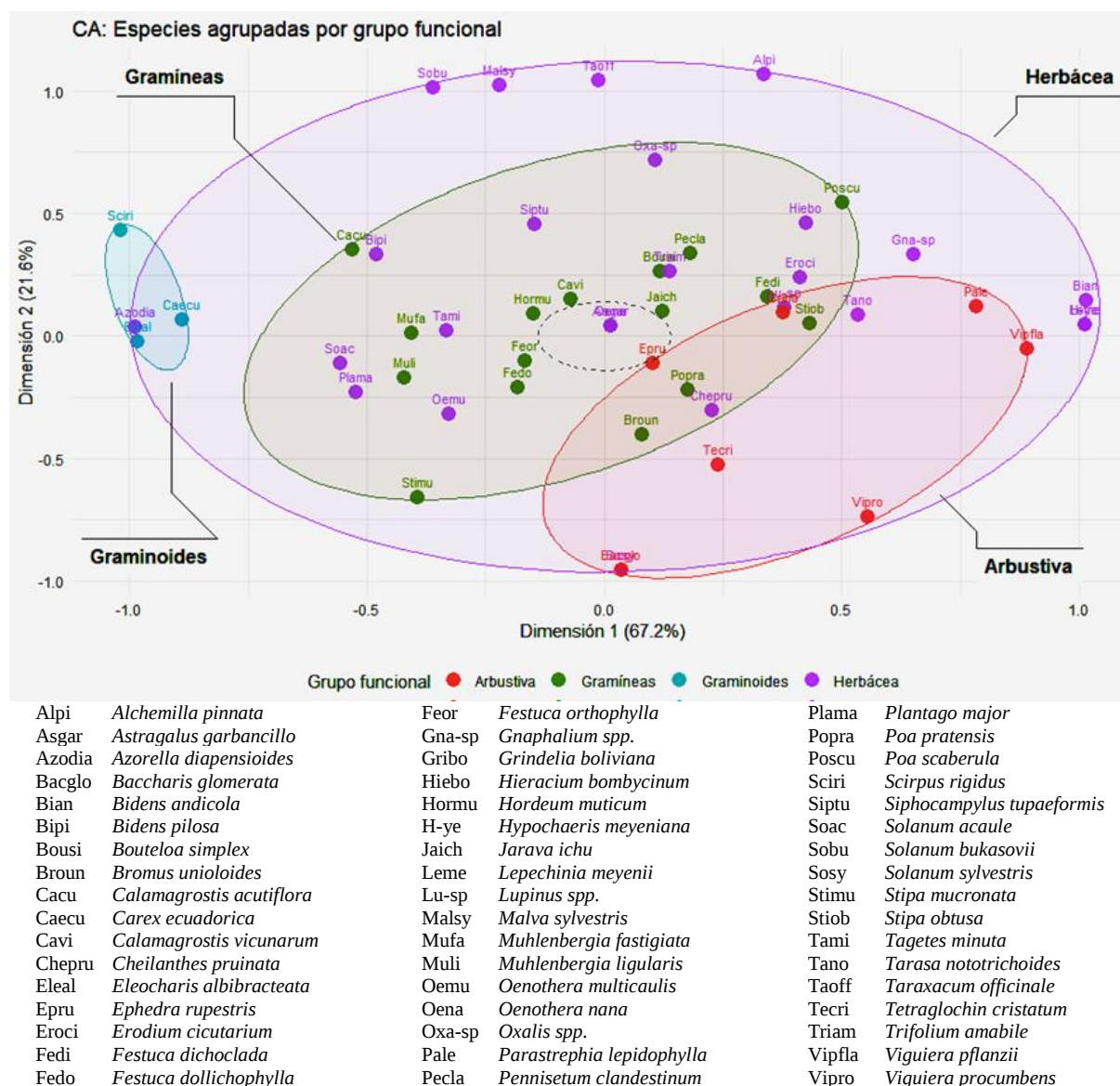


Figura 5. Análisis de correspondencia de los grupos funcionales; en este estudio las gramíneas y herbáceas mostraron respuesta variable, algunas pueden tolerar o beneficiarse del fuego, otras no; las graminoides parecen ser más resistentes o adaptarse al fuego y las arbustivas, especialmente las más alejadas del centro serían más sensibles o afectadas por el fuego.

La vegetación antes de la ocurrencia del incendio mostraba un descenso gradual en los valores de los índices espectrales evaluados hasta la ocurrencia del incendio donde se aprecia un descenso brusco de dichos valores; posterior a la ocurrencia del incendio se aprecia un periodo (octubre - diciembre) de estabilidad, el cual cambia tras la aparición de las primeras lluvias de diciembre, volviendo a los valores iniciales 0.5, 0.3 y 0.1 para NDVI, SAVI y NBR respectivamente, indicándonos que en el lapso de dos meses se aprecia la regeneración de la vegetación a su condición previa al incendio.

Mediante ΔNBR calculada con la imagen más próxima a la fecha del incendio, se aprecia una severidad de quema de baja, que al compararla con un ΔNBR calculado con las imágenes tres meses después vemos que la totalidad del área quemada presenta rebrote o la condición de la vegetación es similar al momento antes del incendio (Figuras 6 y 7).

Respecto a la severidad, en el sitio 1 (Figura 6) se detectó severidad baja en el mes de octubre, para posteriormente en el mes de enero del año 2023 se muestra, sin severidad, en el mes de febrero y marzo del 2023 se detecta rebrote bajo. En el sitio 2 (Figura 7)

se registra severidad baja incluso meses antes de que ocurra el incendio, probablemente a las condiciones climáticas más cálidas y secas, posteriormente en el mes de enero 2023 no registra severidad e inicia el rebrote de la vegetación. La evaluación de la relación entre la gravedad del incendio y la regeneración de la vegetación revela que las áreas quemadas muestran

severidad baja a moderada-baja +27 a +439 (Tabla 1), exhiben una dinámica de regeneración alta o rápida y se recuperan satisfactoriamente después del incendio. El análisis de NDVI realizado revela que 2 meses después del incendio la vegetación dentro del área quemada muestra signos iniciales de recuperación, pero no se recupera a niveles antes del incendio.

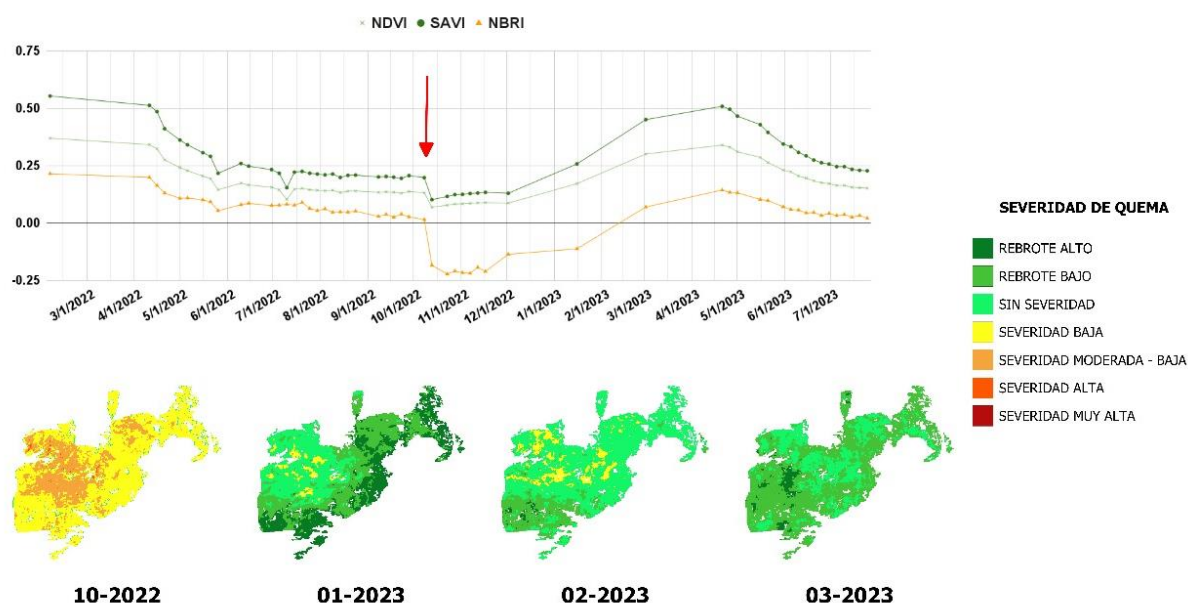


Figura 6. Muestra los índices espectrales que detectaron la severidad del incendio en el sitio 1- Cancharani, la flecha indica la fecha del incendio.

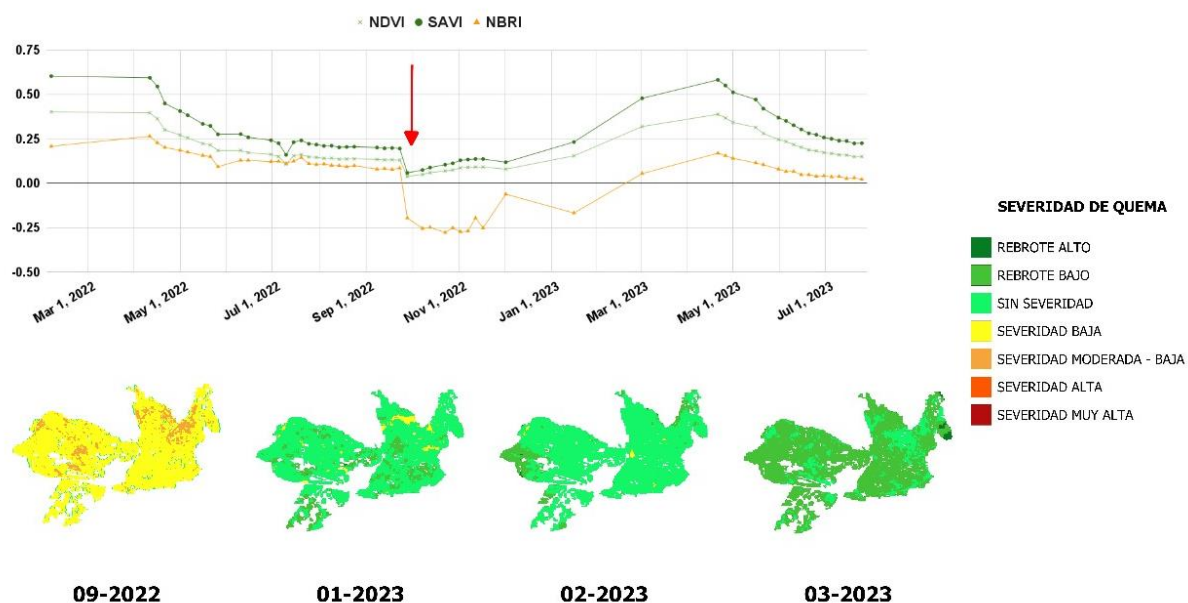


Figura 7. Muestra los índices espectrales que detectaron la severidad del incendio en el sitio 2. Yanamayo, la fecha indica la fecha del incendio.

Conclusiones

En este estudio, aunque no se encontraron diferencias significativas en la cobertura total entre sitios quemados y no quemados, sí se registraron reducciones significativas en el mantillo y la productividad de biomasa, lo que refleja efectos negativos del incendio sobre la calidad del pastizal. La composición botánica mostró 51 especies, con predominio de gramíneas y herbáceas de estrato bajo, destacando *Festuca dolichophylla* como especie dominante y resiliente frente al fuego y la sequía. El análisis espectral con imágenes Sentinel-2 permitió evidenciar la caída inmediata de la vegetación tras el incendio y su recuperación parcial en el corto plazo, con el índice NBR como el más sensible. Estos resultados confirman que los incendios de baja severidad no reducen drásticamente la cobertura vegetal, pero sí afectan variables claves para la productividad y la estabilidad del ecosistema. Se recomienda realizar estudios de mayor duración y escala espacial, que integren variables de suelo y prácticas de manejo, a fin de orientar estrategias de conservación y gestión sostenible de los pastizales altoandinos.

Literatura citada

- Alberton B., Alvarado S.T., Da Silva Torres R., Fernandes G.W. & Morellato L.P.C. 2023. Monitoring immediate post-fire vegetation dynamics of tropical mountain grasslands using phenocameras. *Ecological Informatics*, 78: 102341. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102341>.
- Armenteras D., González T.M., Ríos O.V., Elizalde M.C.M. & Oliveras I. 2020. Fire in the ecosystems of northern south america: Advances in the ecology of tropical fires in Colombia, Ecuador and Peru. *Caldasia*, 42(1): 1–16. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353>.
- Augustine D.J. & Milchunas D.G. 2009. Vegetation responses to prescribed burning of grazed shortgrass steppe. *Rangeland Ecology and Management*, 62: 89–97. <https://doi.org/10.2111/08-135>.
- Bao W., Yu F., Chang Y., Guo M., Zhou F. & Zhong C. 2022. Estimation of fuel load using remote sensing data in Hulunbuir Grassland. *Natural Hazards Research* 2: 375–383. <https://doi.org/10.1016/j.nhres.2022.11.004>.
- Barker B.S., Pilliod D.S., Rigge M. & Homer C.G. 2019. Pre-fire vegetation drives post-fire outcomes in sagebrush ecosystems: evidence from field and remote sensing data. *Ecosphere*, 10: 11. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2929>.
- Bond W.J., Midgley G.F. & Woodward F.I. 2003. What controls South African vegetation - Climate or fire? *South African Journal of Botany*, 69(1): 79–91. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30362-8](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30362-8).
- Campos J. C., Manrique-Silupú J., Dorneanu B., Ipanaqué W. & Arellano-García H. 2022. A smart decision framework for the prediction of thrips incidence in organic banana crops. *Ecological Modelling*, 473: 110147. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110147>.
- Carilla J., Aragón R. & Gurvich D. E. 2011. Fire and grazing differentially affect aerial biomass and species composition in Andean grasslands. *Acta Ecológica*, 37(4): 337–345. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.03.006>.
- Castellanos C. & Bonilla M.A. 2011. Plant Functional Groups of Potential Restoration Use in Advancing Edges of High Andean Forests. *Acta Biológica Colombiana*, 16: 153–174.
- Chapin F.S., Matson P.A. & Vitousek P.M. 2011. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Second Edition. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>.
- Dodd R.J., Chadwick D.R., Hill P.W., Hayes F., Sánchez-Rodríguez A.R., Gwynn-Jones D., Smart S.M. & Jones D.L. 2023. Resilience of ecosystem service delivery in grasslands in response to single and compound extreme weather events. *Science of the Total Environment*, 861: 160660. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160660>.
- Flores R.E. 2016. Cambio Climático: Pastizales Altoandinos y Seguridad Alimentaria. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, 1: 6: 73–80. <https://doi.org/10.36580/rgem.i1.73-80>.
- Gao C., Lin H. & Hu H. 2023. Forest-Fire-Risk Prediction Based on Random Forest and Backpropagation Neural Network of Heihe Area in Heilongjiang Province, China. *Forests*, 14(2). <https://doi.org/10.3390/f14020170>.
- Hodgson D., McDonald J. L. & Hosken D.J. 2015. What do you mean, “resilient” *Trends in Ecology and Evolution*, 30(9): 503–506. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.010>.
- Hollis J. J., Gould J.S., Cruz M.G. & McCaw W.L. 2015. Framework for an Australian fuel classification to support bushfire management. *Australian Forestry*, 78(1): 1–17. <https://doi.org/10.1080/00049158.2014.999186>.
- Hossain M.L., Li J., Hoffmann S. & Beierkuhnlein C. 2022. Biodiversity showed positive effects on resistance but mixed effects on resilience to climatic extremes in a long-term grassland experiment. *Science of the Total Environment*, 827: 154322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154322>.
- Huete A.R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3): 295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X).
- Jones J.W., Hall A.E., Foster A.M. & Smith T.J. 2013. Wetland fire scar monitoring and analysis using archival landsat data for the everglades. *Fire Ecology*, 9: 133–150. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0901133>.
- Keeley J.E. & Pausas J.G. 2022. Evolutionary Ecology of Fire. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 53: 203–225. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102320-095612>.
- Key C.H. & Benson N.C. 1999. The normalized burn ratio (NBR): A Landsat TM radiometric measure of burn severity. *En: Measuring and remote sensing of burn severity. [Poster]. En: Neuenschwander L.F. & Ryan K.C. (Eds) Proceedings Joint Fire Science Conference and Workshop, Boise, ID, June 15-17, 1999, Vol II. University of Idaho & International Association of Wildland Fire.* <http://jfsp.nifc.gov/conferenceproc/index.htm>. https://www.frames.gov/documents/catalog/key_benson_1999_MeasuringRemoteSensingBurnSeverityCBIandNBR_poster.pdf.

- Khairoun A., Mouillot F., Chen W., Ciais P. & Chuvieco E. 2022. Global burned area datasets severely underestimate fire-related forest loss. *Research Square*, Preprints: Version 1 posted 03 Nov, 2022: 0–26. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2105969/v1>.
- Kitzberger T., Tiribelli F., Barberá I., Gowda J.H., Morales J.M., Zalazar L. & Paritsis J. 2022. Projections of fire probability and ecosystem vulnerability under 21st century climate across a trans-Andean productivity gradient in Patagonia. *Science of the Total Environment*, 839: 156303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156303>.
- Lazzeri G., Frodella W., Rossi G. & Moretti S. 2021. Multitemporal Mapping of Post-Fire Land Cover Using Multiplatform PRISMA Hyperspectral and Sentinel-UAV Multispectral Data: Insights from Case Studies in Portugal and Italy. *Sensors*, 21(12): 3982. <https://doi.org/10.3390/s21123982>.
- Lutes D.C., Keane R.E., Caratti J.F., Key C.H., Benson N.C., Sutherland S. & Gangi L.J. 2006. FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. General Technical Report RMRS-GTR-164-CD. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Fort Collins, CO. 1 CD. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-164>.
- Makhaya Z., Odindi J. & Mutanga O. 2022. The influence of bioclimatic and topographic variables on grassland fire occurrence within an urbanized landscape. *Scientific African*, 15: e01127. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01127>.
- Mastrolonardo G., Certini G., Krebs R., Forte C. & Egli M. 2013. Effects of fire on soil organic matter quality along an altitudinal sequence on Mt. Etna, Sicily. *Catena*, 110: 133–145. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.017>.
- Niu S., Luo Y., Li D., Cao S., Xia J., Li J. & Smith M.D. 2014. Plant growth and mortality under climatic extremes: An overview. *Environmental and Experimental Botany*, 98: 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2013.10.004>.
- Oosterheld M., Loreti J., Semmartin M. & Paruelo J.M. 1999. Grazing, fire, and climate in grasslands and savannas, regimes and effects on primary productivity (Chapter 11). *En: Grazing, Fire and Climate Effects on Grasslands and Savannas*. 287–306. <https://tinyurl.com/rEA-UNALM-47>.
- Oliver V., Oliveras I., Kala J., Lever R. & Arn Teh Y. 2017. The effects of burning and grazing on soil carbon dynamics in managed Peruvian tropical montane grasslands. *Biogeosciences*, 14(24): 5633–5646. <https://doi.org/10.5194/bg-14-5633-2017>.
- Orellana J.A., Aguirre L. & Flores E.R. 2023. Efecto de la fertilización fosfatada y densidad de siembra de trébol blanco en la relación gramínea-leguminosa en un pajonal de puna húmeda. *Ecología Aplicada*, 22(2): 105–112. <https://doi.org/10.21704/rea.v22i2.2086>.
- Parker K.W. 1951. A Method for Measuring Trend in Range Condition on National Forest Ranges: With Supplemental Instructions for Measurement and Observation of Vigor Composition and Browse. D. C. Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Washington. https://openlibrary.org/books/OL14191573M/A_method_for_measuring_trend_in_range_condition_on_national_forest_ranges.
- Parker N.J., Sullins D.S., Haukos D.A., Fricke K.A. & Hagen C.A. 2022. Recovery of working grasslands following a megafire in the southern mixed-grass prairie. *Global Ecology and Conservation*, 36: e02142. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02142>.
- Paucar Y., Flores E.R., Mayhua P.H., Yalli T.B., Argote G. & Aguirre L. 2023. Survival rate and growth patterns in *Festuca dolichophylla* under similar conditions. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Peru*, 34(6): 1–11. <https://doi.org/10.15381/rivep.v34i6.24936>.
- Pausas J.G. & Keeley J.E. 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5): 289–295. <https://doi.org/10.1002/fee.2044>.
- Pérez C.C., Olthoff A.E., Hernández-Trejo H. & Rullán-Silva C.D. 2022. Evaluating the best spectral conditions for burned areas in the tropical Pantanos de Centla Biosphere Reserve, Southeastern Mexico. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 25 July. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100664>.
- Pimont F., Ruffault J., Opitz T., Fargeon H., Barbero R., Castel-Clavera J., Martin-Stpaul N., Rigolot E., & Dupuy J.L. 2022. Future expansion, seasonal lengthening and intensification of fire activity under climate change in southeastern France. *International Journal of Wildland Fire*, 32(1): 4–14. <https://doi.org/10.1071/WF22103>.
- Printz J.L., Toledo D. y Boltz S.C. 2014. Rangeland health assessment: The key to understanding and assessing rangeland soil health in the Northern Great Plains. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(3): 73A–77A. <https://doi.org/10.2489/jswc.69.3.73A>.
- Pyke D.A., Herrick J.E., Shaver P. & Pellant M. 2002. Rangeland Health Attributes and Indicators for Qualitative Assessment. *Journal of Range Management*, 55(6): 584–497. <https://doi.org/10.2307/4004002>.
- Ravi S., D’Odorico P., Herbert B., Zobeck T. & Over T.M. 2006. Enhancement of wind erosion by fire-induced water repellency. *Water Resources Research*, 42(11): W11422. <https://doi.org/10.1029/2006WR004895>.
- Rodhouse T.J., Lonneker J., Bowersock L., Popp D., Thompson J.C., Dicus G.H. e Irvine K.M. 2021. Resilience to fire and resistance to annual grass invasion in sagebrush ecosystems of US National Parks. *Global Ecology and Conservation*, 28: e01689. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01689>.
- Sanabria J., Marengo J., Valverde M. & Paulo S. 2009. Escenarios de Cambio Climático con modelos regionales sobre el Altiplano Peruano (Departamento de Puno). *Revista Peruana Geo-Atmosférica*, (1): 134–149. <https://hdl.handle.net/20.500.12542/1076>.
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2023. SPI (Índice Estandarizado de Precipitación. Boletín de monitoreo de condiciones secas y húmedas. N°03. Marzo. MINAM (Ministerio del Ambiente). Perú. <https://bit.ly/rEA-UNALM-28>.
- Shlisky A., Alencar A., Manta M., Curran L. 2009. Overview: Global fire regime conditions, threats, and opportunities for fire management in the tropics. *En: Tropical Fire Ecology*. 65–83. Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8_3.
- Singh S. 2022. Forest fire emissions: A contribution to global climate change. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5(November), 1–11. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.925480>.

- Trillo Zárate F.C., Nuñez Delgado J., Aguirre Terrazas L., Barrantes Campos C.A. & Flores Mariazza E. 2020. Comparación de indicadores autoecológicos en dinámica de crecimiento de *Festuca dolichophylla* (Presl, 1830) y *Festuca humilior* (Nees & Meyen, 1841). Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú, 31(3): e18743. <https://doi.org/10.15381/rivep.v31i3.18743>.
- Tucker C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment, 8(2): 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0).
- Twidwell D., Rogers W.E., Fuhlendorf S.D., Wonkka C.L., Engle D.M., Weir J.R., Kreuter U.P. & Taylor C.A. 2013. The rising Great Plains fire campaign: Citizens' response to woody plant encroachment. Frontiers in Ecology and the Environment, 11(1): e64-e71. <https://doi.org/10.1890/130015>.
- Valverde H., Fuentealba B., Blas L. & Oropeza T. 2022. La Importancia de los Pastizales Altoandinos Peruanos. Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistema de Montaña. INAIEM. Dirección de Investigación en Ecosistema de Montaña. <https://repositorio.inaigem.gob.pe/handle/16072021/450>.
- Villarreal M.L., Norman L.M., Buckley S., Wallace, C.S.A. & Coe, M.A. 2016. Multi-index time series monitoring of drought and fire effects on desert grasslands. Remote Sensing of Environment, 183: 186–197. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.026>.
- Vogel A., Scherer-Lorenzen M. & Weigelt A. 2012. Grassland resistance and resilience after drought depends on management intensity and species richness. PLoS ONE, 7(5): e36992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036992>.
- Wang M., Beck R., Willms W., Hao X. & Broadbent T. 2021. Vegetation Response of a Dry Mixed Prairie to a Single Spring or Fall Burn. Rangeland Ecology and Management, 79: 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2021.07.002>.
- Wang, J., & Zhang, X. 2020. Investigation of wildfire impacts on land surface phenology from MODIS time series in the western US forests. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 159 (April 2019), 281–295. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2019.11.027>
- Wen-Wen G., Jin L., Liu X., & Wang W. T. 2024. Vulnerability and driving mechanism of four typical grasslands in China under the coupled impacts of climate change and human activities. Journal of science of the Total Environment. 951 March. 175560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175560>.
- Williams A.P. & Abatzoglou J.T. 2016. Recent Advances and Remaining Uncertainties in Resolving Past and Future Climate Effects on Global Fire Activity. Current Climate Change Reports, 2: 1–14. <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0031-0>.
- Willis K.J., Jeffers E.S. & Tovar C. 2018. What makes a terrestrial ecosystem resilient? Science, 359: 63–79. <https://doi.org/10.1126/science.aar5439>.
- Zubieta, R., Prudencio, F., Ccanchi, Y., Saavedra, M., Sulca, J., Reupo, J., & Alarco, G. 2021. Potential conditions for fire occurrence in vegetation in the Peruvian Andes. International Journal of Wildland Fire, 30(11), 836–849. <https://doi.org/10.1071/WF21029>
- Zunchi, Liu., Liu K., Shi X., Ryan Lock T., Kallenbach R.L. & Yuan Z. 2022. Changes in grassland phenology and growth rate, rather than diversity, drive biomass production after fire. Agricultural and Forest Meteorology, 322: 109028. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109028>.

¹ Universidad Nacional del Altiplano. Facultad de Ciencias Agrarias. Laboratorio de Pastos y Forrajes.

² Autor corresponsal: nterroba@unap.edu.pe. ORCID: 0000-0001-6857-4236.

³ Universidad Nacional del Altiplano. Instituto de Investigación en Ciencias de la Computación EPG. Área de Pronóstico Computacional de Eventos Naturales y Defensa del agua. ORCID: 0000-0001-9074-3163.

⁴ ORCID: 0009-0003-0800-4495.

⁵ ORCID: 0009-0003-9292-7005.

⁶ ORCID: 0009-0002-5995-8646.