

Megaincendios 2020 en Córdoba: Incidencia del fuego en áreas de valor ecológico y socioeconómico

M. CECILIA NAVAL FERNÁNDEZ¹; JIMENA ALBORNOZ^{1,2}; LAURA M. BELLIS^{1,3}; CAROLINA BALDINI¹; JULIETA ARCAMONE¹; LUNA SILVETTI¹; M. PAULA ÁLVAREZ¹ & JUAN P. ARGANARAZ^{1,✉}

¹Instituto de Altos Estudios Espaciales 'Mario Gulich' (CONAE-UNC), CONICET. Falda del Cañete, Córdoba, Argentina.

²Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica. ³Cátedra de Ecología, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.

RESUMEN. En el año 2020, las Sierras de Córdoba registraron la temporada de incendios más extrema de la memoria colectiva reciente, con daños ecológicos y socioeconómicos severos. En este trabajo se cartografiaron los incendios de 2020 utilizando imágenes Sentinel 2, se comparó la temporada con estadísticas históricas en función del número de incendios, la superficie quemada, la distribución del tamaño de los incendios y la frecuencia en relación con el período 1987-2019. También se analizó la incidencia del fuego en áreas de valor ecológico (áreas naturales protegidas [ANP], áreas prioritarias para la conservación [APC] y áreas de bosque nativo protegidas por la Ley de Bosques [Ley Nacional 26331/07]) y en áreas de valor socioeconómico (tierras destinadas a usos productivos y residenciales, considerando su valor fiscal). En 2020 se quemaron 291866 ha en las Sierras de Córdoba, constituyéndose en la segunda temporada de incendios con mayor superficie quemada en 34 años, con 5 megaincendios (≥ 10000 ha). Muchas áreas quemadas presentaron recurrencias de fuego entre 3 y 9 años en promedio, lo que las hace áreas *hotspot* de fuego en las sierras. Las llamas afectaron más del 5% del territorio declarado como ANP, 12% de las APC y 12% de los territorios protegidos por la Ley de Bosques. El fuego afectó principalmente parcelas rurales y, en menor medida, urbanas, con un valor fiscal de AR\$8677 y 24592 millones, respectivamente. La sequía extrema y la disponibilidad de combustible determinaron la ocurrencia de los megaincendios, mientras que el contexto de pandemia —con restricciones a la circulación de personas— sugiere que los incendios no fueron originados por habitantes urbanos negligentes. Los daños ocasionados por los megaincendios y la posibilidad de escenarios similares a futuro demandan avanzar hacia un manejo integral de la problemática del fuego en la provincia de Córdoba.

[Palabras clave: áreas naturales protegidas, bosque nativo, cuarentena, Gran Chaco Americano, grandes incendios, pandemia, riesgo de incendios]

ABSTRACT. Megafires of 2020 in Córdoba: Fire incidence in areas of ecological and socioeconomic value. In 2020, the Sierras of Córdoba suffered the most extreme fire season in recent collective memory, causing severe ecological and socioeconomic damage. In this study, we mapped the fires of 2020 using Sentinel 2 imagery, we compared the season with historical statistics from 1987-2019 in terms of number of fires, burned area, fire size distribution and fire frequency. Additionally, we analyzed fire incidence in areas of ecological value (protected natural areas [PNA], priority areas for biodiversity conservation [CPA] and native forests protected by Federal Law [#26331/07]) and in areas of socioeconomic value (productive and residential lands, considering their tax value). In 2020, nearly 291866 ha burned in the Sierras of Córdoba —becoming the fire season with the second largest burned area in 34 years—, with a record of 5 megafires (≥ 10000 ha). Many burned areas had fire return intervals from 3 to 9 years on average, constituting as hotspot regions of fire in our study area. Flames affected more than 5% of PNA, 12% of CPA and 12% of forests protected by federal law. Fires affected mainly the rural areas, and to a lesser extent, urban lands with tax values of AR\$8677 and 24592 million, respectively. Extreme drought and fuel availability were determinants for the occurrence of megafires, while the pandemic lockdown suggests that fires were not set by negligent urban inhabitants. The damages caused by the 2020 megafires and the possibility of similar scenarios in the future require policies towards an integral management of the fire issue in Córdoba province.

[Keywords: protected natural areas, native forests, lockdown, Gran Chaco Americano, large fires, pandemic, fire risk]

INTRODUCCIÓN

La ocurrencia de grandes incendios tiene lugar cuando se alcanzan determinados umbrales en cuanto a número de igniciones, cantidad y continuidad del combustible y severidad de sequías. Si bien el cambio climático aumenta la frecuencia de condiciones favorables al fuego en muchas regiones, otros factores como los patrones de ignición y los cambios en la disponibilidad de combustibles, influenciados por las actividades humanas, ejercen un control determinante en el régimen de incendios (Pausas and Keeley 2021). La intervención humana ha afectado la distribución global de los incendios (Bowman et al. 2020), modificando los patrones históricos de recurrencia y, por lo tanto, alterando los efectos del fuego en los ecosistemas (Le Page et al. 2010).

En los últimos años, la ocurrencia de megaincendios (i.e., incendios mayores a 10000 ha, Linley et al. 2022) en distintas regiones del mundo dejó un saldo de destrucción masiva, con pérdida de vidas humanas, de biodiversidad y de bienes materiales (Geary et al. 2022; Linley et al. 2022). Esto exige diversificar las estrategias de prevención y generar información básica y protocolos para evaluar los bienes y servicios ecosistémicos afectados por el fuego. El primer paso para ello es contar con una cartografía precisa de las áreas quemadas que permita valorar el daño causado por el fuego. La carencia o la baja disponibilidad de esta información hace difícil tomar decisiones a la hora de identificar, inventariar y restaurar los daños causados por el fuego, lo cual influye —a su vez— en la capacidad de desarrollar políticas de prevención adecuadas.

En la Argentina, las Sierras de Córdoba albergan la porción más austral y extensa del bosque Chaqueño, subregión Chaco Serrano, que representa el único bosque remanente de la provincia de Córdoba no afectado por la expansión de la agricultura industrial (Hansen et al. 2013). Otras formaciones vegetales, como pastizales y matorrales, alternan con el bosque serrano y dan origen a un paisaje heterogéneo en fisonomías y ensamblajes florísticos (Giorgis et al. 2021a; Cingolani et al. 2022). Esta disponibilidad de ambientes con diferentes condiciones ecológicas hacen de estas sierras una región de gran diversidad que incluye decenas de endemismos de flora y fauna (Torres and Tamburini 2018; Giorgis et al. 2021a). Además, las sierras proveen

numerosos servicios ecosistémicos, entre los que se destaca la provisión de agua, el secuestro de carbono, la formación de suelo y el suministro de recursos de subsistencia para muchas comunidades, entre otros (Cingolani et al. 2015; Vaieretti et al. 2021). El valor ecológico de la biodiversidad, los ecosistemas y las funciones del paisaje serrano es ampliamente reconocido. A modo de ejemplo, la evaluación ecorregional del Gran Chaco Americano incluyó al 34% de las sierras dentro de la Red de Áreas Prioritarias para la Conservación (Arnold and Brown 2019). Por su parte, la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN [Ley Nacional N° 26331 de 'Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos']) identificó el 58% del área serrana con bosques de medio a muy alto valor de conservación, y diferentes normativas de carácter municipal, provincial o nacional designaron como áreas naturales protegidas al 35% del territorio serrano (Schneider 2020). La superposición de estas bases de datos determina que el 78% del territorio serrano se encuentra protegido mediante instrumentos legales o fue identificado como área prioritaria de conservación.

A pesar de su reconocido valor, las sierras son periódicamente afectadas por incendios, iniciados en su mayoría de forma intencional en el marco de actividades ganaderas, de la reducción de basura y del desmonte para urbanización (Zak et al. 2004; Argañaraz et al. 2015a, 2015b; Deon 2020). Su recurrencia y severidad son alarmantes porque disminuyen la superficie, la continuidad y la complejidad de los bosques, la diversidad de plantas y de fauna asociada, y deterioran la calidad de los suelos (Albanesi et al. 2014; Carbone et al. 2017; Kowaljaw et al. 2019; Argañaraz et al. 2020; Argañaraz and Bellis 2021; Giorgis et al. 2021b). Los incendios también aceleran los procesos erosivos del suelo y afectan la calidad y la cantidad de los recursos hídricos (Bonansea and Fernández 2013; Cingolani et al. 2013). Desde un punto de vista socioeconómico, el fuego afecta grandes establecimientos agropecuarios y territorios campesinos, y ocasiona daños y pérdida de medios productivos, de infraestructura y de fauna doméstica. En áreas urbanizadas, las principales pérdidas materiales ocurren a nivel de viviendas, en especial en zonas de interfaz urbano-rural (Argañaraz et al. 2017); en el caso más extremo, el fuego produce lesiones o muerte de personas.

En el año 2020, durante el primer año de la pandemia de COVID-19, la provincia de Córdoba registró la temporada de incendios más extrema de la memoria colectiva reciente, con una superficie quemada de 321688 ha (Secretaría de Ambiente 2020). Numerosos focos de origen antrópico permanecieron activos durante semanas, lo que saturó la capacidad de respuesta de los sistemas de combate. En este contexto atípico marcado por la pandemia, implementar medidas sanitarias que restringían la circulación de las personas y actividades de manejo y control en territorio impactó en la ocurrencia de incendios a nivel global (Paudel 2021; Couto-García et al. 2021; Poulter et al. 2021; Eklund et al. 2022).

Para relevar los daños generados, la provincia contó con información de diferentes instituciones, como la Secretaría de Ambiente de Córdoba, el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y el Instituto Nacional del Agua (INA), sumados a las plataformas orbitales operativas de la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE). Sin embargo, la mayor parte de la información generada solo consideró una porción de la temporada de incendios o se limitó a un análisis cuantitativo basado en la superposición de capas de información. Por lo tanto, a nuestro conocimiento, no existen trabajos que hayan analizado los incendios del año 2020 en las Sierras de Córdoba en relación con el registro histórico de incendios, ni su incidencia sobre las áreas de importancia para la conservación (denominadas de aquí en adelante 'áreas de valor ecológico'), ni para la economía humana (específicamente, edificaciones y valor de la tierra rural y urbana [denominadas de aquí en adelante 'áreas de valor socioeconómico']).

En este escenario ambiental y socioeconómico complejo se propuso: 1) cartografiar y caracterizar los incendios ocurridos en las Sierras de Córdoba durante 2020, 2) compararlos con estadísticas históricas de fuego del período 1987-2019, y 3) relevar y caracterizar las áreas de valor ecológico y socioeconómico afectadas por el fuego. Esta información es esencial para poder repensar estrategias de prevención y de recuperación/restauración adecuadas para dichas áreas, a fin de preservar la biodiversidad y mantener el funcionamiento y la resiliencia de los ecosistemas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende las Sierras de Córdoba (3089700 ha), que se extienden entre los 29°00' S y 33°30' S, y los 63°10' O y 65°30' O. Cubren una extensión de ~430 km de norte a sur y de 130 km de este a oeste en su parte más ancha, y abarcan un rango altitudinal entre 400 y 2790 m s. n. m. La vegetación está representada por bosques bajos abiertos, matorrales y pastizales, que se distribuyen a lo largo del gradiente altitudinal en diferentes proporciones, respondiendo al efecto combinado de la temperatura, la herbivoría por el ganado doméstico y el fuego (Giorgis et al. 2017). El gradiente altitudinal puede ser dividido en tres pisos altitudinales (Cingolani et al. 2022). La vegetación del piso más bajo (piso serrano) está presente hasta 1300 m s. n. m. y pertenece a la subregión del Chaco Serrano, provincia fitogeográfica Chaqueña y a la Provincia del Espinal (Cabido et al. 2018). La flora del piso más alto (piso subandino, >1700 m s. n. m.) está relacionada con la flora andina, mientras que en el piso de transición, entre 1300 y 1700 m s. n. m., predomina flora chaqueño-serrana en su parte más baja y, a medida que asciende, es reemplazada por la vegetación del piso subandino (Giorgis et al. 2017, 2021a). Además, en el piso inferior hay zonas cultivadas y bosques de exóticas invasoras, y en la parte más alta de las sierras se encuentran grandes extensiones de roca (Cingolani et al. 2022).

El clima está condicionado por el gradiente altitudinal. La temperatura media anual varía entre 16.5 °C (<900 m s. n. m.) y 9.5 °C (>2100 m s. n. m.) (Fick and Hijmans 2017). La precipitación anual media varía entre <500 y 900 mm, y se produce sobre todo durante los meses más cálidos (80% entre octubre y marzo). Esto da lugar a un invierno seco, con temperaturas relativamente altas en agosto y septiembre, lo que favorece la ocurrencia de incendios desde mediados del invierno y hasta el comienzo de las precipitaciones estacionales (Argañaraz et al. 2015a, 2016).

Cartografía de los incendios 2020

La cartografía de incendios se elaboró a partir de imágenes Sentinel 2 (20 m de resolución espacial, ESA) (Copernicus Sentinel data 2020) adquiridas entre el 1 de enero y el

31 de diciembre de 2020. La identificación y delimitación de las áreas quemadas se realizó mediante clasificación supervisada utilizando la herramienta BMT (*Burned Area Mapping Tools*) (Roteta et al. 2021), que entrega un producto vectorial en el que cada incendio está representado por un polígono. Cada uno de los incendios de la cartografía generada se evaluó de forma visual sobre las mismas imágenes y, en caso de considerarlo necesario, se realizaron correcciones mediante digitalización en pantalla, similar a estudios previos del grupo de investigación (Argañaraz et al. 2015a, 2020). Una vez revisada y corregida la cartografía, se calculó la superficie de cada incendio y se eliminaron aquellos menores a 5 ha, ya que suelen presentar mayor confusión con otras coberturas de suelo y representan una proporción despreciable del área quemada total (Argañaraz et al. 2015a). Para analizar la temporada de incendios se calculó el número de incendios, la superficie quemada individual y total, y la distribución del tamaño de los incendios.

Incendios 2020 vs. incendios históricos

Se comparó y analizó la temporada 2020 en relación con los incendios del período 1987-2019, considerando la superficie quemada anual, la distribución del tamaño de los incendios y la frecuencia histórica del fuego. Para ello, se utilizaron la cartografía del período 1987-2018 (con excepción del año 2012, en el que no hubo imágenes de buena calidad), elaborada a partir de imágenes Landsat (30 m de resolución espacial) (Marinelli et al. 2019) y la cartografía de 2019, elaborada a partir de imágenes Sentinel 2 (Albornoz et al., datos sin publicar). Las dos bases de datos se elaboraron con la herramienta BMT y consideraron una unidad mínima mapeable de 5 ha. Debido a algunas diferencias entre los límites de nuestra área de estudio (3098700 ha) y los de la cartografía histórica de Marinelli et al. (2019) (2777500 ha), la comparación de los incendios 2020 con el historial de fuego se realizó solo para el área donde estas se superponen (2699100 ha).

Incidencia del fuego en áreas de valor ecológico.

Para analizar las áreas de valor ecológico afectadas por los incendios de 2020 se consideraron tres bases de datos que demarcan áreas de interés para la conservación: A) las áreas naturales protegidas municipales, provinciales y nacionales, B) la Red de Áreas

Prioritarias para la Conservación establecidas en la Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano (Arnold and Brown 2019), y C) las áreas de valor para la conservación del bosque nativo definidas por el ordenamiento territorial de bosques nativos. Para calcular la superficie quemada en cada una de estas bases de datos se realizó un análisis de superposición mediante herramientas de geoprocés en QGIS.

Áreas naturales protegidas. La provincia de Córdoba cuenta con 4 ANP nacionales, 16 provinciales y 32 municipales o comunales (en adelante 'municipales') incluidas de manera total o parcial en el área serrana (Schneider 2021). Las ANP nacionales representan el 2.4% de la superficie total serrana que cuenta con algún grado de protección legal; las provinciales, el 33.6%, y las municipales, el 2.1%. Descontando la superposición que existe entre ANP, estas áreas suman un total de 1086228 ha efectivas protegidas, lo que equivale al 35% del área serrana.

Áreas prioritarias para la conservación. La Red de Áreas Prioritarias para la Conservación del Gran Chaco Americano fue definida teniendo en cuenta simultáneamente la diversidad de sistemas ecológicos terrestres y acuáticos, los mamíferos, las aves, reptiles y anfibios, la vegetación, el impacto humano, las metas de conservación y los cambios de uso del suelo ocurridos entre 2005 y 2018, a fin de dirigir las acciones más urgentes para conservar la biodiversidad de esta ecorregión (Arnold and Brown 2018). El 34% de las Sierras de Córdoba (1042700 ha) fue identificado como APC; si bien no tienen un marco legal propio que las proteja, el 85% de su superficie se superpone con ANP o áreas protegidas por la Ley de Bosques.

Ordenamiento territorial de los bosques nativos. Las Sierras de Córdoba albergan el 61% de los bosques nativos de la provincia protegidos en el marco de la Ley de Bosques (26331/2007). Según el OTBN, el 58% del área serrana (1791800 ha) corresponde a bosques con valor de conservación muy alto y medio a alto (categorías I y II, respectivamente). De la superficie protegida, la gran mayoría (77%) pertenece a la Categoría I, lo que implica que no debe transformarse ni someterse a aprovechamiento forestal, y el área restante pertenece a la Categoría II, que puede ser sometida a aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica.

Incidencia del fuego en áreas de valor socioeconómico

Este análisis incluyó el cálculo de la valuación fiscal total de la tierra afectada en todo el territorio serrano y, en el caso de las Sierras Chicas, también se contabilizaron las edificaciones ubicadas dentro y en las proximidades de las áreas quemadas. Para estimar la valuación económica y la tipología (urbana o rural) de las tierras quemadas se utilizaron las capas vectoriales de valores de la tierra urbana y rural 2020 de la Dirección General de Catastro de la Provincia de Córdoba (mapascordoba.gob.ar/#/descargas), que incluyen el valor unitario de la tierra (VUT) expresado en AR\$/m² y AR\$/ha para parcelas urbanas y rurales, respectivamente. Se calculó el número de parcelas de tipo urbano y rural afectadas por el fuego y la superficie quemada de cada una de ellas. A fin de caracterizar los valores de la tierra afectada, se estimaron los estadísticos: mínimo, máximo, media, mediana, cuartiles 1 y 3 y percentil 90 del VUT. En el caso de las parcelas rurales, se calcularon los estadísticos del VUT con y sin mejoras (i.e., edificaciones), mientras que las parcelas urbanas no contaban con valuación de las mejoras. El valor económico total de la tierra afectada por el fuego se calculó mediante la sumatoria del producto de la superficie afectada de cada parcela por el valor unitario de la tierra. Para este análisis no se discriminaron las parcelas según su estatus de protección legal.

El análisis de las edificaciones expuestas al fuego se acotó a las Sierras Chicas por ser el único sector del área de estudio que contaba con datos geolocalizados de las edificaciones y una zonificación de las áreas de interfaz urbano-rural (Argañaraz et al. 2017). No obstante, estas serranías son las que concentran la mayor densidad poblacional de toda el área serrana de la provincia. La zonificación distingue dos tipos de interfaz: una 'mixta', en la que las edificaciones están inmersas en una matriz de vegetación combustible, y una 'de borde', en la que las edificaciones colindan con parches de vegetación. Para este análisis se calculó el número de edificaciones incluidas en las áreas quemadas y también para un radio de 100 m alrededor de estas, discriminando si pertenecían a la interfaz o no. Además, se calculó la superficie de la interfaz afectada por el fuego a fin de analizar si la incidencia del fuego fue mayor en áreas de interfaz vs. otras áreas.

RESULTADOS

Incendios 2020

Durante 2020 se registraron 208 incendios (≥ 5 ha) en las Sierras de Córdoba, que afectaron una superficie total de 291866 ha (9.5% del área serrana) (Figura 1, Material Suplementario-Anexo S1). A nivel de cada sistema serrano, las Sierras Grandes - Comechingones registraron 118676 ha quemadas, seguidas por las Sierras Chicas (91128 ha), las Cumbres de Gaspar (59202 ha), las Sierras del Norte (18182 ha) y las Sierras de Pocho - Guasapampa (4678 ha). Al analizar la distribución de tamaños, se observó que la gran mayoría de los incendios no superó las 100 ha (78%) y solo representó el 1% del área quemada total. Por el contrario, los grandes incendios (≥ 1000 ha) fueron responsables del 96% del área quemada, y solo representaron el 8% de los eventos (Figura 1). Entre estos se destacan los cinco megaincendios (≥ 10000 ha) ocurridos en las localidades de Capilla del Monte, Villa Carlos Paz, Villa Albertina, Cuchi Corral y Alpa Corral, que afectaron 16209, 18054, 30158, 71894 y 104044 ha de sierras respectivamente; en conjunto, representan el 82% del área quemada total.

Incendios 2020 vs. incendios históricos

De las 291866 ha quemadas en el año 2020, 284582 ha (97.5%) están incluidas en la intersección de nuestra área de estudio y la cartografía histórica de incendios. El área quemada en 2020 representa la segunda mayor superficie quemada en 34 años y solo fue superada en el año 1988, cuando se quemaron 350145 ha. Respecto al número de incendios, el 2020 no fue en particular un año récord en este sentido, lo que resalta el gran tamaño de los incendios registrados (Figura 2). El análisis de la distribución de tamaños indica que el número de incendios menores a 1000 ha en el año 2020 estuvo por debajo del promedio anual histórico, mientras que el número de grandes incendios y los megaincendios superaron el promedio anual histórico (Figura 2).

Al superponer el área afectada por los incendios del 2020 sobre el mapa histórico de frecuencia (Material Suplementario-Figura S1), se determinó que el 28% del área quemada había sufrido incendios una vez (79411 ha); el 19%, dos veces (54469 ha) y el 10.5%, tres veces (29824 ha). El 8.5% restante había registrado mayormente entre 4 y 9 incendios durante el período 1987-2019, con un máximo de 11 incendios.

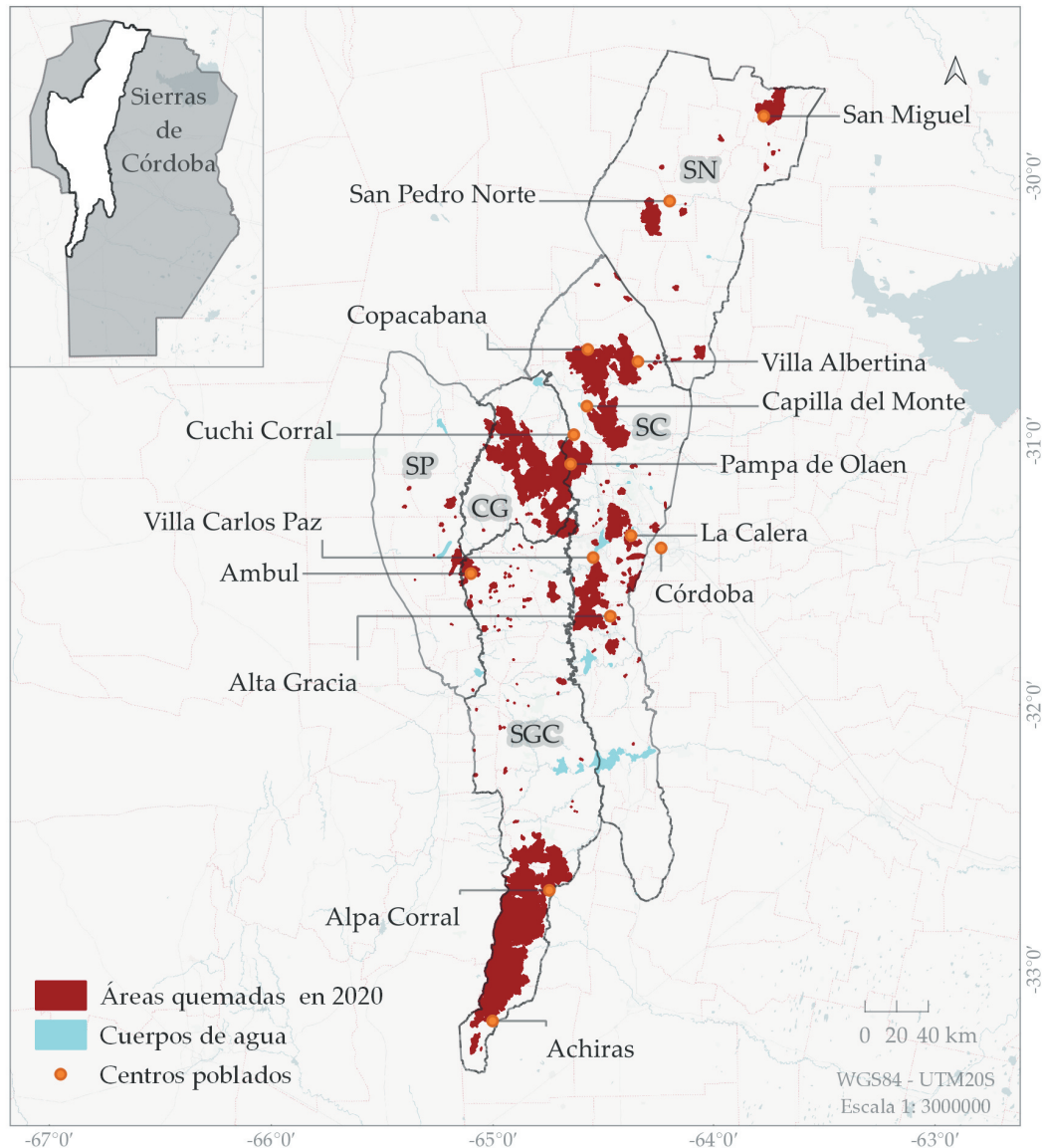


Figura 1. Incendios 2020 en las Sierras de Córdoba, Argentina. SP: Sierras de Pocho - Guasapampa, CG: Cumbres de Gaspar, SC: Sierras Chicas, SN: Sierras del Norte, SGC: Sierras Grandes - Comechingones.

Figure 1. Fires of 2020 in the Sierras of Córdoba, Argentina. SP: Sierras de Pocho - Guasapampa, CG: Cumbres de Gaspar, SC: Sierras Chicas, SN: Sierras del Norte, SGC: Sierras Grandes - Comechingones.

Numerosos sitios quemados durante el año 2020 ya presentaban una alta frecuencia de incendios (Material Suplementario-Figura S1). De mayor a menor, se destacan 1) el área comprendida entre el Cerro Pan de Azúcar y la Reserva Natural de la Defensa La Calera (de 4 a 9 incendios entre 1987 y 2020), 2) alrededores de la localidad de Copina (con 4 a 7 incendios), 3) los alrededores de Capilla del Monte, el sector serrano comprendido entre La Cumbre y Ascochinga y al sur de las Sierras de los Comechingones (4 a 6 incendios), 4)

sudoeste de la localidad de San Pedro Norte (4 a 5 incendios), y 5) este de Pampa de Olaen y norte de Characato (4 incendios) (Material Suplementario-Figura S1). Esto indica períodos de retorno del fuego promedio desde 3-4 años (9 incendios en 34 años) hasta 8-9 años (4 incendios en 34 años), por lo que tales sitios podrían considerarse como áreas *hotspot* de fuego en las sierras cordobesas (i.e., sitios con alta recurrencia de incendios). Por otro lado, un tercio de la superficie quemada (93033 ha) no había registrado incendios al menos

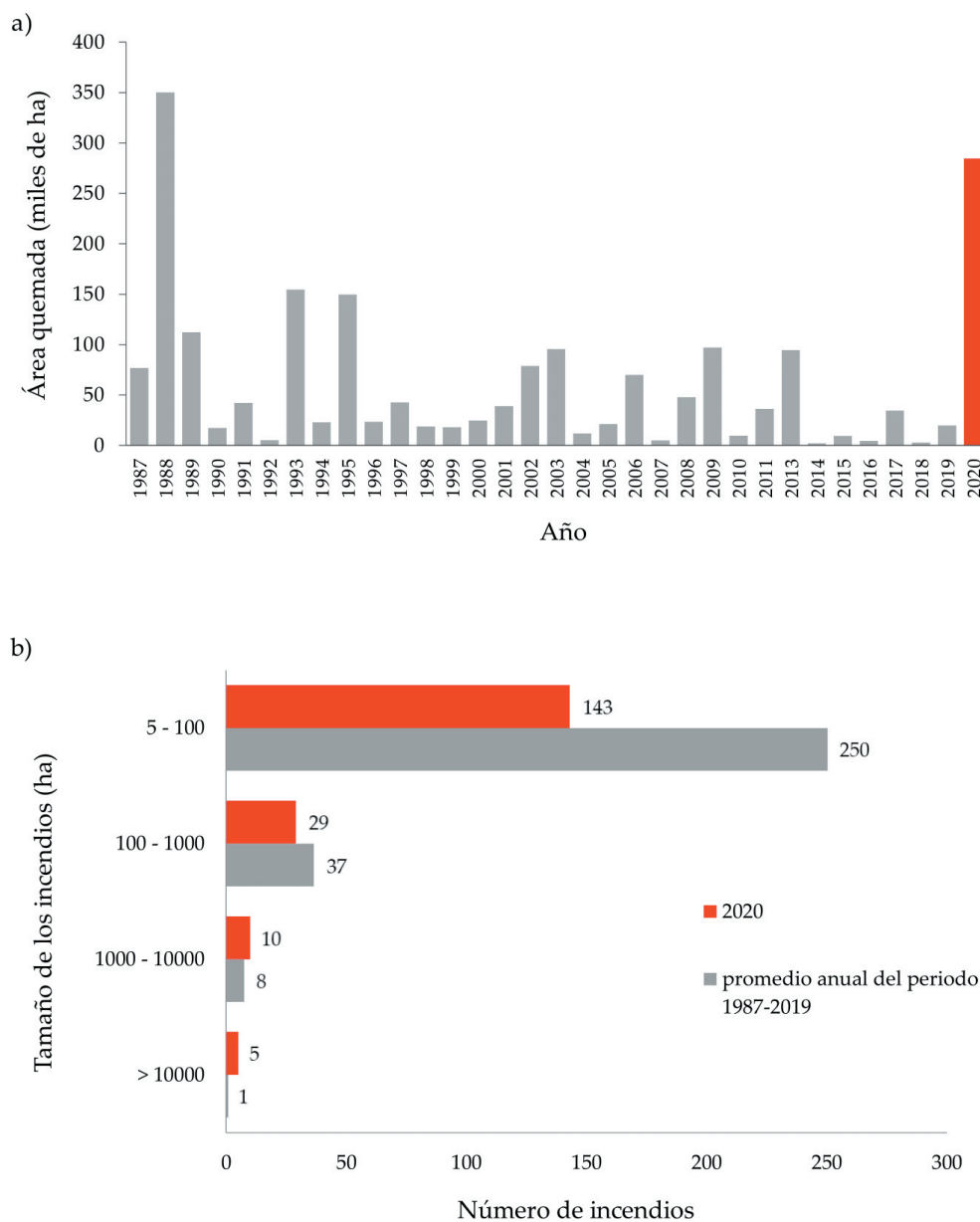


Figura 2. Área quemada anual (a) y distribución del tamaño de los incendios (b) del año 2020 *vs.* datos históricos (1987-2019) en las Sierras de Córdoba.

Figure 2. Annual burned area (a) and size distribution of fires (b) of 2020 *vs.* historical data (1987-2019) in the Sierras of Córdoba.

desde 1987, afectando sobre todo matorrales densos, pajonales, pastizales con roca o suelo desnudo y plantaciones de pino, y —en menor medida— bosque nativo y cultivos. Esto implica sumar el 3% del territorio serrano cordobés a las estadísticas de incendios.

Incidencia del fuego en áreas de valor ecológico.

Áreas naturales protegidas. Veinticinco de las 52 ANP nacionales, provinciales y municipales fueron afectadas por los incendios del 2020, sumando una superficie quemada efectiva

de 57804 ha (i.e., contando solo una vez el área quemada en ANP que se superponen), lo que representa el 5.3% del territorio serrano declarado como ANP (Figura 3a). Dos de las 4 ANP nacionales presentaron incendios —el Parque y Reserva Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Natural de la Defensa (RND) La Calera— totalizando 1986 ha; esta última fue la más afectada por el fuego (14% de su superficie) (Tabla 1). Esta cifra representa el 3% de la superficie total de ANP nacionales (1986 ha de las 65794 ha).

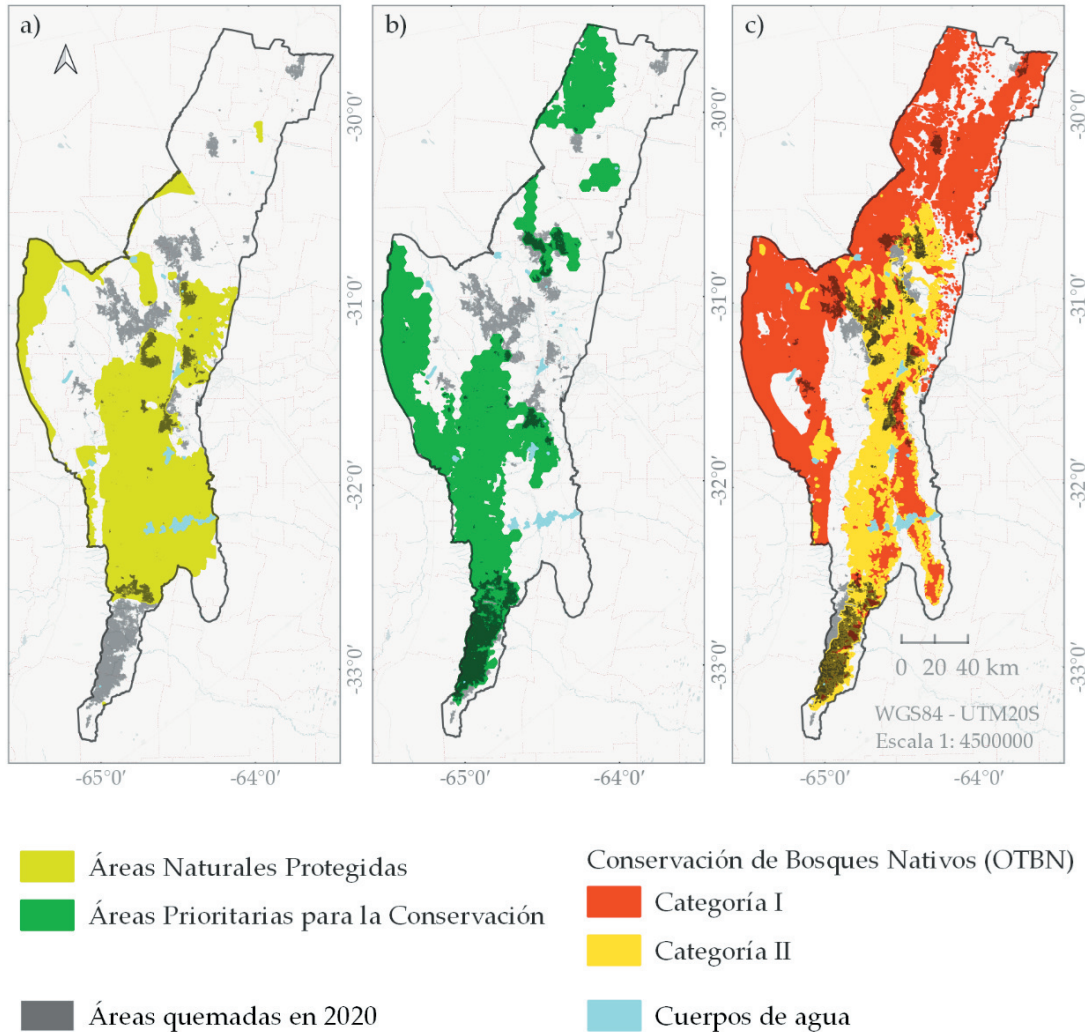


Figura 3. Áreas de valor ecológico afectadas por los incendios de 2020 en las Sierras de Córdoba. a) Áreas naturales protegidas nacionales, provinciales, municipales y comunales, b) áreas prioritarias para la conservación (Arnold and Brown 2018), y c) ordenamiento territorial de bosques nativos (Ley 26331).

Figure 3. Areas with ecological value affected by the fires of 2020 in the Sierras of Córdoba. a) Federal, provincial, municipal and communal protected natural areas, b) priority areas for biodiversity conservation, and c) native forests protected by federal law (26331/07).

Diez de las 16 ANP provinciales sufrieron incendios que afectaron 54121 ha (superficie efectiva). El Corredor de Sierras Chicas, la Reserva Hídrica Natural Los Gigantes y la Reserva Forestal Natural Sierras de Punilla fueron las más afectadas, superando el 15% de superficie quemada (Tabla 1). El área quemada representa el 5.2% de la superficie total efectiva de las ANP provinciales (1037920 ha).

Trece de las 32 ANP municipales sufrieron incendios, acumulando una superficie quemada efectiva de 11411 ha. En dos ANP, la superficie quemada representó el 15% y 30% de su superficie, mientras que en cuatro ANP, el fuego afectó más de la mitad de su

superficie (las RHyRN Villa Allende y Bamba, la RN Comunal Quisquisacate y el APA Alta Gracia) (Tabla 1). La superficie quemada en estas ANP equivale al 15.5% de la superficie efectiva que estas protegen (73544 ha).

Áreas prioritarias para la conservación. El 44% (128281 ha) de las áreas que se quemaron durante 2020 corresponden a áreas definidas como prioritarias para la conservación en la Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano. Estas se concentraron principalmente en la zona sur de las Sierras Grandes - Comechingones y cerca de las localidades de Villa Albertina - Copacabana y Alta Gracia, en las Sierras Chicas (Figura 3b).

Tabla 1. Áreas naturales protegidas nacionales, provinciales, municipales y comunales afectadas por los incendios de 2020 en las Sierras de Córdoba.**Table 1.** Federal, provincial, municipal and communal protected natural areas affected by the 2020 fires in the Sierras of Córdoba.

Área Natural Protegida	Área (ha)	Área quemada (ha)	(%)
Nacional			
Parque y Reserva Nacional Quebrada del Condorito	36912	76	0.2
Reserva Natural de la Defensa La Calera	13621	1910	14.0
Total nacional	50533	1986	
Provincial			
Corredor Biogeográfico del Chaco Árido	79258*	182	0.2
Corredor Sierras Chicas	111880*	16923	15.1
Reserva Arqueológica Quilpo	27229*	356	1.3
Reserva Hídrica Natural Calamuchitana	472119*	13307	2.8
Reserva Hídrica Natural de Achala	117562	746	0.6
Reserva Hídrica Natural La Quebrada	3683	82	2.2
Reserva Hídrica Natural Los Gigantes	83920	14335	17.1
Reserva Recreativa Natural Calamuchitana	460713*	15050	3.3
Reserva Recreativa Natural Valle del Cóndor	82340	6401	7.8
Reserva Forestal Natural Sierras de Punilla	3908	669	17.1
Total provincial	1442612	68051	
Municipal y comunal			
ANP Villa Cielo	250	3	1.2
Área Protegida AP1 de Villa Carlos Paz	2164	150	6.9
Reserva Hídrica Natural Los Manantiales	1044	39	3.7
Reserva Hídrica Natural Salsipuedes	6946	16	0.2
Reserva Hídrica Natural Villa Cerro Azul	751	0.2	<0.1
Reserva Hídrica y Recreativa Natural Bamba	9873	5241	53.1
Reserva Hídrica y Recreativa Natural Los Quebrachitos	4581	304	6.6
Reserva Hídrica y Recreativa Natural Villa Allende	8086	4083	50.5
Reserva Natural Comunal Quisquisacate	520	269	51.7
Reserva Municipal Natural, Cultural y Recreativa de Tanti	34	0.3	0.9
Reserva Natural Municipal El Portecelo	10	3	30.0
Reserva Natural Parque Comunal Camín Cosquín	2962	451	15.2
Área de Protección Ambiental Alta Gracia	5682	3578	63.0
Total municipal y comunal	42903	14137	

*Área parcial del ANP incluida dentro de las Sierras de Córdoba. Área total del ANP: Corredor Biogeográfico Chaco Árido 1370551 ha; Corredor Sierras Chicas 112175 ha; Reserva Arqueológica Quilpo 27316 ha; Reserva Hídrica Natural Calamuchitana 480470 ha; Reserva Recreativa Natural Calamuchitana 476617 ha.

La superficie quemada comprende el 12% del área total definida como APC en nuestra área de estudio.

Ordenamiento territorial de bosques nativos. El 73% (212932 ha) del área quemada durante 2020 corresponde a áreas de bosque nativo amparadas bajo la ley de ordenamiento territorial. De ella, casi el 42% (121693 ha) corresponde a áreas de bosque que tienen muy alto valor de conservación (bosques de Categoría I) y poco más del 31% (91239 ha) corresponde a áreas de bosque con alto o medio valor de conservación (Categoría II) (Figura 3c). Parte de estas áreas no habían registrado incendios desde 1987. La superficie

quemada en 2020 comprende el 12% del área total de bosque protegida por esta ley.

Incidencia de fuego en áreas de valor socioeconómico

Valor de la tierra. Los incendios de 2020 afectaron principalmente tierras con valuación de tipo rural, totalizando 248349 ha distribuidas en 2665 parcelas (85.1% del área quemada total). Las mejoras en estas parcelas estaban valuadas en AR\$1757 millones y el valor económico total de la superficie rural quemada fue de AR\$8677 millones (sin mejoras). El número de parcelas de tipo urbano alcanzadas por el fuego ascendió a 15149, sumando el área

quemada un total de 1581 ha (0.54% del área quemada total). Si bien la superficie urbana afectada por el fuego fue considerablemente menor que la rural, su valor fiscal casi triplicó el estimado para las tierras rurales (AR\$24592 vs. 8677 millones). El 14.4% del área quemada restante corresponde a espacios públicos y a propiedades cuya parcela no está digitalizada en la base de datos empleada.

Tanto en las parcelas urbanas como rurales se observa gran variabilidad y asimetría en la distribución del VUT, con valores medios que superan el valor correspondiente al tercer cuartil (Tabla 2). La distribución espacial del decil de parcelas urbanas más costoso (1596 parcelas con VUT 1100 AR\$/m²) se concentró principalmente en el ejido urbano de la ciudad de Córdoba y pedanías contiguas. De esas parcelas, 897 (56%) se ubican en el cuadrante oeste-noroeste de la ciudad de Córdoba, 282 (18%) pertenecen a la pedanía Lagunilla (en particular, la localidad de Valle Alegre) y 99 (6%), 59 (3.7%) y 57 (3.6%) pertenecen a las pedanías San Roque, San Antonio y Calera Norte, respectivamente (Figura 4). En estas parcelas se observaron frecuencias altas de incendios en las inmediaciones del aeropuerto de Córdoba y en la ciudad de La Calera (4 a 8 incendios entre 1987 y 2020). Mientras tanto, en las localidades de Valle Alegre y La Estancia, así como la costa oeste del Embalse San Roque, presentaron frecuencias de 3 a 5 incendios.

En el caso de las parcelas rurales, el decil más costoso (294 parcelas) también se concentró en las cercanías de la ciudad de Córdoba, con 251 (85.4%) parcelas asentadas en los departamentos Capital, Colón, Punilla y Santa María, la mayoría ubicada a menos de 35 km del centro de la capital provincial (Figura 4). En este radio, las tres parcelas de mayor tamaño se ubican en la RND La Calera, sumando una superficie de 10476 ha, con una valuación total de AR\$2378 millones (sin mejoras). Las parcelas de este decil presentan mayormente frecuencias de 4 a 5 incendios —incluyendo 2020—, con áreas que se quemaron hasta 6 veces (RND La Calera) y hasta 11 veces (Santa María de Punilla) en el período de tiempo estudiado.

Edificaciones expuestas al fuego. Dentro de las 91128 ha quemadas en las Sierras Chicas se contabilizaron 280 edificaciones, de las cuales 109 (39%) pertenecen a áreas de interfaz (95 interfaz mixta y 14 interfaz de borde). Sin embargo, los incendios de 2020 solo afectaron el 3.1% de este tipo de urbanizaciones (3744 ha), lo cual pone en evidencia la mayor exposición al fuego para las edificaciones (y personas) en la interfaz. Al considerar una distancia buffer de 100 m alrededor de los límites de los incendios, la cifra de edificaciones ascendió a 3172, de las cuales 922 pertenecen a la interfaz mixta y 347 a la de borde (29 y 11%, respectivamente).

Tabla 2. Caracterización del valor unitario de la tierra (VUT) y total de parcelas urbanas y rurales afectadas por los incendios 2020 en las Sierras de Córdoba.

Table 2. Characterization of total and unit area tax values for urban and rural parcels affected by the fires of 2020 in the Sierras of Córdoba.

	Mín.	Máx.	Media	Mediana	Q1	Q3	P90
VUT urbano (AR\$/m ²)	200	20000	694	400	300	650	1100
Valor parcela urbana (AR\$)*	36800	8.58e10 ¹⁰	9.38e10 ⁶	243000	175000	464200	1.26e10 ⁶
VUT rural libre de mejoras (AR\$/ha)	5950	4.41e10 ⁶	124359	19437	14700	73002	245000
Valor parcela rural libre de mejoras (AR\$)*	299	1.47e10 ⁹	8.78e10 ⁶	1.42e10 ⁶	366651	5.37e10 ⁶	1.79e10 ⁷
VUT rural con mejoras (AR\$/ha)	5950	4.78e10 ⁷	202162	19877	14700	77000	294145
Valor parcela rural con mejoras (AR\$)*	299	1.47e10 ⁹	9.44e10 ⁶	1.52e10 ⁶	386910	5.61e10 ⁶	1.82e10 ⁷

*Valor fiscal 2020 de la parcela según datos del parcelario de la Dirección General de Catastro de la Provincia de Córdoba (Fuente: Infraestructura de Datos Espaciales de la Provincia de Córdoba, IDECOR). Mín.: mínimo, Máx.:

Máximo, Q1: cuartil 1, Q3: cuartil 3, P90: percentil 90.

*Tax value for 2020 according to Dirección General de Catastro de la Provincia de Córdoba (Source: Infraestructura de Datos Espaciales de la Provincia de Córdoba, IDECOR). Mín.: minimum, Máx.: Maximum, Q1: 1st quartil, Q3: 3rd quartil, P90: percentile 90.

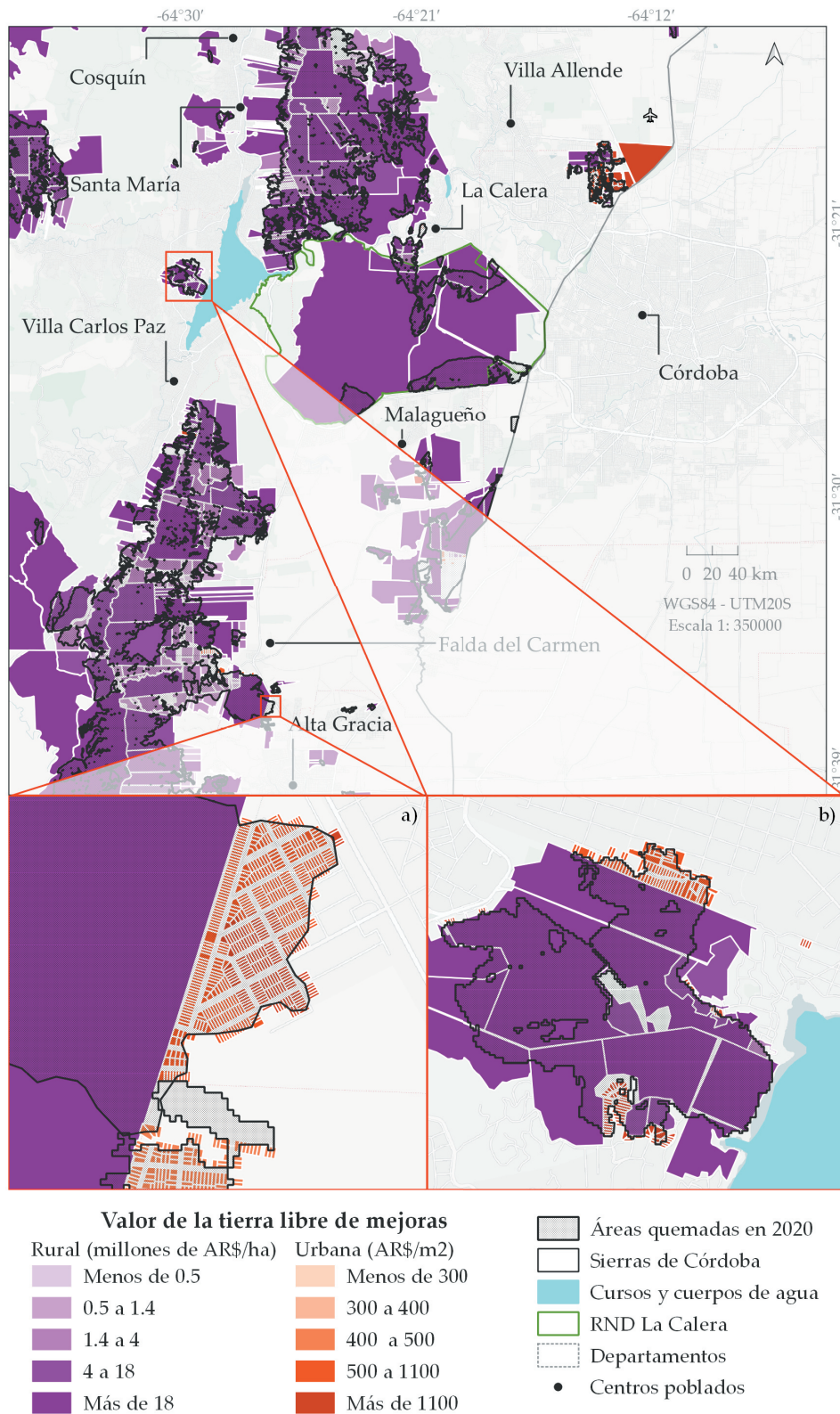


Figura 4. Valor unitario de la tierra afectada por el fuego durante los incendios de 2020 en las proximidades de la ciudad de Córdoba. a) localidad de Valle Alegre y b) costa oeste del Embalse San Roque.

Figure 4. Tax values of land affected by fire during the fires of 2020 nearby Córdoba city. a) Valle Alegre y b) west coast of Embalse San Roque.

DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran la excepcionalidad de la temporada de incendios 2020 en las Sierras de Córdoba, con una superficie quemada que quintuplicó el promedio anual histórico y que representa el 14% del área quemada total entre 1987 y 2020. El mayor aporte se debió a 5 megaincendios, de los cuales uno superó las 100000 ha. A pesar de que el problema de los incendios es históricamente conocido, las sierras continúan quemándose de manera recurrente, y se suman también nuevos territorios a las estadísticas de incendios. Una parte de estos incendios comprende áreas de bosque de las categorías I y II, según la Ley de Bosques.

Numerosas condiciones favorecieron la ocurrencia de estos megaincendios. Por un lado, si bien el régimen climático de las sierras ofrece anualmente, en invierno y primavera, condiciones de humedad, temperatura y viento favorables al fuego (Argañaraz et al. 2015a), el año 2020 fue aun más propicio al registrarse una sequía extrema en la provincia (Servicio Meteorológico Nacional 2020). Bajo estas condiciones de déficit hídrico pronunciado, la humedad de los combustibles disminuye a medida que avanza la temporada de incendios, alcanzando umbrales de amenaza extrema, lo cual aumenta la inflamabilidad de la vegetación y favorece la ocurrencia de grandes incendios (Argañaraz et al. 2016, 2018). Por otro lado, las sierras albergan una cobertura vegetal inflamable densa y continua, con gran proporción de arbustales y pastizales, apta para que el fuego se propague casi sin barreras bajo las condiciones meteorológicas adecuadas (con excepción de roquedales en las Sierras Grandes - Comechingones y áreas sobrepastoreadas (Argañaraz et al. 2020; Cingolani et al. 2022). No obstante, la disponibilidad de combustible y la escasez de agua en sí mismas no generan incendios, pero brindan condiciones más propicias para que las igniciones —principalmente antrópicas— se propaguen con velocidad y sean difíciles de controlar.

En relación con las actividades humanas, en 2020, la pandemia marcó un contexto atípico en el que las medidas sanitarias de aislamiento y distanciamiento social influyeron en la ocurrencia de incendios a nivel global. En Madagascar, la suspensión de actividades de manejo y control en terreno favoreció una mayor ocurrencia de incendios en áreas naturales protegidas (Eklund et al. 2022). Por

su parte, en el Pantanal brasileño, la sequía extrema y la merma en las tareas de combate por una menor disponibilidad de combatientes resultaron en una temporada récord en cuanto a superficie quemada (Couto-García et al. 2021). En cambio, en otras regiones se observó que las medidas de restricción a la circulación resultaron en una disminución del número de incendios, lo que demuestra la importancia de los seres humanos como fuentes de ignición (e.g., el sudeste de los EE.UU. [Poulter et al. 2021], la India [Gupta et al. 2020] y Nepal [Paudel 2021]).

En Córdoba, si bien las medidas sanitarias repercutieron en el número de personas de guardia y las tareas de patrullaje de los cuarteles de bomberos, no hubo cambios en cuanto a la operatividad de los cuarteles y hasta hubo mayor disponibilidad del personal voluntario al estar limitada la actividad laboral presencial (Bomberos Voluntarios de La Paz, Córdoba, comunicación personal); por esta razón, la pandemia y sus medidas sanitarias no fueron determinantes en el control de los incendios. Sumado a ello, entre agosto y octubre de 2020 —los meses de mayor ocurrencia de incendios— hubo una reducción sustancial de la movilidad de las personas en el área de estudio (análisis propio a partir de los datos de movilidad de Google en los departamentos de las Sierras de Córdoba) (google.com/covid19/mobility); esto muestra que los principales responsables de los incendios no fueron habitantes urbanos negligentes, como sostienen las publicidades oficiales del Gobierno Provincial (youtu.be/1DFy4xJnnS0; facebook.com/gobdecordoba/videos/m%C3%A1s-consejos/309926007255058/, accedidos el 30/09/2022). Lo expuesto refuerza la idea de la preponderancia de incendios originados para facilitar la deforestación y promover el rebrote de pasturas (Zak et al. 2004), desmontar y limpiar terrenos a fin de facilitar la minería de canteras, la construcción o para promover su cambio de uso con fines inmobiliarios (Deon 2020).

Los incendios de 2020 afectaron en gran medida sitios de valor ecológico local y para la ecorregión del Gran Chaco Americano, comprometiendo aun más la delicada situación ambiental de la provincia y la región. El nivel de daño ocasionado por las llamas en el bosque nativo fue de moderado a alto (Argañaraz and Bellis 2021), lo que facilitó su transformación hacia estadios sucesionales dominados por arbustales o pastizales, que son más inflamables (Argañaraz et al. 2018,

2020; Kowaljow et al. 2019); esto genera una retroalimentación positiva fuego-vegetación. Así, los incendios de 2020 contribuyeron a la degradación del bosque nativo cordobés y se suman a los acelerados procesos de deterioro, pérdida y fragmentación que sufren los bosques del Gran Chaco Americano (Piquer-Rodríguez et al. 2015).

El fuego afectó una gran proporción de numerosas ANP; en la mayoría de los casos, coincidiendo total o parcialmente con áreas *hotspot* de fuego. Esto es preocupante desde el punto de vista ecológico y socioeconómico, ya que la mayoría de las ANP (y la superficie protegida) están administradas por el Estado Provincial y no están implementadas como tales, careciendo de presupuesto y personal, entre otras falencias (Schneider 2020). Además, se encuentran en tierras de dominio privado; la ausencia del Estado contribuye a que estas ANP queden acotadas a un formalismo legal ('áreas protegidas de papel'). De esta manera, fueron pocas las garantías de un manejo post fuego adecuado que permitiera cicatrizar el área quemada en el menor tiempo posible, observándose la presencia de ganado en sitios recientemente quemados (JPA, observación personal); esto retarda o impide la recuperación de la vegetación leñosa nativa (Giorgis et al. 2010; Marcora et al. 2013; Renison et al. 2015; Torres and Renison 2016), acelera los procesos erosivos (Cingolani et al. 2013) y puede favorecer la dispersión de las especies exóticas invasoras presentes en el área de estudio (Ferrerías et al. 2015). Un escenario similar es esperable que haya acontecido en las APC, ya que no poseen un marco legal que las proteja y sus tierras también son mayormente privadas. En el caso de las ANP nacionales, si bien los parques nacionales suelen tener un buen grado de implementación, no es el caso de la RND La Calera, que fue significativamente afectada por el fuego y lo es recurrentemente. Lo expuesto evidencia la necesidad de debatir en torno al actual funcionamiento de las áreas protegidas y otras figuras legales similares en la conservación de la biodiversidad de las Sierras de Córdoba y sus servicios ecosistémicos asociados, y pensar estrategias más adecuadas para las condiciones actuales y futuras.

El tamaño individual de los incendios es también otro aspecto a considerar al momento de analizar el impacto negativo del fuego (Stephens et al. 2014). La combustión de la vegetación a lo largo de decenas de

miles de hectáreas (i.e., megaincendios) deja sin alimento y hábitat a la fauna silvestre que logra escapar de las llamas, y afecta en particular a aquellos animales de *home range* pequeño (Berlinck and Batista 2020) o que quedan aislados en parches interiores no quemados. Además de la mortandad, los cambios en la vegetación pueden dificultar o impedir el desplazamiento de los individuos, lo que incrementa los tiempos de recuperación de los sitios quemados, no solo para los animales sino también para las plantas que dependen de la fauna para su reproducción o dispersión (Carbone and Aguilar 2017; Lipoma et al. 2018; Pausas 2019). Asimismo, grandes extensiones de terreno quedan con sus suelos desprotegidos frente a las lluvias, favoreciendo la erosión del suelo y el arrastre de cenizas y otros residuos vegetales hacia los cursos de agua, deteriorando su calidad (Bonansea and Fernández 2013). Al respecto, se estimaron los aumentos de caudales al inicio de la temporada de lluvias y la afectación de infraestructura hídrica y calidad del agua en diferentes Unidades de Gestión Hídrica (Secretaría de Ambiente 2020).

Desde el punto de vista socioeconómico, los incendios de 2020 afectaron principalmente tierras rurales, con mejoras (i.e., edificaciones) estimadas en casi AR\$1757 millones. Si bien nuestros datos no permiten determinar el daño real sobre estas mejoras —lo cual requeriría conocer la geolocalización de las mismas y verificación a terreno del nivel de daño—, sí es razonable considerar esta cifra como el valor de las edificaciones potencialmente expuestas al fuego en estas tierras. En el caso de las parcelas urbanas afectadas por el fuego, en las Sierras Chicas, casi el 25% pertenece a la interfaz urbano rural donde, además de pérdidas materiales, hay mayor riesgo para la vida humana, ya que son espacios por lo general habitados de manera permanente. Por un lado, la mayor densidad de edificaciones expuestas al fuego se encuentra en la interfaz, similar a estudios previos (Argañaraz et al. 2017); por otro lado, la mayoría de las parcelas quemadas más costosas, tanto urbanas como rurales, se ubican en el límite de áreas urbanas, lo que sugiere que los incendios recurrentes podrían estar asociados a intereses inmobiliarios (Deon 2020). Estas situaciones evidencian deficiencias en la planificación urbana, lo que conlleva impactos socioeconómicos y ecológicos negativos, y refuerza la necesidad de ordenar y regular el crecimiento urbano en las sierras.

Una valoración socioeconómica más acabada del costo de los incendios debe incluir los gastos de supresión, la reparación o reposición de la infraestructura y los recursos dañados o perdidos (e.g., animales, alimento para animales, alambrados, tranqueras, maquinarias, etc.) y la valoración económica de los servicios que proveen los ecosistemas (e.g., regulación del clima, caudales, enfermedades, polinización; servicios de soporte como formación de suelo y ciclado de nutrientes; y servicios culturales como el valor estético, educativo, turismo, etc.). Estos últimos son los más difíciles de cuantificar y traducir en términos económicos (Sánchez et al. 2021), aunque suelen representar el mayor costo (Silvestro et al. 2021).

En general, la respuesta del Estado se orientó a la asistencia económica y material de productores y familias afectadas, pero las medidas de mitigación del daño ecológico fueron insuficientes (e.g., forestación en centros urbanos como medida de compensación) y no hubo control del uso post fuego en los sitios quemados. En un contexto de cambio global, en el que las actividades humanas y el

cambio climático confluyen de manera cada vez más frecuente y favorecen la ocurrencia de megaincendios a nivel mundial (e.g., Australia 2019-2020 [Nolan et al. 2020], Brasil, Chile y Portugal 2017 [de la Barrera et al. 2018; Fidelis et al. 2018; Oliveira et al. 2020], EE.UU. 2020 [Keeley and Syphard 2021]), no se pueden descartar condiciones similares a las de 2020 a futuro en las Sierras de Córdoba. Por tal motivo, urge avanzar hacia un manejo integral de la problemática del fuego en la provincia de Córdoba, con un abordaje transdisciplinario, holístico y participativo (Schmidt et al. 2018) y con un Estado presente.

AGRADECIMIENTOS. Los autores agradecemos a los dos revisores anónimos por contribuir a mejorar sustancialmente el manuscrito y a Cristian Schneider por brindar los límites de las ANP. Este estudio fue financiado mediante subsidios otorgados a JPA (FONCyT, PICT 2017-1766, PICT 2020-2394) y a LMB (FONCyT, PICT 2016-1338; SECyT - UNC). CNF, CB, LS, JA y PA son becarias de CONICET, JA participó en el trabajo como becaria doctoral ANPCyT y actualmente trabaja en UFM-CONAE. JPA y LMB son investigadores de CONICET.

REFERENCIAS

- Albanesi, S., S. Dardanelli, and L. M. Bellis. 2014. Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *Journal of Forest Research* 19:105-114. <https://doi.org/10.1007/s10310-012-0388-4>.
- Argañaraz, J. P., and L. M. Bellis. 2021. Evaluation of Burn Severity for the Fires of 2020 in the Mountains of Córdoba: Integration of Field and Remote Sensing Data. Pp. 1-6 en 2021 XIX Workshop on Information Processing and Control (RPIC). IEEE, SAN JUAN, Argentina. <https://doi.org/10.1109/RPIC53795.2021.9648471>.
- Argañaraz, J. P., A. M. Cingolani, L. M. Bellis, and M. A. Giorgis. 2020. Fire incidence along an elevation gradient in the mountains of central Argentina. *Ecologia Austral* 30:268-281. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1054>.
- Argañaraz, J. P., G. Gavier Pizarro, M. Zak, and L. M. Bellis. 2015a. Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology* 11:55-73. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1101055>.
- Argañaraz, J. P., G. Gavier Pizarro, M. Zak, M. A. Landi, and L. M. Bellis. 2015b. Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina. *Science of The Total Environment* 520:1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.081>.
- Argañaraz, J. P., M. A. Landi, S. J. Bravo, G. I. Gavier-Pizarro, C. M. Scavuzzo, and L. M. Bellis. 2016. Estimation of live fuel moisture content from MODIS images for fire danger assessment in Southern Gran Chaco. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 9:5339-5349. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2575366>.
- Argañaraz, J. P., M. A. Landi, C. M. Scavuzzo, and L. M. Bellis. 2018. Determining fuel moisture thresholds to assess wildfire hazard: a contribution to an operational early warning system. *PLoS ONE* 13(10):e0204889. <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204889>.
- Argañaraz, J. P., V. C. Radeloff, A. Bar-Massada, G. I. Gavier-Pizarro, C. M. Scavuzzo, and L. M. Bellis. 2017. Assessing wildfire exposure in the Wildland-Urban Interface area of the mountains of central Argentina. *Journal of Environmental Management* 196:499-510. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.058>.
- Arnold, I., and A. Brown. 2018. Evaluación del Gran Chaco Americano. Tarija, Bolivia.
- de la Barrera, F., F. Barraza, P. Favier, V. Ruiz, and J. Quense. 2018. Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of The Total Environment* 637-638:1526-1536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.119>.
- Berlinck, C. N., and E. K. L. Batista. 2020. Good fire, bad fire: It depends on who burns. *Flora* 268:151610. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151610>.
- Bonanse, M., and R. L. Fernández. 2013. Remote sensing of suspended solids concentration in a reservoir with frequent wildland fires on its watershed. *Water Science and Technology* 67:217-223. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.560>.
- Bowman, D. M. J. S., C. A. Kolden, J. T. Abatzoglou, F. H. Johnston, G. R. van der Werf, and M. Flannigan. 2020. Vegetation fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth and Environment* 1:500-515. <https://doi.org/10.1038/>

- s43017-020-0085-3.
- Cabido, M., S. R. Zeballos, M. Zak, M. L. Carranza, M. A. Giorgis, J. J. Cantero, and A. T. R. Acosta. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. *Applied Vegetation Science* 21:298-311. <https://doi.org/10.1111/avsc.12369>.
- Carbone, L. M., and R. Aguilar. 2017. Fire frequency effects on soil and pollinators: what shapes sexual plant reproduction? *Plant Ecology* 218:1283-1297. <https://doi.org/10.1007/s11258-017-0768-0>.
- Carbone, L. M., N. Aguirre-Acosta, J. Tavella, and R. Aguilar. 2017. Cambios florísticos inducidos por la frecuencia de fuego en el Chaco Serrano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 52:753-778. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v52.n4.18861>.
- Cingolani, A. M., M. A. Giorgis, L. E. Hoyos, and M. Cabido. 2022. La vegetación de las montañas de Córdoba (Argentina) a comienzos del siglo XXI: un mapa base para el ordenamiento territorial. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 57:65-100. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n1.34924>.
- Cingolani, A. M., M. Poca, M. A. Giorgis, M. V. Vaieretti, D. E. Gurvich, J. I. Whitworth-Hulse, and D. Renison. 2015. Water provisioning services in a seasonally dry subtropical mountain: Identifying priority landscapes for conservation. *Journal of Hydrology* 525:178-187. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.041>.
- Cingolani, A. M., M. V. Vaieretti, M. A. Giorgis, N. La Torre, J. I. Whitworth-Hulse, and D. Renison. 2013. Can livestock and fires convert the sub-tropical mountain rangelands of central Argentina into a rocky desert? *The Rangeland Journal* 35:285-297. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n1.34924>.
- Couto-García, L. C., J. K. Szabo, F. de Oliveira Roque, A. de Matos Martins Pereira, C. Nunes da Cunha, G. A. Damasceno-Júnior, R. G. Morato, W. M. Tomas, R. Libonati, and D. B. Ribeiro. 2021. Record-breaking wildfires in the world's largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. *Journal of Environmental Management* 293:112870. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112870>.
- Deon, J. U. 2020. Donde hubo incendios negocios quedan. Desmontes, despojos y acaparamientos inmobiliarios, megaminereros de canteras y del agronegocio en las Sierras Pampeanas, Argentina. *Naturaleza de Derechos* 2:45-76.
- Eklund, J., J. P. G. Jones, M. Räsänen, J. Geldmann, A.-P. Jokinen, A. Pellegrini, D. Rakotobe, O. S. Rakotonarivo, T. Toivonen, and A. Balmford. 2022. Elevated fires during COVID-19 lockdown and the vulnerability of protected areas. *Nature Sustainability* 5:603-609. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00884-x>.
- Ferreras, A. E., G. Funes, and L. Galetto. 2015. The role of seed germination in the invasion process of Honey locust (*Gleditsia triacanthos* L., Fabaceae): comparison with a native congeneric: Germination of the Invasive *G. triacanthos*. *Plant Species Biology* 30:126-136. <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12041>.
- Fick, S. E., and R. J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas: new climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37:4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Fidelis, A., S. Alvarado, A. Barradas, and V. Pivello. 2018. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire* 1:49. <https://doi.org/10.3390/fire1030049>.
- Geary, W. L., A. Buchan, T. Allen, D. Attard, M. J. Bruce, L. Collins, T. E. Ecker, T. A. Fairman, T. Hollings, E. Loeffler, A. Muscatello, D. Parkes, J. Thomson, M. White, and E. Kelly. 2022. Responding to the biodiversity impacts of a megafire: A case study from south-eastern Australia's Black Summer. *Diversity and Distributions* 28:463-478. <https://doi.org/10.1111/ddi.13292>.
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, D. E. Gurvich, P. A. Tecco, J. Chiapella, F. Chiarini, and M. Cabido. 2017. Changes in floristic composition and physiognomy are decoupled along elevation gradients in central Argentina. *Applied Vegetation Science* 20:558-571. <https://doi.org/10.1111/avsc.12324>.
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, I. Teich, D. Renison, and I. Hensen. 2010. Do *Polylepis australis* trees tolerate herbivory? Seasonal patterns of shoot growth and its consumption by livestock. *Plant Ecology* 207:307-319. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9674-4>.
- Giorgis, M. A., M. V. Palchetti, R. Morero, M. Cabido, J. O. Chiapella, and A. M. Cingolani. 2021a. Flora vascular de las montañas de Córdoba (Argentina): características y distribución de las especies a través del gradiente altitudinal. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 56:327-345. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v56.n3.30355>.
- Giorgis, M. A., S. R. Zeballos, L. Carbone, H. Zimmermann, H. von Wehrden, R. Aguilar, A. E. Ferreras, P. A. Tecco, E. Kowaljow, F. Barri, D. E. Gurvich, P. Villagra, and P. Jaureguiberry. 2021b. A review of fire effects across South American ecosystems: the role of climate and time since fire. *Fire Ecology* 17:11. <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00100-9>.
- Gupta, A., C. M. Bhatt, A. Roy, and P. Chauhan. 2020. COVID-19 lockdown a window of opportunity to understand the role of human activity on forest fire incidences in the Western Himalaya, India. *Current Science* 119:390-398. <https://doi.org/10.18520/cs/v119/i2/390-398>.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342:850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.
- Keeley, J. E., and A. D. Syphard. 2021. Large California wildfires: 2020 fires in historical context. *Fire Ecology* 17:1-11. <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00110-7>.
- Kowaljow, E., M. S. Morales, J. I. Whitworth-Hulse, S. R. Zeballos, M. A. Giorgis, M. Rodríguez Catón, and D. E. Gurvich. 2019. A 55-year-old natural experiment gives evidence of the effects of changes in fire frequency on ecosystem properties in a seasonal subtropical dry forest. *Land Degradation and Development* 30:266-277. <https://doi.org/10.1002/ldr.3219>.
- Le Page, Y., D. Oom, J. M. N. Silva, P. Jönsson, and J. M. C. Pereira. 2010. Seasonality of vegetation fires as modified by human action: observing the deviation from eco-climatic fire regimes. *Global Ecology and Biogeography* 19:575-588. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00525.x>.

- Linley, G. D., C. J. Jolly, T. S. Doherty, W. L. Geary, D. Armenteras, C. M. Belcher, R. Bliege Bird, et al. 2022. What do you mean, 'megafire'? *Global Ecology and Biogeography* 31:1906-1922. <https://doi.org/10.1111/geb.13499>.
- Lipoma, M. L., G. Funes, and S. Díaz. 2018. Fire effects on the soil seed bank and post-fire resilience of a semi-arid shrubland in central Argentina. *Austral Ecology* 43:46-55. <https://doi.org/10.1111/aec.12533>.
- Marcora, P. I., D. Renison, A. I. Pais-Bosch, M. R. Cabido, and P. A. Tecco. 2013. The effect of altitude and grazing on seedling establishment of woody species in central Argentina. *Forest Ecology and Management* 291:300-307. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.030>.
- Marinelli, M. V., S. Bustos Revol, S. Viotto, J. P. Clemente, J. Benitez, N. Mari, C. M. Scavuzzo, and J. P. Argañaraz. 2019. Elaboración de la base de datos de incendios 1987-2018 para las Sierras de Córdoba mediante imágenes Landsat. Florencio Varela, Argentina.
- Nolan, R. H., M. M. Boer, L. Collins, V. Resco de Dios, H. Clarke, M. Jenkins, B. Kenny, and R. A. Bradstock. 2020. Causes and consequences of eastern Australia's 2019-20 season of mega-fires. *Global Change Biology* 26:1039-1041. <https://doi.org/10.1111/gcb.14987>.
- Oliveira, S., A. Gonçalves, A. Benali, A. Sá, J. L. Zêzere, and J. M. Pereira. 2020. Assessing risk and prioritizing safety interventions in human settlements affected by large wildfires. *Forests* 11:859. <https://doi.org/10.3390/f11080859>.
- Paudel, J. 2021. Short-run environmental effects of COVID-19: Evidence from forest fires. *World Development* 137: 105120. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105120>.
- Pausas, J. G. 2019. Generalized fire response strategies in plants and animals. *Oikos* 128:147-153. <https://doi.org/10.1111/oik.05907>.
- Pausas, J. G., and J. E. Keeley. 2021. Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19:387-395. <https://doi.org/10.1002/fee.2359>.
- Piquer-Rodríguez, M., S. Torella, G. Gavier-Pizarro, J. Volante, D. Somma, R. Ginzburg, and T. Kuemmerle. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology* 30:817-833. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0147-3>.
- Poulter, B., P. H. Freeborn, W. M. Jolly, and J. M. Varner. 2021. COVID-19 lockdowns drive decline in active fires in southeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118:e2105666118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2105666118>.
- Renison, D., M. P. Chartier, M. Menghi, P. I. Marcora, R. C. Torres, M. Giorgis, I. Hensen, and A. M. Cingolani. 2015. Spatial variation in tree demography associated to domestic herbivores and topography: Insights from a seeding and planting experiment. *Forest Ecology and Management* 335:139-146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.036>.
- Roteta, E., A. Bastarrika, M. Franquesa, and E. Chuvieco. 2021. Landsat and Sentinel-2 Based Burned Area Mapping Tools in Google Earth Engine. *Remote Sensing* 13:816. <https://doi.org/10.3390/rs13040816>.
- Sánchez, J. J., L. Srivastava, R. Marcos-Martínez, and D. Bachelet. 2021. Economic value of ecosystem service losses resulting from disturbances in western United States forest. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-992. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: 191-228.
- Schmidt, I. B., L. C. Moura, M. C. Ferreira, L. Eloy, A. B. Sampaio, P. A. Dias, and C. N. Berlinck. 2018. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology* 55:2094-2101. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13118>.
- Schneider, C. 2021. Cartografía digital de las Áreas Protegidas de la Provincia de Córdoba -Argentina-. MAP-Plataforma de Monitoreo de Áreas Protegidas. Asociación para la Conservación y el Estudio de la Naturaleza (ACEN). URL: monitoreoareasprotegidas.net.ar.
- Schneider, C. 2020. Situación de las áreas protegidas de la Provincia de Córdoba. Asociación para la Conservación y el Estudio de la Naturaleza (ACEN). Áreas Protegidas de la Provincia de Córdoba: 2. Pp. 57.
- Secretaría de Ambiente. 2020. Incendios 2020 de la Provincia de Córdoba. Informe diagnóstico. Análisis de información geográfica. Ministerio de Coordinación del Gobierno del a Provincia de Córdoba, Argentina. Pp. 162.
- Servicio Meteorológico Nacional. 2020. Estado del clima en Argentina 2020. Ministerio de Defensa, Argentina. Pp. 50.
- Silvestro, R., L. Saulino, C. Cavallo, E. Allevato, S. Pindozi, E. Cervelli, P. Conti, S. Mazzoleni, and A. Saracino. 2021. The Footprint of Wildfires on Mediterranean Forest Ecosystem Services in Vesuvius National Park. *Fire* 4:95. <https://doi.org/10.3390/fire4040095>.
- Stephens, S. L., N. Burrows, A. Buyantuyev, R. W. Gray, R. E. Keane, R. Kubian, S. Liu, F. Seijo, L. Shu, and K. G. Tolhurst. 2014. Temperate and boreal forest mega-fires: Characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12:115-122. <https://doi.org/10.1890/120332>.
- Torres, R. C., and D. Renison. 2016. Indirect facilitation becomes stronger with seedling age in a degraded seasonally dry forest. *Acta Oecologica* 70:138-143. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2015.12.006>.
- Torres, R., and D. Tamburini. 2018. Mamíferos de Córdoba y su estado de conservación. Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba. Pp. 384.
- Vaieretti, M. V., G. Conti, M. Poca, E. Kowaljow, L. Gorné, G. Bertone, A. M. Cingolani, and N. Pérez-Harguindeguy. 2021. Plant and soil carbon stocks in grassland patches maintained by extensive grazing in the highlands of central Argentina. *Austral Ecology* 46:374-386. <https://doi.org/10.1111/aec.12992>.
- Zak, M. R., M. Cabido, and J. G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.034>.