



SILVICULTURA

Cercana a la Naturaleza
EN LAS SABANAS DE LA
ORINOQUIA COLOMBIANA

Preparado para:



Calle 26 Sur #22 - 27 - Envigado, Antioquia Colombia. +57 (4) 322 1348 +57 310 4284738
info@inverbosques.com

Preparado por:



CLEARBLUE Ltd. (CLEARBLUE Markets)
Geldersekade 101-4 1011 EM, Amsterdam, The Netherlands. <https://www.clearbluemarkets.com/>

Autores:

Juan Manuel Cardona, Associate Director, SbN. jmcardonagranda@clearbluemarkets.com
Wilson Cabanzo, Analyst, SbN. wcabanzo@clearbluemarkets.com

Todas las fotografías fueron tomadas por Juan Manuel Cardona (CLEARBLUE MARKETS) y César Pinilla (INVERBOSQUES).
Fotografía de carátula: *Cavanillesia* sp., una especie neotropical similar al baobab que crece en afloramientos rocosos cubiertos de bosque cerca del río Orinoco.

Persona de Contacto:

Juan Manuel Cardona, Director Asociado, Soluciones basadas en la Naturaleza
jmcardonagranda@clearbluemarkets.com
Septiembre 2024

Cita recomendada:

CARDONA-GRANDA, J.M.; CABANZO, W. (2024). *Silvicultura cercana a la naturaleza en las sabanas de la Orinoquia Colombiana*. Reporte técnico conjunto de INVERBOSQUES & CLEARBLUE MARKETS, Puerto Carreño, Vichada, Colombia, 80 p.

DESCARGO DE RESPONSABILIDAD:

La presente evaluación representa la revisión de ClearBlue sobre la literatura de vanguardia y sobre iniciativas prácticas de forestación y restauración/renaturalización en la región de la Orinoquia en las que el equipo de NbS ha participado en décadas pasadas, como lo ilustran las fotografías de este documento. Si bien el texto de este informe se basa en la experiencia colectiva del equipo de SbN de CLEARBLUE en silvicultura, reforestación y ecología tropical y la revisión antes mencionada, no representa ningún tipo de garantía con respecto al resultado de la evaluación..

Introducción

En la región de la sabana del Orinoco, en el oriente de Colombia, conocida como Orinoquia, existe un inmenso potencial para la reforestación con especies nativas para el secuestro de carbono y la producción de maderas preciosas. Esta región, que tiene fácilmente la mitad del tamaño de Alemania, tiene inmensas cantidades de tierra disponibles para la reforestación y es el hogar de muchas especies carismáticas y exclusivas de vida silvestre y flora que no se encuentran en ningún otro lugar ni tampoco en la región amazónica.

En la Orinoquia, la degradación de las sabanas arboladas y bosques de galería debido a los incendios forestales anormalmente frecuentes provocados por la gente en la sabana del Orinoco en las últimas décadas ha llevado a la pérdida de hábitats naturales, de biodiversidad, cobertura arbórea y a la alteración del ciclo hidrológico y del flujo genético tanto para la vida silvestre como para las plantas.

La mayoría de las plantaciones forestales en Colombia se llevan a cabo actualmente con especies introducidas como pino, eucalipto y acacia. La teca (*Tectona grandis*), una especie introducida del sudeste asiático, se planta en la región del Caribe norte debido a la alta demanda del mercado por su valiosa madera. Sin embargo, la región de la Orinoquia, con su suelo ácido y sus altas precipitaciones durante la temporada de lluvias de más de seis meses, ha demostrado no ser adecuada para este cultivo arbóreo. En la región de la Orinoquia solo se cultivan acacia, eucalipto y pino con fines comerciales, principalmente para pulpa de madera o postes para cercas.

La cantidad de madera producida en esas plantaciones para aserraderos destinados a la construcción para fines estructurales a partir de estas u otras especies es insignificante. En Colombia, la mayor parte de la madera para estos fines se importa de Chile o se obtiene de una oferta cada vez menor de bosques naturales. A menudo se supone que esta última procede de fuentes ilegales y representa más del 80% de la madera utilizada para actividades de construcción y estructuras.

El precio relativamente bajo que tiene en el mercado local la madera de las especies introducidas plantadas en la Orinoquia hace que no sea rentable establecer plantaciones para madera en gran parte de las vastas extensiones de la Orinoquia, algunas de las cuales se encuentran a más de 900 km de Bogotá y a más de 800 km de la ciudad grande más cercana, Villavicencio, por carreteras en pésimo estado. El precio de estas especies no cubre el costo de transportar la madera cientos de kilómetros hasta los centros de procesamiento.

A pesar de la situación, la investigación y la práctica en materia de plantación de especies nativas en Colombia han sido notoriamente escasas. Esto se debe a los desafíos que presenta la domesticación de árboles a partir de un conjunto muy diverso de especies poco conocidas, presupuestos mínimos y tiempo que las empresas madereras, la academia y el gobierno dedican a mantener los bosques e investigar la silvicultura.

En la actualidad, es seguro decir que la mayoría de los inversores dispuestos a invertir en proyectos de secuestro de carbono, que impliquen reforestación, están evitando cada vez más las plantaciones de monocultivos. Esto se debe principalmente a la dificultad de demostrar la adicionalidad de plantaciones convencionales con eucaliptos, las acacias australianas y los pinos. Según la experiencia de CLEARBLUE MARKETS, tanto los inversores en proyectos como los compradores de créditos de carbono en la actualidad prefieren proyectos en los que se utilizan especies nativas y, en particular, plantaciones de especies mixtas.

Estos proyectos exigen precios más altos por sus créditos que las plantaciones tradicionales de especies introducidas, y pueden lograr más fácilmente la certificación de los cobeneficios a través de estándares como los Estándares de Clima, Comunidad y Biodiversidad (CCB). El énfasis en la protección de la biodiversidad también es una ventaja adicional que se considera que tienen estos proyectos. Todas estas razones hacen que los proyectos de forestación nativa sean deseables para las personas que participan en los mercados de carbono y, recíprocamente, los mercados de carbono han facilitado la investigación silvicultural en los cientos de especies de árboles de los trópicos megadiversos.



Una plántula del resistente alcornoco (*Bowdichia virgilioides*) creciendo en grava de plintita, conocida localmente como *ripio*, en sabanas arenosas del Vichada.

Contenido

ECOLOGÍA DE LA VEGETACIÓN EN LAS SABANAS DE LA ORINOQUIA	7
ESFUERZOS PIONEROS EN SILVICULTURA NATIVA EN LA ORINOQUIA.....	27
LECCIONES APRENDIDAS CON LAS PLANTACIONES DE ÁRBOLES NATIVOS EN LAS SABANAS DE LA ORINOQUIA	33
LA DEGRADACIÓN DE SABANAS EN EL VICHADA DEBIDO A LOS INCENDIOS FORESTALES	51
CONCLUSIONES	74
REFERENCIAS CITADAS.....	77

El chiguo (*Campsiandra implexicaulis*), árbol que suele dominar diques naturales a orillas del río Bita.



Ecología de la vegetación en las sabanas del Orinoco

DINÁMICA DE LOS BOSQUES, ARBOLEDAS Y SABANAS EN EL ORIENTE COLOMBIANO

Resumen

La evidencia paleoecológica e histórica sugiere que la extensión actual de las sabanas del Orinoco no es estática y se ha contraído y expandido de acuerdo con el clima y los factores inducidos por el hombre, especialmente la frecuencia de incendios, la lluvia disponible y la duración de la estación seca. Esto indica que, si los incendios forestales son relativamente poco frecuentes, la vegetación forestal o al menos los bosques abiertos intercalados con sabanas y matorrales cubrirían potencialmente la mayor parte de la cuenca del Orinoco en el oriente de Colombia.

Además del contexto histórico, a continuación se ofrecen discusiones sobre la dinámica de la vegetación y los incendios, los diferentes tipos de sabanas y ecosistemas que ocurren en el entorno de sabana del este de Colombia y las lecciones aprendidas cuando se planifica la reforestación cercana a la naturaleza en la región.

La Orinoquia

Los Llanos Orientales colombianos (Figura 1) son pastizales que se encuentran a latitudes menores de los 10 grados de la línea ecuatorial y a elevaciones que rara vez superan los 300 m sobre el nivel del mar. La región está cubierta por una variedad de asociaciones vegetales, denominadas ampliamente como sabanas, es decir, tierras en las que la vegetación dominante son los pastos.

Sin embargo, cuando la lluvia es mayor, las características locales del terreno permiten que los suelos recolecten y retengan más humedad, y la tierra está naturalmente protegida del fuego, la sabana sustenta árboles que crecen lo suficientemente cerca como para formar bosques,

arboledas, sotos y otras formaciones.

Este es a menudo el caso a lo largo de los ríos o alrededor y dentro de las cunetas, dando lugar a bosques de galería y pantanos donde la palma moriche (*Mauritia flexuosa*) o el saladillo rojo (*Caraipa llanorum*) son las especies dominantes y parte del paisaje característico de los Llanos. Dependiendo de la humedad y el tipo de suelo disponible, en los Llanos los pastos pueden ser naturalmente altos en algunos lugares, bajos en otros.

Este enorme paisaje natural delimitado por la Cordillera de los Andes y el río Orinoco, también conocido como Orinoquia, solía estar muy subutilizado por la ganadería en sistemas de baja productividad con menos de una unidad animal por hectárea de pasto. Debido a la mala red de carreteras y las largas distancias, el clima inclemente y fuertemente estacional y los suelos

pobres, la región tuvo poca importancia para la economía del país y, hasta la última década, se la consideraba una región fronteriza lejana a la que pocos se aventuraban.

Debido al reciente surgimiento de empresas agrícolas en los Llanos, el impacto ambiental de estas operaciones en la región había recibido poca atención por parte de los ecólogos. Esto ha cambiado en los últimos años, ya que las sequías, la contaminación de las aguas subterráneas, la desecación de los humedales, las muertes masivas de la fauna y los problemas asociados con la minería y la exploración petrolera (que también se llevan a cabo en gran parte de la región), la deforestación y otros problemas derivados de la escasa supervisión gubernamental han puesto a la región en el centro de atención.

El gobierno está siendo presionado por el público y los institutos de investigación nacionales e internacionales interesados para que supervise y regule mejor las consecuencias ambientales del desarrollo en la zona. También existe un creciente reconocimiento internacional de que la contribución que la naturaleza hace al bienestar humano a menudo no se valora ni se integra adecuadamente en la toma de decisiones, y que, como resultado, los servicios ecosistémicos se están erosionando (Alcama, 2003), con un costo considerable para la sociedad (Dasgupta, 2021).

Los bosques de galería a lo largo de los numerosos cur-

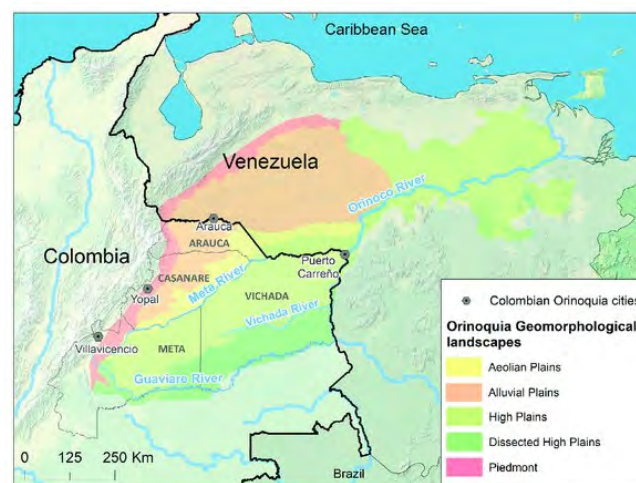


Figura 1. Mapa de las sabanas del río Orinoco, también conocidas como Orinoquia o Llanos, que muestra paisajes, provincias y ciudades (solo en Colombia). A grandes rasgos, el río Meta divide la Orinoquia colombiana en las Altas Llanuras al sur y una región inundable estacionalmente al norte.

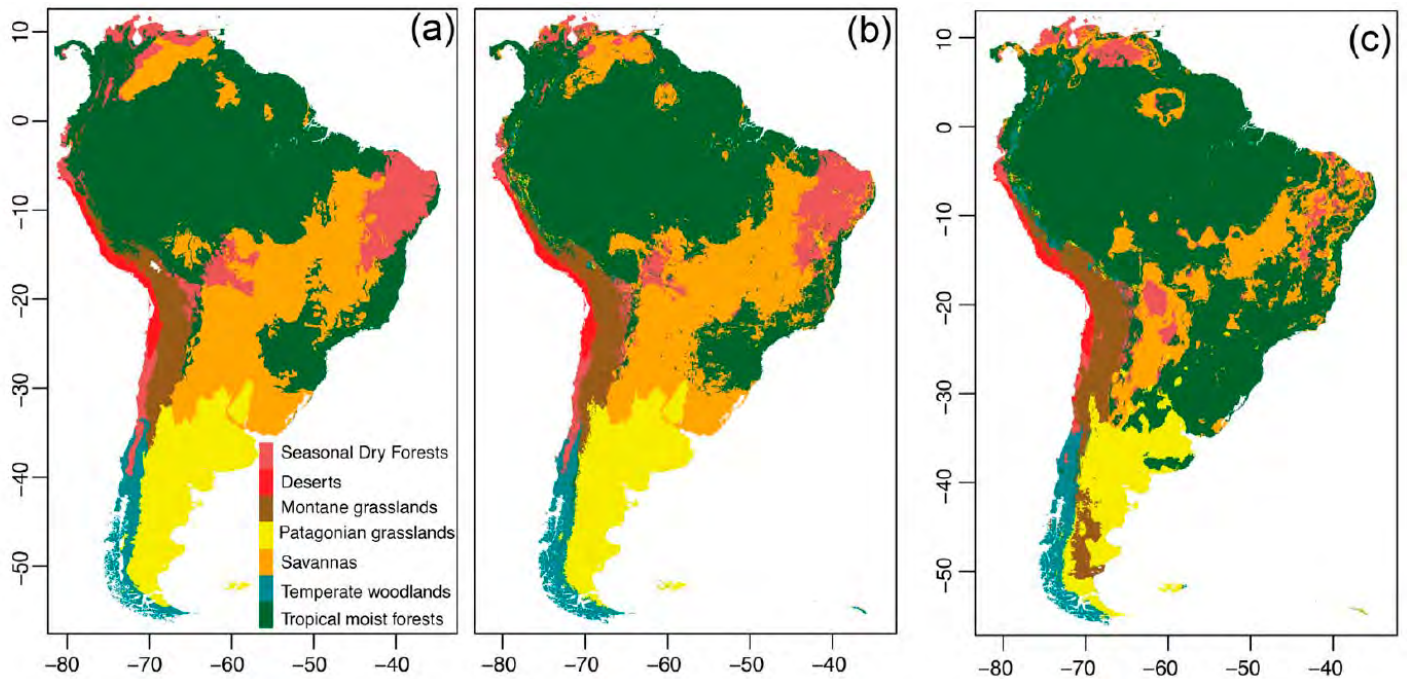


Figura 2. (a) Clasificación de biomas para Sudamérica según Olson et al. (2001). (b) Resultados del procedimiento de clasificación de bosque aleatorio utilizando datos de temperatura media anual, precipitación media anual y estacionalidad de la precipitación. (c) Modelo de bosque aleatorio proyectado al Último Máximo Glacial (LGM, 21.000 años AP) (Costa et al. 2018).

Los ríos de agua de los Llanos forman una especie de red que funciona como un corredor que permite el flujo genético de plantas y animales por igual a lo largo de una vasta área, con pocos parques naturales y áreas de vida silvestre administradas por el gobierno en los Llanos (Rincón et al., 2014).

Por lo tanto, la conservación de la biodiversidad en propiedades privadas es extremadamente importante, ya que sustenta muchas especies amenazadas de mamíferos, aves y otros animales, sin mencionar las plantas. Debido a la naturaleza de los pastos que crecen en la región de los Llanos, que se vuelven duros y desagradables para el ganado después de que alcanzan un cierto estado de madurez, la ganadería allí depende de quemadas periódicas y extensivas de los pastizales, para aprovechar el pasto más nuevo y tierno que brota después, que el ganado puede usar. Las consecuencias ecológicas de las quemadas incontroladas son responsables de la pérdida de biodiversidad y de la cobertura forestal de la región, ya que muchos animales (tortugas, anfibios y mamíferos, por ejemplo) mueren en grandes cantidades, al no

tener los medios para escapar rápidamente del fuego.

A los bosques también les resulta difícil recuperar el terreno perdido después de la quema (y antes del siguiente incendio), ya que el clima allí es fuertemente estacional, con una larga estación húmeda (abril-noviembre) y una larga estación seca (diciembre-marzo). A pesar de estar escasamente poblados, los paisajes de los Llanos han sido modificados ampliamente en los últimos 200 años, y seguirán siendo perturbados aún más, lo que hace que la intervención de la conservación en la agricultura, la silvicultura y el pastoreo de ganado sea un importante desafío de investigación y gestión.

Paleoecología de los Llanos

La teoría de los refugios del Pleistoceno (Prance, 1982) propone grandes cambios en la cobertura vegetal y la distribución de especies de plantas de las tierras bajas tropicales durante el Pleistoceno y el Holoceno. Hasta hace poco (Fedorov, 1966; Ashton, 1969) los botánicos explicaban la especiación de las plantas en

las selvas tropicales de tierras bajas bajo el supuesto de que el bosque había permanecido estable durante un largo período de tiempo geológico. Últimamente, los botánicos han llegado a reconocer que esta supuesta estabilidad del bosque no era necesariamente así, y que los cambios recientes en el clima deben considerarse como factores importantes en la geografía de las plantas, en la especiación y como causa de extinciones.

El Pleistoceno (a menudo denominado coloquialmente como la Edad de Hielo) es la época geológica que duró desde hace unos 2,58 millones hasta hace 11.700 años, abarcando el período más reciente de repetidas glaciaciones de la Tierra. Durante los 2,5 millones de años que duró el Pleistoceno, se produjeron numerosas fases frías llamadas glaciaciones (Edad de hielo cuaternaria), o avances significativos de las capas de hielo continentales, en Europa y América del Norte, a intervalos de aproximadamente 40.000 a 100.000 años. Los largos períodos glaciares estuvieron separados por interglaciares más templados y más cortos que duraron alrededor de 10.000 a

15.000 años. El último episodio frío del último período glacial terminó hace unos 10.000 años.

La evidencia botánica de los cambios climáticos en el Pleistoceno se basa en gran medida en datos corológicos obtenidos mediante el mapeo de las distribuciones de las plantas con el fin de localizar centros de endemismo en las áreas de bosques de tierras bajas e indicar patrones de distribución disyuntiva. Esto parece indicar la expansión y contracción de la selva amazónica en diferentes épocas históricas y prehistóricas.

Según los ciclos climáticos globales (Figura 2); Las menores extensiones de bosque se correlacionan con períodos más secos provocados por condiciones más frías como las glaciaciones, que, al retener más agua en los glaciares y los casquetes polares, también limitaron la disponibilidad de agua atmosférica y, por lo tanto, la lluvia (Mayle et al. 2000; Behling y Hooghiemstra, 2000; Olson et al., 2001; Costa et al., 2018).

Por ejemplo, el género de árboles *Hymenaea*, ampliamente distribuido, muestra una radiación adaptativa desde la selva húmeda hacia una variedad de tipos de ecosistemas más secos que, según se propone, comenzó a mediados del Terciario y continuó hasta el Pleistoceno (Langenheim et al., 1973).

Además, especies distribuidas de forma disjunta, ya que muchas de ellas son afines a la Amazonía y también se encuentran en esta región, como *Licania latifolia*, *Goupia glabra*, *Qualea rosea*, *Qualea paraensis*, *Cavanillesia* (Steyermark, 1979, 1981, Villarreal-Leal, H. y Maldonado-Ocampo 2007; Mendoza-Cifuentes y Córdoba-Sánchez, 2018) (Figura 3), demostrarían que la selva amazónica de hoy no es un vasto hábitat uniforme, sino una mezcla heterogénea de bosque estacionalmente seco, sabana, *campina* (enclaves de sabana dentro del bosque), *caatinga*, así como bosque húmedo (Gler, 1960; Adeney et al., 2016).

La ecología de los árboles de la selva tropical y su lenta colonización de los tipos de sabana sugiere que áreas relativamente grandes de bosque permanecieron incluso durante los períodos de clima seco del Pleistoceno. En la actualidad, se cree que la superficie boscosa y el número de refugios eran más numerosos y extensos, y que el área entre los refugios no necesariamente se convirtió en el tipo de sabana abierta que conocemos hoy, sino que a menudo era un bosque empobrecido con una densidad de especies reducida.

El polen proporciona la evidencia botánica más definitiva de los cambios climáticos del Pleistoceno en el Neotrópico sobre la que varios autores (Behling y Hooghiemstra, 1998, 2000; Berrio, 2002; Berrio et al., 2002) han podido interpretar sus datos fitogeográficos. Los datos de esta investigación cubren los últimos 8700 años AP (antes del presente). Durante el período de 8700 a 6000 años 14C AP, la vegetación estaba dominada por sabanas herbáceas con sólo unos pocos taxones leñosos, como los Chaparros (nombre dado a árboles torcidos y atrofiados por el fuego de unas pocas especies como *Curatella americana*, *Byrsonima crassifolia*, *Pallicourea rigida* y otras), presentes en baja abundancia.

El bosque de galería a lo largo del sistema de drenaje aparentemente

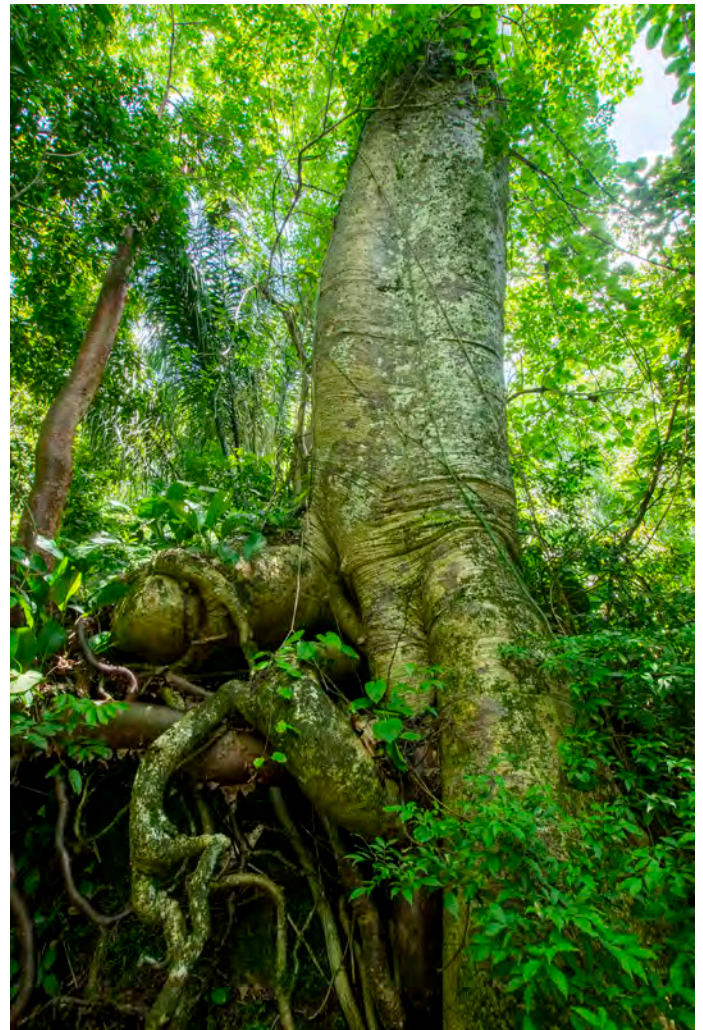


Figura 3. Taxones aislados y distribuidos de forma disjunta como este baobab americano gigante (*Cavanillesia* sp.), fotografiado por los autores en la cima de afloramientos rocosos cerca de Puerto Carreño, Vichada, a más de 600 km al este de sus parientes más cercanos en el cañón del Chicamocha, hablan de una cobertura forestal más continua a expensas de las sabanas en el pasado distante.

estaba poco desarrollado durante este período. Comparado con hoy, la precipitación debe haber sido significativamente menor y la estacionalidad más fuerte. Durante el período de 6000 a 3600 años 14C AP, los taxones de selva tropical aumentaron notablemente, lo que refleja un aumento en la precipitación y la cubierta forestal.

Los taxones de selva tropical y de bosque de galería, como MORACEAE/URTICACEAE, MELASTOMATAACEAE, *Alchornea*, *Cecropia* y *Acalypha*, fueron abundantes, mientras que POACEAE (pastos) se redujo en frecuencia. Desde 3600 a 2300 14C año AP, los taxones de selva tropical continuaron aumentando; MORACEAE/URTICACEAE se vol-



Figura 4. Panel de arte rupestre Las Dantas de la Serranía de la Lindosa, provincia del Guaviare, representativo de las sabanas del sur del Orinoco colombiano, datado desde el Pleistoceno tardío aproximadamente 12,6 ka hasta la llegada de los europeos aproximadamente 1478-1642 d.C., representando varias especies de megafauna (Iriarte et al. 2022).

vieron muy frecuentes, y MYRTACEAE y *Myrsine* se volvieron comunes, lo que indica que la vegetación de sabana disminuyó continuamente.

Esto permite inferir que la precipitación continuó aumentando, y que la duración del período seco anual posiblemente se acortó. Desde 2300 14C año AP en adelante, la sabana de pastos (principalmente representada por POACEAE) se expandió y las palmas de moriche se volvieron frecuentes. Esto refleja un mayor impacto sobre la vegetación en forma de incendios provocados por humanos, quienes presumiblemente incendiaron la vegetación para alejar a los animales de caza del bosque para cazarlos, como todavía lo hacen (Behling & Hooghiemstra 2001).

Estudios de distribución de fauna en América del Sur muestran distribuciones disjuntas de ciertos animales con una marcada fidelidad al hábitat. Esto presenta evidencia de que la selva amazónica fue ampliamente penetrada por pastizales abiertos y bosques en puntos del pasado distante, como lo explican algunos estudios sobre la distribución de pequeños mamíferos.

Un ejemplo es el marsupial *Lutreolina*, que se encuentra desde la provincia de Buenos Aires en Argentina hacia el norte hasta los estados brasileños de São Paulo, Goiás y Mato Grosso do Sul. Siempre está asociado a hábitats de vegetación abierta. Su distribución luego se interrumpe por la selva amazónica y la especie reaparece en las áreas abiertas de Venezuela y Colombia (Nowak, 1999).

Estudios similares en fauna de saltamontes muestran algunos géneros presentes en las sabanas de Rupununi y Orinoco en el norte de América



Figura 5. Especies animales antiguas, especialistas en sabanas, como este saltamonte *Staurorhectus*, ahora están presentes en las sabanas del Orinoco y Rupununi (Guyana) al norte de la selva amazónica, y también al sur del Cerrado brasileño, pero no en las regiones boscosas intermedias, lo que indica evidencia de que los bosques han ganado terreno en eras más recientes y los ambientes de sabana están menos extendidos ahora que en el pasado debido a la invasión de los bosques, lo que lleva a que estos grupos queden aislados de sus distribuciones ancestrales originales.

del Sur, como *Staurorhectus* y *Dichroplus*. Estos animales están ausentes en la fauna amazónica, pero se encuentran nuevamente en las sabanas del Cerrado y más al sur hasta la estepa pampeana argentina (Cadena-Castañeda et al., 2015) (Figura 5).

Además, los sitios arqueológicos del Pleistoceno tardío/Holoceno temprano en América del Sur se encuentran en refugios rocosos asociados con pinturas rupestres que incluyen imágenes naturalistas de animales (Iriarte et al. 2022, Robinson et al. 2024). Esto incluye animales extintos hace mucho tiempo, como los perezosos gigantes (*Eremotherium*), los caballos (*Hippidion*) e incluso los mastodontes (*Notiomastodon*).

Esto incluye la megafauna existente que ya no habita en las sabanas del Orinoco, algunas de las cuales (por ejemplo, camélidos como el guanaco) todavía se encuentran en otras partes de pastizales más grandes, como las pampas argentinas (Figura 4).

Otros estudios también concluyen que Sudamérica y África compartían patrones faunísticos similares hasta hace muy poco (Holoceno medio) y que los cambios en la vegetación asociados con los niveles fluctuantes de lluvia alteraron físicamente los hábitats disponibles para la fauna de formación abierta, como la megafauna.

La megafauna es más abundante en África y más escasa en las sabanas sudamericanas, ya que los animales más grandes son mucho menos adecuados para las formaciones forestales cerradas en comparación con las que prevalecen en la Amazonia.

Las diferencias faunísticas actuales entre estos

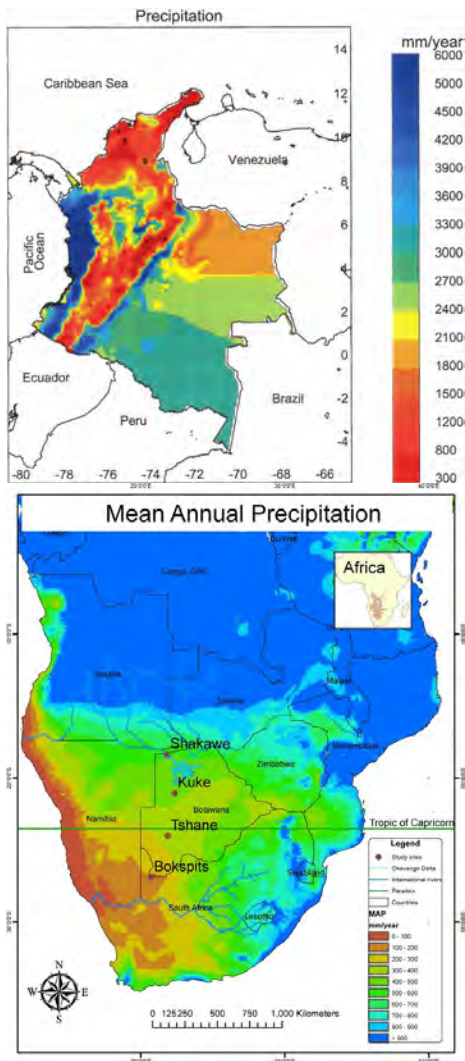


Figura 6. Comparación entre las precipitaciones medias en las sabanas del Orinoco y África.

continentes surgirían no porque los eventos que los afectaron fueran diferentes, sino porque las formaciones abiertas sobrevivieron en extensiones mucho mayores en África que en Sudamérica durante las fases más húmedas del Holoceno. Por lo tanto, fue capaz de sostener una megafauna de mamíferos de pastizales más grande y diversa que en Sudamérica. De la misma manera, si la megafauna sudamericana no se hubiera extinguido, la cobertura boscosa total de las sabanas sudamericanas podría haber disminuido en aproximadamente un tercio y esas sabanas probablemente habrían sido más abiertas como las sabanas africanas actuales (De Vivo y Carmignotto, 2004; Doughty et al., 2016).

Finalmente, la composición florís-



Figura 7. En la estación seca, la hierba de la sabana arde como yesca ante la más mínima chispa y se propaga rápidamente debido a los cálidos vientos alisios del noreste, particularmente por la tarde, cuando las temperaturas pueden superar habitualmente los 35 °C y la humedad cae por debajo del 30%.

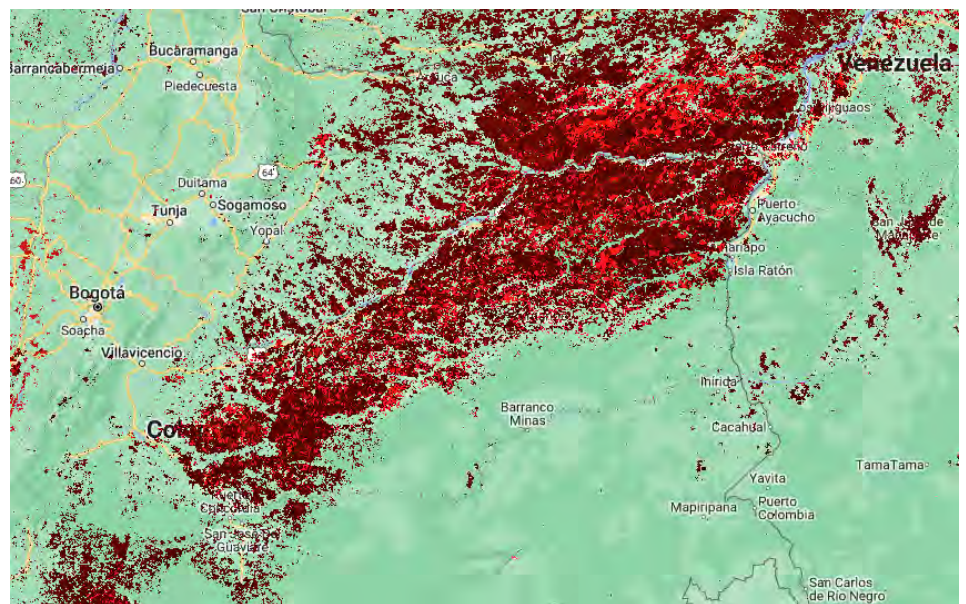


Figura 8. Como se puede observar en los datos satelitales MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer) de las áreas quemadas desde el año 2000 al 2024, las sabanas del Orinoco están sujetas a incendios frecuentes y extensos. Muy pocos lugares escapan a esta recurrencia anual de incendios forestales, que son más intensos en febrero, en el pico de la estación seca (Armenteras et al. 2005; Romero-Ruiz et al. 2010). Las imágenes anteriores fueron generadas con Google Earth Engine - GEE- y pueden reproducirse ejecutando el script que se encuentra en: <https://bit.ly/3WDwhjQ>

tica de grandes enclaves de bosque relicto ahora rodeados de sabana, como el bosque seco que se encuentra en la Selva del Lipa (relativamente) cerca de Arauquita en el Departamento de Arauca (ahora en gran parte fragmentado), los bosques de galería cerca de los ríos Tuparro y Bitá, y el bosque en lo que probablemente sea un impacto meteórico

(Hernández et al., 2009) conocido como la estructura Vichada, muestran sorprendentes similitudes con los bosques del oeste y la Amazonia.

Esto da más credibilidad a épocas pasadas cuando estos bosques eran más extensos que en la actualidad en un pasado no tan lejano. Algunos ejemplos de estos son *Pachira quinata*, también encontrada en el río



Figura 9. Algunas especies de árboles (como este oreja de mula *Byrsonima verbascifolia*) se han adaptado (arriba) a incendios demasiado frecuentes al tener una fase enana en la que pueden florecer y producir descendencia incluso estando a solo unos centímetros del suelo y sin tronco ni ramas. Sin embargo, pueden desarrollarse hasta convertirse en arbolitos de 3 a 5 m si los incendios son menos frecuentes (digamos que transcurren de 3 a 5 años entre un incendio y otro). Cuando los incendios son demasiado frecuentes (cuando ocurren varias veces al año), incluso estos árboles y arbustos enanos y retorcidos mueren, el suelo de la sabana se vuelve cada vez más desnudo y solo unas pocas especies de pastos o juncos adaptados al fuego, como la cabeza de indio *Bulbostylis paradoxa*, logran permanecer, y eso de forma escasa. Así (abajo) se ve una sabana extremadamente degradada.

amazónico Guayabero a cientos de kilómetros al sur, junto con muchas otras especies como *Spondias mombin*, *Couma macrocarpa*, *Mahurea exstipulata*, *Terminalia amazonia*, *Tapura acreana*, *Terminalia oblonga*, *Apeiba tiborbou* y otras, que son especies que se encuentran comúnmente en la selva tropical o bosque seco pero no en la sabana propiamente dicha.

Ecología del fuego

A diferencia de la mayor parte de las sabanas africanas (donde las precipitaciones suelen ser inferiores a 900 mm/año) (Dintwe et al., 2015), las sabanas del oriente colombiano

son mésicas (Borghetti et al. 2019) y se encuentran sobre una variedad de sustratos altamente lixiviados, desde sedimentos terciarios hasta suelos aluviales, con precipitaciones marcadamente estacionales, que rondan los 2500 mm al año.

En las sabanas áridas, la cobertura leñosa está controlada en gran medida por eventos de establecimiento limitados, que ocurren durante períodos raros de lluvias superiores a la media (Joubert et al. 2008; Ward 2005). En las sabanas semiáridas, la lluvia sigue siendo un factor, pero la cobertura leñosa está controlada mediante la combinación de un alto ramoneo por parte de los her-

bívoros y el fuego, y actúa tanto en la fase de establecimiento (el alto ramoneo impide el establecimiento de las plántulas) como en la fase de reclutamiento para formar trampas de ramoneo y fuego. En las sabanas mésicas, la cobertura leñosa está controlada en gran medida por incendios frecuentes, es decir, el establecimiento rara vez es limitante y se mantienen los sistemas abiertos porque se impide el reclutamiento de árboles jóvenes debido a incendios intensos y frecuentes (Archibald et al. 2019).

En las sabanas del Orinoco, los tipos fisonómicos varían desde pastizales sin árboles hasta comunidades de tipo boscoso. Las especies de árboles dominantes son perennes y esclerófilas, favorecidas por la baja fertilidad del suelo y el fuego contra árboles caducifolios y mesófilos. La relación árbol-pasto aumenta con la disponibilidad de agua en el suelo durante la estación seca. Las áreas con niveles freáticos altos, o en las que una gran fracción de la lluvia anterior es accesible a las raíces de los árboles, tienen densidades de árboles más altas que las sabanas con suelos con baja capacidad de retención de agua y/o niveles freáticos profundos.

El reclutamiento de árboles depende de su capacidad para soportar la competencia de las raíces del pasto durante las primeras etapas de crecimiento y para alcanzar capas más profundas del suelo para garantizar la disponibilidad de agua durante los períodos secos. Por lo tanto, el establecimiento de plántulas de árboles parece estar asociado con la germinación en serie durante secuencias de años húmedos (Medina y Silva, 1990).

La duración de la temporada de humedad disponible para las plantas y los nutrientes del suelo disponibles regulan la diversidad específica y fenológica de la capa de pasto. Una extensión de la temporada seca puede perjudicar a las poblaciones de las especies de crecimiento temprano,

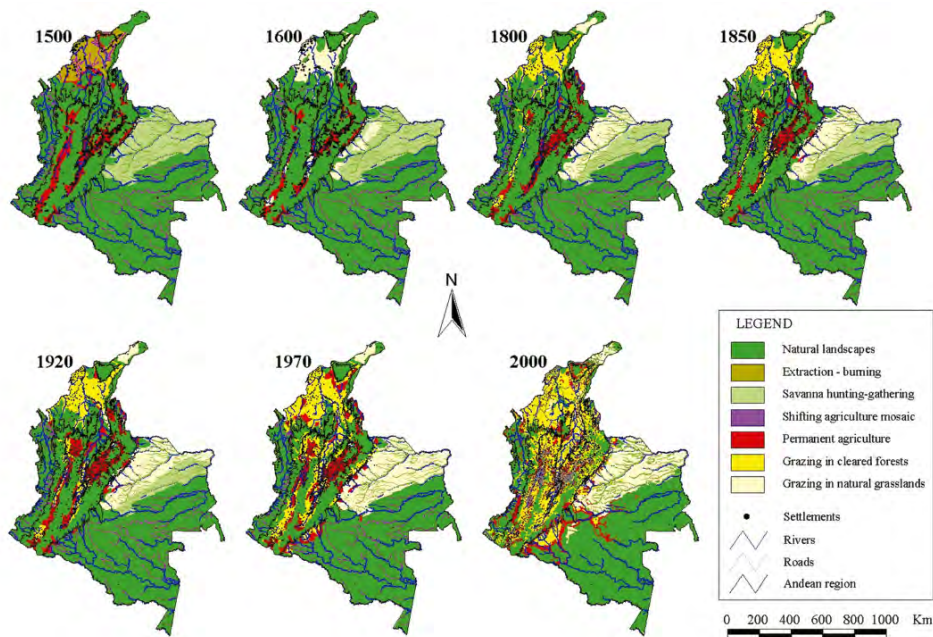


Figura 10. Mapas históricos de uso de la tierra de Colombia para siete fechas analizadas que indican los principales tipos de uso de la tierra (Etter et. al 2008). El uso de la tierra cambió de cultivos y caza-recolección en la sabana en 1500 a pastoreo predominante en 2000.

mientras que un final temprano de la temporada de lluvias afecta negativamente a las especies tardías. Estos efectos son tanto directos como mediados por interacciones competitivas entre especies.

Los períodos de lluvia más prolongados determinan una mayor probabilidad de crecimiento y reproducción exitosos de las especies anuales. La ocurrencia regular de incendios determina una baja diversidad del estrato arbóreo y puede afectar su productividad si ocurre después del brote de las hojas y el inicio de la floración. El fuego también parece mantener el vigor del estrato herbáceo, y su exclusión conduce a su disminución. La frecuencia de los incendios también está asociada con la duración de la estación lluviosa. La interacción de años secos, propensos al fuego, y años húmedos, sin incendios, probablemente determina cambios a corto plazo en la composición del estrato herbáceo. La productividad de los pastos se mejora con el fuego durante la mitad de la estación lluviosa, cuando todavía queda algo de agua en las capas superiores del suelo, y la estación lluviosa comienza antes de que se agoten las reservas de agua.

De acuerdo con la evidencia discutida anteriormente, la Orinoquia ha estado bajo perturbación por incendios desde el Pleistoceno, con los efectos concomitantes sobre la vegetación, y persistió durante el Holoceno. Alrededor de 2000 años AP en adelante, la actividad de incendios aumentó considerablemente, promoviendo la expansión de sabanas preexistentes, la disminución de los bosques y la aparición y establecimiento de bosques de palma moriche más abundantes en los pantanos. La continua incidencia de incendios registrada durante varios miles de años probablemente ha promovido la supremacía de las sabanas sin árboles sobre otros tipos de vegetación y la degradación a paisajes secundarios. Con base en la evidencia disponible, se ha postulado la naturaleza antropogénica de esta alta actividad de incendios (Montoya & Rull, 2011).

En la época moderna, los seres humanos se han convertido indiscutiblemente en la principal causa de los incendios forestales, aumentando enormemente la frecuencia de los mismos y cambiando los regímenes de incendios desde incendios en estaciones frías y húmedas causados

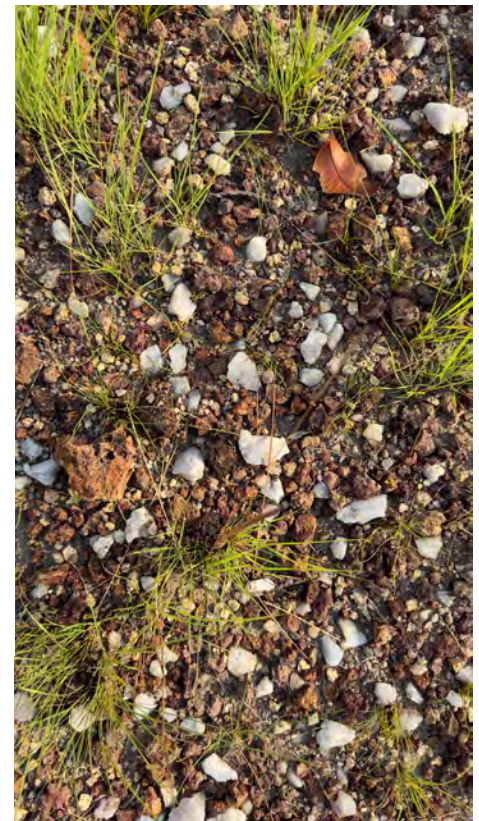


Figura 11. Primer plano del suelo de la sabana donde los incendios son frecuentes. Nótese el suelo desnudo con concreciones de hierro y guijarros de cuarzo intercalados con macollas de pasto.

por rayos hasta incendios intensos en estaciones secas que comienzan a quemar la hierba marchita y promueven la proliferación (Huber et al. 1984; Ramos-Neto y Pivello 2000; Armenteras et al. 2005; Miranda et al. 2009; Furley 2010; Salazar y Goldstein 2014).

Un punto clave que también debe considerarse para adquirir una visión más precisa de la dinámica y las consecuencias de los incendios provocados por el hombre es la relación actual de las personas indígenas y no indígenas de la región con la tierra (Etter et. al. 2008). Varios autores han documentado que el uso del fuego que realizan algunas culturas indígenas difiere sustancialmente según su lejanía con respecto a los no indígenas, lo que se refleja principalmente en las prácticas culturales (Bilbao et al., 2010; Nepstad et al., 2006; Sletto, 2009).

La mayoría de los indígenas de la sabana del Orinoco eran caza-



Figura 12. Sabana arbolada donde los incendios no son un fenómeno anual pero el ganado aún continúa pastando (arriba) o no (abajo), en el último caso las arboledas se unen fácilmente entre sí creando un bosque cerrado; en el primero el proceso toma más tiempo.



Figura 13. La frontera entre el bosque de galería y la sabana sujeta a frecuentes incendios es bastante abrupta, en este caso dominada por el pasto de macolla *Axonopus purpusii*,

dores-recolectores nómadas hasta bien entrado el siglo XX (Morey Jr, 1970); Los cercos también eran inexistentes hasta la década de 1950 y los ganaderos y colonos solían conducir sus rebaños de ganado cientos de kilómetros desde el este profundo hacia los Llanos hasta los centros poblados en el oeste para venderlos (Etter et al., 2008, Rodríguez, 2012), ver Figura 10. El cambio de comunidades nómadas a estacionarias, y su crecimiento descontrolado, han

alterado el estilo de vida de los pueblos indígenas en los Llanos y han promovido la insostenibilidad de las prácticas antiguas (Dezzeo et al., 2004; Kingsbury, 2001, 2003).

El uso del fuego ha cambiado a veces a un mero hábito llevado a cabo solo por el hecho de hacerlo en lugar de mantener un propósito específico, aumentando la frecuencia y magnitud de los incendios, que pasaron de ser comunes, pero poco



Figura 14. Chaparro significa “enano” o “raquíutico”, pero el árbol de chaparro (*Curatella americana*, arriba), como otros árboles similares de la sabana, puede crecer más alto y más derecho cuando los incendios de sabana son poco frecuentes y/o menos intensos, como se ve aquí, e incluso pueden, como el chaparro gigante o chaparro suave, también conocido como picatón, (*Platycarpum orinocense*, abajo) crecer hasta convertirse en verdaderos gigantes..

frecuentes, a ocurrir varias veces al año en la misma región. Los colonos ganaderos aceleraron aún más la dinámica del fuego debido a la necesidad de promover el crecimiento de pasto tierno que el ganado puede encontrar comestible a diferencia del pasto más alto y lignificado. Esta



Figura 15. En la parte izquierda de la imagen se puede apreciar una transición considerablemente más difusa entre sabana y bosque de galería en un área protegida de incendios forestales durante cinco años. Nótese cómo la vegetación a la derecha, en una propiedad vecina sujeta a al menos un incendio por año, está mucho más dominada por pastizales bajos con muy pocos árboles y con una transición mucho más repentina de sabana a bosque de galería en el medio. Los efectos llamativos de incendios demasiado frecuentes se ven más fácilmente en los montículos, que son los mismos en ambos lados.



Figura 16. Existe amplia evidencia de que las áreas de sabana cercanas a bosques riparios que no han sido afectadas por incendios durante largos períodos muestran incrementos en el porcentaje de cobertura arbórea y biomasa, como se presentó anteriormente, donde se puede ver una expansión gradual del bosque de galería hacia el bosque de sabana desde 2013 (centro) hasta 2023 (derecha) ya que ese lugar ha estado mayormente excluido del fuego (pero no del pastoreo, vea una imagen cercana) durante dos décadas. Vea la ubicación en Google Maps en <https://bit.ly/3SrTlj7>.

es la razón principal por la que los ganaderos practican incendios varias veces al año, lo que inhibe aún más el crecimiento de la vegetación en grandes áreas, ya que estos incendios, cuando se inician, se propagan sin control.

El tira y afloja entre la sabana y el bosque

Algunos (Veenendal et al. 2015, Lloyd et al. 2015, Medina y Silva 1990) han argumentado que las sabanas se producen en lugares que carecen de suficientes nutrientes en el suelo para sustentar los bosques. Esto ha sido cuestionado por otros (Bond 2010, Pellegrini 2016), quie-

nes demuestran, mediante análisis de existencias, que es posible producir cubiertas forestales con las existencias de nutrientes disponibles en las sabanas.

En entornos con altos recursos (altas precipitaciones, largas estaciones húmedas, altos nutrientes) las plantas leñosas crecen y acumulan suficiente biomasa para cerrar las



Figura 17. Paisaje típico de sabana de un morichal en la Alta Planicie diseccionada (arriba). Nótese los montículos en la parte posterior y el sotobosque bien desarrollado con diferentes tipos de árboles en este morichal antiguo y bien conservado. Cuando hay un respiro del fuego, los árboles comienzan a colonizar algunas áreas donde la humedad o el suelo permiten que las semillas se dispersen desde el bosque ripario cercano (centro). Las sabanas que frecuentemente son arrasadas por el fuego (abajo) y alejadas del bosque suelen tener menos árboles.



Figura 18. Bosque abierto (sabana arbolada) de saladillo rojo (*Caraipa llanorum*), un “saladillal”, sujeto a inundaciones periódicas y/o a un nivel freático alto en la época de lluvias. Debido a su resistencia tanto a las inundaciones como a los incendios, suele dominar ciertos ambientes de sabana.



Figura 19. La corteza suberosa y corchosa del chaparro cacho'e venao (*Palicourea rigida*, centro) lo protege de todo, excepto de los incendios más intensos de sabana. Muchos árboles adaptados al fuego, como el chaparro gigante (*Platycapum orinocense*, izquierda) y el caimancillo (*Agonandra brasiliensis*, derecha), tienen adaptaciones similares.



Figura 20. Árboles pioneros comunes en los bosques riparios del Orinoco, como este pavito (*Jacaranda copaia*) de tres años, colonizan fácilmente la sabana si los incendios se vuelven menos frecuentes.

cubiertas y suprimir el fuego más rápido que las plantas en entornos con bajos recursos. El tiempo hasta el cierre del dosel interactúa con los intervalos de retorno del fuego (que también se acortan en ambientes con altos recursos) para determinar si un sistema permanece abierto o no.

Si los incendios ocurren antes de que se cierren el dosel, entonces el sistema permanecerá abierto. Por lo tanto, la probabilidad de cierre de los doseles antes de un evento de incendio disminuye en ambientes con bajos recursos (altas precipitaciones, largas estaciones secas, bajos nutrientes) como en las sabanas del Orinoco, y es esta dinámica la que determina si predomina la vegetación herbácea o los doseles cerrados en diferentes condiciones (Hoffman et al. 2012). Esto dicta que las especies forestales que invierten más recursos en el crecimiento sobre el

suelo y áreas altas de hojas cerrarán sus doseles más rápido que las especies de sabana que invierten en desarrollar corteza gruesa y reservas subterráneas.

Los incendios en las sabanas limitan la cobertura arbórea, lo que promueve la acumulación de pasto inflamable y alimenta más incendios. Mientras tanto, los bosques y matorrales forman cubiertas densas que reducen la carga de combustible de pasto C4 y crean un microclima húmedo, lo que excluye los incendios en condiciones climáticas típicas. Sin embargo, ocasionalmente se producen incendios extremos en estos sistemas de cubiertas cerradas.

Cuando los bosques abiertos se queman con poca frecuencia, se recuperan, mientras que cuando se queman nuevamente demasiado pronto, se transforman en sabanas cubiertas de pastos. No obstante, los incendios repetidos precipitan una transición hacia sabanas cada vez más sin árboles (Beckett et al. 2022).

Las observaciones en proyectos de restauración de pastizales arbolados húmedos de palma moriche y saladillo rojo y ambientes de sabana boscosa dominados por chaparro y alcornoco (*Bowdichia virgiliioides*) en el oriente de Colombia (Figura 37) demuestran que si los incendios repetidos ocurren con una frecuencia mayor a cada tres a cinco años, incluso las especies de árboles resistentes al fuego como estas no pueden alcanzar la madurez reproductiva necesaria para producir semillas que puedan dispersarse. Como resultado, las estructuras resistentes al fuego como la corteza corchosa, un tallo suficientemente alargado e incluso los órganos subterráneos como los xilopodios (Rizzini y Ezechias 1961) (Figura 19), etc., no tienen tiempo para desarrollarse lo suficiente. En estas condiciones, si los incendios repetidos durante un año se convierten en la norma, los árboles pequeños no pueden sobrevivir la estación seca e incluso los árboles que escaparon al fuego aleatoria-

mente durante algunos incendios eventualmente son superados por los incendios repetidos y mueren en unos pocos años. El paisaje resultante gradualmente se vuelve dominado completamente por pastos en penacho como *Trachypogon* spp, *Paspalum* spp, entre otros y juncias especializadas como *Bulbostylis paradoxa*, con la única excepción de árboles que tienen un estado de sufrutex alterno como *Byrsonima verbascifolia* y *Paliourea rigida*, que pueden producir semillas viables cuando solo miden 10 cm de altura. Cuando los incendios se vuelven menos frecuentes, estos pueden convertirse en arbolitos torcidos de hasta 5 m de altura con una capa de corcho suberoso ignífugo muy gruesa (Figura 9).

Como se señaló anteriormente, el patrón de propagación del fuego, junto con una etapa temprana de vida del árbol explícitamente vulnerable al fuego, afecta la densidad de los árboles y el patrón espacial (Bacelar et al., 2014). La densidad de los árboles depende en gran medida tanto de la frecuencia de los incendios como de la competencia entre árboles, aunque la frecuencia de los incendios, que induce interacciones indirectas entre árboles y entre árboles y pasto, parece ser el factor crucial que controla la transición de extinción de árboles en la que la sabana se convierte en pastizal desnudo. Dependiendo de las condiciones del sitio, los árboles adultos pueden organizarse en diferentes patrones regulares o agrupados.

Como reconocieron los primeros investigadores (Blydenstein, 1967), la presencia de árboles en ambientes de sabana a menudo presenta un gradiente que depende de la severidad y frecuencia de los incendios. Las áreas más afectadas por el fuego suelen ser las lomas bajas y onduladas conocidas localmente como “seranía” (Figura 17, arriba).

Este tipo de sabana se presenta en la topografía escarpada de la alta llanura disectada (altillanura), sobre suelos erosionados con una capa



Figura 21. Sabana arbolada con saladilla en lomas de serranía de afloramientos rocosos. Aunque el saladillo rojo (*Caraipa llanorum*) es una especie adaptada a suelos encharcados, puede crecer en ambientes más secos cuando sus semillas llegan a ellos y si se le permite llegar a la edad reproductiva sin incendios, a los que es muy resistente.

superficial acumulada de grava plintita y exposición ocasional de capas duras, afloramientos rocosos de arenisca y guijarros de cuarzo blanco (Figura 11). Esta es una sabana baja de pastos en matas dominada por *Paspalum carinatum* y *Ctenium concissum* y algunas otras especies de pastos y juncos. En las zonas más planas alejadas de los ríos y que, al

igual que los montículos, pueden researse mucho durante la estación seca, las gramíneas dominantes suelen ser *Paspalum lanciflorum* y *Paspalum carinatum* (Cardona-Granda y Villanueva-Rojas, 2023, Figura 17 en el centro). Como hay pocos obstáculos para los incendios forestales, los árboles son igualmente escasos y se encuentran con mayor facilidad

junto a los afloramientos rocosos o en los barrancos y pequeñas hondonadas entre los montículos, conocidos localmente como culatas, donde se puede encontrar más humedad o refugio de los incendios. Las áreas con escasa presencia humana y ayudadas por la topografía relativa a los vientos alisios predominantes del noreste con un patrón de drenaje

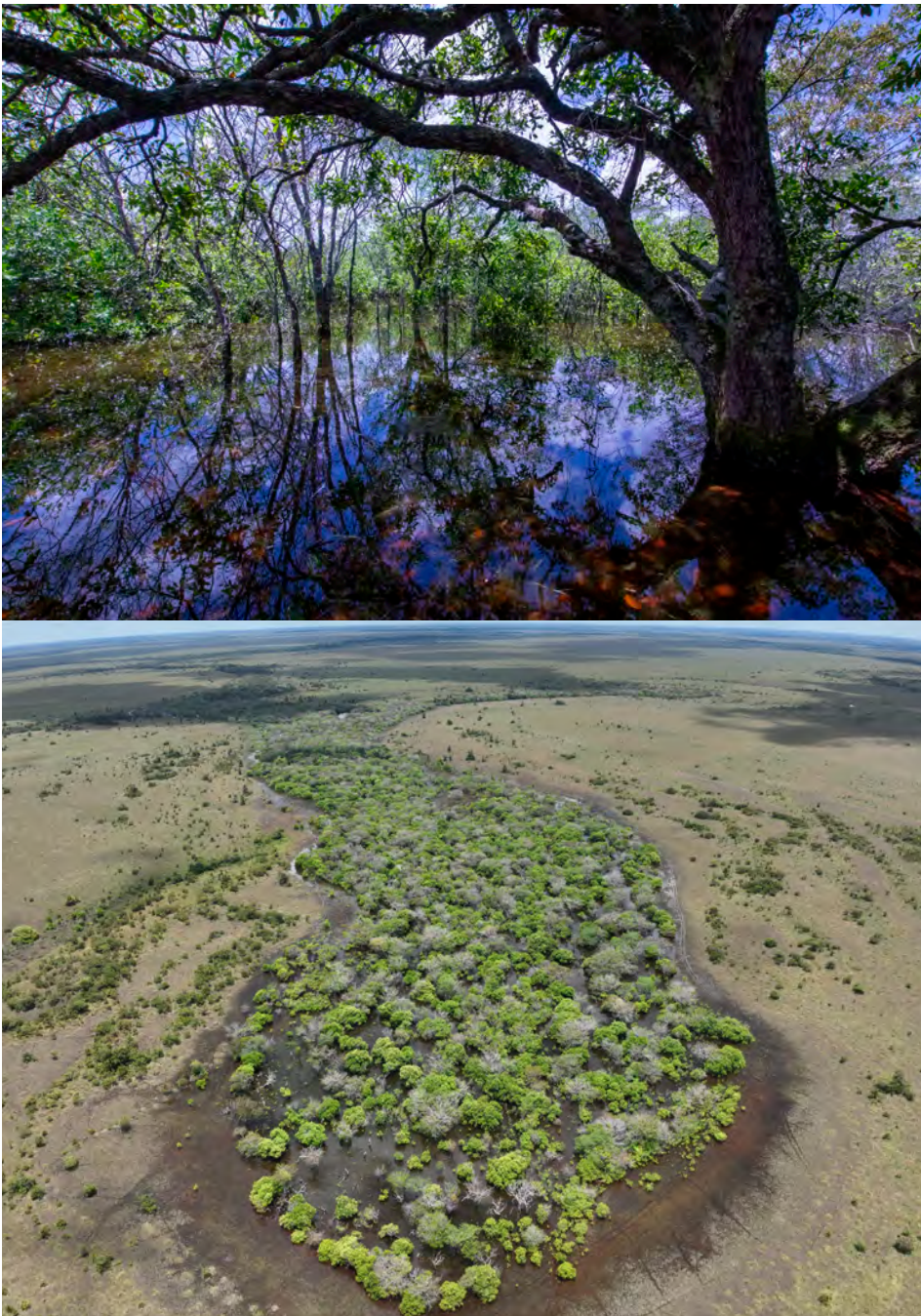


Figura 22. Otra ventaja de la plantación con especies nativas es que algunas especies como este con-grio (*Leptolobium nitens*) están adaptadas a terrenos totalmente inadecuados para especies como pinos, acacias y eucaliptos. Crecen naturalmente en suelos muy ácidos, sujetos a inundaciones durante meses. Esto permite un método alternativo y menos intervencionista de restauración y forestación de tierras que de otro modo serían alteradas de manera habitual y permanente con prácticas como zanjas de drenaje excavadas con maquinaria pesada, y que al plantar especies nativas adaptadas pueden permanecer inalteradas. Mostrar esfuerzos exitosos de plantación con especies como estas ayudará a preservar los humedales naturales en la Orinoquia y desincentivará prácticas ambiental y económicamente costosas.

de oeste a este, y barrancos protegidos en las cabeceras de pequeños arroyos y en algunas laderas abiertas orientadas al suroeste en montículos de serranía o en pequeños valles con orientación similar cerca de bosques de galería, forman refugios naturales que se salvan más fácilmente del fuego, lo que permite que los bos-

ques relictos y las zonas boscosas persistan y se desarrollen gradualmente.

Cerca del bosque de galería, un gradiente natural de rodales abiertos de alcornoque y chapararro, y otros árboles resistentes al fuego con pastos exuberantes en el medio, como *Axonopus purpusii* y *Andropo-*

gon bicornis, a menudo acompañan la disminución gradual de la humedad del suelo que se estrecha desde el bosque de galería hacia la sabana. En las cunetas bajas, los bosques abiertos compuestos principalmente por el saladillo rojo, conocido localmente como saladillas, se vuelven dominantes (Figura 18).

La vegetación leñosa de la sabana alejada de los grandes ríos se compone tanto de arbustos bajos dispersos, árboles pequeños atrofiados por el fuego como de arboledas aisladas.

Las arboledas en desarrollo se pueden distinguir de los bosques relictos por su forma generalmente redondeada; también son relativamente resistentes al fuego, debido al desarrollo de un círculo exterior de arbustos bajos y trepadoras no inflamables.

La liana *Davilla nitida* y las especies sufrutescentes con características xeromórficas, como hojas pequeñas y corteza gruesa como *Palicourea rigida*, *Casearia sylvestris* y otras son algunos de los componentes más comunes de esta barrera resistente al fuego.

Por lo general, un bosque se desarrolla alrededor de un núcleo de una especie en particular o una asociación específica de dos especies capaces de establecerse en la sabana abierta. A medida que se desarrollan las especies del núcleo, el entorno inmediato se altera lo suficiente como para permitir el establecimiento de una serie de especies pioneras del bosque, que a su vez preparan el camino para el establecimiento de especies de árboles típicas de los bosques pero que nunca se encuentran en la sabana abierta. Si se da suficiente tiempo con incendios menos frecuentes, los bosques pueden conectarse con otros formando un mosaico suelto de ambientes de sabana-bosque abierto que se asemejan a las porciones no inundadas del bosque de galería exterior, dominado por especies como *Himatanthus articulatus*, *Simarouba*

amara, *Schefflera morototoni*, *Pachira orinocensis*, *Cochlospermum vitifolium*, *Jacaranda obtusifolia*, *Genipa caruto* y otras (Cardona-Granda & Villanueva-Rojas, 2023).

Una dinámica similar ocurre en la sabana inundada estacionalmente, donde, si la frecuencia de incendios lo permite, comienza a ser colonizada por la palma moriche (*Mauritia flexuosa*), formando a menudo grandes asociaciones conocidas como Morichales. Estos en sí mismos no son una formación clímax, sino una que gradualmente se vuelve más diversa con la colonización de árboles tolerantes a condiciones prolongadas de nivel freático alto como *Parabancornia oblonga*, *Calophyllum pachyphyllum*, *Hieronyma alchorneoides* y muchos otros.

Finalmente, los primeros investigadores observaron que la transición abrupta de sabana a bosque de galería que se observa generalmente en los Llanos se debe a los incendios frecuentes y a la formación de un ecosistema separado y resistente al fuego similar al mencionado anteriormente en los bosques aislados, lo que limita el ingreso de incendios moderados al bosque (Vincelli, 1980). Esta barrera, sin embargo, puede ser superada por conflagraciones suficientemente grandes, lo que hace que el bosque pierda terreno. La composición de este borde varía de una región a otra, pero los componentes habituales son los árboles *Xylopia aromatica*, *Byrsonima crasifolia*, *Tapirira guianensis*, *Miconia albicans*, *Miconia stenostachya*, *Miconia rubiginosa*, *Bowdichia virgilioides*, *Siparuna guianensis*, *Jacaranda obtusifolia*, así como las bejucos *Smilax* spp, *Davilla nitida* y otros.

Este borde actúa como una barrera que impide la entrada de incendios forestales de sabana a los bosques. En ocasiones, sin embargo, incendios suficientemente fuertes pueden superar esta barrera. La fuerza del incendio resultante en el sotobosque puede variar según la combustibilidad de la hojarasca y la fuerza de



Figura 23. Vista general de un sural, donde los suros (montículos de tierra) son claramente visibles a lo lejos (arriba). Una vista más cercana (abajo) muestra la vegetación habitual de sabana que crece sobre el suro, y las diferentes especies de juncos y vegetación acuática que hay entre ellos. Los suros son creados por lombrices de tierra para escapar del encharcamiento y, con el tiempo suficiente, pueden alcanzar la altura suficiente para sostener árboles.

los vientos. En un incendio moderado, la hojarasca se consume completamente y solo se ven afectadas las plántulas y los árboles jóvenes.

En incendios fuertes en años muy secos con vientos fuertes y secos, los incendios pueden quemar todo excepto los árboles más grandes. Estos eventos pueden ser responsables de las interrupciones anómalas que a veces se observan cerca de los ríos donde el bosque se interrumpe por algunos metros y la sabana toca el río directamente. Sin embargo, estos eventos extremos parecen ser raros y en la mayoría de los incendios que entran en el bosque de galería en los Llanos, sobreviven árboles de más de 10 cm de DAP (diámetro a la

altura del pecho, 1,3 m).

La experiencia con sabanas donde el fuego ha sido menos frecuente muestra que la hipótesis de que este borde sería más difuso y menos abrupto en tal situación es cierta, y que el bosque de galería puede entonces ganar terreno frente a la sabana. Como se puede ver en la Figura 20, ciertos árboles de los bosques de galería también pueden colonizar la sabana si los incendios son menos frecuentes.

Flora y tipos de sabana

Para un observador casual, las sabanas y los bosques de la Orinoquia pueden parecer iguales, una sabana



Figura 24. Interior de un bosque de galería no inundable, con un sotobosque rico y diverso poblado por plantas amantes de la sombra pero que sin embargo están adaptadas a incendios poco frecuentes.

desértica escasamente arbolada y sin características distintivas en toda su extensión, desde las estribaciones orientales de los Andes hasta el Orinoco. Sin embargo, las apariencias engañan. Existen diferencias notables entre las floras de la altiplanicie disecada o llana, las sabanas húmedas, las sabanas inundadas y lo que se denomina el Andén Orinoqués.

Las sabanas secas se encuentran al suroeste de la región, la altiplanicie disecada o Altillanura, y también en áreas planas, ligeramente elevadas al este en el Vichada, lejos de los grandes ríos. En ambas áreas, pueden presentarse montículos bajos de serranía, que son más frecuentes al sur.

Como se mencionó anteriormente, con quemadas poco frecuentes se forma un mosaico de sabana con pastizales arbolados y arboledas. Estas arboledas se extienden hacia

afuera con árboles que crecen bajo la sombra protectora de los robustos chaparros y alcornocos que son capaces de colonizar el pastizal abierto. Estas arboledas se forman a partir de semillas traídas allí por aves que se posan en los chaparros y alcornocos para observar a sus presas o por murciélagos (como en el caso de *Vismia* y *Calophyllum*) y otros animales (zorros, tapires, venados) que se refugian bajo la sombra de esos árboles tempranos en los campos abiertos. Estos bosquetes o matorrales se van expandiendo y uniendo unos con otros y se van espesando formando matorrales cerca de los ríos y en las cullatas con diferentes especies de arbustos Melastomataceae conocidos como Tunos, como la *Miconia rufescens*, *Miconia albicans* y *Miconia rubiginosa*, entre muchas otras, junto a otras especies como Lacres (*Vismia* spp.), Estoraque (*Vernonanthura brasiliensis*), Peros (*Cordie-*

ra myrciifolia), Malaguetos (*Xylopia aromatica*), Gallinos (*Pera glabrata*), Gualandayes (*Jacaranda obtusifolia*), tortolitos (*Schefflera morotoni*), carutos (*Genipa americana* var. *caruto*), vara blanca (*Casearia sylvestris* var. *lingua*), guacharacos (*Matayba* spp) y guarupayos (*Tapirira guianensis*) junto a Chaparros mayores, Alcornocos y otros árboles y arbustos bajos. Entre estos matorrales, en la sabana, crece una gran diversidad de plantas herbáceas que adornan la llanura con sus flores de todos los colores, como el Mastrantillo (*Hyptis dilatata*), el *Eriope crassipes*, el *Centrosema pascuorum*, el *Hibiscus furcellatus*, la *Pterogastra divaricata*, la *Rhynchanthera bracteata*, el Guaricamo (*Ryania dentata*) e incluso orquídeas (*Epistephium*), siendo demasiadas para enumerarlas todas.

También hay decenas de especies de gramíneas (POACEAE), juncos (CYPERACEAE) de los cuales las



Figura 25. Afloramientos rocosos cerca del río Orinoco cubiertos de exuberante vegetación.

especies de *Trachypogon*, *Axonopus*, *Rhynchanthera* y *Bulbostylis* suelen ser las más abundantes o conspicuas, junto con las vistosas pero muy pequeñas herbáceas del género *Polygala*, con flores blancas, amarillas o magentas que apenas se ven entre las matas de hierba.

Las sabanas húmedas se localizan en zonas intermitentemente inundables como las mencionadas culatas en el altiplano diseccionado del Meta o en extensas áreas planas bajas cercanas a los ríos pero con una ligera pendiente que permite un drenaje lento pero constante como en partes de Casanare y Vichada. Las gramíneas guaratara (*Axonopus purpusii*) y saeta (*Trachypogon spicatus*) y una variedad de especies de adaptación similar como el rabo de zorro (*Panicum rugelii*), el rabo de vaca (*Andropogon* spp.) y otras tienden a dominar.

Este tipo de terreno puede tener un nivel freático alto, es más franco que arenoso y puede saturarse mucho durante los fuertes aguaceros durante la temporada de lluvias. Sin embargo, se drena más o menos rápidamente después de algunos días

de tiempo soleado; el suelo aquí es ácido, con pH que varían entre 4 y 5 y una capa superior notablemente más rica en materia orgánica. En condiciones favorables, los bosques y matorrales aislados se vuelven más diversos y boscosos a medida que se acercan a fuentes de agua como lagunas y caños, transformándose en bosques de galería alrededor de los ríos en las llanuras de inundación, conocidos localmente como “rebalse”, que el río inunda durante la época de lluvias y que está más protegido de los incendios por la humedad durante la mayor parte del año.

De allí nacen árboles como el cachicamo (*Calophyllum pachyphyllum*), el barbasco (*Caryocar microcarpum*), el guarray (*Couepia*), los caimos de agua (*Pouteria* spp.), el carguero (*Eschweilera parvifolia*), el cimbrapetro (*Zygia inequalis*) y el pavo real (*Calliandra surinamensis*), el majagüillo (*Xylopia ligustrifolia*) y el Saladillo colorado, *Caraipa llanorum*) el saladillo blanco (*Vochysia lehmannii* & *Vochysia venezuelana*), congrio (*Leptolobium nitens*), (Figura 22).

A medida que el bosque madura

y se extiende más allá de la zona de desbordamiento hacia áreas que no suelen inundarse, aparecen también especies longevas y árboles potencialmente grandes como el macano (*Terminalia amazonia*), macano de rebalse (*Buchenavia viridiflora*), guaratara (*Vitex orinocensis*), botagajo (*Vochysia ferruginea*), algarrobo (*Hymenaea courbaril*), machaco (*Simarouba amara*), aceite (*Copaifera pubiflora*), pilón (*Andira surinamensis*), el ceibo macho (*Pachira orinocensis*), y palmas como el seje (*Oenocarpus bataua*) y el churruvay (*Syagrus orinocensis*), con árboles como Licania amplifolia, pavito (*Jacaranda copaia*) entre otros, y pueden aparecer también bejucos indicadores de bosque de mayor edad, como la escalera de mono (*Schnella guianensis*) y el cupatás (*Strychnos*) (Figura 24).

En el ecotono de matorral forestal se encuentran especies como el plátano (*Himatanthus articulatus*), el níspero (*Bellucia grossularioides*), el gaque (*Clusia*), el bototo (*Cochlospermum vitifolium*), el gualanday (*Jacaranda obtusifolia*), el anime (*Protium llanorum*), los lacres (*Vismia* spp.) y el tortolito (*Schefflera morototoni*),



Figura 26. a) Interior de un morichal inundado atravesado por un arroyo, transformándose con el tiempo en un bosque de galería inundado, con más variedades de árboles creciendo en el sotobosque.

frecuentemente con un sotobosque de piñuela (*Bromelia balansae*).

Al noreste en Vichada y Arauca, y particularmente cerca de los grandes ríos, comienzan a aparecer árboles que se pueden encontrar en los bosques amazónicos o occidentales (Mendoza-Cifuentes & Córdoba-Sánchez, 2018; Mijares et al., 2017; Minorta- Cely & otros, 2020; Rangel-Ch et al., 2022). Se trata de especies como el abejón, (*Astroonium graveolens*), el caro caro (*Enterolobium cyclocarpum*), el dormidero (*Robrichia schomburgkii*), el camoruco (*Sterculia apetala*), el avichure o pendare (*Couma macrocarpa*), el nauno (*Albizia guachapele*), el sarrapio, sarrapia o haba tonka (*Dipteryx odorata*) cuyubí (*Minuartia guianensis*), achapo (*Cedrelinga cateniformis*), pardillo o pat'ezamuro (*Cordia thaisiana*), jobo (*Spondias mombin*), cedro macho (*Pachira quinata*), cabo de hacha (*Aspidosperma excelsum*), el famoso cañaguatate (*Handroanthus ochraceus*), resbalamono (*Bursera simaruba*), guacamayo (*Apuleia leiocarpa*) y las palmeras *Attalea butyracea*, cumare (*Astrocaryum chambira*), unama (*Oenocarpus bataua*), cucurita (*Attalea maripa*) y la palma mapora (*Roystonea oleracea*).

Otros árboles que se encuentran en la Amazonia como *Mahurea exstipulata*, caimancillo (*Agonandra brasiliensis*), flormorado (*Erisma uncinatum*), *Croton* spp., *Goupia glabra*, también se encuentran aquí junto con *Licania latifolia*, *Parkia pendula*, *Qualea* spp., etc. Árboles emblemáticos y culturalmente importantes como el yopo (*Anadenanthera peregrina*), que puede presentarse en asociaciones relativamente grandes conocidas como yopal, y especies endémicas raras del noreste como Aquí también se puede encontrar el caro blanco (*Enterolobium barinense*).

Las sabanas inundadas ocupan un hábitat donde las inundaciones periódicas son comunes durante la mayor parte de la temporada de lluvias. A menudo, la profundidad del agua no supera los 30-50 cm, pero puede permanecer en la superficie durante un período de varios meses a la vez. Parte de este hábitat está ocupado por los surales, compuestos por montículos de tierra densos y regularmente espaciados, que están compuestos principalmente por excrementos de lombrices (Zangerlé et al., 2016). Los pastos altos y una ausencia general de árboles caracterizan este tipo de sabana, aunque

Dos hábitats especiales dentro de un tipo de sabana se caracterizan por la presencia de grupos monoespecíficos de árboles.

Los surales reciben ese nombre porque son áreas planas llenas de montículos de tierra llamados suros, que son lo suficientemente altos como para estar por encima del nivel de inundación la mayor parte del tiempo. Estos suros son antiguos hábitats de lombrices de tierra construidos por estos animales para tener un hábitat adecuado incluso en la estación húmeda cuando el suelo estaría anegado.

Los surales (Figura 23) son áreas pantanosas, generalmente conectadas a bosques de galería, con un nivel freático muy alto durante gran parte del año y pueden quedar inundadas con agua hasta las rodillas durante semanas o incluso meses seguidos. La vegetación entre los suros está dominada por juncos como *Rynchospora* spp., *Scleria* spp. y hierbas acuáticas y herbáceas como *Burmannia bicolor*, *Xyris* spp., *Cuphea* spp., *Utricularia* spp., y muchas otras. El perfil del suelo puede variar de franco arenoso a turba, con una primera capa de suelo de 30-50 cm con abundante materia orgánica y, por lo general, una capa de arcilla intercalada con concreciones de hierro rojo por debajo de los 50 cm que pueden extenderse muy profundamente bajo tierra y que permiten el paso del agua muy lentamente.

La vegetación sobre los suros es muy similar a la sabana húmeda donde pueden crecer la gramínea *Axonopus purpusii* y algunos árboles de alcornoco y chaparro, además de arbustos de *Miconia* spp. y *Clidemia* spp. y otros como *Diacidia galphimoides*.

Estas condiciones son muy difíciles para la mayoría de las especies de árboles, por lo que la vegetación debe ser capaz de tolerar tanto el encharcamiento como las condiciones muy secas de manera alternada, incluidos los efectos del fuego en la

estación seca. Sin embargo, si el fuego se vuelve menos frecuente y si los montículos son viejos y Los surales son lo suficientemente altos como para desarrollar una cubierta forestal permanente con árboles tolerantes a condiciones húmedas (pero no inundadas) que crecen en los suros, como *Matayba arborescens*, *Ocotea bofo*, *Jacaranda obtusifolia*, *Protium heptaphyllum*, *Garcinia madruno*, *Copaifera pubiflora* y otros (Mijares & Pérez-Buitrago, 2019).


Los hábitats monoespecíficos mencionados anteriormente son aquellos que se presentan en lugares donde los suros están ausentes, y donde las aguas de inundación se acumulan a una profundidad de 20-30 cm, formando a menudo las cabezeras de pequeños arroyos, arbustos como *Rhynchanthera grandiflora* se hacen más comunes en la sabana y rodales abiertos del Saladillo rojo forman característicos “Saladillales”. Si el suelo es más rico en materia orgánica y las inundaciones están sobre el rango de 40-50 cm, las gramíneas dan paso a una sabana con predominio de ciperáceas (CYPERACEAE) de varios géneros y especies bajo rodales abiertos de palmas de Moriche, los famosos Morichales.

Los Morichales y Saladillales, cuando son expuestos a incendios frecuentes, apenas logran desarrollar un sotobosque de gramíneas y ciperáceas y algunas bejucos y plantas acuáticas o semiacuáticas de bajo porte como *Tonina fluviatilis*, *Burmannia* spp., *Xyris* sp., *Mayaca* spp., *Cuphea repens*, y otras. Sin embargo, cuando pasan algunos años entre quemas, pequeños árboles como los yarumos (*Cecropia metensis* y otros), el guamo'e lora (*Inga psittacorum*), los cachicamos (*Calophyllum pachyphyllum*), el chaparro montañero (*Hieronyma alchorneoides*), los carutillos (*Duroia micrantha*), los salivones (*Parahancornia oblonga*), el chaparro de agua (*Euplassa saxicola*), entre otros, comienzan a aparecer en la planta baja debajo de la Palmas de Moriche y Saladillos (Figura 26a).

A medida que el dosel se cierra con estos nuevos arribos, aparecen plantas que prosperan en sombra húmeda como la lengüevaca (*Monoctagma laxum*) y la tivavana (*Spatiphyllum cannifolium*), helechos grandes como *Cyathea microdonta* y *Thelypteris falcata*, árboles como el madroño (*Garcinia madruno*), los merecurillos (*Licania subaracnophylla*), palmas de manaca (*Euterpe precatoria*), palma yagua (*Attalea insignis*), palma macanilla (*Astrocaryum acaule*), palma choapo (*Socratea exorrhiza*), barbascos (*Caryocar microcarpum*), tarrriagos (*Phenakospermum guyannense*) y otras comienzan a proliferar sobre ellas grandes epífitas como bromelias (*Aechmea tocanina* y otras), *Galeandra* sp. orquídeas, *Cattleya violacea*, *Catasetum discolor*, y helechos trepadores como *Salpichlaena hookeriana*, entre otros, como las bejucos *Malanea gabrielensis* y *Mikania* spp. El dosel cerrado que se genera permite que los riachuelos retengan más agua por más tiempo durante la época seca y son el refugio de tapires (conocidos localmente como dantas), capibaras, venados, tepezcuintles (*Cuniculus paca*) y armadillos gigantes (*Priodontes maximus*). Alrededor de las lagunas, quebradas y meandros, cuando pueden tener un respiro de algunos años entre quemas, además del moriche y el saladillo, comienzan a desarrollarse árboles como el arepito (*Macrolobium multijugum*), el ciruelo (*Simaba orinocensis*), el mencionado carutillo, el icaco de agua (*Licania heteromorpha*), el parasol (*Chaunochiton angustifolium*) y el congrio (*Leptolobium nitens*, Figura 22), el sasafrás (*Mespilodaphne cymbarum*) y se rodean de arbustos como *Palicourea crocea*, *Miconia aplostachya*, *Henriettea ovata*, *Ouratea* spp., la palma morichito (*Mauritiella aculeata*), entre otros, que no se desarrollan cuando los incendios son anuales o más frecuentes. La sombra que brindan estos árboles ayuda a que estos cuerpos de agua permanezcan más tiempo con agua en el largo e inclemente verano de las llanuras.

Por último, pero no menos importante, el Andén Orinoqués, (Plataforma del Orinoco) es un territorio de suaves pendientes de aproximadamente 25 kilómetros de ancho, que corre paralelo al río Orinoco y se conecta con los valles aluviales de los ríos Vichada, Tuparro, Tomo y Bitá, entre otros (Cortes, 1986). En la parte norte del Andén Orinoqués, el terreno es mayormente de sabanas planas con algunos afloramientos esporádicos del Escudo Guayanés (Figura 25); mientras que en la zona sur predominan los bosques de tipo amazónico con afloramientos esporádicos o continuos, llamados localmente Tepuyes, que corresponden a formaciones rocosas antiguas que datan del Precámbrico, con edades que oscilan entre 500-1600 millones de años (Etter, 2001).

Este paisaje presenta una alta diversidad florística debido a la presencia de numerosos ecosistemas como Los Tepuyes con tres formaciones vegetales únicas, los bosques de la base del Tepuy, los bosques de la cima del Tepuy y la vegetación casmofita, sabanas húmedas y secas, bosques de galería, morichales, matorrales, saladillales y bosques de llanura inundable del río Orinoco. Algunas especies notables de la flora arbórea propias de esta región son *Jacaranda orinocensis*, *Tabebuia orinocensis*, *Platycarpum orinocense*, *Mahurea exstipulata* y la notable *Cavanillesia* sp., un análogo de los baobabs africanos.



El palo de aceite, o aceite cabimo (*Copaifera pubiflora*), es uno de los árboles más grandes y llamativos de los bosques de galería del Orinoco.

Esfuerzos pioneros en silvicultura con especies de árboles nativos en la Orinoquia

SENTANDO LAS BASES PARA UNA SILVICULTURA CERCANA A LA NATURALEZA

Han existido algunos esfuerzos pioneros en la silvicultura de árboles nativos en las sabanas del Orinoco. Varios proyectos han probado más de 100 especies en diferentes arreglos de plantación, incluyendo combinaciones con pino, eucalipto y acacia.

Hasta ahora, por muchas razones, las especies de árboles más plantadas en la Orinoquia son las siguientes:

LOS YOPOS *Anadenanthera peregrina/Mimosa trianae*. Especies de árbol de madera dura de rápido crecimiento, muy adecuada para sabanas arenosas con suelo pobre. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño (Figura 27). *Mimosa trianae* es más adecuada para zonas de piedemonte llanero.

EL CACHICAMO *Calophyllum pachyphyllum/C. brasiliense*. Especies de madera dura apreciada, adecuada para sabanas inundadas, en particular *C. pachyphyllum*, que tampoco

se ve afectada por las hormigas cortadoras de hojas debido a sus hojas inusualmente gruesas (Figura 28).

EL CACAY *Caryodendron orinocense*. Un fruto seco tropical con un enorme potencial para producir aceite y proteína vegetal, con un mercado nacional e internacional en auge.

EL PALO DE ACEITE *Copaifera pubiflora*. Una madera dura adecuada para suelos ácidos, produce la muy buscada resina de copaiba con una gran cantidad de aplicaciones en química y medicina.

EL CARUTO *Genipa americana* var. *caruto*. Un árbol resistente de suelos arenosos y pobres que produce un tinte azul comestible en sus frutos verdes.

EL ALGARROBO *Hymenaea courbaril*. Un árbol resistente de suelos arenosos y pobres que produce una harina rica en proteínas a partir de su fruto.

EL PAVITO *Jacaranda copaia*. Un árbol de rápido crecimiento, que se au-

topoda, cada vez más utilizado en el negocio de la madera en Colombia para funciones no estructurales. Se ha cultivado ampliamente en plan-

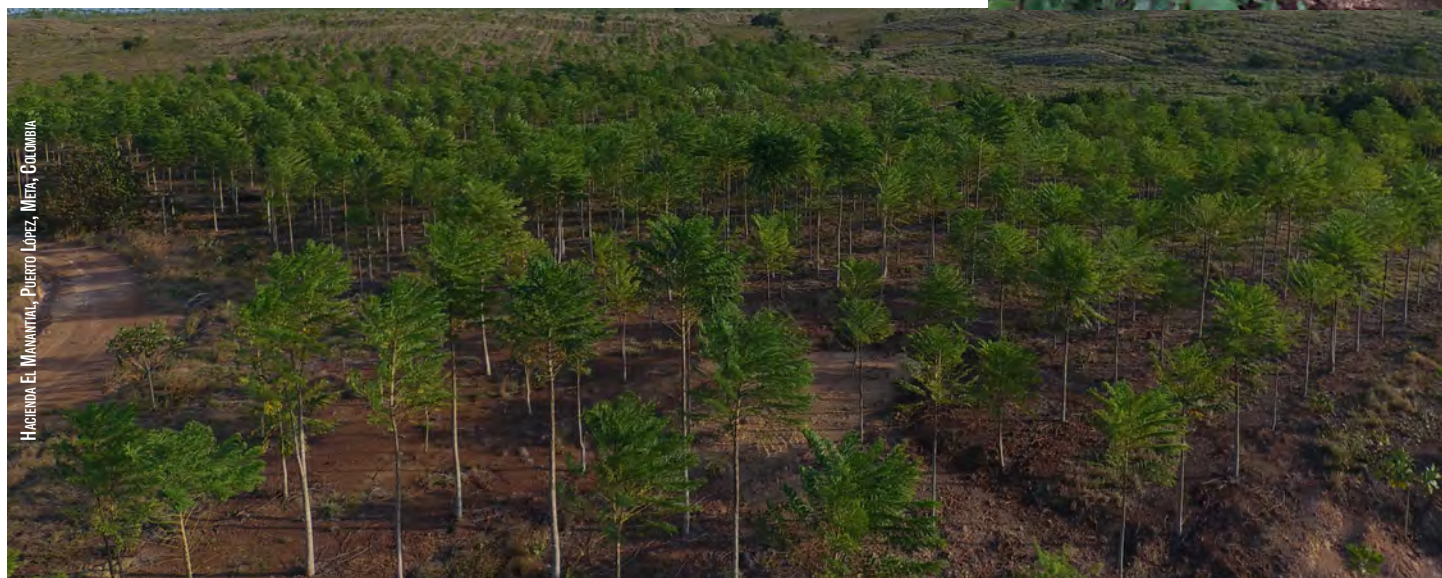


Figura 27. La silvicultura de plantaciones de árboles nativos está experimentando un impulso gracias a los mercados de carbono. Dos de las especies más prometedoras son el pavito (*Jacaranda copaia*, abajo) y el yopo negro (*Anadenanthera peregrina*, arriba a la derecha).



Figura 28. Algunas plantaciones realizadas con especies nativas. Arriba a la izquierda, saladillo blanco (*Vochysia lehmannii*) de 7 años de edad en suelos anegados, una plantación mixta de macano (*Terminalia amazonia*) y yopo (*Anadenanthera peregrina*) de 6 años de edad, una plantación de machaco (*Simarouba amara*) de 6 años de edad justo al lado de una plantación de *Acacia mangium* de 8 años, una plantación de *Terminalia amazonia* de 7 años y una plantación de cachicamo (*Calophyllum pachyphyllum*) de 7 años de edad en áreas anegadas. Todas en Hacienda El Manantial, Puerto López, Meta, Colombia.



HACIENDA EL MAMANTAL, PUERTO LÓPEZ, META, COLOMBIA

Figura 29. Una plantación mixta de aceite (*Copaifera pubiflora*) y saladillo blanco (*Vochysia lehmannii*) a la izquierda en una hondonada y otra de algarrobo (*Hymenaea courbaril*) a la derecha en una colina..

taciones forestales en Costa Rica y en otras partes de los trópicos (Figura 27).

EL CONGRIO *Leptolobium nitens*. Una madera dura muy apreciada. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional.

EL MORICHE *Mauritia flexuosa*. Una palma que produce un aceite apreciado. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional.

EL MACHACO O SIMARRÚ *Simarouba amara*. Un árbol de rápido crecimiento, que se autopoda, cada vez más utilizado en el negocio de la madera en Colombia para funciones no estructurales. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño. Ha sido ampliamente cultivado en plantaciones forestales en Costa Rica y en otras partes del trópico (Figura 28).

EL MACANO O MOSCO *Terminalia amazonia*. Especie de árbol de madera dura de rápido crecimiento, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden anegarse ocasionalmente. Ha sido ampliamente cultivado en plantaciones forestales en Costa Rica y en otras partes del trópico (Figura 28).

EL GUARATARO O NOCUITO *Vitex orinocensis/Vitex capitata*. Especie de árbol de madera dura de rápido crecimiento, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden anegarse ocasionalmente.

EL SALADILLO BLANCO *Vochysia lehmannii/Vochysia venezuelana*. Especie de árbol de madera dura de rápido crecimiento, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden anegarse ocasionalmente; puede crecer en casi todos los ambientes de sabana. Resistente al fuego cuando alcanza cierto

tamaño (Figura 28).

Existen otras especies que han demostrado ser prometedoras, pero enfrentan diferentes desafíos (la escasez es el más apremiante) para ser implementadas más ampliamente en plantaciones:

EL COROZO *Acrocomia aculeata*. Una palma que se cultiva cada vez más en Brasil por su aceite. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

EL NAUNO *Albizia guachapele*. Especie arbórea de rápido crecimiento, de madera dura, muy adecuada para sabanas arenosas con suelos pobres.

EL ABEJÓN *Astronium graveolens*. Especie arbórea de crecimiento moderadamente rápido, de madera dura, muy resistente a largas estaciones secas. Su madera es muy apreciada.

LA PALMA REAL *Attalea butyra-*



Figura 30. Existen muchas especies de árboles nativos que merecen más pruebas de plantación. Aquí mostramos algunas desde arriba a la izquierda: el flormorado o milpo (*Erisma uncinatum*), *Attalea butyracea*, pardillo (*Cordia thaisiana*), alcornoco (*Bowdichia virgilioides*), sálivo (*Parahancornia oblonga*) y saladillo rojo (*Caraipa llanorum*).

cea. Una gran palma de sabana o de bosque. Es una especie muy prometedora para la alimentación animal. Se sabe poco sobre su cultivo. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

LA PALMA CUCURITA *Attalea maripa*. Una gran palma de sabana o de bosque. Es una especie muy prome-

tedora para la alimentación animal. Se sabe poco sobre su cultivo. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

EL ALCORNOCO *Bowdichia virgilioides*. Especie de árbol de madera dura, de crecimiento moderadamente rápido, muy resistente a largas temporadas secas y suelos

pobres y óseos. Su madera es muy apreciada. Se sabe poco sobre su cultivo. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

EL SALADILLO ROJO *Caraipa llanorum*. Una madera dura muy apreciada. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional, pero



Figura 31. El congrio (*Leptolobium nitens*, arriba) y el parature (*Goupia glabra*, derecha) son dos especies que crecen bien en suelos ácidos, a veces encharcados, en los que especies convencionales como la acacia, el pino y el eucalipto no pueden prosperar.

crece también en la mayoría de los ambientes de sabana. Se sabe poco sobre su cultivo; crece de forma natural en rodales mixtos o incluso de una sola especie. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

EL CAUJARO *Cordia tetrandra*. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional. Se sabe poco sobre su cultivo.

EL PARDILLO *Cordia thaisiana*. Especie de árbol de madera dura de rápido crecimiento. Su madera es muy apreciada.

EL TORTOLITO O TORCAZO *Didymopanax morototoni*. Árbol de rápido crecimiento, autopodable, cada vez más utilizado en el negocio de la madera en Colombia para funciones no estructurales. Se sabe poco sobre su cultivo.

EL SARRAPIO *Dipteryx odorata*. Especie de árbol de madera dura de crecimiento moderadamente rápido, siempre verde. Produce una especia muy apreciada en su frijol (haba tonka). Es adecuada para suelos pobres y arenosos.

EL CARUTILLO *Duroia micrantha*. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional. Se sabe poco sobre su cultivo.

EL MILPO O FLORMORADO *Erisma uncinatum*. Especie de árbol de madera dura de crecimiento moderadamente rápido, muy resistente a largas estaciones secas. Su madera es muy apreciada.

EL PARATURE *Goupia glabra*. Especie de árbol de madera dura de rápido crecimiento, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden encharcarse ocasionalmente. Se ha cultivado en plantaciones forestales en los trópicos.

EL PANTANO O CHAPARRO DE AGUA *Hieronyma alchorneoides*. Especie de árbol de madera dura de crecimiento moderado y rápido que crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional. Se ha cultivado ampliamente en otros países, como Costa Rica, por su valiosa madera. No debe confundirse con otro del mismo nombre local y que crece en los mismos sitios, el *Euplassa saxico-*



la, de menor tamaño.

EL SAMÁN DE AGUA *Hydrochorea corymbosa*. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional. Se sabe poco sobre su cultivo.

LA PALMA UNAMA O SEJE *Oenocarpus batava*. Una palma del bosque que se cultiva cada vez más por su aceite.

EL CEDRO MACHO O TOLÚA *Pachira quinata*. Especie de árbol de madera dura de crecimiento rápido, muy resistente a las largas estaciones secas. Su madera es muy apreciada.

Se ha cultivado en el norte de Colombia y Costa Rica en plantaciones forestales; las procedencias del Orinoco están adaptadas a los suelos ácidos de la región.

EL SÁLIVO O NARANJO PODRIDO *Parahancornia oblonga*. Crece en áreas estacionalmente inundadas no aptas para la silvicultura convencional, pero también crece en la mayoría de los entornos de sabana. Se sabe poco sobre su cultivo. Produce látex y un fruto comestible.

EL PICATÓN, CHAPARRO GIGANTE, CHAPARRO SUAVE *Platycarpum orinocense*. Especie de árbol de madera dura, de crecimiento moderado, muy resistente a las largas estaciones secas y a los suelos pobres y óseos. Se sabe poco sobre su cultivo. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

EL DORMIDERO *Roibrichia schomburgkii*. Especie de árbol de madera dura, de crecimiento moderado, muy resistente a las largas estaciones secas. Su madera es muy apreciada. Su fruto nutritivo es buscado por el ganado.

EL JOBO *Spondias mombin*. Especie de árbol de madera blanda, de crecimiento rápido, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden encharcarse ocasionalmente. Se sabe poco sobre su cultivo. Resistente al fuego cuando alcanza cierto tamaño.

EL "QUINCE DÍAS" O GUARUPAYO *Tapirira guianensis*. Especie de árbol de madera dura, de crecimiento rápido, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden encharcarse ocasionalmente. Se

sabe poco sobre su cultivo.

EL BOTAGAJO *Vochysia ferruginea*. Es una especie de árbol de madera dura y crecimiento rápido, muy adecuada para sabanas con suelos pobres y ácidos que pueden quedar ocasionalmente encharcados. Produce una cantidad extraordinaria de hojarasca, por lo que es útil para la restauración y recuperación de suelos. Se ha cultivado ampliamente en plantaciones forestales en Costa Rica y en otras partes de los trópicos.

Lecciones Aprendidas con las Plantaciones de Especies de Árboles Nativas de la Orinoquia

APALANCANDO LA EXPERIENCIA PRÁCTICA Y EL CONOCIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS LOCALES

Los Llanos no son una entidad única y monolítica donde se aplican las mismas reglas en todas partes. Los diferentes tipos de suelo, régimen de nivel freático, precipitaciones, topografía, vegetación adaptada, entre otros, crean diferentes desafíos para la plantación de árboles dependiendo de las características del sitio, que deben considerarse juiciosamente antes de comprometerse a plantar. Esto es cierto tanto para la plantación de especies de uso común, como el eucalipto y el pino, como doblemente para la plantación de árboles autóctonos.

Sin embargo, aplicando el contexto ecológico ya delineado arriba, y considerando décadas de investigación y esfuerzos prácticos de domesticación de árboles nativos en el oriente de Colombia, se pueden esbozar varios principios al considerar la plantación de árboles nativos:

Se deben utilizar procedencias de semillas de los Llanos. Algunas especies de árboles ampliamente distribuidas como *Hymenaea courbaril*, *Simarouba amara*, *Jacaranda copaia*, *Terminalia amazonia*, *Genipa ameri-*

cana, *Pachira quinata*, *Vochysia ferruginea* y otras también se encuentran en otras partes del occidente y norte de Colombia. Sin embargo, las procedencias de los Llanos ya están adaptadas a los suelos ácidos comunes en la Orinoquia, a los cuales (a través de miles de años de evolución) ya están sincronizadas con la estacionalidad de lluvias y sequías en la región. En algunos casos han desarrollado estructuras y hábitos que son exclusivos de la Orinoquia. Por ejemplo, la *Genipa americana* del Llano, conocida como caruto, es un árbol bajo y ramificado que crece en la sabana arenosa y cerca de afloramientos rocosos, con hojas coriáceas cubiertas de pelos cortos y rígidos, que no son buscados por las hormigas cortadoras de hojas ni por los venados, a diferencia de las procedencias caribeñas, amazónicas y occidentales, conocidas como jagua, que están adaptadas a crecer cerca de los ríos, tienen hojas mucho más suaves y desnudas y el árbol es mucho más alto y menos ramificado que el caruto. La jagua también tarda hasta siete años en producir frutos, a diferencia de los 3 años que

suele requerir el caruto. De manera similar, la *Jacaranda copaia* de los Llanos, conocida como pavito, es un árbol más bajo con hojas más rígidas y más bajo que sus contrapartes occidentales y amazónicas. Debido a los incendios, las difíciles condiciones de los ambientes de sabana en cuanto a la estación y los suelos y la distancia a los bosques o zonas arboladas, las hormigas cortadoras de hojas y los animales ramoneadores/pastores, la colonización de la sabana por árboles suele ser un proceso lento, en particular en sitios alejados de los bosques de galería o en ambientes rocosos o ácidos (Figura 35).

Algunas especies de árboles crecen mejor a pleno sol, pero pueden tolerar la sombra parcial. Este es el caso de algunas especies de sabana como *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera pubiflora*, *Jacaranda copaia* y *Simarouba amara*. Otras, como *Schefflera morototoni*, *Bowdichia virgilioides*, *Himatanthus articulatus*, *Cochlospermum vitifolium*, *Caraiipa llanorum*, *Vismia* spp., *Vochysia* spp., etc., necesitan pleno sol para crecer.

No todos los árboles pueden so-



Figura 32. Cuando los árboles comienzan a colonizar la sabana después de los períodos de calma provocados por incendios demasiado frecuentes, los árboles de semillas pequeñas son los primeros en aparecer en el centro de la sabana, ya que pueden ser transportados a grandes distancias hasta el exterior en los excrementos de pequeños animales voladores, como pájaros y murciélagos. Los árboles de semillas grandes no tienen ninguna posibilidad de llegar a este tipo de entorno, y mucho menos de sobrevivir, sobre todo si no quedan grandes mamíferos que los dispersen.

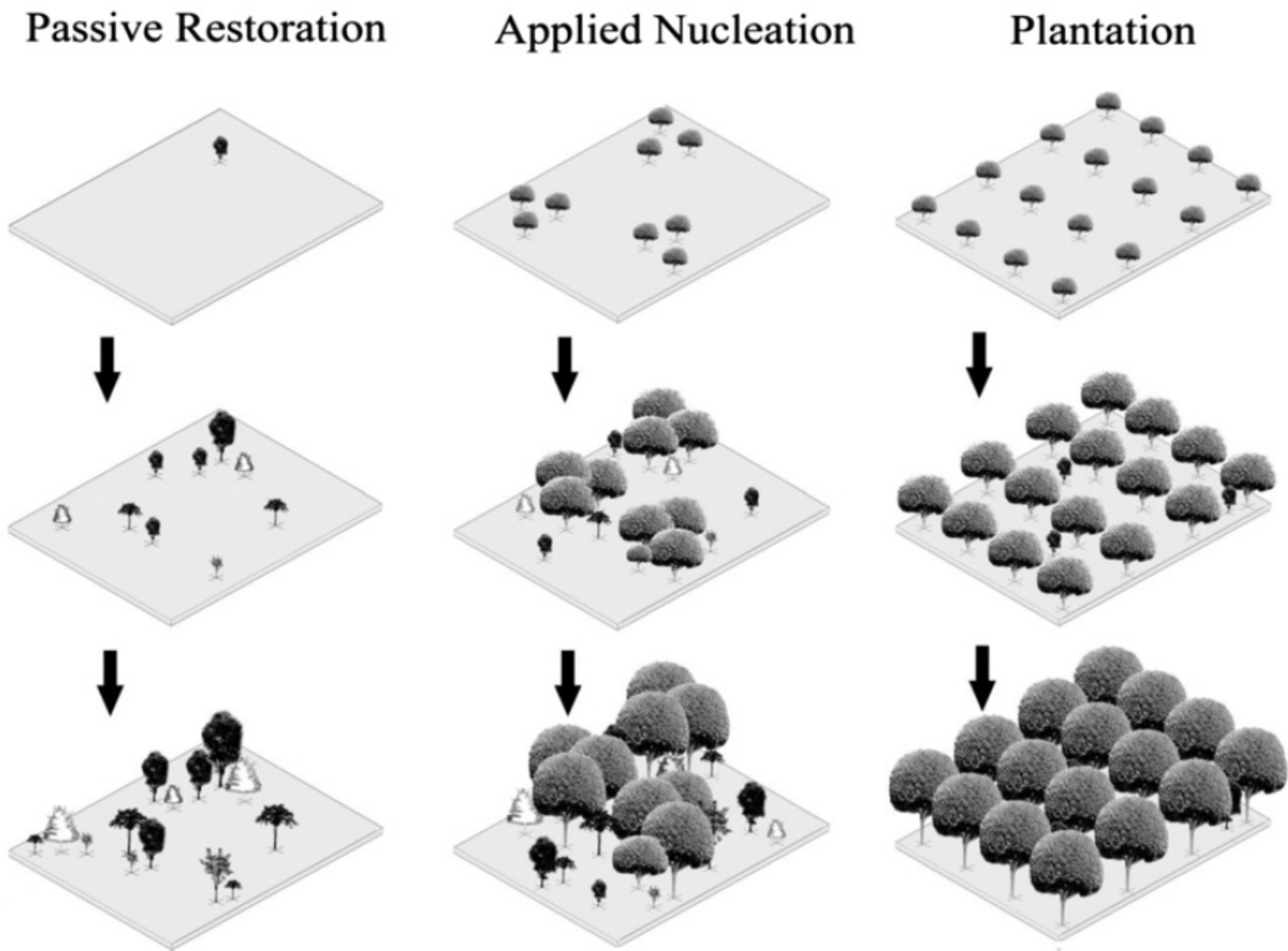


Figura 33. Secuencia temporal de tres estrategias comunes para restaurar la cobertura forestal: restauración pasiva, nucleación aplicada y plantación. A medida que cada diseño envejece (de arriba a abajo), la cobertura arbórea se expande a través del crecimiento y la colonización de los árboles. La restauración pasiva produce una comunidad forestal diversa, aunque con la menor cobertura forestal de los tres escenarios. Por el contrario, la nucleación aplicada da como resultado una mayor cobertura forestal en comparación con la restauración pasiva, y una cobertura menor pero una opción de implementación de menor costo en comparación con la plantación. Para simplificar, solo se planta un tipo de árbol en la nucleación aplicada y todas las demás especies colonizan de forma natural. En realidad, los núcleos y las plantaciones podrían variar en la composición de especies y el número de árboles plantados (Corbyn y Holl 2012).

portar las condiciones de la sabana abierta: altas temperaturas todo el año a pleno sol y suelo extremadamente deshidratado en la estación seca, que dura varios meses. Muchas especies de plantas sólo pueden prosperar bajo la sombra de otras que puedan soportar estas condiciones y funcionar como “árboles nodriza”. La mayoría de estos son árboles pioneros, especies de semillas pequeñas que se dispersan fácilmente por el viento o por los excrementos de las aves (Figura 32).

Bajo la protección de estos “árboles nodriza”, las semillas de otros árboles que ya están en el suelo o las que traen los animales tienen más posibilidades de prosperar. Así es como se forman arboledas aisladas

(Figura 34).

En consecuencia, la forma habitual en que los árboles colonizan los ambientes abiertos de sabana se conoce como nucleación. Se trata de una especie que requiere luz y crece rápidamente, “el núcleo”, y luego otras comienzan a surgir debajo y alrededor de ella, creciendo juntas para finalmente formar una arboleda. Esto se puede hacer plantando de una manera similar, no muy diferente al conocido método de forestación de Miyawaki (Miyawaki, 1993), en lo que se conoce como nucleación aplicada (Corbin y Holl, 2012, Figura 33). Este método ofrece una alternativa al método común de plantación en cuadrados que se utiliza habitualmente en la refore-

tación convencional, que puede ser más económico ya que necesita menos árboles por unidad de tierra y que puede permitir cubrir grandes áreas con menos esfuerzo y mano de obra. Funciona creando un mosaico de núcleos que se plantan y mantienen activamente durante unos años y luego se dejan que se valgan por sí solos. Estos núcleos, si están libres de incendios y de pastoreo y ramoneo excesivos, crecerán hacia afuera y se conectarán con otros con el tiempo por sí solos. Si el presupuesto es escaso y el secuestro de carbono no es el propósito principal de la plantación, la nucleación es una opción. También es un buen método para áreas en las que no se permite la mecanización, tractores, subso-



Figura 34. Desarrollo de un arbolado aislado en la secuencia de nucleación natural común en ambientes de sabana. En una zona donde los incendios cesan al menos durante cinco años, se generan núcleos de forma espontánea (arriba a la izquierda), con, por ejemplo, un alcornoque (*Bowdichia virgilioides*) como centro, bajo el cual se encuentran chaparro'e vidrio (*Palicourea rigida*), vara blanca (*Casearia sylvestris*), malagueto (*Xylopia aromatica*) y una de las muchas especies de melastómacos (*Miconia albicans*) que comienzan a aparecer. En la misma figura (derecha), se puede ver un núcleo más desarrollado rodeado de un anillo de chaparro bejuco (*Davilla nitida*), que es resistente al fuego y lo protege de incendios fuertes. Si en años posteriores el fuego tarda más en llegar a estas zonas, estos núcleos se expanden y terminan fusionándose con otros, creando arboledas o "matas de monte", como se las conoce en los Llanos (abajo).



Figura 35. La colonización de la sabana por los árboles es un proceso muy lento que puede ser interrumpido casi por completo por los incendios anuales y no es fácil que una semilla de un árbol solitario germine en medio de un pastizal abierto. Los incendios son normales en la sabana, pero no todos los años y mucho menos varias veces al año. El alcornoque, el moriche, el chaparro y otros son resistentes al fuego, pero no son invulnerables y para soportar los incendios tienen que tener tiempo para crecer algo y desarrollar su corteza resistente al fuego (abajo a la derecha). Una plántula (arriba a la derecha) alta no resistirá ningún fuego, mientras que un arbolito (centro a la derecha) sí. La mayoría de los árboles o palmeras generalmente requieren al menos cinco años para alcanzar un tamaño que les permita sobrevivir a un incendio moderado.

ladores, gradas y otras máquinas, como las zonas de amortiguamiento de 100 m requeridas por ley alrededor de los cursos de agua, humedales y bosques de galería existentes en Colombia. Los núcleos ubicados estratégicamente se pueden plantar a mano con una pala. También es una buena opción para ambientes desafiantes como lomas de serranía, donde se puede elegir un sitio adecuado como una pequeña quebrada para crear un bosque núcleo que pueda propagarse por sí solo con el tiempo, en lugar de intentar plantar en terrenos duros y difíciles por todas partes (Figura 41).

Antes de plantar, se debe evaluar y mapear adecuadamente una zonificación juiciosa de todos los tipos de sitios disponibles en la propiedad. Se puede hacer una primera evaluación a través de la interpretación de imágenes satelitales o de drones de alta resolución, pero nada sustituye un buen recorrido por la propiedad una vez que se lleva a cabo una teledetección inicial y una interpretación para terminar un mapa de zonificación que ayude a planificar qué especies plantar en cada lugar según el tipo de sitio.

La temporada en la que las semi-



Figura 36. A pesar de ser muy adecuadas para la sabana, el yopo (arriba) y el haba tonka (abajo) y otras especies de semillas grandes y/o maderas duras son las primeras especies que cortan los colonos debido a su madera duradera y valiosa, que puede venderse fácilmente en los mercados locales o usarse en la construcción local como madera estructural a largo plazo. Así es como desaparecen por completo de los bosques y arboledas de la sabana.

llas son más abundantes en los Llanos coincide con el comienzo de la temporada seca, que comienza a mediados de diciembre y dura hasta fines de marzo. No se puede subestimar la importancia de contactar a los proveedores de plantas y semillas o a los equipos locales de reco-





Figura 37. Palmar de moriche restaurado entre 2014 (izquierda) y 2022 (derecha) y un antiguo bosque de moriche con un sotobosque bien desarrollado (abajo) en Hacienda El Manantial, Puerto López, Meta.

lección de semillas antes de fin de año. Muchas semillas tropicales son recalcitrantes, lo que significa que no se pueden almacenar por más de unas pocas semanas, a veces días. Por otro lado, las plantas adaptadas a ambientes más húmedos como los bosques de galería y los humedales como *Vitex orinocensis*, *Jacaranda copaia*, *Caraipa llanorum*, *Calophyllum* spp., *Licania* spp., *Simaba orinocensis*, *Macrolobium* spp., *Vochysia* spp., y otras maduran más tarde en la época de lluvias (abril-julio) porque suelen dispersarse en el agua y por lo tanto están sincronizadas para dejar caer sus frutos en épocas de mayor precipitación y cuando se desbordan quebradas y lagunas, para que puedan llevarse sus semillas. Vale la pena señalar que estas especies también pueden crecer en terrenos que se encuentran encharcados gran parte del año, lo que impide el desarrollo de otros cultivos forestales más tradicionales. La forma tradicional de plantar en sabanas inundables ha

sido la creación de extensas zanjas de drenaje con maquinaria pesada y la adición de grandes cantidades de cal y fertilizantes, prácticas que tienen impactos permanentes y devastadores sobre la pesca, los humedales y el paisaje. La plantación de especies arbóreas nativas locales adaptadas a sabanas estacionalmente inundables evita estas intervenciones ambientales y económicamente costosas y permite utilizar tierras que tradicionalmente se consideraban “inútiles”, lo que condujo a esta gestión insostenible.

Muchas especies de sabana de los Llanos son recalcitrantes (en particular las especies de semillas grandes como *Anadenanthera peregrina*, *Macrolobium multijugum*, *Licania* spp., *Garcinia madruno*, *Dipteryx odorata*, *Buchenavia* spp.) y altamente estacionales, lo que significa que si se pierde la estrecha ventana de disponibilidad, se pierde un año entero y no se puede obtener semilla (buena) a ningún costo porque no se



Figura 38. Plantación intercalada de *Simarouba amara* en los claros de una plantación del árbol australiano introducido *Eucalyptus pellita* por IN-VERBOSQUES.

puede almacenar por más de unos pocos días o semanas, incluso en un refrigerador, que algunas especies no toleran en absoluto. Un buen número de especies también presentan alternancia, lo que significa que no producen semillas en las mismas tasas o cantidades todos los años, y algunos años pueden ser completamente sin semillas, por ejemplo *Robrichia schomburgkii*, *Caraipa llanorum*, el Guatero (*Tachigali* spp), etc. Por otro lado, la producción de semillas de mástil está sorprendentemente sincronizada cuando ocurre.

Para el stock de plantas, la calidad genética, el vigor y la plantación oportuna durante la estación húmeda cosecharán beneficios con árboles exitosos en el campo durante las próximas décadas. La plantación tardía, el stock de semillas deficiente, las procedencias o especies inadecuadas para el stock de plantas y semillas causarán retrasos costosos, bajo rendimiento, alta mortalidad y



Figura 39. A pesar de la reputación de las plantaciones de eucaliptos, pinos, etc., de ser “desiertos verdes”, si no se las toca y el dosel no está demasiado cerrado, es común el desarrollo de un sotobosque rico. Las plantaciones que se cultivan para el secuestro de carbono no necesitan un sotobosque “limpio”, un cambio de mentalidad muy necesario con respecto a la meticulosidad tradicional de muchos profesionales forestales.

muchos otros problemas que se pueden evitar.

Ciertas especies como *Jacaranda copaia*, *Vochysia lehmannii*, *Vochysia venezuelana*, *Caraipa llanorum*, *Calophyllum pachyphyllum*, *Genipa americana* var. *Caruto*, *Matayba* spp., *Simarouba amara*, *Myrsine guianensis*, *Curatella americana* *Tapirira guia-*

nensis y *Bowdichia virgilioides* tienen la ventaja adicional de no ser muy atractivas para las hormigas cortadoras de hojas, que son el peor enemigo de las plantaciones jóvenes en el Oriente de Colombia junto con los venados. Asimismo, especies como *Anadenanthera peregrina*, *Caraipa llanorum*, *Vochysia venezuelana*,

Simarouba amara y *Bowdichia virgilioides*, y las palmas *Mauritia flexuosa*, *Syagrus orinocensis*, *Attalea butyracea* y *Acrocomia aculeata*, aunque no son completamente ignífugas (ningún árbol lo es), sí resisten más el fuego de su quinto año.

La plantación intercalada de especies fijadoras de nitrógeno como

Anadenanthera, *Mimosa*, *Robrichia* y *Enterolobium* con otras como *Terminalia* y *Simarouba* ha demostrado conducir a mayores rendimientos. Si no se dispone de información genética (lo que rara vez ocurre) y no se dispone de datos, una buena regla general para seleccionar árboles semilleros para las plantaciones es tratar de recolectar semillas de al menos 20 árboles diferentes que, idealmente, deben estar separados por al menos 300 m entre sí. De manera similar, se necesitan al menos 300 semillas para iniciar bancos de semillas y colecciones de germoplasma.

Es bien sabido (O'Connor, 1991, Stoner et al., 2007, Fenner, 2000, Lambert et al., 2005, Levey et al., 2002, Dennis, 2007, Dudley et al., 2014, Malhi et al., 2014) que las especies de semillas grandes y árboles maderables valiosos son los primeros en extinguirse localmente o ser extirpados, debido a la caza excesiva de la gran megafauna que solía dispersar sus semillas, así como a la preferencia de los colonos por maderas duras durables que pueden usarse para construcciones y para ser vendidas. Por otro lado, los pioneros de madera blanda "maleza", que también tienden a tener semillas pequeñas dispersadas por el viento, los pájaros o los murciélagos, pueden terminar fácilmente en medio de la sabana, como sucede con el Chaparro, el Alcornoco y el Lacre. Como las especies de larga vida y de semillas grandes no aparecen espontáneamente con una regeneración natural sin asistencia, la reintroducción mediante plantaciones se hace necesaria para evitar la extinción y extirpación completas.

Entre las especies de árboles forestales tolerantes a la sombra por excelencia, apropiadas para el área, se encuentran *Couma macrocarpa*, *Tachigali spp.*, *Minuartia guianensis* y las palmeras *Oenocarpus bataua*, *Euterpe precatoria*, *Caryocar microcarpum*, *Ocotea cymbarum*, *Brosimum lactescens*, *Swartzia spp.*, *Aspidosperma spp.*,



Figura 40. Las especies de sucesión media y tardía, como *Jacaranda copaia* (arriba, mismo sitio con un año de diferencia), *Simarouba amara*, *Miconia poeppigii* (abajo a la derecha), *Tapirira guianensis*, *Goupia glabra* (abajo a la izquierda) y otras, se desarrollan bastante bien en el sotobosque de la plantación si no se las perturba.



Hymenolobium petraeum y muchas otras.

Una opción adicional es plantar eucaliptos con especies nativas en rodales mixtos, lo que no es difícil de implementar y no conlleva los problemas de reputación ni las limitaciones de salvaguarda de los registros de carbono con respecto a los monocultivos de eucaliptos (Figura 38). Existen estudios que demuestran que algunas especies nativas pueden incluso aumentar la productividad de *Eucalyptus* cuando se combina con ellas (Forrester et al. 2006 Forrester et al 2013, Cardoso & Pildervasser 2020, Lopez-Sampson et al. 2021, Formaglio et al. 2023). Varios proyectos forestales en la región están adoptando este enfoque, incluida la transformación de rodales poco desarrollados como las plantaciones de *Acacia mangium* mediante la plantación de enriquecimiento de especies nativas en el medio de la plantación, al tiempo que se fomentan los árboles nativos que germinan espontáneamente y crecen por sí solos debajo del dosel de la plantación (Figura 40).

El mantenimiento de la mayoría de las plantaciones solo debe extenderse hasta el año 3, ya sean de *Eu-*



Figura 41. Las lomas de la serranía degradadas por incendios demasiado frecuentes (arriba a la izquierda) con apenas una o dos especies de juncos o pastos son marcadamente diferentes de las áreas con dinámica natural (arriba a la derecha y abajo): las bromelias colonizan incluso los sitios más rocosos, y una variedad de hierbas y Los arbustos salpimentan la sabana. Con el tiempo, estas áreas pueden convertirse en bosques.

calyptus, etc. o nativas. Vale la pena señalar que, a diferencia de las plantaciones manejadas para madera, en las plantaciones manejadas para carbono, el sotobosque que se forma en los años posteriores también puede y debe considerarse para la repoblación, y también se recomienda planificar o fomentar las plantas de cobertura nativas (no invasivas como el kudzu (*Pueraria montana*), que lamentablemente es demasiado común en los proyectos forestales en las llanuras del Orinoco). Si las ac-

tividades de plantación se realizan correctamente, el cierre del dosel se logrará en el tercer o cuarto año y no será necesario eliminar más malezas; cualquier árbol o arbusto nativo que se regenere después de eso representa una ganancia en toneladas de carbono por hectárea. Abogamos por un cambio de mentalidad del deseo de mantener las plantaciones “limpias” de la reforestación tradicional a una de “cada arbusto y árbol cuenta”, lo cual es correcto, como otros proyectos que hemos re-



Figura 42. La sabana plana degradada por incendios demasiado frecuentes (arriba a la izquierda dominada por la gramínea *Eragrostis* sp. en medio de un saladillo quemado con frecuencia, abajo a la izquierda dominada por la gramínea *Trachypogon spicatus*) con apenas una o dos especies de juncia o gramínea también es inequívocamente diferente de las áreas con dinámica natural que resulta en una mayor diversidad (arriba en el centro con varias especies de MELASTOMATACEAE, arriba a la derecha con *Coutoubea minor*, abajo en el centro con *Chamaechrista cathartica* y varias MELASTOMATACEAE, y a la derecha con *Hyptis dilatata*): otras gramíneas, juncos, arbustos, herbáceas y otros adornan la sabana.



Figura 43. Los bosquetes de saladillos pueden tolerar el fuego una vez que alcanzan un cierto tamaño, pero no se regenerarán si los incendios son demasiado frecuentes (abajo a la izquierda). Por otro lado, si la zona se aplaca del fuego durante al menos cinco años, se regenerará fácilmente (arriba y a la derecha). Después de cinco años, los árboles pueden soportar incendios bajos y rastreros.

comendado (Figura 39).

Las plantaciones con plantas nativas no deberían diferir demasiado en términos de mantenimiento si se realiza correctamente (la especie correcta para el tipo de sitio correcto y plantada en el momento correcto). Esto es cierto en términos de costos y de la cantidad de años que se deben realizar los trabajos de mantenimiento. Somos conscientes de que planificar para tener más costos es un enfoque cauteloso debido a que nos adentramos en nuevas formas de hacer forestación, pero al final del día el cambio no es tan radical,

salvo en la mentalidad.

Las áreas bajas sujetas a inundaciones ocasionales o prolongadas no necesitan ser aradas. La plantación se puede hacer con una simple pala, ya que el suelo es muy blando.

De manera similar, para las áreas sujetas a encharcamientos, no se requiere el subsolado y, de hecho, a veces es poco práctico, y para tales áreas, este costo se puede eliminar. En lugares como estos, actividades como la infraestructura de drenaje también son contraproducentes, innecesarias o poco prácticas.

Es posible que se deban realizar aclareos de liberación (hasta la pérdida) en las plantaciones para evitar el estancamiento del crecimiento. La madera de algunos árboles nativos, como *Jacaranda copaia* y *Simarouba amara*, alcanzan ahora precios tan altos incluso en madera de pequeñas dimensiones que podrían hacer que su venta sea rentable. Esto no aplica a las plantaciones donde se practica la siembra de enriquecimiento, sino solo a las plantaciones de edad uniforme; ese es otro beneficio de las prácticas de edad desigual, cercanas a la naturaleza.

MOTIVO	Plantación para fijación de carbono	Plantar para biodiversidad	Plantación para fijación de carbono y la biodiversidad		
EJEMPLO	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	Restauración de sabanas degradadas en pastizales boscosos con árboles resistentes como el alcornoque junto con palmeras y especies de frutos grandes como el caruto	Restauración de áreas deforestadas que eran bosques de galería o matorrales	Restauración de una sabana arbolada	
DEFINICIÓN + METODOLOGÍAS	<p>Definición: La restauración de carbono puede incluir especies no arbóreas y/o no leñosas</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas pueden consistir en una mezcla de especies arbóreas y arbustivas locales, y pueden incluir especies de cobertura del suelo.</p> <p>En sitios donde existen formaciones semihomogéneas como saladillales, por ejemplo, se puede plantar una sola especie.</p>	<p>Definición: Restauración de especies nativas para restablecer la funcionalidad de los ecosistemas y proporcionar hábitats críticos para la vida silvestre, en particular los polinizadores y las especies en peligro de extinción.</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas deben estar compuestas por especies locales y se debe tener en cuenta cuidadosamente el tipo de terreno, nivel freático, pH, suelo, etc., para plantar cada especie en el lugar más adecuado para su desarrollo.</p>	<p>Definición: Reforestación con biodiversidad utilizando mezclas de especies</p> <p>Ejemplo metodológico: Se deben plantar al menos entre 2 y 5 especies de árboles y entre 0 y 5 especies de arbustos de la comunidad local; los proyectos deben fomentar la plantación de especies de cobertura del suelo siempre que sea posible. La proporción de árboles debe ser del 35 % al 40 %. Al seleccionar las especies, se debe tener en cuenta la resiliencia a la sequía y al cambio climático.</p>	<p>Definición: Reforestación de un ecosistema autosostenible y resiliente utilizando una comunidad de referencia para restaurar especies, así como la diversidad estructural y funcional.</p> <p>Ejemplo metodológico:</p>	<p>Metas: Reforestación de 200 hectáreas de sabana arenosa degradada no sujeta a inundaciones periódicas, con predominio casi absoluto del tote <i>Bulbostylis paradoxa</i>, <i>las gramineas</i> <i>Trachypogon spicatus/Paspalum carinatum/Paspalum lanciflorum</i>, <i>Axonopus aureus</i>, o el tote <i>Rhynchospora barbata</i> y el arbusto <i>Byrsonima verbascifolia</i> con algunos sitios de grava plintita desnuda superficial (no profunda), para lograr una recuperación completa en diez años.</p> <p>Ecosistema de referencia: Pastizales arbolados del altiplano del Vichada cercano al Andén Orinoqués. • Composición: Especies resistentes a suelos arenosos, pobres y pedregosos, y a periodos prolongados de sequía.</p> <p>Árboles: Pavito (<i>Jacaranda copaia</i>), gualanday (<i>Jacaranda obtusifolia</i>), cañáfistol (<i>Cassia moschata</i>), arenillo (<i>Hymenolobium petraeum</i>), cañáfistol (<i>Cassia moschata</i>), parature (<i>Goupia glabra</i>), sálivo (<i>Parahancornia oblonga</i>). Para todos los sitios e incluso aquellos con grava plintita dispersa también se recomiendan Alcornoco (<i>Bowdichia virgilioides</i>), Machaco (<i>Simarouba amara</i>), Yopo (<i>Anadenanthera peregrina</i>), chaparro gigante (<i>Platycarpum orinocense</i>).</p> <p>Arbustos: <i>Miconia rubiginosa</i>, <i>Miconia rufescens</i>, <i>Miconia albicans</i>, <i>Casearia sylvestris</i>, <i>Miconia brevipes</i>, <i>Vismia spp.</i>, <i>Byrsonima crassifolia</i>, <i>Byrsonima spicata</i>.</p> <p>Cobertura del suelo: <i>Hyptis dilatata</i>, <i>Gnora barbata</i>, gramineas <i>Trachypogon spp.</i>, <i>Paspalum spp.</i>, <i>Axonopus spp.</i></p> <p>• Estructura: Cuadrado de 3 x 2,75 m (1200 árboles/hectárea)</p> <p>• Función: Se plantan especies leñosas valiosas y de rápido crecimiento, se mejora el suelo y se proporciona sombra bajo la cual otras especies pueden regenerarse.</p> <p>Otros métodos: El ecosistema está diseñado para integrarse con el paisaje circundante. Se requieren plantaciones y replantaciones periódicas para garantizar que la competencia no elimine las especies objetivo. Las semillas deben obtenerse de fuentes locales (adecuadas para el clima local, la estacionalidad y el suelo).</p>
RESULTADO	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	Restaurar comunidades vegetales utilizando métodos que apunten a restaurar ecosistemas saludables y biodiversos que proporcionen hábitat y fuentes de alimento para otros niveles tróficos.	Un proyecto de reforestación sin objetivos y estándares claros que carece de una comprensión integral de la ecología de un ecosistema de referencia presenta una barrera para la restauración que puede conducir a resultados decepcionantes.	Un proyecto de restauración con objetivos claros que adopte estándares que utilicen la mejor información disponible tendrá éxito en restaurar un ecosistema saludable y biodiverso con alta diversidad, alto secuestro de carbono y mejor calidad de vida para todos los involucrados.	

MOTIVO	Plantación para fijación de carbono	Plantar para biodiversidad	Plantación para fijación de carbono y la biodiversidad		
EJEMPLO	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	Restauración de sabanas degradadas en pastizales boscosos con árboles resistentes como el alcornoque junto con palmeras y especies de frutos grandes como el caruto	Restauración de áreas deforestadas que eran bosques de galería o matorrales	Restauración de una sabana arbolada	
DEFINICIÓN + METODOLOGÍAS	<p>Definición: La restauración de carbono puede incluir especies no arbóreas y/o no leñosas</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas pueden consistir en una mezcla de especies arbóreas y arbustivas locales, y pueden incluir especies de cobertura del suelo.</p> <p>En sitios donde existen formaciones semihomogéneas como saladillales, por ejemplo, se puede plantar una sola especie.</p>	<p>Definición: Restauración de especies nativas para restablecer la funcionalidad de los ecosistemas y proporcionar hábitats críticos para la vida silvestre, en particular los polinizadores y las especies en peligro de extinción.</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas deben estar compuestas por especies locales y se debe tener en cuenta cuidadosamente el tipo de terreno, nivel freático, pH, suelo, etc., para plantar cada especie en el lugar más adecuado para su desarrollo.</p>	<p>Definición: Reforestación con biodiversidad utilizando mezclas de especies</p> <p>Ejemplo metodológico: Se deben plantar al menos entre 2 y 5 especies de árboles y entre 0 y 5 especies de arbustos de la comunidad local; los proyectos deben fomentar la plantación de especies de cobertura del suelo siempre que sea posible. La proporción de árboles debe ser del 35 % al 40 %. Al seleccionar las especies, se debe tener en cuenta la resiliencia a la sequía y al cambio climático.</p>	<p>Definición: Reforestación de un ecosistema autosostenible y resiliente utilizando una comunidad de referencia para restaurar especies, así como la diversidad estructural y funcional.</p> <p>Ejemplo metodológico:</p>	<p>Objetivo: Reforestación de 200 hectáreas de sabana degradada con predominio casi absoluto de CYPERACEAE de porte bajo, con muchas áreas de suelo desnudo, para lograr su recuperación completa en diez años.</p> <p>Ecosistema de referencia: Pastizales arbolados de sabanas inundadas en torno al río Bita.</p> <p>• Composición: Especies resistentes a inundaciones prolongadas y suelos ácidos y encharcados.</p> <p>Árboles: Saladillo colorado (<i>Caraiya llanorum</i>), saladillo blanco (<i>Vochysia venezuelana/Vochysia lehmanii</i>), cachicamo (<i>Calophyllum pachyphyllum</i>), chaparro montañero (<i>Euplassa saxicola</i>), salivón (<i>Parahancornia oblonga</i>), arepitos (<i>Macrolepisium spp.</i>), carutillo (<i>Duroia micrantha</i>), icaco de agua (<i>Hymenopus heteromorphus</i>)</p> <p>Arbustos: <i>Miconia aplostachya</i>, <i>Miconia albicans</i>, <i>Ouretea polyantha</i> o Cobertura del suelo: <i>Sipanea spp.</i>, <i>Bytneria genistella</i>, <i>Cyperaceae (Rhynchospora spp. y otras)</i>, <i>Turnera spp.</i>, gramineas, (<i>Isachne polygonoides</i>, <i>Otachyrium versicolor</i>, <i>Panicum spp.</i>, <i>Trichanthecium cyanescens</i>, <i>Selaginella spp</i>)</p> <p>• Estructura: Cuadrada 3x2,75 m (1200 árboles/hectárea)</p> <p>• Función: Se restauran las interacciones entre especies, se mejora el suelo y se genera sombra para permitir que la humedad se conserve por más tiempo en la estación seca.</p> <p>Otros métodos: El ecosistema está diseñado para integrarse en el contexto del paisaje circundante. Se requieren plantaciones y replantaciones periódicas para garantizar que la competencia no elimine las especies de interés. Las semillas deben obtenerse de fuentes locales (adaptadas al clima, la estacionalidad y el suelo local).</p>
RESULTADO	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	Restaurar comunidades vegetales utilizando métodos que apunten a restaurar ecosistemas saludables y biodiversos que proporcionen hábitat y fuentes de alimento para otros niveles tróficos.	Un proyecto de reforestación sin objetivos y estándares claros que carece de una comprensión integral de la ecología de un ecosistema de referencia presenta una barrera para la restauración que puede conducir a resultados decepcionantes.	Un proyecto de restauración con objetivos claros que adopte estándares que utilicen la mejor información disponible tendrá éxito en restaurar un ecosistema saludable y biodiverso con alta diversidad, alto secuestro de carbono y mejor calidad de vida para todos los involucrados.	

Figura 44. Diferentes modelos de plantaciones cercanas a la naturaleza que Inverbosques está implementando en sus tierras manejadas con diferentes composiciones y arreglos de especies dependiendo del tipo de sitio.

El fuego en la sabana es un fenómeno natural, aunque, a decir verdad, la frecuencia de incendios en la Orinoquia es anormalmente alta debido a los seres humanos. Incluso en países como Colombia, que ahora está clasificado como el más lluvioso del mundo, los incendios forestales son un riesgo permanente. El uso de especies resistentes al fuego y adaptadas al fuego, como los saladi-

llos (*Caraiya*, *Vochysia*), el alcornoque (*Bowdichia*), los chaparros (*Platycarpum*, *Byrsonima*, *Curatella*), el yopo y otros, disminuye en gran medida el riesgo de perder las masas de árboles plantados debido a los incendios naturales de la estación húmeda. Los incendios de la estación seca aún deben combatirse con vigilancia y otros medios.

Las sabanas saludables con incen-

dios naturales poco frecuentes son mucho más diversas en especies de plantas que las sabanas degradadas que han soportado décadas de incendios demasiado frecuentes provocados por el hombre (Figura 42, Figura 43).

Las ventajas del uso en plantaciones de especies calcáreas, adaptadas a suelos ácidos, como *Vochysia* spp y *Terminalia* spp son múltiples.

MOTIVO	Plantación para fijación de carbono	Plantar para biodiversidad	Plantación para fijación de carbono y la biodiversidad		
EJEMPLO	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	Restauración de sabanas degradadas en pastizales boscosos con árboles resistentes como el alcornoque junto con palmeras y especies de frutos grandes como el caruto	Restauración de áreas deforestadas que eran bosques de galería o matorrales	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	<p>Meta: Reforestación de 200 hectáreas de sabana degradada con predominio casi absoluto de paja guaratara y rabo de vaca, con muchas áreas de suelo desnudo, para lograr su recuperación completa en diez años.</p> <p>Ecosistema de referencia: Pastizales arbolados adyacentes a humedales del Vichada.</p> <p>• Composición: Especies resistentes a inundaciones ocasionales y suelos ácidos.</p> <p>Árboles: Macano (<i>Terminalia amazonia</i>), Membrillo de día (<i>Tapirira guianensis</i>), pardillo (<i>Cordia thaisiana</i>), parature (<i>Goupia glabra</i>), guaratara (<i>Nitex orinocensis</i>), saladillo blanco (<i>Vochysia lehmanni/Vochysia venezuelana</i>), saladillo rojo (<i>Caraipa llanorum</i>), botagajo (<i>Vochysia ferruginea</i>)</p> <p>Arbustos: <i>Miconia rufescens</i>, <i>Miconia albicans</i>, <i>polyantha</i>, Cobertura del suelo: Bejuco chaparro (<i>Davilla nitida</i>), mastranillo (<i>Hypotis dilatata</i>), <i>Grona barbata</i>, <i>Chamaecrista desvauxii</i>, <i>Indigofera</i> spp., <i>Melochia</i> spp., Pastos (<i>Trachypogon</i> spp., <i>Paspalum</i> spp., <i>Axonopus</i> spp., <i>Panicum rugelii</i>)</p> <p>• Estructura: Cuadrado de 3x2,75 m (1200 árboles/hectárea)</p> <p>• Función: Se restauran las interacciones entre especies, se mejora el suelo y se genera sombra para permitir que la humedad se conserve por más tiempo durante la estación seca.</p> <p>Otros métodos: El ecosistema está diseñado para integrarse en el contexto del paisaje circundante.</p> <p>Se requieren plantaciones y replantaciones periódicas para garantizar que la competencia no elimine las especies de interés. Las semillas deben obtenerse de fuentes locales (adaptadas al clima, la estacionalidad y el suelo locales).</p>
DEFINICIÓN + METODOLOGÍAS	<p>Definición: La restauración de carbono puede incluir especies no arbóreas y/o no leñosas</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas pueden consistir en una mezcla de especies arbóreas y arbustivas locales, y pueden incluir especies de cobertura del suelo.</p> <p>En sitios donde existen formaciones semihomogéneas como saladillales, por ejemplo, se puede plantar una sola especie.</p>	<p>Definición: Restauración de especies nativas para restablecer la funcionalidad de los ecosistemas y proporcionar hábitats críticos para la vida silvestre, en particular los polinizadores y las especies en peligro de extinción.</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas deben estar compuestas por especies locales y se debe tener en cuenta cuidadosamente el tipo de terreno, nivel freático, pH, suelo, etc., para plantar cada especie en el lugar más adecuado para su desarrollo.</p>	<p>Definición: Reforestación con biodiversidad utilizando mezclas de especies</p> <p>Ejemplo metodológico: Se deben plantar al menos entre 2 y 5 especies de árboles y entre 0 y 5 especies de arbustos de la comunidad local; los proyectos deben fomentar la plantación de especies de cobertura del suelo siempre que sea posible. La proporción de árboles debe ser del 35 % al 40 %. Al seleccionar las especies, se debe tener en cuenta la resiliencia a la sequía y al cambio climático.</p>	<p>Definición: Reforestación de un ecosistema autosostenible y resiliente utilizando una comunidad de referencia para restaurar especies, así como la diversidad estructural y funcional.</p> <p>Ejemplo metodológico:</p>	
RESULTADO	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	Restaurar comunidades vegetales utilizando métodos que apunten a restaurar ecosistemas saludables y biodiversos que proporcionen hábitat y fuentes de alimento para otros niveles tróficos.	Un proyecto de reforestación sin objetivos y estándares claros y que carece de una comprensión integral de la ecología de un ecosistema de referencia presenta una barrera para la restauración que puede conducir a resultados decepcionantes.	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	

MOTIVO	Plantación para fijación de carbono	Plantar para biodiversidad	Plantación para fijación de carbono y la biodiversidad		
EJEMPLO	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	Restauración de sabanas degradadas en pastizales boscosos con árboles resistentes como el alcornoque junto con palmeras y especies de frutos grandes como el caruto	Restauración de áreas deforestadas que eran bosques de galería o matorrales	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	<p>Metas de la restauración: Enriquecimiento de 1000 hectáreas de plantaciones de <i>Acacia mangium</i> en declive con progresión casi completa de muerte regresiva, para lograr la conversión completa en diez años.</p> <p>Ecosistema de referencia: Bosques del Vichada cercanos a la Plataforma del Orinoco (Andén Orinoqués) en suelos no sujetos a encharcamiento.</p> <p>• Composición: Especies resistentes a las hormigas cortadoras de hojas y adaptadas a la sombra lateral y a la fuerte competencia por agua y nutrientes, con madera valiosa y otros productos.</p> <p>o Árboles: Machaco (<i>Simarouba amara</i>), Quince Dias (<i>Tapirira guianensis</i>), parature (<i>Goupia glabra</i>), tuno grande (<i>Miconia poeppigii</i>), pavito (<i>Jacaranda copaia</i>), milpo (<i>Erisma uncinatum</i>), botagajo (<i>Vochysia ferruginea</i>), aceite (<i>Copaifera pubiflora</i>), algarrobo (<i>Hymenaea courbaril</i>), arenillo (<i>Hymenolobium petraeum</i>).</p> <p>o Arbustos: <i>Miconia rubiginosa</i>, <i>Miconia rufescens</i>, <i>Miconia albicans</i>, <i>Miconia brevipes</i>, <i>Casearia sylvestris</i>, <i>Palicourea rigida</i>, <i>Meriania urceolata</i>, <i>Graffenrieda rotundifolia</i>.</p> <p>o Coberturas vegetales: <i>Clidemia rubra</i>, Bejuco chaparro (<i>Davilla nitida</i>), <i>Clitoria dendrina</i>, <i>Desmodium</i> spp., <i>gramineas Trachypogon</i> spp., <i>Paspalum</i> spp., <i>Axonopus</i> spp.</p> <p>• Estructura: Siembra intercalada en claros adecuados con sombra lateral.</p> <p>• Función: Se restauran las interacciones entre especies, se mejora la captura de suelo y carbono por hectárea, y se genera sombra bajo la cual otras especies pueden regenerarse; se fomentan rodales preexistentes y espontáneos de otras especies deseables. Se plantan algunas especies de crecimiento más lento, pero con productos madereros y no madereros valiosos que se pueden utilizar en el futuro, como el palo de aceite (biodiesel, medicinal) y el algarrobo (proteína vegetal, medicinal).</p> <p>Otros métodos: El agroecosistema está diseñado para integrarse en el contexto del paisaje circundante.</p> <p>Se requiere la plantación periódica, el anillado o el corte de bejucos y la replantación para asegurar que la competencia no elimine las especies objetivo, al tiempo que se fomentan las masas nativas prometedoras que han surgido espontáneamente utilizando las mismas medidas que para los árboles plantados. Las semillas deben obtenerse de fuentes locales (adaptadas al clima, la estacionalidad y el suelo locales).</p>
DEFINICIÓN + METODOLOGÍAS	<p>Definición: La restauración de carbono puede incluir especies no arbóreas y/o no leñosas</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas pueden consistir en una mezcla de especies arbóreas y arbustivas locales, y pueden incluir especies de cobertura del suelo.</p> <p>En sitios donde existen formaciones semihomogéneas como saladillales, por ejemplo, se puede plantar una sola especie.</p>	<p>Definición: Restauración de especies nativas para restablecer la funcionalidad de los ecosistemas y proporcionar hábitats críticos para la vida silvestre, en particular los polinizadores y las especies en peligro de extinción.</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas deben estar compuestas por especies locales y se debe tener en cuenta cuidadosamente el tipo de terreno, nivel freático, pH, suelo, etc., para plantar cada especie en el lugar más adecuado para su desarrollo.</p>	<p>Definición: Reforestación con biodiversidad utilizando mezclas de especies</p> <p>Ejemplo metodológico: Se deben plantar al menos entre 2 y 5 especies de árboles y entre 0 y 5 especies de arbustos de la comunidad local; los proyectos deben fomentar la plantación de especies de cobertura del suelo siempre que sea posible. La proporción de árboles debe ser del 35 % al 40 %. Al seleccionar las especies, se debe tener en cuenta la resiliencia a la sequía y al cambio climático.</p>	<p>Definición: Reforestación de un ecosistema autosostenible y resiliente utilizando una comunidad de referencia para restaurar especies, así como la diversidad estructural y funcional.</p> <p>Ejemplo metodológico:</p>	
RESULTADO	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	Restaurar comunidades vegetales utilizando métodos que apunten a restaurar ecosistemas saludables y biodiversos que proporcionen hábitat y fuentes de alimento para otros niveles tróficos.	Un proyecto de reforestación sin objetivos y estándares claros y que carece de una comprensión integral de la ecología de un ecosistema de referencia presenta una barrera para la restauración que puede conducir a resultados decepcionantes.	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	

Requieren menos fertilizantes y no requieren enmiendas de suelo a base de calcio, lo que minimiza las emisiones de GEI no basadas en carbono. En suelos anegados donde estas son las especies más apropiadas, la labranza no es necesaria ni práctica en muchos casos, por lo que también se generan menores emisiones de GEI.

Existe el riesgo de que, incluso al plantar especies nativas de otras regiones, se pueda crear contaminación genética (Koskela et al., 2014; Thomas et al., 2014). Los recursos genéticos de los árboles forestales han sido transferidos cada vez más, dentro y fuera de los rangos de distribución nativos de las especies,

para fines forestales y de investigación y desarrollo (I+D de caracteres poco adaptados a las condiciones locales en detrimento del acervo genético local, lo que ha sido reconocido en el caso de Colombia por el IAvH) como un riesgo. En la Orinoquia este es el caso de especies como *Terminalia amazonia*, *Pachira quinata*, *Genipa americana*, *Jacaranda*

MOTIVO	Plantación para fijación de carbono	Plantar para biodiversidad	Plantación para fijación de carbono y la biodiversidad	
EJEMPLO	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas	Restauración de sabanas degradadas en pastizales boscosos con árboles resistentes como el alcornoque junto con palmeras y especies de frutos grandes como el caruto	Restauración de áreas deforestadas que eran bosques de galería o matorrales	Plantaciones convencionales enriquecidas con plantas autóctonas
DEFINICIÓN + METODOLOGÍAS	<p>Definición: La restauración de carbono puede incluir especies no arbóreas y/o no leñosas</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas pueden consistir en una mezcla de especies arbóreas y arbustivas locales, y pueden incluir especies de cobertura del suelo.</p> <p>En sitios donde existen formaciones semihomogéneas como saladillales, por ejemplo, se puede plantar una sola especie.</p>	<p>Definición: Restauración de especies nativas para restablecer la funcionalidad de los ecosistemas y proporcionar hábitats críticos para la vida silvestre, en particular los polinizadores y las especies en peligro de extinción.</p> <p>Ejemplo metodológico: Las plantaciones mixtas deben estar compuestas por especies locales y se debe tener en cuenta cuidadosamente el tipo de terreno, nivel freático, pH, suelo, etc., para plantar cada especie en el lugar más adecuado para su desarrollo.</p>	<p>Definición: Reforestación con biodiversidad utilizando mezclas de especies</p> <p>Ejemplo metodológico: Se deben plantar al menos entre 2 y 5 especies de árboles y entre 0 y 5 especies de arbustos de la comunidad local; los proyectos deben fomentar la plantación de especies de cobertura del suelo siempre que sea posible. La proporción de árboles debe ser del 35 % al 40 %. Al seleccionar las especies, se debe tener en cuenta la resiliencia a la sequía y al cambio climático.</p>	<p>Definición: Reforestación de un ecosistema autosostenible y resiliente utilizando una comunidad de referencia para restaurar especies, así como la diversidad estructural y funcional.</p> <p>Ejemplo metodológico:</p>
RESULTADO	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.	Restaurar comunidades vegetales utilizando métodos que apunten a restaurar ecosistemas saludables y biodiversos que proporcionen hábitat y fuentes de alimento para otros niveles tróficos.	Un proyecto de reforestación sin objetivos y estándares claros y que carece de una comprensión integral de la ecología de un ecosistema de referencia presenta una barrera para la restauración que puede conducir a resultados decepcionantes.	Reforestar una comunidad vegetal local con una especie nativa es un gran paso hacia la recuperación, pero sin objetivos de restauración y composición de la vegetación hay un alto potencial de fracaso en el intento de restaurar ecosistemas funcionales y biodiversos para la captura de carbono.

copaia, *Simarouba amara*, *Vochysia ferruginea*, que existen en otras áreas del país o del continente americano. Sin embargo, su acervo genético al ser traído de otras regiones no tiene la capacidad de adaptarse a lo que las variedades locales (a menudo ausentes en los catálogos de proveedores de semillas y viveros) han desarrollado a lo largo de miles a millones de años, como suelos más ácidos, una estacionalidad diferente y más rigurosa con estaciones secas en diferentes momentos y más prolongadas. Las compensaciones forestales por pérdida de diversidad en la Orinoquia se realizan muchas veces con material vegetal traído en forma de semillas o plántulas desde el occidente del país con poca o nula planificación de sus impactos sobre las variedades, clones o ecotipos locales y muchas veces ni siquiera se hace el mínimo esfuerzo por imitar la composición florística local. Los integrantes del equipo consultor de este documento hemos visto cómo, además de especies como *Acacia mangium*, *Eucalyptus pellita* o *Gmelina arborea*, también se utilizan otras especies como cítricos (*Citrus spp.*) y mangos (*Mangifera*) originarios de



Figur4 45. Definiciones completas de las seis categorías de AVC.

Asia para realizar compensaciones por pérdida de biodiversidad y restauraciones incluso en humedales, con el consiguiente fracaso, que con frecuencia se utiliza como excusa cómoda y fácil para argumentar que la restauración es inviable. Es imperativo que se prioricen los esfuerzos por utilizar material local (Prober et al., 2015).

La Figura 44 especifica algunas fi-

chas modelo de escenarios de plantaciones cercanas a la naturaleza para la captura de carbono y la promoción de la biodiversidad para su aplicación en varios paisajes de la Orinoquia colombiana, basadas en el enfoque de Andrés et al., (2023) y aplicadas a las condiciones ecológicas y la composición florística nativa de las sabanas del Vichada en diferentes tipos de sitios que van desde húmedos hasta rocosos.

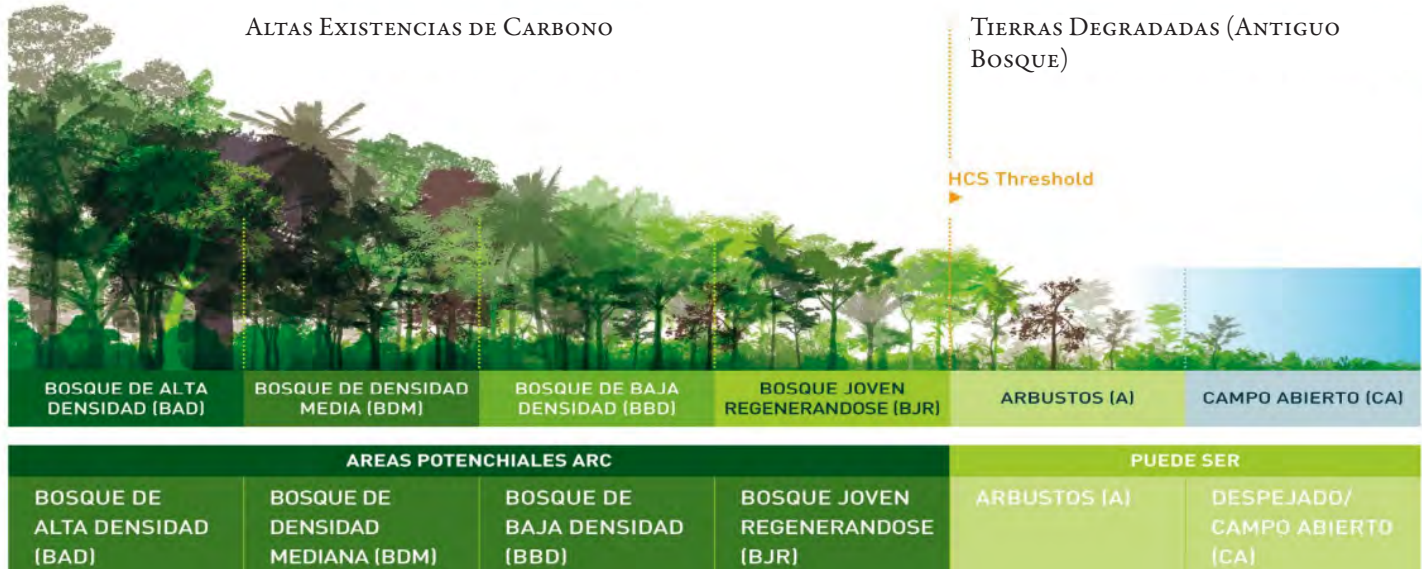


Figura 46. Estratificación de la vegetación según el enfoque EARC/HCSA.

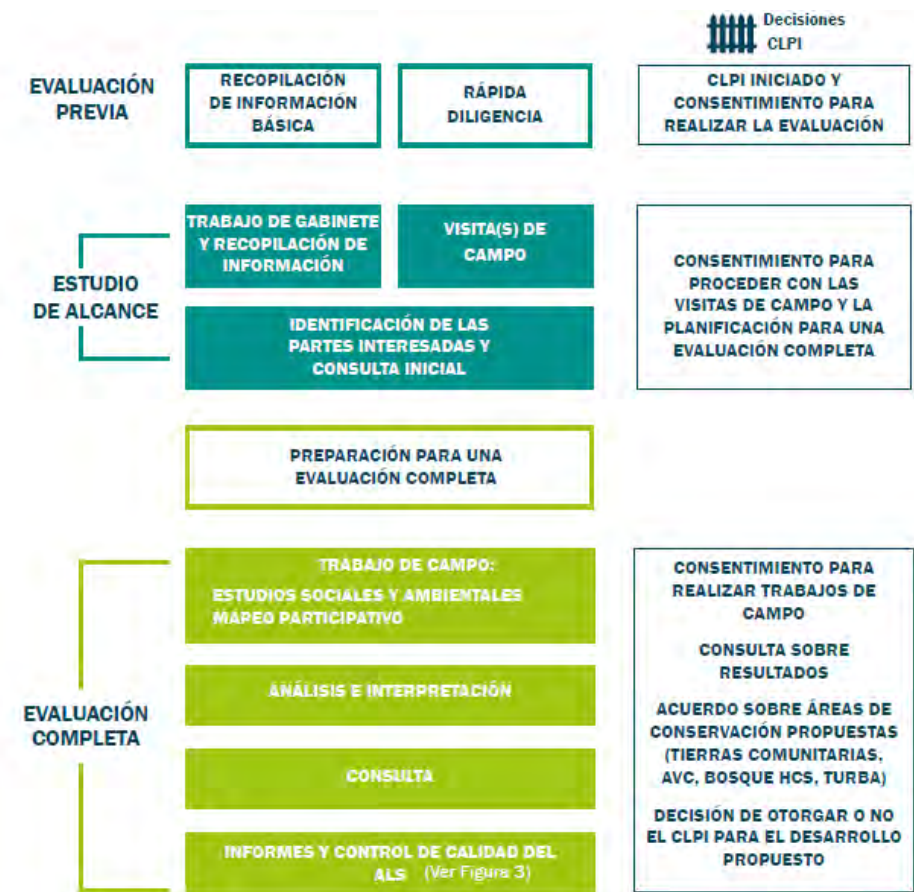


Figura 48. Proceso de evaluación integral de AVC-HCSA con "decisiones" en el CLPI.

Por último, cabe mencionar aquí el enfoque AVC-EARC (HCV-HCSA por sus siglas en inglés). El enfoque AVC es una metodología de 20 años que identifica y protege de manera pragmática seis Altos Valores de Conservación (AVC, Figura 45) de los impactos del cambio de uso de la tierra. Es aplicable a nivel

mundial, funciona en una amplia gama de escalas (grandes paisajes o jurisdicciones, granjas, plantaciones, unidades de gestión, pequeñas propiedades), ecosistemas (desde bosques hasta pastizales y sistemas acuáticos) y sistemas productivos.

El objetivo general del proceso de evaluación de AVC (Figura 47) es

TIERRAS DEGRADADAS (ANTIGUO BOSQUE)

HCS Threshold

evaluar las características sociales y ambientales de un sitio y su paisaje más amplio, con el fin de identificar cualquier AVC que pueda estar presente. Las evaluaciones de AVC deben ser realizadas por expertos con habilidades y capacitación relevantes y un buen conocimiento del enfoque de AVC. Una vez que se han identificado AVC como presentes o potencialmente presentes, el evaluador debe proporcionar una explicación de los tipos de requisitos necesarios para mantener los AVC, identificar amenazas a su persistencia y brindar recomendaciones de gestión y monitoreo. Las evaluaciones de AVC deben arrojar conclusiones claras sobre la presencia o ausencia de valores, su ubicación, estado y condición, y deben brindar información sobre áreas de hábitat, recursos clave y áreas críticas que sustentan los valores.

Por otro lado, el Enfoque de Altas Reservas de Carbono EARC (o HCSA, por sus siglas en inglés) se basa en evaluaciones integrales de Altos Valores de Conservación (AVC), así como en el Consentimiento Libre, Previo e Informado (CLPI) de las comunidades locales para lograr su objetivo de ser una herramienta práctica y eficaz para romper el vínculo entre la deforestación y la producción de productos básicos, así como para asegurar la

conservación de los valores sociales y ambientales.

Las empresas líderes en las industrias de la soja, el aceite de palma, la pulpa y el papel, la madera y la carne de vacuno han acordado eliminar la deforestación de sus actividades y cadenas de suministro. Muchas de ellas ya habían acordado proteger las áreas de “Alto Valor de Conservación” (AVC), pero muchos bosques secundarios que brindan almacenamiento esencial de carbono, hábitat para la biodiversidad y productos forestales para las comunidades locales no se consideran AVC. Existen algunas definiciones más amplias de “bosque”, pero no son lo suficientemente prácticas como para poder implementar los compromisos de las empresas con la No Deforestación en los trópicos.

El proceso de integración de los enfoques de alto valor de conservación y alto valor de reserva de carbono comenzó en 2015 con la creación de un grupo de trabajo para explorar la integración técnica entre el enfoque de alto valor de conservación y alto valor de reserva de carbono y el principio del consentimiento libre, previo e informado. Por lo tanto, existía una clara necesidad de una metodología práctica, científicamente sólida y rentable que pudiera distinguir las áreas forestales viables de las áreas degradadas que tienen valores de carbono y biodiversidad más bajos. El enfoque de alto valor de reserva de carbono representa la primera metodología práctica que se ha probado y desarrollado en concesiones activas con el aporte de una variedad de partes interesadas.

Es una herramienta relativamente simple (Figura 49) que las empresas de plantaciones pueden usar para nuevos desarrollos al tiempo que garantizan que los bosques estén protegidos de la conversión. En términos generales, el enfoque de alto valor de conservación estratifica la vegetación en un área de tierra en diferentes clases. La cantidad de carbono y biodiversidad almacena-

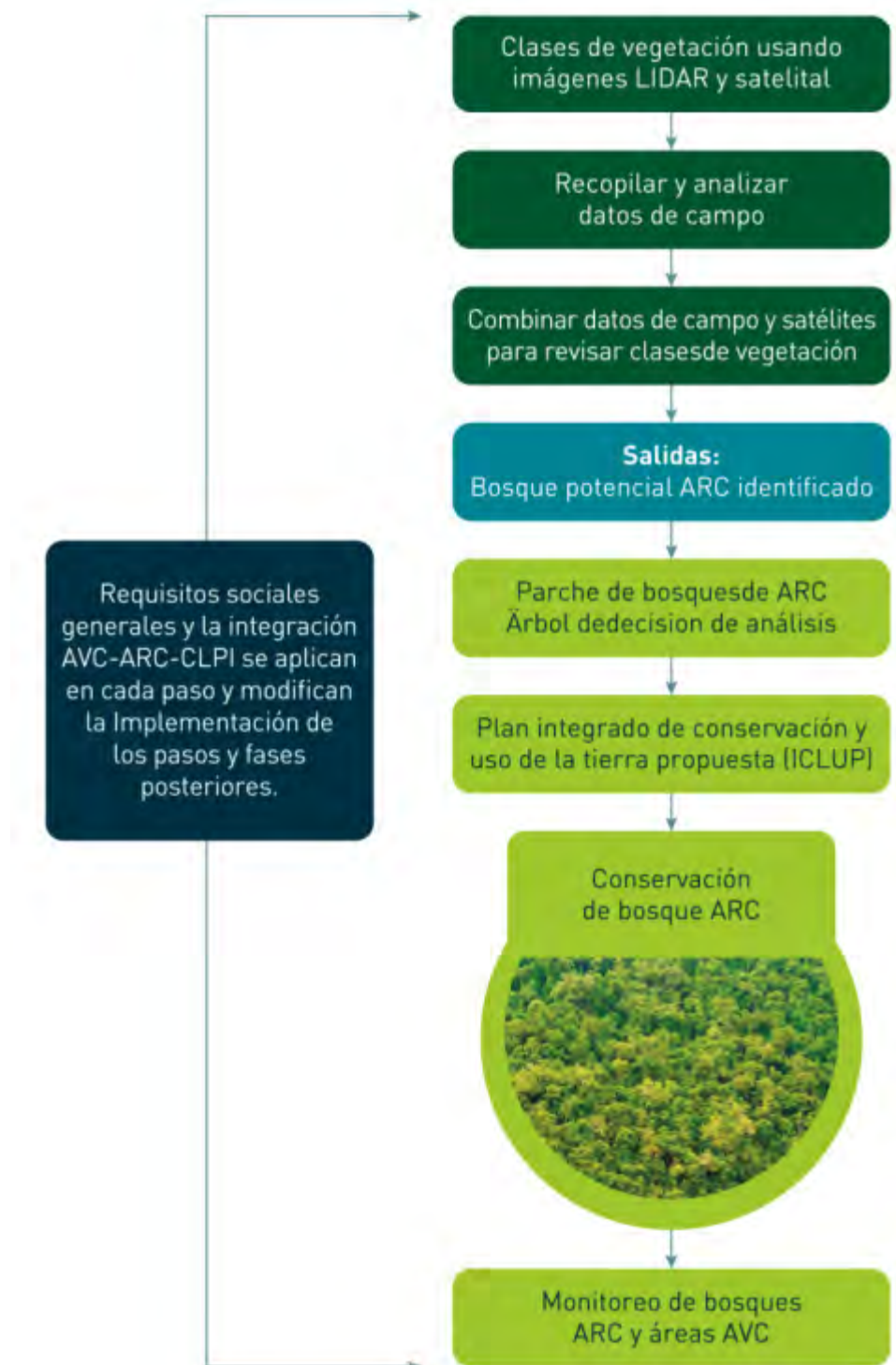


Figura 49. Metodología EARC/HCSA y evaluaciones integradas con AVC.

da dentro de un área de tierra varía según el tipo de cubierta vegetal. El enfoque de alto valor de reserva de carbono estratifica seis clases diferentes utilizando análisis de datos satelitales y mediciones de reconocimiento terrestre. Estas clases son: bosque de alta densidad, bosque de densidad media, bosque de baja densidad, bosque joven en regeneración, matorral y terreno despejado/

abierto. Cada clase se valida mediante calibración con estimaciones de existencias de carbono en la biomasa de los árboles sobre el suelo y controles de campo.

La Figura 46 muestra las cuatro clases de bosque HCS que se deben proteger; el umbral para los bosques HCS potenciales se encuentra entre las clases de bosque joven en rege-


neración (YRF) y matorral (S) en función de la estructura y densidad de la vegetación para identificar las áreas de bosque con alto contenido de carbono (HCS) que se deben proteger y también las tierras degradadas con valores bajos de carbono y biodiversidad que se pueden desarrollar.

El kit de herramientas HCSA establece evaluaciones obligatorias para las empresas y las partes interesadas comprometidas con la erradicación de la deforestación impulsada por los productos básicos de sus operaciones. Incorpora evaluaciones integradas HCV-HCSA que se llevan a cabo en asociación con la Red de Alto Valor de Conservación (HCV). Las herramientas de evaluación de AVC-ASC, interconectadas y com-

plementarias, se aplican hoy en día juntas (antes eran independientes) para lograr el mayor impacto en la protección de los bosques con alto contenido de carbono, la biodiversidad y el derecho de los pueblos indígenas y las comunidades locales a dar o denegar su consentimiento para nuevos desarrollos.

Una evaluación de AVC-ASC es un proceso participativo para identificar los valores sociales y ambientales que deben conservarse en los paisajes de producción. El proceso consiste en reunir y analizar información obtenida mediante encuestas de campo, interpretación de imágenes satelitales, mapeo participativo (cuando corresponda), intercambio de información me-

dante entrevistas, grupos focales, etc. (con comunidades afectadas, expertos relevantes, la Organización y otras partes interesadas), revisión de datos secundarios creíbles y otros métodos. Siempre que se realicen evaluaciones de AVC-ASC en áreas que son propiedad de comunidades indígenas y locales afectadas o que ellas utilizan, se requiere el consentimiento libre, previo e informado de las mismas para realizar la evaluación y tienen derecho a participar en las actividades de evaluación, incluido el intercambio de información (a través de diferentes métodos), el mapeo participativo y la consulta final. En estos casos, también se identifican las tierras de las comunidades locales para sus medios de vida actuales y futuros.



Un tronco de costillo o cabo de hacha (*Aspidosperma excelsum*), valorado por su madera durísima y durable, al punto de ser ahora muy escaso.

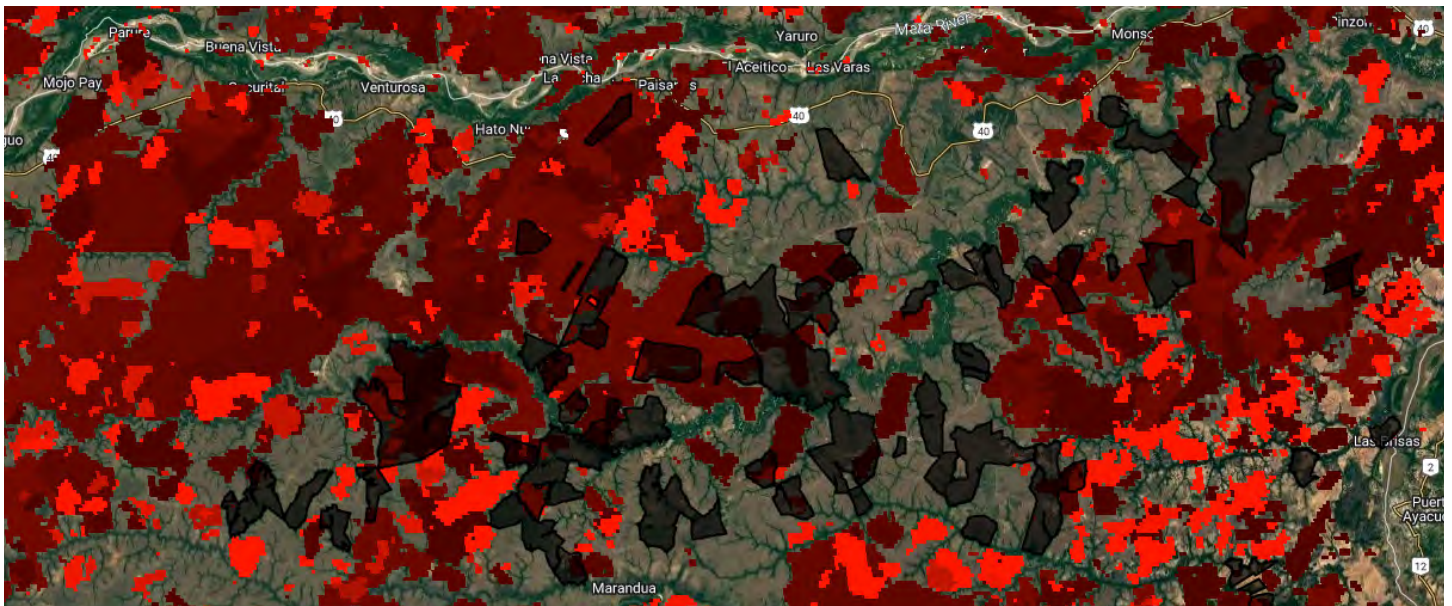
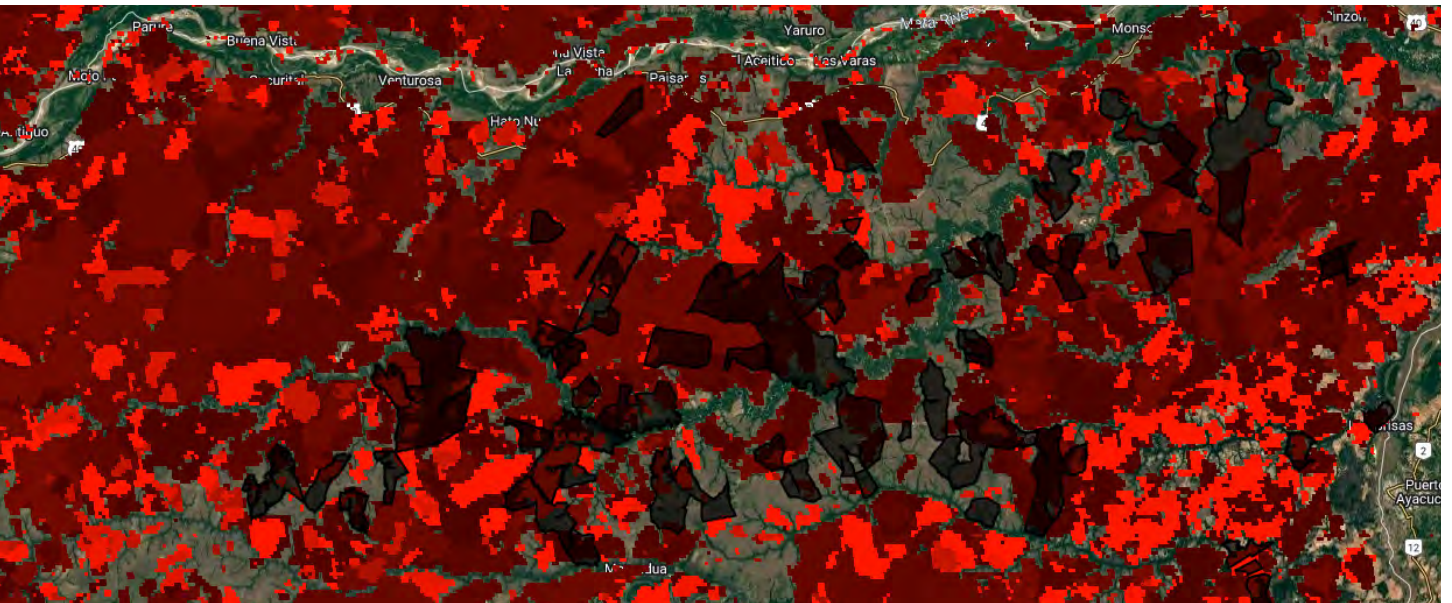
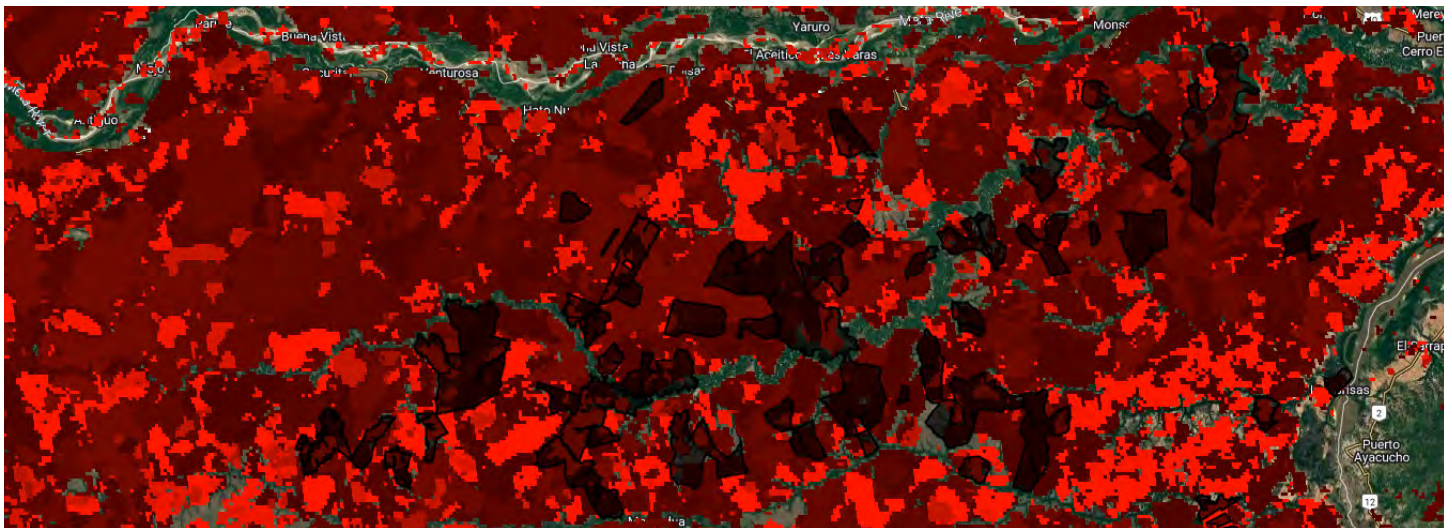


Figura 49. Áreas afectadas por incendios forestales (polígonos rojos) en la región donde Inverbosques administra tierras o está considerando administrarlas (polígonos grises). de 2000 a 2024 (arriba), 2010 a 2024) centro y 2019 a 2024 (abajo). según datos MODIS. Ver código GEE para reproducir este análisis en <https://code.earthengine.google.com/4d480f826747227420d816151f4c32c0>

La Degradación de Sabanas en el Vichada Debido a los Incendios Forestales

CAUSAS Y CONSECUENCIAS DE LOS INCENDIOS ANTRÓPICOS DEMASIADO FRECUENTES EN LA VEGETACIÓN DE SABANA DEL VICHADA EN LA REGIÓN DE LAS PLANTACIONES DE INVERBOSQUES

Como se ha comentado en otras partes de este documento, los incendios naturales en los ambientes de sabana son causados en su gran mayoría por rayos, que ocurren principalmente en la estación lluviosa. Los estudios sobre rayos e incendios antropogénicos en las sabanas sudamericanas han concluido (Rissi et al. 2017, Fidelis et. Al. 2018, Ramos-Neto y Pivello 2000) que la frecuencia y los regímenes de incendios cambian desde incendios fríos y húmedos causados por rayos hasta incendios intensos y provocados por personas en la estación seca.

Los incendios provocados por personas en la estación seca queman áreas más grandes y se propagan más rápidamente, en comparación con los incendios provocados por rayos. La mayoría de los incendios provocados por rayos son irregulares y se extinguen principalmente por la lluvia que acompaña a los fenómenos de los rayos. En las sabanas del Orinoco en particular, la mayoría de los rayos caen al final de la estación lluviosa (septiembre a octubre, Figura 52), como también lo atestiguan los conjuntos de datos que los documentan, como la Red Mundial de Localización de Rayos (WWLN) y Blitzortung. (Figura 50). Sin embargo, se producen más incendios durante el pico de la estación seca, en febrero.

Los incendios naturales en las sabanas suelen ocurrir principalmente en la estación húmeda o en los meses de transición estacional, comúnmente con una frecuencia de tres a ocho años, y son causados por rayos (Coutinho 1982). Como se puede ver en la Figura 1, aproximadamen-

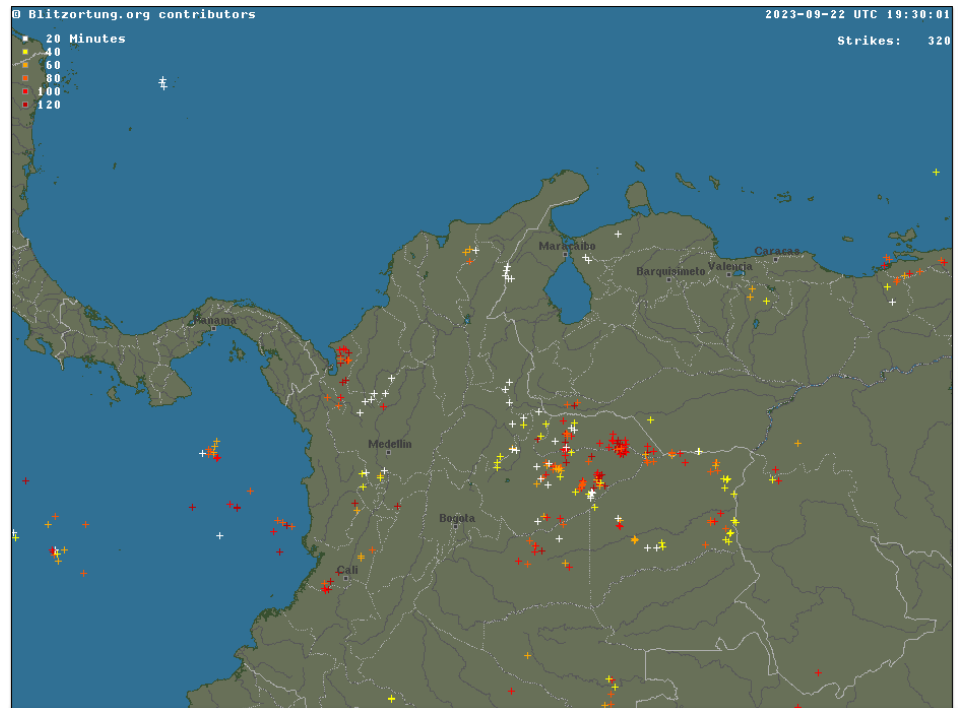


Figura 50. LightDatos de los impactos de Ning proporcionados de forma nativa por la red de monitoreo Blitzortung. Esto corresponde al 22 de septiembre de 2023 a las 19:30, por ejemplo.

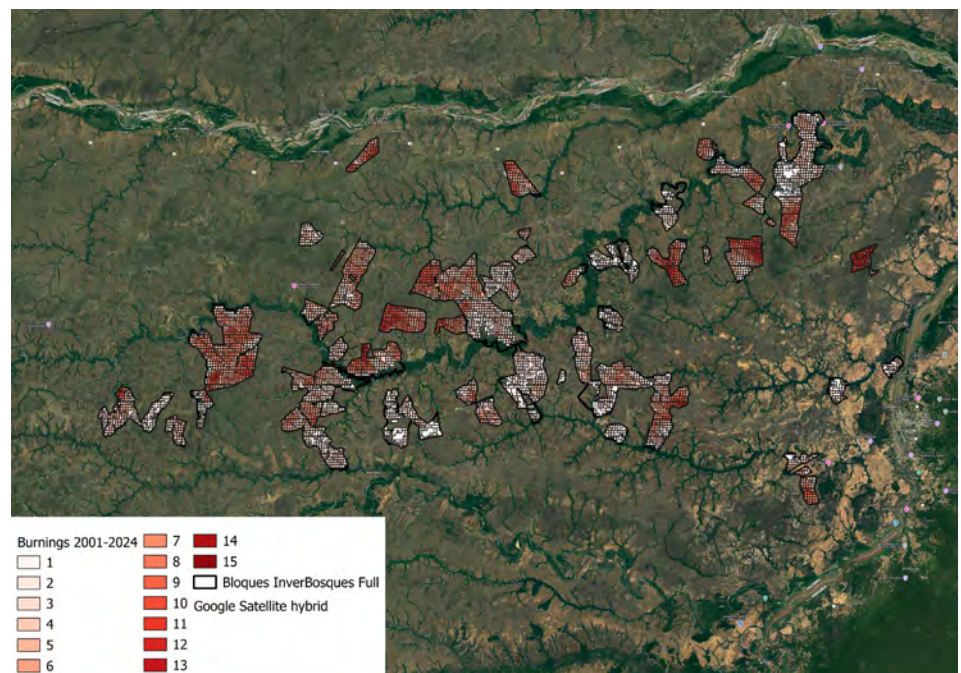


Figura 51. Incendios ocurridos entre 2001 y 2024 en las tierras manejadas (incluyendo áreas prospectivas) por Inverbosques. La mayoría de las áreas se han quemado 3, 4 ó 5 veces durante los últimos 24 años.

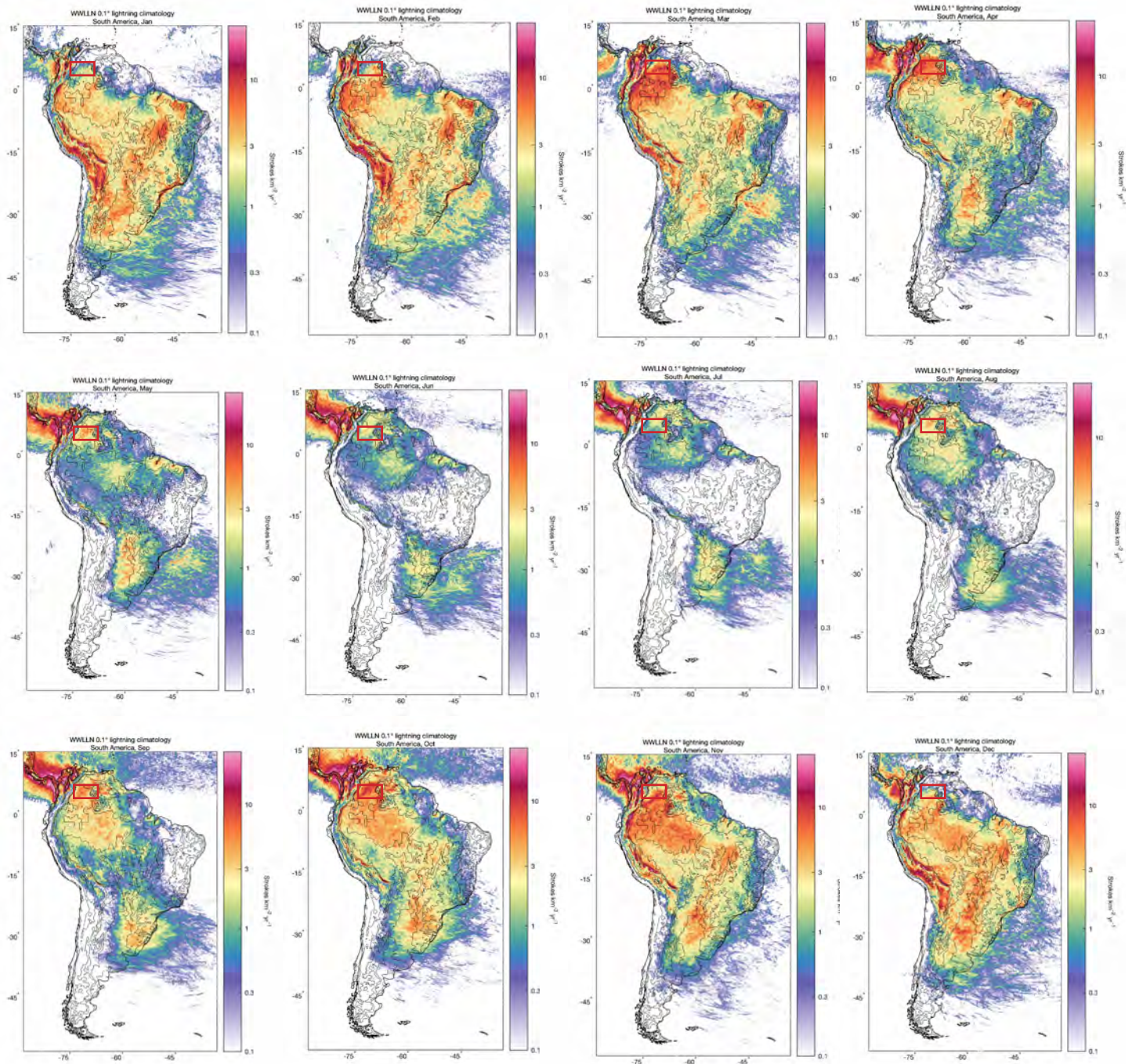


Figura 52. Densidad de descargas eléctricas por mes en América del Sur según datos de la Red Mundial de Localización de Descargas Eléctricas (WLLN); región de estudio (Vichada resaltada en un recuadro rojo). Es evidente que la densidad de descargas eléctricas es mayor hacia el final de la temporada de lluvias (octubre, noviembre). Contrariamente a lo que se podría intuir, los meses en los que la lluvia es más frecuente y las precipitaciones más altas (junio, julio) presentan menos eventos de descargas eléctricas, aunque también se observa un pico hacia el final de la temporada seca (marzo).

te, el río Meta divide la Orinoquia colombiana en las Altas Llanuras al sur y una región estacionalmente inundable al norte. En Vichada, en promedio, junio es el mes más húmedo con 446 mm de precipitación y enero es el mes más seco con 18 mm de precipitación. La temporada de lluvias se extiende de abril a noviembre. El resto de los meses son comparativamente secos.

Sin embargo, el régimen de incendios ha sido alterado por las actividades humanas. En las fisonomías abiertas de la sabana del Orinoco utilizadas como pastos nativos, los ganaderos queman anualmente la vegetación, para promover el rebrote de pastos para los animales. Como estas quemas ocurren a mediados o finales de la época seca, los incendios son más intensos que los incen-

dios naturales iniciados por rayos en los meses de transición estacional, porque hay más biomasa muerta acumulada, que también es más seca y da lugar a incendios más intensos y calientes (Rissi et. Al 2018). Como se puede observar en la Figura 54, los incidentes de incendios por mes son casi un inverso exacto del gráfico del régimen de lluvias para el área de los terrenos administrados por

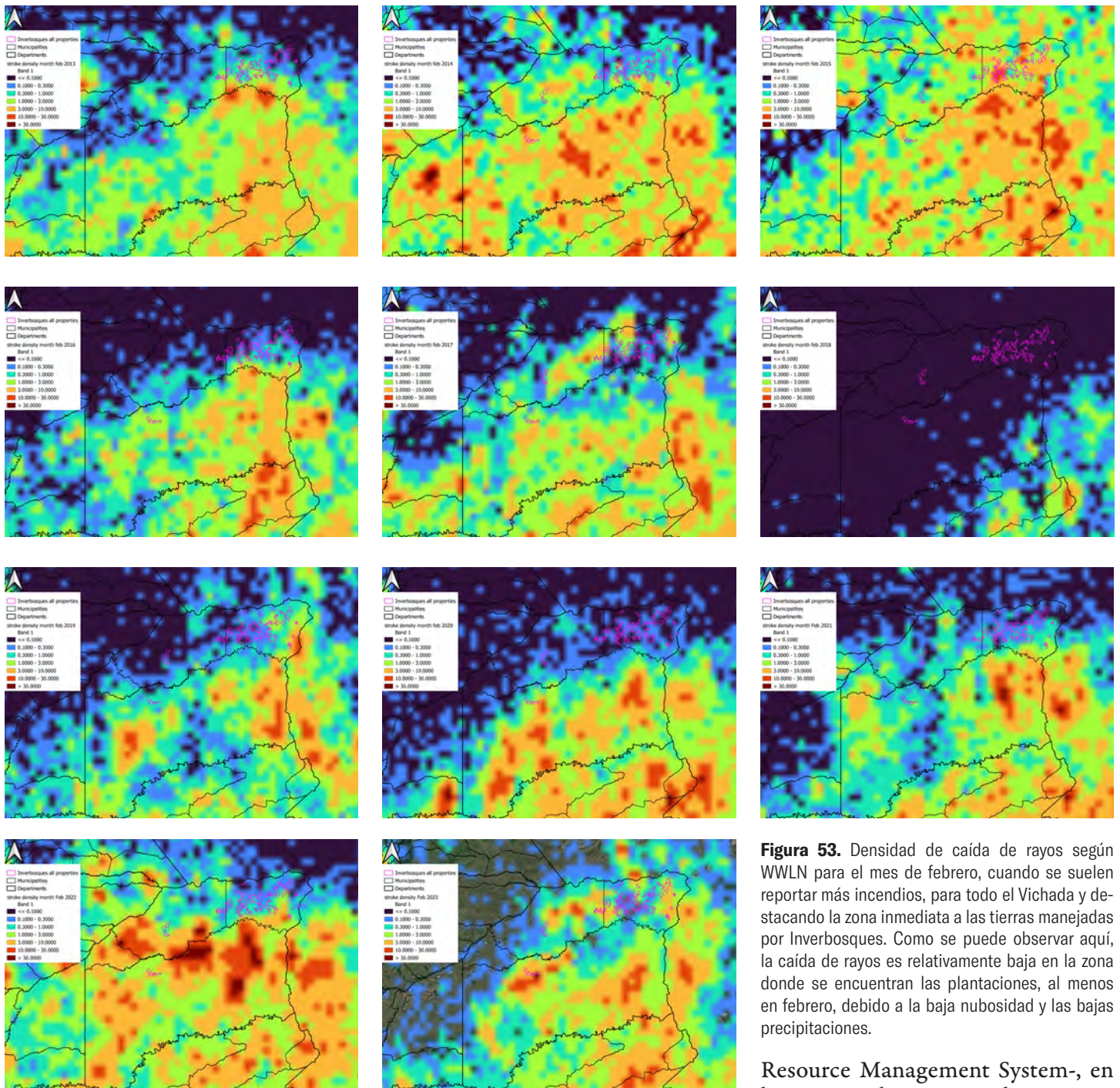


Figura 53. Densidad de caída de rayos según WWLN para el mes de febrero, cuando se suelen reportar más incendios, para todo el Vichada y destacando la zona inmediata a las tierras manejadas por Inverbosques. Como se puede observar aquí, la caída de rayos es relativamente baja en la zona donde se encuentran las plantaciones, al menos en febrero, debido a la baja nubosidad y las bajas precipitaciones.

INVERBOSQUES.

Realizamos un análisis para comprobar lo anterior verificando la correlación espacial entre la caída de rayos y los puntos calientes de incendios en el departamento de Vichada, donde se encuentran los terrenos que administra INVERBOSQUES.

Para el conteo y localización de los rayos se utilizó la información histórica de caída de rayos proporcionada por la plataforma en línea

Blitzortung, donde se tomaron capturas de pantalla de las imágenes proporcionadas por el sitio de todos los días del mes de febrero entre los años 2019 y 2024 en los que se registró algún rayo en el departamento de Vichada.

Luego se georreferenciaron estas imágenes y se creó una capa de puntos donde se capturó el evento, fecha y hora. Para los incendios se utilizó la base de datos disponible en el FIRMS -Fire Information for

Resource Management System-, en la que se seleccionaron los eventos de incendios forestales registrados en el mismo periodo de tiempo.

Posteriormente se diseñó una cuadrícula de un kilómetro cuadrado que abarcaba todo el departamento de Vichada utilizando la herramienta QGIS “Crear una cuadrícula” y a través de la herramienta QGIS “contar puntos en polígono” se asignó a esta cuadrícula el conteo de incendios y rayos por año a su tabla de atributos. Esta cuadrícula fue filtrada eliminando las celdas en las que no se registraron rayos ni incendios

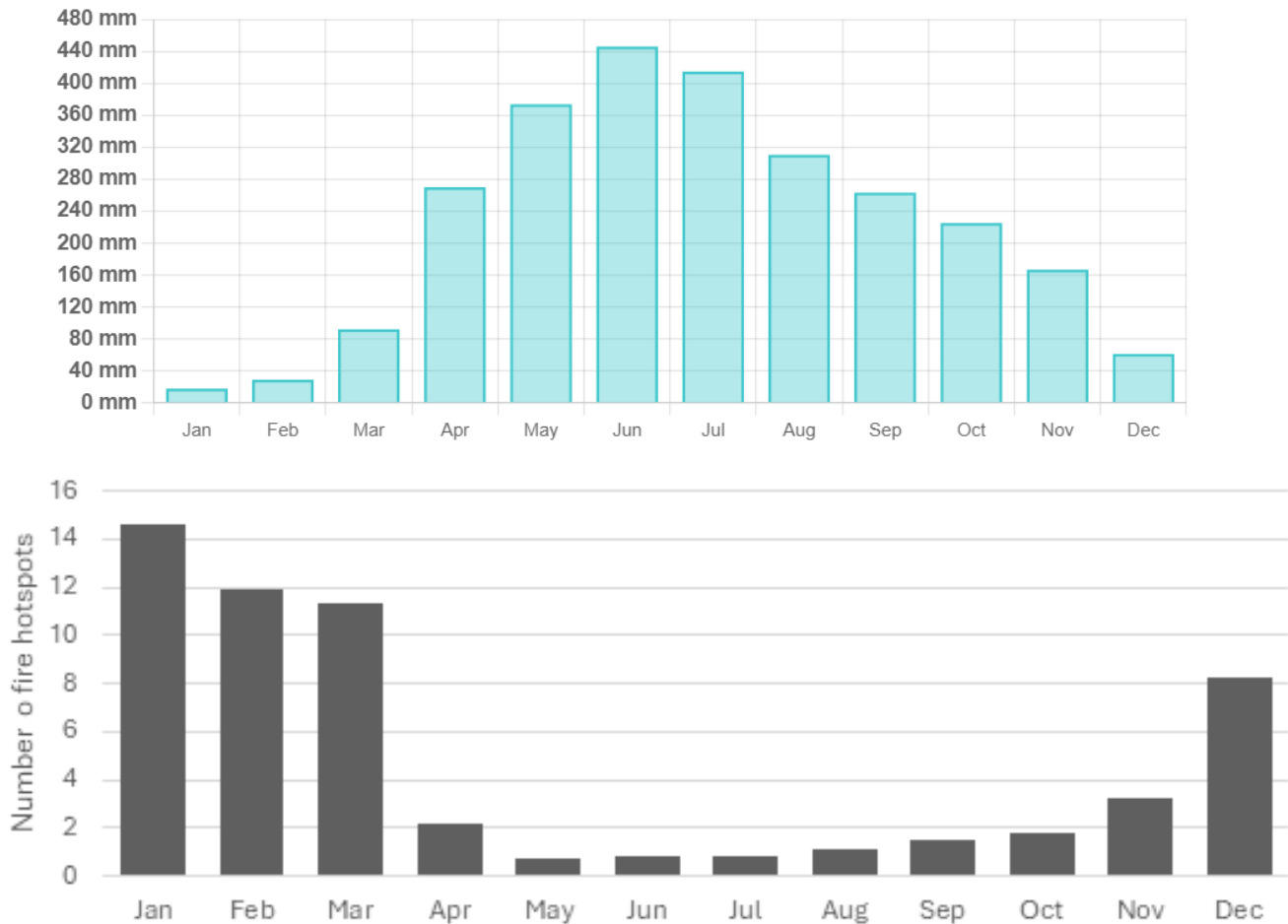


Figura 54. Arriba, precipitación media mensual en Puerto Carreño, Vichada (total 2675 mm/año, según weather-and-climate.com. Abajo, se presenta el promedio de ocurrencia de incendios forestales por mes (2000-2024) para todo el departamento de Vichada monitoreado por FIRMS, los cuales como se puede observar siguen una tendencia inversa a la de las precipitaciones.

en el periodo 2019-2024, para un total de 7368 celdas en las que se registró al menos una vez uno de los 2 eventos y posteriormente ingresada al software GeoDa en el que se creó una matriz de pesos utilizando un orden de contigüidad de 1 en formato reina (8 conexiones de vecindad).

En GeoDa se realizó un análisis de correlación espacial (Figura 56) entre estas dos variables (incendios y rayos) utilizando el índice de Moran bivariado local (I) para determinar si las ubicaciones de estos eventos estaban relacionadas entre sí o no. Como se puede observar en la Figura 51, entre los años 2019 y 2024 se registraron un total de 12.316 incendios y 806 caídas de rayos, siendo 2024 el año con menos incendios con 1.155 y 2020 el año con más registros con 3.204, con una media de 2.052 incendios registrados.

En cuanto a los rayos, el año con menos eventos fue 2019 con 25 y el año con más fue 2024 con 413 eventos hasta el momento. Vale la pena reiterar que febrero es un mes en medio de la estación seca con poca nubosidad, lo que por cierto también es ventajoso para la cobertura de imágenes satelitales. Esta falta de nubes tampoco es propicia para la caída de rayos, que en Vichada son más frecuentes hacia el final de la temporada de lluvias (octubre-noviembre), como lo respaldan otros estudios (Holzworth et al. 2019) del hemisferio norte.

Se realizó un análisis de correlación espacial de forma anual. No se encontró correlación espacial entre los focos de incendios y los eventos de caída de rayos, ya que los índices de Moran cercanos a 0 son un indicador de la ausencia de correlación

espacial, no hay un patrón claro en los datos y se distribuyen aleatoriamente en el espacio sin una relación de proximidad espacial entre ellos. Para el año 2019, de 5912 cuadrículas analizadas, 461 presentaron valores p iguales a 0,05, de las cuales 114 fueron iguales a 0,001, indicando que con un nivel de confianza mayor al 95% los resultados no son fruto del azar, en este caso, significa que el patrón espacial es significativamente aleatorio. En 2020, 1032 cuadrículas presentaron valores p = 0,05 y 95 valores iguales a 0,001, en 2021 hubo 440 cuadrículas con p = 0,05 y 143 con p = 0,001, en 2022, 437 cuadrículas con p = 0,05 y 271 con p = 0,001, en 2023 559 con p = 0,05 y 119 con p = 0,001 y en 2024 251 con p = 0,05 y 253 con p = 0,001. Sin embargo, las áreas no significativas (áreas grises) son la mayoría de las

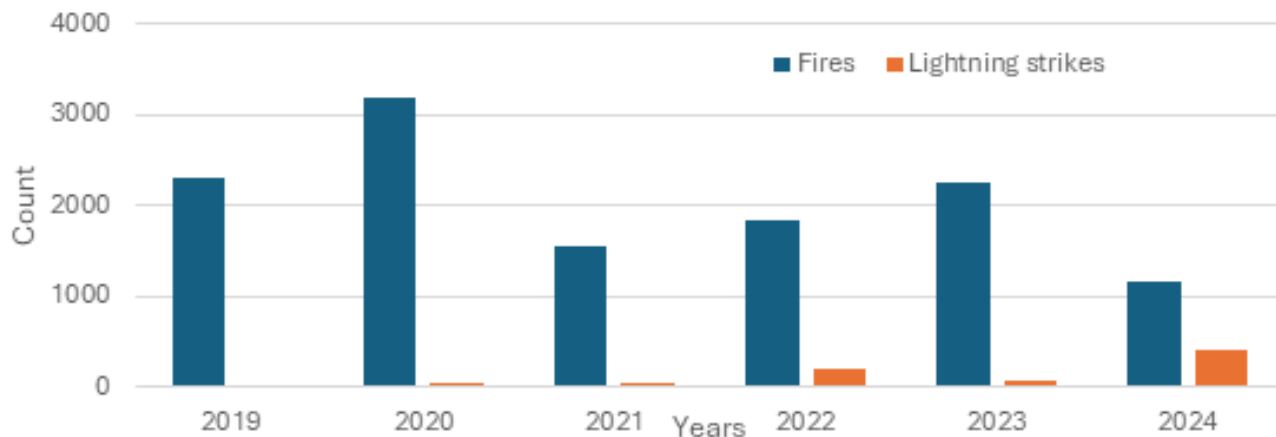


Figura 55. Número de puntos críticos de incendios (detectados por FIRMS) y rayos por año (según la red Blitzortung) de 2019 a 2024 en Vichada.

Property	Value
type	custom
symmetry	unknown
file	LS_Fires_V.gal
id variable	id
# observations	7368
min neighbors	0
max neighbors	8
mean neighbors	2.04
median neighbors	2.00
% non-zero	0.03%

Figura 56. Parámetros usados en GeoDA.

cuadrículas en todos los años, lo que indica que no hay suficiente evidencia estadística para concluir que el patrón aleatorio no es resultado del azar. Moran $I = 0$ sugiere que los incendios forestales no están ocurriendo en áreas vecinas a los lugares de impacto de rayos de manera consistente. No existe un patrón claro que permita afirmar que las zonas cercanas con muchos rayos tienden a tener más o menos incendios.

Un valor $p = 0,05$ confirma que la falta de relación espacial entre rayos e incendios no es una cuestión de azar. La distribución espacial de ambas variables es significativamente aleatoria: no hay agrupamiento ni dispersión de incendios en función de los rayos, y esta aleatoriedad está bien definida estadísticamente, como se puede apreciar también en las Figuras 57 y 58.

En este caso, la conclusión sería que en la región analizada (todo el

departamento de Vichada) no existe una relación espacial entre los rayos y los incendios forestales. Los incendios no parecen concentrarse en zonas con muchos rayos ni alejarse de ellas, y esta falta de relación no es aleatoria, sino que es un patrón confirmado estadísticamente. Además, se detectan muchos más focos de incendios que eventos de rayos.

Por lo tanto, se puede considerar que otros factores, además de los rayos, presumiblemente el impacto humano, podrían estar influyendo en la ocurrencia de la mayoría de los incendios forestales en la región de estudio. Los mapas de conglomerados también muestran que la mayor acumulación de estos se da en las cuadrículas con alta acumulación de incendios, pero se observa una baja presencia de rayos en general para todos los años analizados, en comparación con los puntos calientes de incendios. Otros estudios en entornos similares como el Cerrado brasileño (Pinto et al. 1996) muestran que se ha encontrado que entre el 1 y el 2 % de los rayos causan incendios, lo que, aunque todavía es considerable dado el número de eventos de rayos, sigue siendo significativamente menor que el número de puntos calientes de incendios. Los ambientes de sabana (pastizal) en la Orinoquia pueden transformarse en sabanas boscosas y eventualmente en bosques, si cesan las perturbaciones antropogénicas, como se

ha documentado científicamente durante décadas, por ejemplo, en el Centro de Investigación Carimagua de Agrosavia (antes Corpoica) ($71^{\circ}18'25.9''W$, $4^{\circ}33'22.2''N$) (Rippstein et al., 2001; Torrijos, 1996) y por otras investigaciones (Castro-Lima & Meza-Elizalde, 2021). El terreno utilizado para la investigación de Agrosavia nunca fue deforestado y ha seguido evolucionando a través de la sucesión natural hasta convertirse en un bosque (bosque de baja densidad, según la clasificación Corine Landcover (IDEAM, 2014)). El contraste con las propiedades vecinas que han continuado siendo quemadas inmediatamente al norte es bastante marcado, como se muestra en las Figuras 51 y 52, y también contrasta con algunas áreas de propiedades de Carimagua que continúan siendo pastoreadas por ganado en pastizales artificiales convertidos en pastos africanos.

En la Orinoquia, la dinámica natural del fuego y la adaptación de los árboles y otra vegetación a él, junto con condiciones particulares del suelo (por ejemplo, zonas de inundación), favorecen la creación de formaciones temporales en las que predominan una o pocas especies (Acero, 2005; Lasso & Rial, 2013). Si las perturbaciones, especialmente el fuego, cesan o se espacian en el tiempo, estas se transforman gradualmente en formaciones más diversas y complejas (Cardona-Gran-

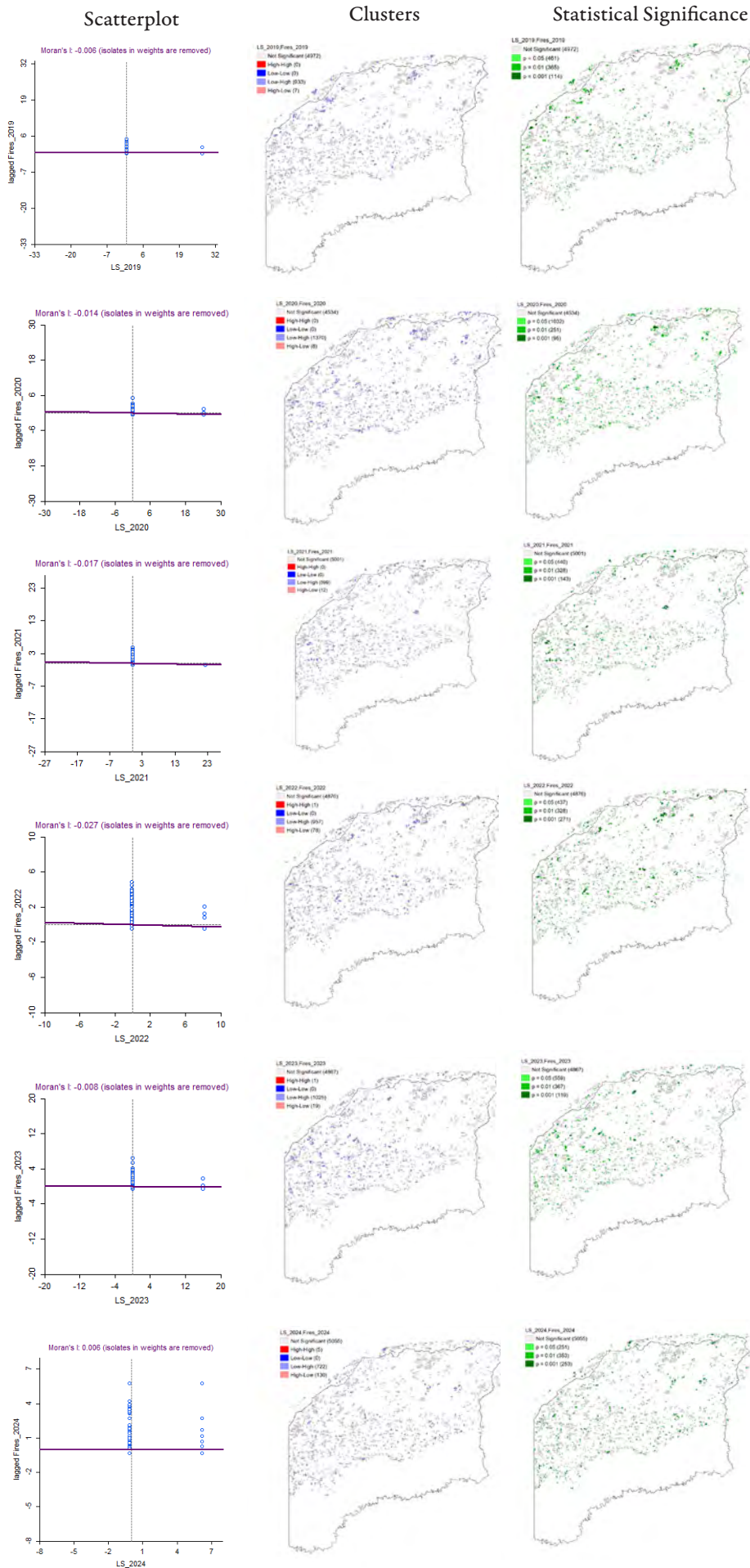


Figura 57. El análisis de correlación (2019-2024) entre la detección de puntos de impacto de rayos en Vichada según la base de datos histórica en línea Blitzortung y el sistema de monitoreo de puntos críticos de incendios FIRMS para febrero (el mes con más incendios) confirma que a) el número de rayos es menor que el número de incendios detectados en la región y b) no existe una relación espacial aparente entre los puntos de incendio y los rayos, por lo que la mayoría de los incendios forestales deben iniciarse con otros medios, presumiblemente por personas que queman la sabana a propósito.

da & Villanueva-Rojas, 2023; Minorta-Cely & otros, 2020).

Algunos de estos son:

- MORICHALES. Predominio de la palma moriche (*Mauritia flexuosa*).
- SALADILLALES. Predominio del saladillo rojo (*Caraipa llanorum*) o saladillo blanco (*Vochysia lehmannii/V. venezuelana*).
- CARUTALES. Predominio del caruto (*Genipa americana var. caruto*)
- Yopales. Predominio del yopo, *Anadenanthera peregrina*.
- CHAPARRALES. Predominio de chaparro (*Curatella americana/Byrsonima spp*)
- ALCORNOCALES. Predominio de alcornoco (*Bowdichia virgilioides*)
- CONGRIALES. Predominio del congrio (*Leptolobium nitens*)

Al igual que ocurre con otras especies forestales, como *Pinus ponderosa* (O'Hara, 2005) en otras latitudes, debido a la sociabilidad de estas especies consigo mismas y con otras, su adaptación para regenerarse y crecer desde jóvenes en plena exposición solar, tolerancia e incluso tendencia a la monoespecificidad, las bajas densidades por hectárea a las que suelen presentarse espontáneamente en pastizales arbolados.

Su tolerancia o adaptación al fuego no demasiado frecuente ni demasiado intenso, además de la buena forma forestal y autopoda de algunas de ellas (como Alcornoco y Saladillo) cuando no son frecuentemente afectados por incendios, permiten pensar en establecerlos artificial-

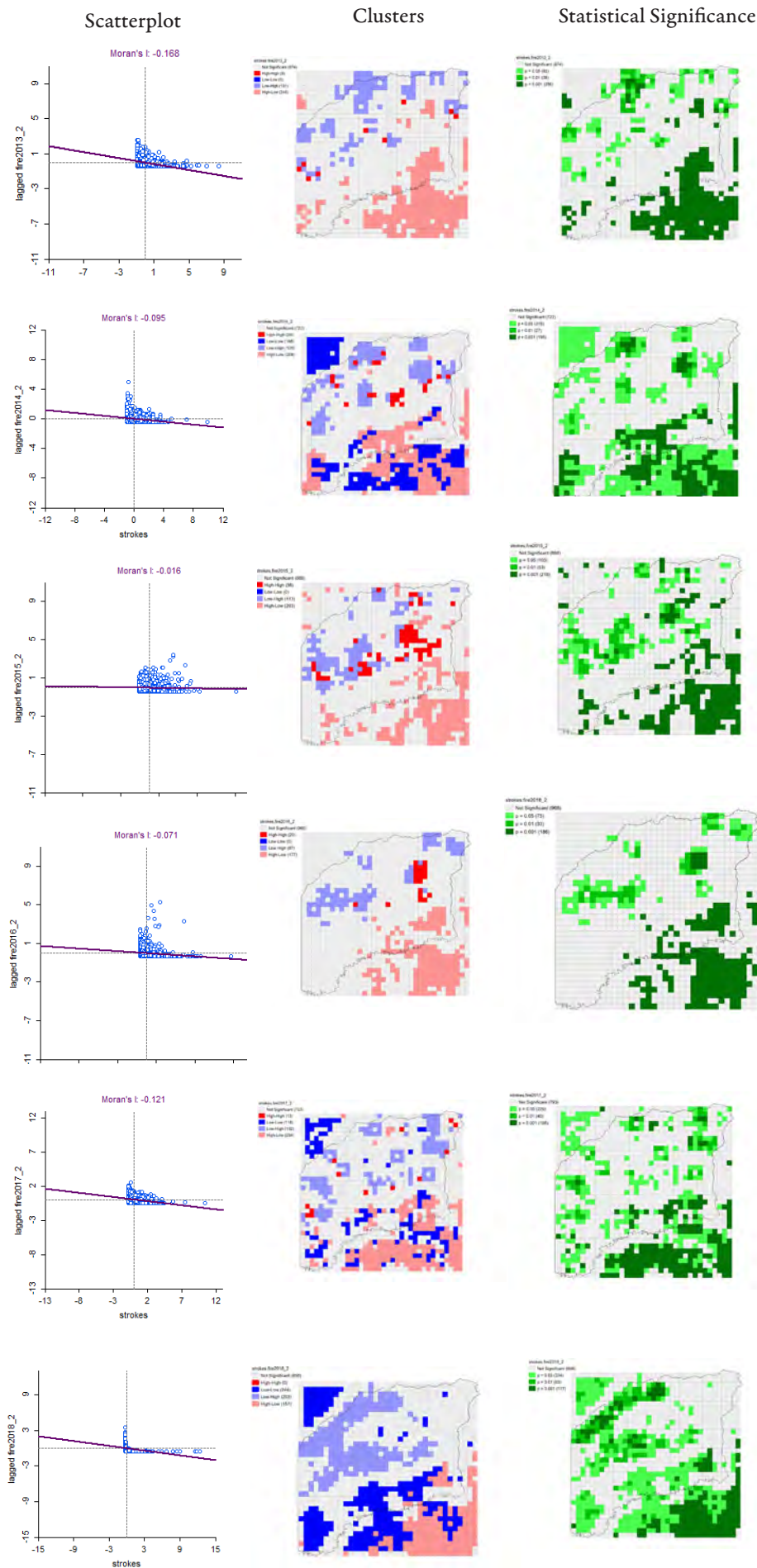


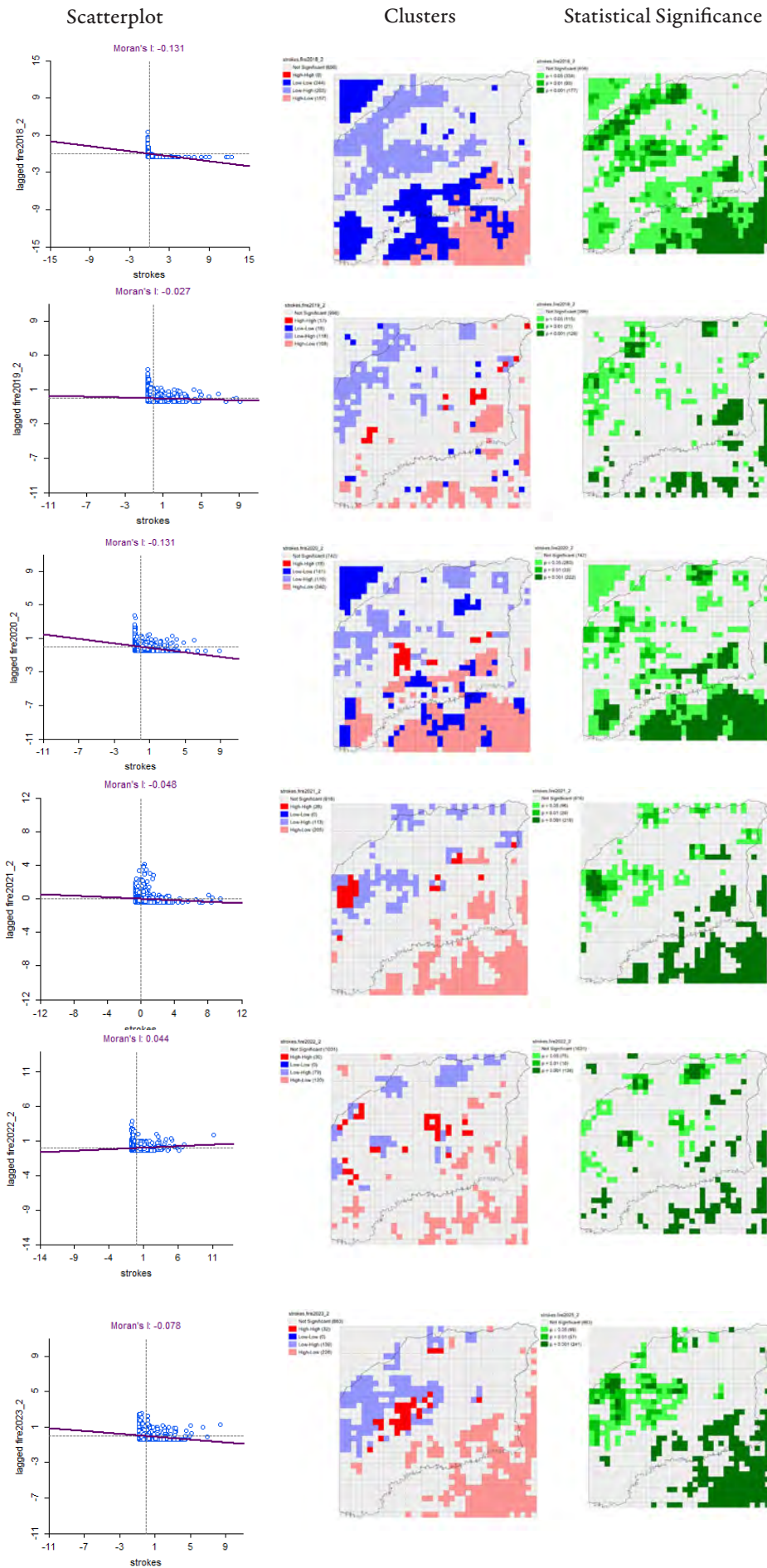
Figura 58. El análisis de correlación (2019-2024) entre la detección de puntos de impacto de rayos en Vichada según la base de datos histórica en línea Blitzortung y el sistema de monitoreo de puntos críticos de incendios FIRMS para febrero (el mes con más incendios) confirma que a) el número de rayos es menor que el número de incendios detectados en la región y b) no existe una relación espacial aparente entre los puntos de incendio y los rayos, por lo que la mayoría de los incendios forestales deben iniciarse con otros medios, presumiblemente por personas que queman la sabana a propósito.

mente para su manejo como plantaciones forestales regulares o irregulares, varias de ellas en terrenos que lo harían imposible o prohibitivo. Plantar con especies forestales tradicionalmente introducidas.

La tolerancia al fuego es una característica muy importante, que los hace más resilientes a las conflagraciones forestales y al cambio climático, e incluso abre la puerta al manejo del fuego como herramienta silvicultural, como se hace en otras latitudes (Boby et al., 2023) con especies de estas características (como el pino de Virginia, *Pinus palustris*) mediante quemas controladas (Kirkman & Jack, 2017; Outcalt, 2000), ya sea para estimular la regeneración, y prevenir incendios incontrolados de mayor magnitud y por tanto más destructivos, así como como proteger el nivel freático reduciendo el número de árboles por hectárea, reduciendo así la transpiración, estimular la germinación de semillas de las especies objetivo, etc. (Nyland, 2016).

Una plantación biodiversa puede reconocerse (Andres et al., 2023) como una que se refiere a una comunidad vegetal autosuficiente y resistente a perturbaciones que contiene una mezcla de especies nativas de diferentes orígenes con rasgos funcionales, que a su vez respaldan funciones clave de la comunidad de referencia en la que se estableció.

La reforestación biodiversa presenta una alternativa eficaz a los monocultivos para el secuestro de carbono y la consiguiente generación de volúmenes significativos de



madera y, por lo tanto, el secuestro de carbono, con cobeneficios reconocidos para la conservación (Bekesy y Wintle, 2008; George et al., 2012; Standish y Hulvey, 2014) y beneficios positivos para la salud y el bienestar humanos (Russell et al., 2013; Speldewinde et al., 2015; Turner-Skoff y Cavender, 2019). La provisión de servicios ecosistémicos es mayor cuando se seleccionan mezclas diversas de especies nativas para plantaciones de restauración en comparación con monocultivos de árboles (Bullock et al., 2011; Hua et al., 2016; Lamb, 2018). Por ejemplo, las plantaciones biodiversas brindan mejores servicios de aprovisionamiento, como como la calidad del agua y la estructura del hábitat, mayor disponibilidad de nutrientes del suelo (Cunningham et al., 2015) y mayor productividad (Cardinale et al., 2012) en relación con las mezclas de baja diversidad. Las plantaciones biodiversas con especies nativas también es probable que produzcan una mayor regulación servicios a largo plazo, debido a su capacidad de adaptarse al clima y a perturbaciones como incendios, sequías y herbivoría (Cunningham et al., 2015; Gong et al., 2020).

Con todo el contexto ecológico y de silvicultura brindado a lo largo de este documento, presentamos también evidencia fotográfica de la evolución de las sabanas en las tierras manejadas por INVERBOSQUES y en las tierras que se están evaluando para la expansión de las plantaciones en las Figuras 61, 66 y 72 a 77 cuando se reducen los incendios provocados por el hombre.

Estas fotografías, al igual que los datos históricos sobre incendios forestales en Vichada y en las tierras de INVERBOSQUES (Figuras 49 y 51), dejan en claro que la sucesión natural de árboles en la sabana ocurre naturalmente, pero se ve obstaculizada activamente por demasiados eventos de incendios causados por humanos, de los cuales las tierras de INVERBOSQUES no están exentas.

1969

1985



2013

2023



Figura 59. Cambios en la cobertura del suelo en la estación de investigación Carimagua (<https://maps.app.goo.gl/YULSmRFekMypxFYN9>) de Agrosavia antes y después de la investigación de Torrijos (1996) a mediados de los años 1990. La flecha apunta al sitio de investigación real, pero la progresión del bosque cerca del bosque de galería se puede ver claramente en contraste con las propiedades vecinas al norte a través del bosque de galería y la laguna Carimagua.

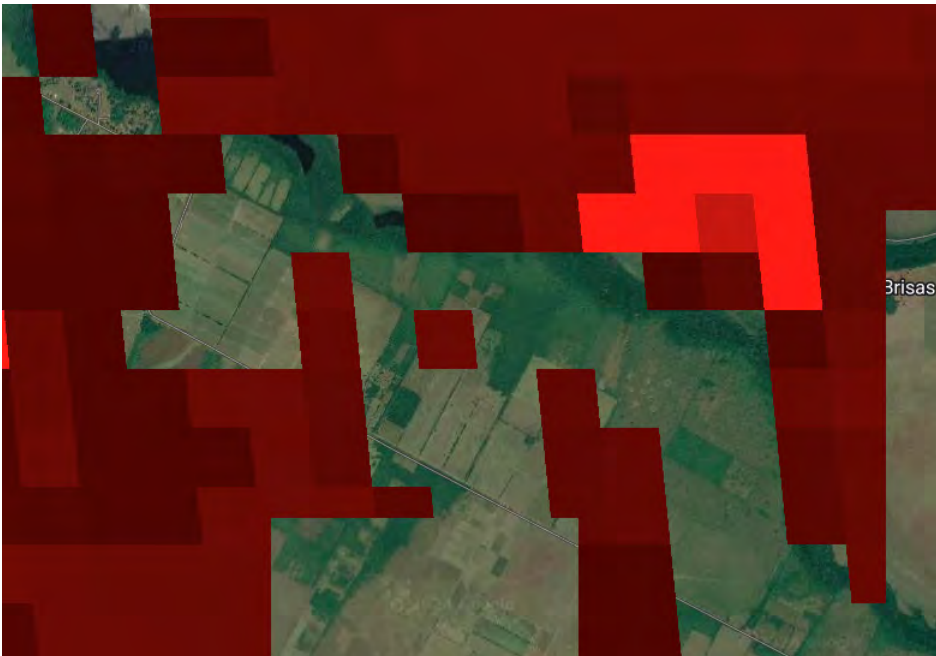


Figura 60. Incendios en los alrededores de la estación de investigación Carimagua 1999-2024 según datos satelitales MODIS <https://code.earthengine.google.com/ab42ef68ef7b4cb5f10d13847fc0c591>

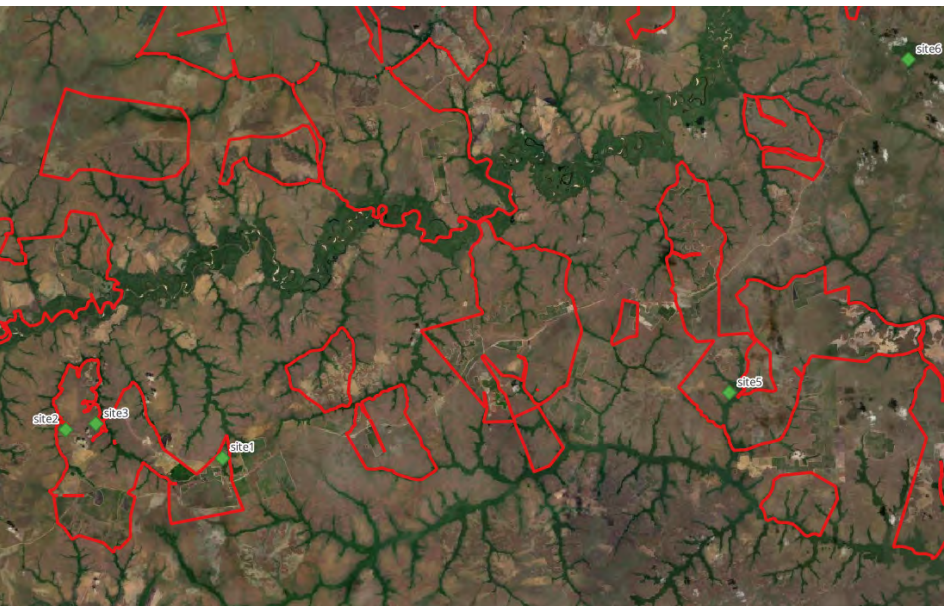


Figura 61. Sitios que se encuentran dentro de los huecos de los incendios detectados por MODIS entre 2000 y 2024 en o cerca de las propiedades actuales y futuras administradas por Inverbosques. Se visitaron en el campo y se tomaron imágenes aéreas con drones que se muestran en las siguientes páginas.

También se ve que cuando por casualidad un área obtiene un respiro de los incendios por unos años, el desarrollo nuclear de arboledas es fácilmente aparente. Estas arboledas pueden persistir a través de eventos de incendios naturales, moderados y fríos causados por rayos en la estación húmeda. Como estos incendios no suelen ser anuales, los árboles de la sabana boscosa tienen tiempo suficiente para desarrollar un tamaño y una altura de tallo suficientes, jun-

to con estructuras adaptadas al fuego, como una corteza resistente al fuego y órganos subterráneos como los xilópodos, como se ha comentado en secciones anteriores de este documento.

Este proceso natural es lento porque el banco de semillas de los árboles en la sabana se ha agotado por décadas de incendios demasiado frecuentes e intensos en la estación seca, y porque la competencia con-

tra las gramíneas es muy dura para las plántulas de árboles. Los entornos como la grava plintita y los sitios rocosos tardan mucho más en recuperarse que los sitios moderadamente húmedos cerca del bosque de galería, donde la lluvia de semillas puede ayudar a la colonización de los árboles. La silvicultura cercana a la naturaleza aumentaría la cubierta arbórea mucho más rápido que los procesos naturales debido a esto.

Los sitios muy húmedos también pueden tardar más en recuperarse, ya que el agua puede ser demasiado profunda o correr a demasiada velocidad durante gran parte del año para permitir que las semillas se asienten y que las plántulas echen raíces. En estos sitios, la hierba también suele crecer más alta y las matas son más densas debido a la mayor disponibilidad de humedad incluso hasta bien entrada la estación seca, por lo que es más difícil para los árboles competir por la luz y otros recursos, sin mencionar que la hierba más alta también arde más caliente y durante más tiempo que la hierba más corta, similar al césped, en montículos rocosos o sitios de grava cuando hay incendios.

También es digno de mención que, según el Artículo 2 de la Resolución 200.41-11.1130 de la entidad de control ambiental CORPORINOQUIA, emitida en 2011, no se permite mecanizar ni sembrar con tractores una franja de protección de 100 m alrededor del bosque de galería. El suelo en estas áreas no se puede rociar con insecticidas ni fertilizantes, enmiendas de suelo, etc. Esto crea una enorme zona de protección donde las sabanas pueden continuar sin intervención.

Si tomamos en cuenta las áreas que INVERBOSQUES maneja actualmente y las áreas prospectivas que se están considerando, esto es más de 162.000 hectáreas de tierra, de las cuales con dicha franja de 100 m, más del 15% de esas áreas quedarían excluidas de la plantación tradicional y permanecerían como sabanas

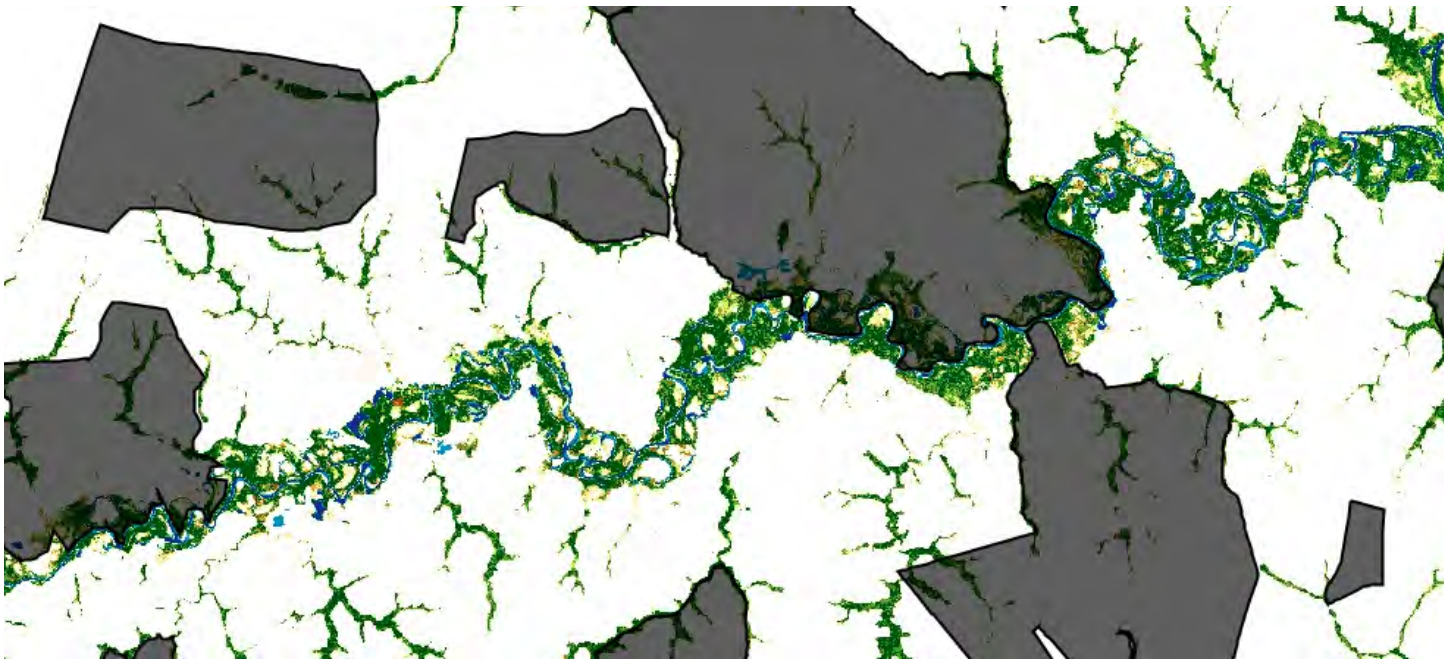


Figura 62. Visualización del conjunto de datos de [Tropical Moist Forest \(TMF\) dataset](https://code.earthengine.google.com/ac9b38ae1bf75c310cb32faab238d58b) (Vancutsem et. al. 2021), disponible por el Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea de algunas áreas forestales dentro de la región de Inverbosques (centradas en X= 68°22'6.48"W e Y= 5°45'12.53"N (<https://maps.app.goo.gl/sUUmFkwswwSiVCav7>)). El verde oscuro muestra un bosque intacto, y los otros tonos más claros que cambian a amarillo muestran niveles de perturbación que, como se puede ver aquí, son extensos y se deben a incendios que erosionan los límites del bosque de galería. Este análisis se puede reproducir ejecutando el código GEE en <https://code.earthengine.google.com/ac9b38ae1bf75c310cb32faab238d58b>.

sometidas a los procesos naturales de fuego y colonización de árboles. Un 8,3% adicional (13.500+ hectáreas) también está cubierta de bosque de galería, y esto no toma en cuenta el área cubierta por sabanas arboladas relativamente ralas como la de la Figura 71.

También se puede ver en las Figuras 49, 51, 62, 60 y en los Cuadros 1 y 2 que las Áreas que INVERBOSQUES cubre o está considerando cubrir han sufrido incendios durante décadas, a veces cubriendo casi el 40% de toda el área y en promedio en un año determinado el 19% se quemó al menos una vez. Estos incendios han causado una degradación repetida y continua de los bosques de galería y los ambientes de sabana, y han sido un obstáculo para la sucesión natural de árboles de una manera que la dinámica natural de los incendios en la sabana no lo habría sido, como ya se ha demostrado que la mayoría de los incendios en la región no son iniciados por causas naturales.

Realizamos análisis adicionales de la cobertura del suelo, los impactos de los incendios y la correlación espacial de los eventos de rayos/

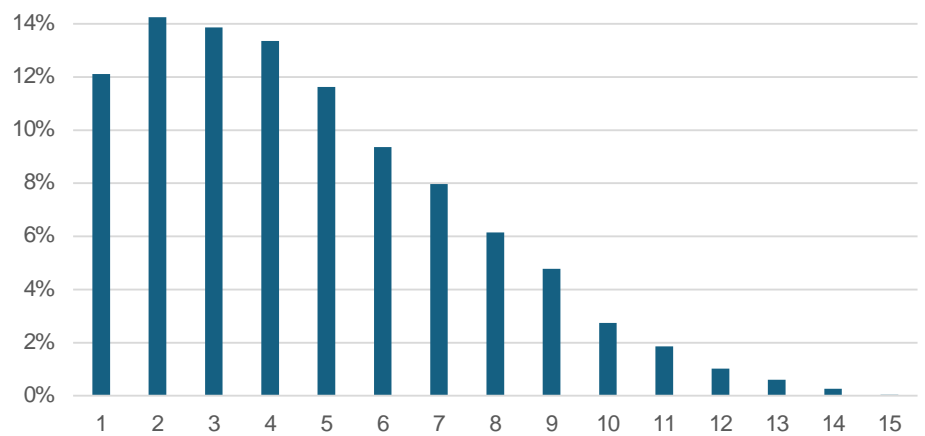


Figura 63. Porcentaje del total de la superficie de Inverbosques que se ha quemado al menos una vez.

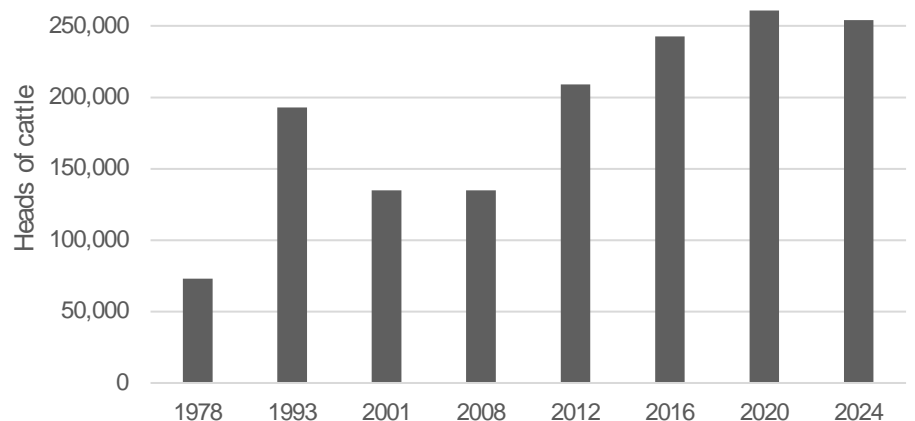


Figure 64. Estadísticas de ganado de Vichada en años en que se dispone de datos censales (Ministerio de Agricultura).

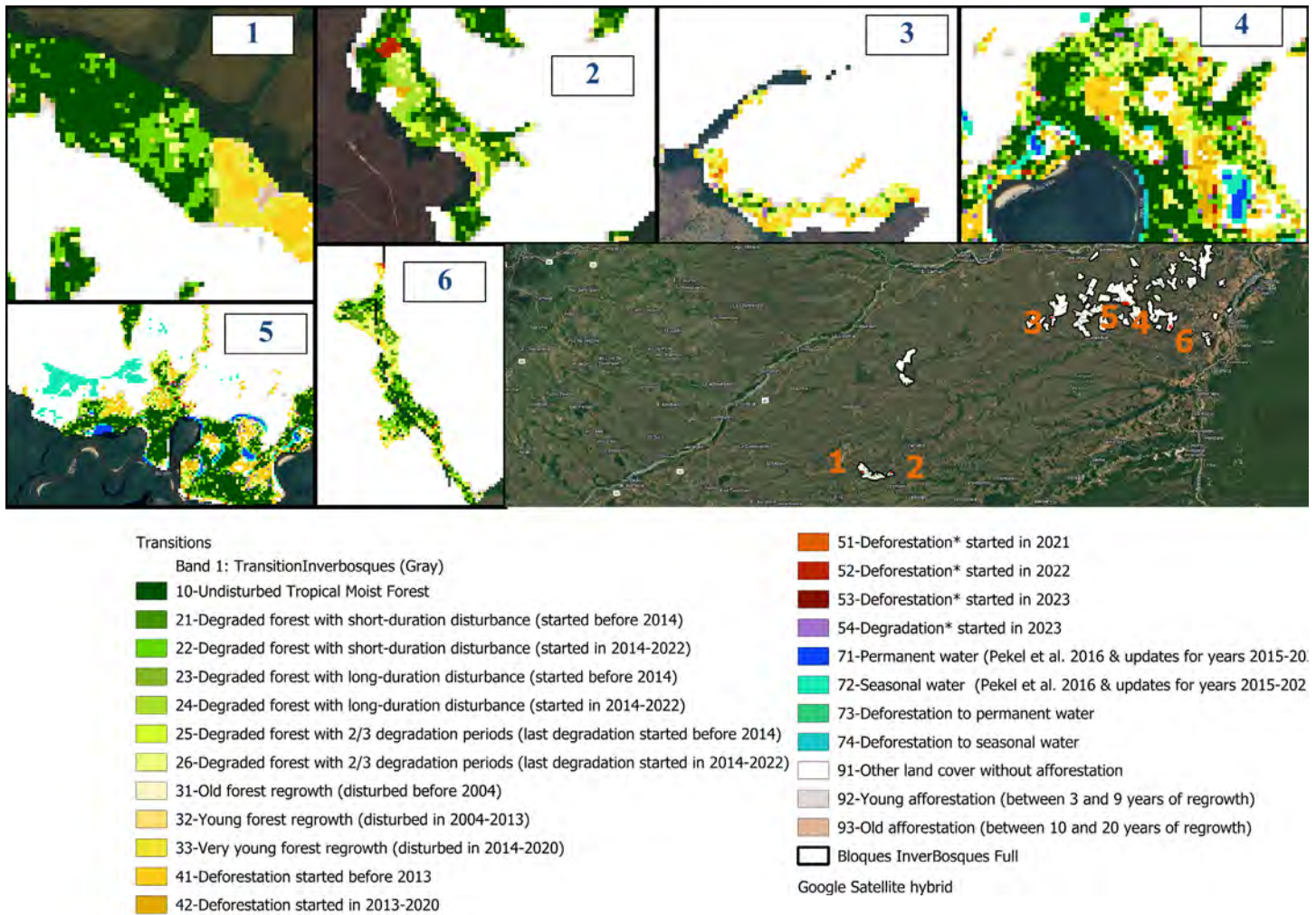


Figura 65. Ejemplos particulares de pérdida de cobertura forestal en tierras manejadas por Inverbosques según [Tropical Moist Forest \(TMF\) dataset](#) (Vancutsem et. al. 2021), Disponible en el Centro Común de Investigación (JRC) de la Comisión Europea. Este análisis se puede reproducir ejecutando el código GEE en <https://code.earthengine.google.com/ac9b38ae1bf75c310cb32faab238d58b>. Un resumen del cambio de cobertura terrestre se puede ver en la Tabla 1.



Figura 66. Vista aérea de la sabana arbolada en predios de Inverbosques, con un bosque más desarrollado y matorrales nucleares más pequeños en expansión con pastizales en el medio, en áreas que han escapado a los incendios durante algunos años.

Table 1. Cambios en la cobertura forestal en tierras bajo manejo de Inverbosques en los últimos 10 años.

Category	Hectares
Undisturbed Tropical Moist Forest (TMF)	4595.4
Degraded forest with short-duration disturbance (started before 2014)	1349.55
Degraded forest with short-duration disturbance (started in 2014-2022)	1294.29
Degraded forest with long-duration disturbance (started before 2014)	127.62
Degraded forest with long-duration disturbance (started in 2014-2022)	118.62
Degraded forest with 2/3 degradation periods (last degradation started before 2014)	450.72
Degraded forest with 2/3 degradation periods (last degradation started in 2014-2022)	1918.62
Old forest regrowth (disturbed before 2004)	29.61
Young forest regrowth (disturbed in 2004-2013)	188.1
Very young forest regrowth (disturbed in 2014-2020)	820.35
Deforestation started before 2013	1377.36
Deforestation started in 2013-2020	210.51
Deforestation* started in 2021	27
Deforestation* started in 2022	90.54
Deforestation* started in 2023	0.99
Degradation* started in 2023	239.04
Permanent water (Pekel et al. 2016 & updates for years 2015-2021)	140.94
Seasonal water (Pekel et al. 2016 & updates for years 2015-2021)	207.36
Deforestation to permanent water	1.35
Deforestation to seasonal water	31.95
Other land cover (mostly savanna)	152,545.4
Young regeneration (between 3 and 9 years of regrowth)	1043.1
Old regeneration (between 10 and 20 years of regrowth)	224.01
Total	167,032.4

incendios. Un análisis que es particularmente relevante es el que se ve en la Figura 49, para las áreas que se han quemado en el período 2001-2024 (el período de tiempo en el que el programa satelital MODIS que monitorea los incendios forestales ha estado activo).

Hay áreas en las tierras administradas o prospectivas de INVERBOSQUES que se han quemado hasta 15 veces durante los últimos 24 años (Figura 51). En promedio, cada cel-

da de la cuadrícula se ha quemado 5 veces. Más de 144 kha de los más de 160 kha (88% del total) analizados en los polígonos se han quemado al menos una vez, y el 12% de la superficie solo se ha quemado una vez, el 14% 2 o 3 veces (Figura 59).

En un año cualquiera entre 2001 y 2024, se han quemado en promedio 28,2 kha cada año. Algunos años se ha quemado hasta el 40% del área, y aunque en años posteriores los incendios han disminuido debido a las

Table 2. Superficie quemada por año en tierras de Inverbosques.

Year	Burned area in hectares
2001	40,992.50
2002	34,585.70
2003	42,858.10
2004	74,350.60
2005	50,856.80
2006	41,725.50
2007	54,892.30
2008	47,467.00
2009	44,548.50
2010	30,972.10
2011	27,178.10
2012	26,191.60
2013	35,609.60
2014	24,065.10
2015	25,581.80
2016	33,463.00
2017	11,483.10
2018	19,319.70
2019	4,225.61
2020	40,395.90
2021	9,939.98
2022	17,695.10
2023	7,481.82
2024	5,841.87

medidas de prevención y extinción de incendios de INVERBOSQUES, en 2020, más del 28% del área se quemó al menos una vez, el mayor incendio desde 2009, lo que demuestra que aún pueden ocurrir incendios extremos.

Además de esto, un análisis preliminar de la cobertura terrestre da como resultado 15 kha clasificadas como áreas donde ahora podría haber bosque de galería, pero no es así debido a que los incendios artificiales están devorando los bordes del bosque ripario existente. Muchas más áreas podrían haberse converti-

Table 3. Muestras de análisis de suelos tomadas en la región de Inverbosques. Ver Figura 62 para ubicaciones.

Variables	Units	Site Type and Site Sampling Code										
		Gallery forest CT02-01	Savanna 1 CT02-02	Savanna 2 CT02-03	Savanna 3 CT02-04	Savanna 4 CT02-05	Savanna 5 CT02-06	Savanna 6 CT02-07	Savanna 7 CT02-09	Saladillo woodland1 Saladilla1	Saladillo Woodland2 Saladilla2	Saladillo Woodland3 Saladilla1
Sand	%	36	54	62	62	64	80	84	82	48	50	58
Loam	%	46	36	32	32	30	18	14	14	46	46	34
Clay	%	18	10	6	6	6	2	2	4	6	4	8
Texture class	-	Loam	Loamy-sandy	Loamy-sandy	Loamy-sandy	Sandy loam	Sandy-loam	Sandy-loam	Sandy-loam	Loamy-sandy	Loamy-sandy	Loamy-sandy
pH	-	6.1	4.8	4.9	4.8	5.4	4.6	4.6	4.4	4.6	4.5	4.5
CE	dS/m	0.86	0.08	0.07	0.06	0.14	0.06	0.05	0.08	0.08	0.09	0.07
MO	%	6	2	2	1	1	1	1	1	2	1	2
N-NO3	mg/kg	47.4	27.1	24.8	22.6	20.3	18.1	24.8	27.1	22.6	18.1	24.8
N-NH4	mg/kg	49.8	48.2	38.1	30.3	43.6	17.9	17.1	37.3	43.6	42.8	28.8
P	mg/kg	15	13	2	3	13	5	6	5	3	6	3
Soluble P	mg/L	0.045	0.007	0.009	0.005	0.01	0.007	0.005	0.026	0.003	0.009	0.012
S	mg/kg	65.75	5.55	6.24	4.51	3.7	3.81	3.24	5.78	3.58	4.74	4.97
Al	cmol(+)/kg	0	1.17	1.34	1.48	0.37	1.75	1.36	1.71	1.92	1.8	1.84
Acidity	cmol(+)/kg	0	1.2	1.4	1.6	0.4	1.8	1.4	1.8	2	1.9	1.9
Ca	cmol(+)/kg	8.6	3.6	0.3	0.3	0.4	0.3	0.4	0.4	0.3	0.5	0.5
Mg	cmol(+)/kg	2.5	0.9	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
K	cmol(+)/kg	2.15	0.14	0.16	0.13	0.1	0.12	0.14	0.09	0.07	0.09	0.15
Na	cmol(+)/kg	0.22	0.28	0.21	0.15	0.22	0.18	0.26	0.28	0.31	0.25	0.28
CICE	cmol(+)/kg	13.53	6.09	2.19	2.31	1.31	2.62	2.38	2.77	2.9	2.89	3.06
Al Saturation	%	0	19.2	61.3	64.2	28.4	66.7	57.1	61.8	66.1	62.2	60.1
Ca Saturation	%	63.9	58.9	12.9	11.6	32.4	11.7	15.6	15.8	11.2	16.5	17
Mg Saturation	%	18.6	14	3.8	6.5	12.9	5.6	7.5	6.2	6.1	6.3	5.5
K Saturation	%	15.9	2.4	7.3	5.6	8	4.4	5.7	3.3	2.5	3.1	4.9
Na Saturation	%	1.6	4.6	9.5	6.8	16.8	6.9	10.9	10	10.6	8.6	9.3
Ca/Mg	-	3.4	4.2	2.2	1.4	2.5	1.7	2.1	2.5	1.9	2.6	3.1
Mg/K	-	1.2	5.9	0.8	1.8	1.8	1.5	1.3	1.9	2.4	2	1.1
Ca/K	-	4	25	1.8	2.1	4.1	2.6	2.8	4.8	4.4	5.3	3.5
Ca+Mg/K	-	5.2	30.9	2.5	3.6	5.7	4.2	4.1	6.7	6.8	7.3	4.6
Fe	mg/kg	31.3	90.4	81.5	106.3	61.3	98.4	91.6	93.7	100.3	105.2	110.4
Mn	mg/kg	5.1	9.9	8.8	10.3	7.4	10.2	12.1	13	11.7	10.7	12.6
Cu	mg/kg	2.2	5.3	4.4	6.1	3.8	6.3	5.5	7.1	6.3	5.7	6.7
Zn	mg/kg	1.5	2.3	2.4	2.9	1.9	2.5	2.6	3.1	2.7	3.2	3.4
B	mg/kg	0.28	0.63	0.67	0.5	0.74	0.11	0.15	0.18	0.16	0.26	0.31



Figura 67. Sitios de recolección de muestras de suelo para este estudio. Resultados en la Tabla 3. Los sitios se representan también en las Figuras 72 y 77.

do en bosques de sabana en diferentes etapas de cobertura arbórea si no fuera por los incendios demasiado frecuentes.

Las figuras 62, 65 y 68 muestran un área ilustrativa de bosque de galería perdido en áreas donde el fuego ha devorado el bosque de galería, como

es evidente. Cabe destacar que en el análisis antes mencionado, la sabana boscosa (como los saladillales) no se ha separado de la sabana sin árboles, aunque podrían estarlo, con el conjunto de datos GEE de altura de dosel de META, como se ve en la Figura 71. La aplicación GEE para

ver esto está en este enlace.

El análisis de incendios que se muestra en la Figura 51 solo cubre los años para los que, como se indicó anteriormente, hay datos disponibles, que son menos de 25 años. La sucesión de árboles en entornos de sabana es lenta por las razones des-

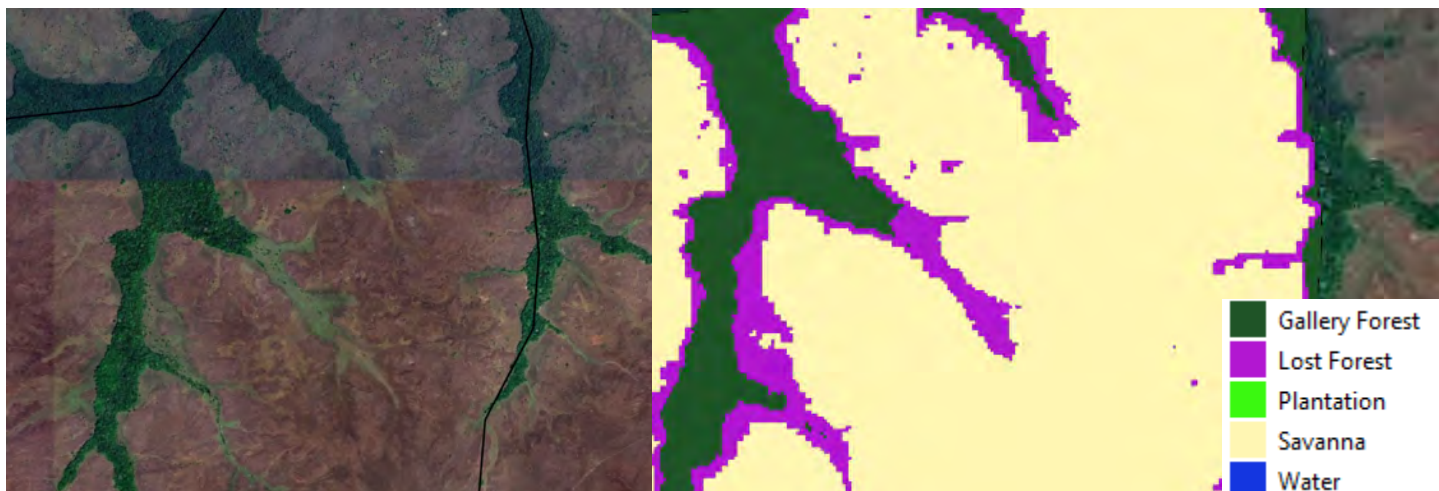


Figura 68. Ejemplos de pérdida de áreas de bosque ripario debido a incendios repetidos durante décadas en tierras de Inverbosques. La ubicación de este ejemplo se puede ver en este enlace. Es evidente incluso a simple vista que se ha perdido bosque.

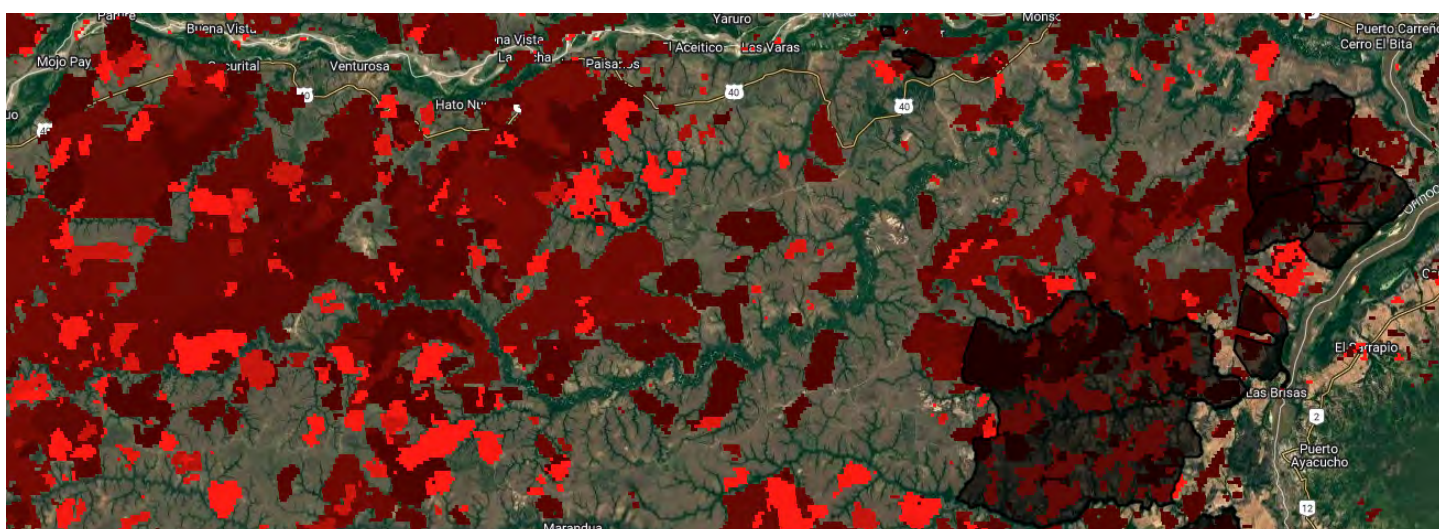


Figura 69. Incendios 2020-2024 en los resguardos indígenas cercanos al Orinoco, donde se siguen provocando incendios que se extienden hacia el oeste desde allí. Los recuentos en los resguardos son muy bajos, pero el inicio de incendios tiene un componente consuetudinario por la caza y también por la sola razón de que siempre se ha hecho.

critas en el documento, y los eventos de incendios en décadas anteriores al siglo XXI también habrían tenido impactos que presumiblemente obstaculizaron la sucesión de árboles, influyendo, por lo tanto, en la etapa de sucesión que la sabana y el bosque de galería lograron comenzar en 2000, de cuando tenemos datos.

Como la ganadería era más frecuente cerca de Puerto Carreño (donde se encuentran la mayoría de las propiedades administradas por INVERBOSQUES) en décadas pasadas que ahora (ha estado en un estado de declive constante desde que la economía de Venezuela se desplomó), se deduciría que los incendios provocados por el hombre eran al menos tan intensos en el pasado

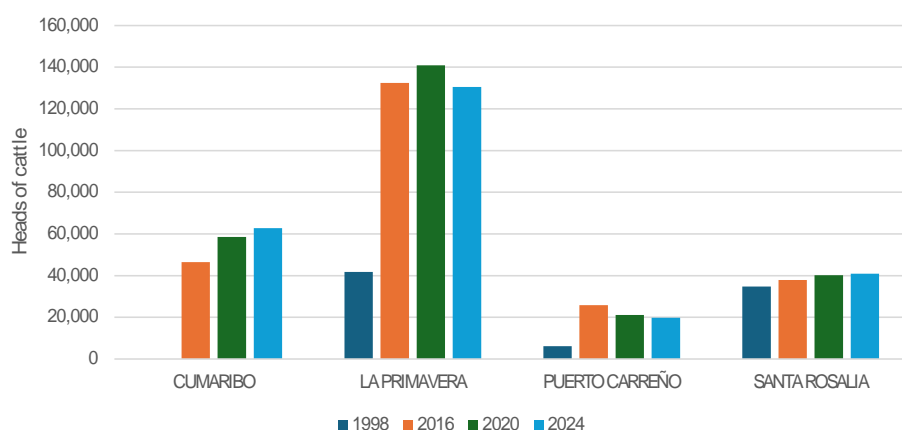


Figura 70. Recuento de ganado vacuno de los municipios del departamento del Vichada en los últimos 26 años.

como ahora, y probablemente más debido a la necesidad de quemar pasto para mantener a los rebaños más grandes que los de hoy alimentados con ganado tierno y el antiguo

y próspero comercio de ganado con Venezuela, que se agotó hace más de 15 años. La mayor parte del ganado de la región ahora se transporta al oeste para su venta (Gómez-Nore,

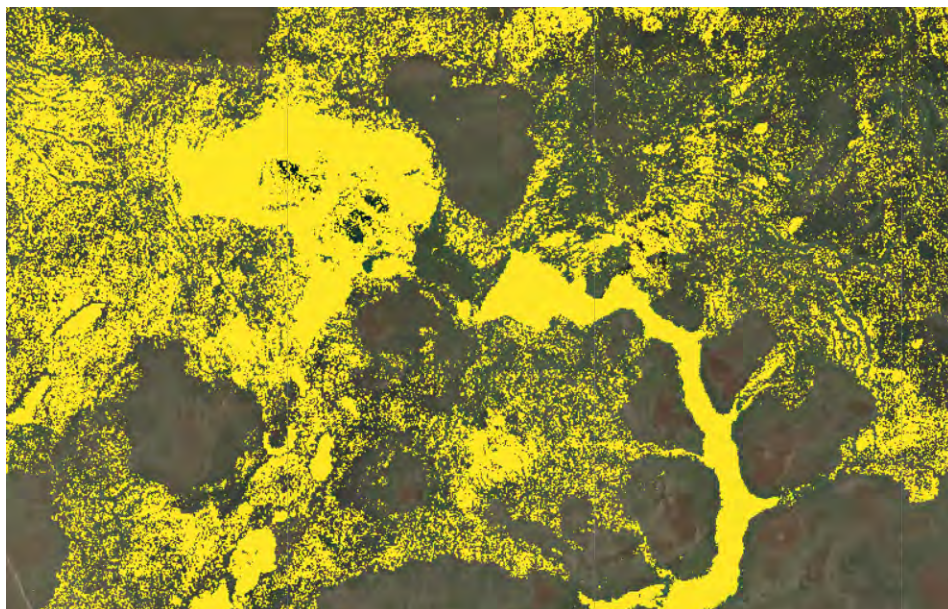


Figura 71. Bosque de sabana como se muestra en las imágenes de la Figura 77. Ubicación de esta imagen en [este vínculo](#).

2016).

Además de la situación política del país vecino, la ganadería en el Vichada en los primeros años del siglo XXI ya venía decayendo debido al conflicto interno entre el ejército, las guerrillas de izquierda y los grupos paramilitares de derecha, lo que provocó abigeato, extorsión, asesinatos y secuestros de terratenientes, pobladores y trabajadores (Mazuera et. al 2024), desalentando así cualquier actividad agrícola, como se puede ver en la Figura 64 por la reducción y estancamiento del número de ganado en la primera década del siglo (Vichada 2000, Viloria de la Hoz 2009 e ICA 2024). Puerto Carreño como también se puede ver en la Figura 70, continúa en lento declive (no hay datos desglosados por municipio disponibles antes de 1998).

Sin embargo, incluso con menos ganado, la tierra continuó siendo quemada al menos una vez por año, por las siguientes razones:

1) Si la tierra se volviera boscosa, el área potencial de pastizales “limpios” disminuiría.

2) Históricamente, las tierras boscosas han tenido un precio más bajo que las tierras “limpias” y “mejoradas” con pastizales listos para reci-

bir ganado. Los terratenientes son reacios a dejar que la regeneración natural se desarrolle por sí sola porque perderá valor si se deja “sucía” con matorrales “sin valor” que la invaden. Los ganaderos tradicionales prefieren abrumadoramente pastizales “limpios” con pocos o ningún árbol que proporcionen una vista sin obstáculos del horizonte.

3) Cuando los incendios se inician lejos, aún pueden quemar enormes áreas al suroeste, ya que los incendios se propagan rápidamente en la estación seca debido a los vientos alisios del noreste. Como se puede ver en los mapas que proporcionamos, la mayoría de las áreas que se salvan de los incendios se encuentran en rincones aislados de bosques de galería donde hay bosques o ríos orientados al noreste que detienen el fuego que viene de esa dirección. Cualquier lugar orientado al este sin nada en el medio se ha quemado repetidamente.

También se puede observar que los incendios en las Reservas Indígenas al Este continuaron y continúan ocurriendo y se propagan hacia el oeste sin impedimentos, como se puede observar en la Figura 69.

Para mostrar cómo cambian las propiedades del suelo de bosque

a sabana, se tomaron muestras de suelo en diferentes lugares, desde el interior del bosque de galería (no inundado), desde la sabana boscosa hasta la abierta y también en algunos otros puntos del bosque de saladillo. Los resultados del análisis de laboratorio de estas muestras se pueden ver en la Tabla 3, y las ubicaciones se pueden ver en la Figura 67 (sitios de drones 5 y 6, consúltese las Figuras 61, 72 y 77).

En la Tabla 3 se utilizan escalas de colores que van del verde al rojo, siendo el verde el más favorable en términos de desarrollo convencional de las plantas y el rojo el más desafiante, con el amarillo en el medio. Se puede ver fácilmente que el suelo forestal es marcadamente diferente del suelo de sabana.

A través de décadas a siglos de descomposición de hojarasca, lombrices y otra macro y microfauna del suelo, hongos, micorrizas, etc., menor influencia del fuego y la erosión, el pH es menos ácido y otros nutrientes son más altos que en la sabana abierta, y el contenido de materia orgánica también es mayor. El punto Savanna4 también corresponde a un lugar cercano a un bosquecillo en desarrollo, que como se puede ver también es diferente de la sabana abierta. En esta última, la lixiviación de nutrientes debido a la lluvia que cae directamente sobre el suelo, la erosión del viento y la escorrentía y la influencia repetida del fuego en un suelo muy arenoso deja pocos nutrientes disponibles para el desarrollo de las plantas y muy poco contenido de materia orgánica.

La materia orgánica dentro del suelo cumple varias funciones. Desde un punto de vista agrícola práctico, es importante por dos razones principales: a) como reservorio de nutrientes, adsorbiéndolos y manteniéndolos en una forma disponible para las plantas; y b) como agente para mejorar la estructura del suelo, mantener la estructura y la humedad y minimizar la erosión.

En términos de mejorar la estructura del suelo, los componentes orgánicos activos y algunos de los resistentes del suelo, junto con los microorganismos (especialmente los hongos), participan en la unión de las partículas del suelo en agregados más grandes. La agregación es importante para una buena estructura del suelo, la aireación, la infiltración de agua y la resistencia a la erosión y la formación de costras.

Los agregados del suelo son fundamentales para retener el agua en el suelo por dos razones. Primero, un suelo bien agregado tiene poros grandes entre los agregados para permitir que el agua ingrese al perfil del suelo. Segundo, los poros pequeños dentro de los agregados retienen el agua lo suficientemente fuerte como para mantenerla alrededor, pero lo suficientemente flojamente para que las raíces de las plantas la absorban. Es fundamental que el suelo permita que el agua fluya y la retenga para más adelante.

Así, la materia orgánica del suelo es fundamental para la formación de agregados, y los agregados son fundamentales para la retención de agua. Debido a ese vínculo, existe una relación positiva entre la mate-

ria orgánica y la capacidad de retención de agua.

El carbono en la materia orgánica del suelo también es un indicador importante de la fertilidad del suelo porque, como se ha comentado anteriormente, tiene una estrecha relación con las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo vinculadas a su calidad, sostenibilidad y capacidad productiva. Es un indicador biofísico de la desertificación y la degradación del suelo y es un componente importante del ciclo global del C.

Como se puede observar en el análisis, los suelos bajo cubierta forestal en esta región tienen un mayor contenido de materia orgánica y, por tanto, también una mayor capacidad de retención de agua y de retención y disponibilidad de nutrientes que los suelos más expuestos bajo vegetación de tipo herbáceo propensa a la quema.

En las zonas de sabana sujetas a quemadas, los contenidos de carbono orgánico del suelo son menores que en los suelos del borde del bosque dada la vegetación presente, el uso de la tierra y debido a la perturbación. Esto se refleja en nuestros resultados dada la fuerte diferencia

de los suelos bajo cobertura forestal con los analizados para sabana, resultados que son consistentes con otros estudios para la región (Sánchez-Ojeda, F., & Armenteras-Pascual 2017).

Esto se debe en parte al menor contenido de materia orgánica y nutrientes que el suelo de sabana obtiene naturalmente. Además, también está influenciado por la transferencia de nutrientes a la atmósfera en forma de gases y cenizas que reducen algunos aportes de carbono orgánico al suelo de la sabana.

Es razonable suponer que una silvicultura cercana a la naturaleza puede hacer que con el tiempo los valores de nutrientes y variables indicadoras de calidad del suelo se asemejen a los valores hallados para el bosque en sabanas arboladas reforestadas, como se ve en el sitio de Sabana4 de la Tabla 3.

Disponibilidad de los datos

Todos los datos asociados a este artículo están disponibles públicamente en <https://doi.org/10.5281/zenodo.13851385>.



Figura 72. Evidente regeneración de sabana en bosque irradiando desde bosque de galería después de 24 años sin quemadas, como lo muestra el Sitio 5 (relacionado en la Figura 61) por esta brecha en eventos de incendios según datos MODIS (X = -68.407830 Y = 5.660832, <https://maps.app.goo.gl/R6AB6K77jG-cyQ3d46>) cerca de las plantaciones de Inverbosques. El lado derecho de la imagen es claramente más boscoso y avanza hacia una cobertura de árboles más cercana con más arboledas (núcleos) uniéndose. Vea el código para reproducir este análisis en <https://code.earthengine.google.com/a927ac406fab798a-54d195e3d50c8531>



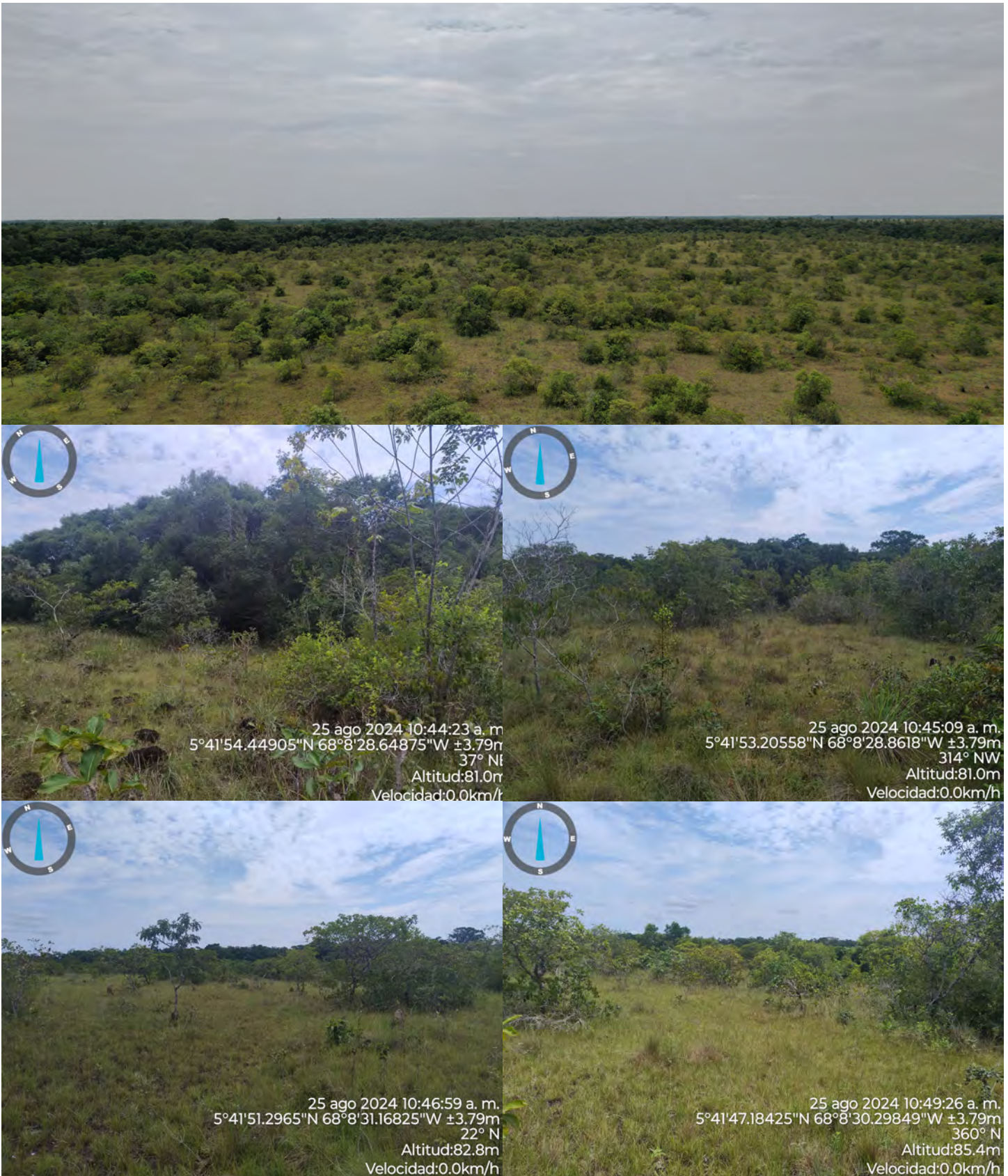


Figura 73. Vistas adicionales del Sitio 5 (relacionado en la Figura 61) que muestran vistas del terreno de una sabana cada vez más arbolada. Como se puede ver, los sitios rocosos todavía tienen menos árboles en comparación con los sitios más arenosos. De arriba a la izquierda hacia abajo, las imágenes muestran áreas cada vez más alejadas del bosque de galería. Las áreas cercanas a este último están más densamente cubiertas por arboledas.



Figura 74. Evidente regeneración de sabana en bosque irradiando desde bosque de galería después de 24 años sin quemas, como lo muestra el Sitio 2 (relacionado en la Figura 61) por esta brecha en eventos de incendios según datos MODIS (X= -68.489800 Y= 5.675493, <https://maps.app.goo.gl/nHMrxERBVmeN-RpHVA>) cerca de las plantaciones de Inverbosques. Ver código para reproducir este análisis en <https://code.earthengine.google.com/a927ac406fab798a54d195e3d50c8531>





Figura 75. Evidente regeneración de sabana en bosque irradiando desde bosque de galería después de 24 años sin quemas, como lo muestra el Sitio 3 (relacionado en la Figura 61) por esta brecha en eventos de incendios según datos MODIS (X= -68.474237 Y= 5.678527, <https://maps.app.goo.gl/VNDqghx-UPEFdCQKK6>) cerca de las plantaciones de Inverbosques. Ver código para reproducir este análisis en <https://code.earthengine.google.com/a927ac-406fab798a54d-195e3d50c8531>





Figura 76. Evidente regeneración de sabana en bosque irradiando desde bosque de galería después de 24 años sin quemas, como lo muestra el Sitio 1 (relacionado en la Figura 61) por esta brecha en eventos de incendios según datos MODIS (X = -68.141916, Y = 5.694849, <https://maps.app.goo.gl/pvEPZM-j456WnCnUH7>) cerca de las plantaciones de Inverbosques y el lado opuesto del bosque de galería en la parte superior de la imagen, que ha sufrido varios incendios recientes y que claramente está menos arbolado. Ver código para reproducir este análisis en <https://code.earthengine.google.com/a927ac406fab798a54d-195e3d50c8531>





Figura 77. En áreas como el Sitio 6 (relacionado en la Figura 61), donde el nivel freático está cerca o por encima del nivel del suelo durante la mayor parte del año, el pasto crece corto y ciertos árboles pueden soportar incendios que se arrastran por el suelo, como este enorme saladillal (bosque de *Caraipa llanorum*) que rodea esta laguna (X = -68.04053421, Y = 5.86949580, <https://maps.app.goo.gl/3rNjkxY5Z-tXDD1cBA>), que ha ardido casi todos los años desde el año 2000. El código para reproducir este análisis se puede ejecutar en <https://code.earthengine.google.com/a927ac-406fab798a54d195e3d50c8531>



Conclusiones

- Los incendios (causados por rayos) son un fenómeno natural en los ambientes de sabana y la Orinoquia no es la excepción. Sin embargo, los datos muestran que la mayoría de los incendios forestales en la región no son causados por rayos sino debido a la quema deliberada de la vegetación por parte del hombre, ya sea con un objetivo específico como facilitar la cría de ganado o por mera costumbre.
- Como es de esperarse, los incendios naturales causados por rayos son más comunes durante la temporada de lluvias. Los incendios iniciados de esta manera son irregulares y no suelen extenderse por grandes áreas, ya que los rayos suelen ir acompañados de lluvia, lo que amortigua el impacto que puede tener el fuego. Los incendios provocados por el hombre, por otro lado, suelen iniciarse durante la estación seca, cuando hay poca cobertura de nubes (y por lo tanto pocos rayos), pero la vegetación está más seca y es más fácil de quemar a mano. Estos incendios antropogénicos suelen extenderse por grandes áreas.
- Los incendios antropogénicos impiden el desarrollo de diversas comunidades de sabana, porque son más frecuentes, extensos y destructivos que los incendios naturales. Este régimen de incendios artificiales, más intenso, se ha estado produciendo durante décadas en las tierras administradas por INVERBOSQUES y afecta principalmente a la cobertura arbórea. Sin embargo, el componente herbáceo de los pastizales también se ve afectado: en casos extremos, los arbustos también son completamente aniquilados. La composición de especies de pastos se reduce de potencialmente cientos de especies de hierbas y varias docenas de especies de pastos a apenas una o dos especies de juncias o gramíneas capaces de soportar incendios frecuentes, y grandes áreas de suelo permanecen desnudas y expuestas a la erosión relacionada con el viento y la lluvia durante la mayor parte del año, ya que la distancia entre las matas es mayor cuanto más frecuentes son los incendios, dejando más terreno desnudo y vulnerable entre ellos.
- Estos incendios también han afectado a la cobertura forestal y de sabanas arboladas de las zonas gestionadas por INVERBOSQUES en las últimas décadas, reduciendo la superficie que cubren y degradando la aún existente.
- Cuando los incendios antropogénicos cesan, un régimen natural de incendios en las sabanas (incendios espaciados durante al menos unos pocos años) será propicio para un desarrollo gradual desde pastizales abiertos dejados por incendios demasiado frecuentes causados por el hombre a un mosaico de bosques abiertos y arboladas dispersas dentro de la sabana. Esto se debe a que los árboles y



las palmeras tienen tiempo para crecer hasta la edad reproductiva y hasta un tamaño en el que pueden desarrollar estructuras resistentes al fuego. Las especies herbáceas también se vuelven más diversas, ya que también tienen tiempo para desarrollar parches de tamaño suficiente para producir semillas en grandes cantidades para el agua corriente y para crear refugios que atraigan aves u otra fauna que pueda ayudarlos a dispersarse a más ambientes.

- Dependiendo del tipo de sitio (suelos arenosos inundados estacionalmente, turberas, montículos rocosos, sitios de costra de grava plintita, llanuras aluviales, bosque de galería o nunca anegado, sabana arenosa “alta”, etc.) y de la proximidad de otros bosques o bosques de galería, la transformación de pastizales abiertos degradados por incendios demasiado frecuentes en bosques sigue diferentes vías en cuanto a la composición vegetal, la velocidad de desarrollo de los bosques y la cantidad de dosel cerrado que pueden soportar. Las áreas con más agua subterránea que se extienden hasta bien

entrada la estación seca pueden soportar una cobertura arbórea más diversa y densa más rápidamente.

- Sin embargo, la cobertura arbórea (y, por lo tanto, la fijación de carbono) se puede desarrollar mucho más rápidamente con la plantación activa de árboles de las especies adecuadas según el tipo de sitio.
- Gracias al incentivo que brindan los mercados de carbono, en los últimos 15 años, ha habido varios proyectos pioneros de forestación y restauración/reintroducción de especies silvestres que utilizan más de cien especies de árboles nativos (y a veces exclusivas) de la biodiversidad local de la región del Orinoco.
- Muchas de estas especies también son nativas de entornos como suelos anegados y ácidos, que son un desafío para las especies de árboles tradicionales utilizadas en la silvicultura comercial. Esas especies se pueden plantar sin la necesidad de zanjas de drenaje, enmiendas del suelo y, a veces, ni siquiera la labranza o el subsolado. Vale la pena señalar que, como los suelos anegados generalmente

pueden transportar más humedad durante la estación seca a diferencia de la sabana arenosa y “alta”, pueden soportar vegetación más alta y, por lo general, se queman con más frecuencia que otros sitios para promover la descarga con mayor frecuencia. Los incendios forestales en estas áreas también pueden ser más intensos y más destructivos, por lo que gran parte de los bosques en entornos más húmedos han sido diezmados o degradados por incendios antropogénicos.

- El artículo 2 de la Resolución 200.41-11.1130 de CORPORAÑOQUIA, entidad de control ambiental, emitida en 2011, establece que no se permite mecanizar con tractores zonas aledañas a los bosques de galería en fajas de 100 m de ancho desde el borde de los mismos. El suelo de esas áreas no se puede rociar con insecticidas ni fertilizantes, enmiendas de suelo, etc. Esto crea una enorme zona de amortiguación donde las sabanas pueden continuar sin intervención. Sin embargo, CORMACARENA, otra agencia de control ambiental con jurisdicción en otras partes de la Orinoquia (solo en el de-



partamento del Meta), no tiene restricciones tan explícitas (aunque en la práctica a veces se impone o se fomenta que se mantenga la distancia a los bosques y humedales).

- Para que la plantación de árboles nativos sea una iniciativa exitosa y ecológicamente sana, se deben considerar varios factores, como la composición de especies de los bosques y selvas circundantes como referencia a emular, la idoneidad de las especies de árboles para diferentes tipos de suelo, el uso de procedencias locales (de la Orinoquia) para semillas y plántulas. Además, mantener las operaciones de plantación (incluyendo presupuestos, instalación de viveros, recolección de semillas, contratación de personal, etc.) en sincronía con los fenómenos estacionales, como la disponibilidad de semillas y las precipitaciones.
- De la misma manera, además de la elección de especies para la plantación y enriquecimiento de árboles en las plantaciones existentes, se debe tener cuidado de permitir el desarrollo de un sotobosque adecuado bajo el dosel de la plantación. En algunas áreas, dependiendo del tipo de sitio, será similar al sotobosque del bosque de galería, o será una mezcla de arbustos de sabana y pastizales. Esto ayuda a proteger el suelo contra la erosión y es un refugio para la fauna local en peligro de extinción, en particular la megafauna como pecaríes, tapires, venados, grandes felinos y otros carnívoros. Rodear las plantaciones con el mismo tipo de retardantes de fuego naturales que los bosques de árboles se desarrollan naturalmente (por ejemplo, el bejuco chaparro *Davilla nitida*) también es una buena manera de ayudar a proteger los bosques contra los incendios. La plantación de

especies como el yopo (*Anadenanthera peregrina*), los saladiellos (*Vochysia lehmannii*, *Vochysia venezuelana*, *Caraipa llanorum*), los alcornocos (*Bowdichia virgilioides*), el chaparro gigante (*Platyarpum orinocense*), el machaco o simarrú (*Simarouba amara*) y muchas otras especies de árboles adaptados al fuego una vez que alcanzan cierto tamaño ayuda también a aliviar en parte la necesidad de preocuparse por el impacto de los incendios en la permanencia de las masas de árboles plantadas. Los incendios forestales, ya sean naturales o provocados en cierta medida, son un elemento inevitable e ineludible de la región de la Orinoquia y deben planificarse con medidas adecuadas de vigilancia, prevención y contención de incendios y con una combinación adecuada de especies de árboles a plantar.

- Ha habido un largo debate en la comunidad de ecólogos sobre si se debe permitir que las sabanas se conviertan en bosques. Los datos y las pruebas fotográficas de este documento muestran que si se permitiera que continuaran los procesos naturales, al menos se desarrollarían sabanas arboladas de diversa espesura en la mayoría de los entornos.
- Debido a que solo se dispone de datos sobre la degradación relacionada con los incendios para las últimas dos décadas y media, no es posible diagnosticar la degradación relacionada con los incendios antes del año 2000, que debe haber ocurrido inexorablemente y que aún no se ha recuperado, con los lentos procesos de regeneración comunes en el duro entorno de las sabanas abiertas.
- De manera similar, los factores que impulsan la degradación de la sabana que no sean los incendios forestales provocados por el hombre no se pueden

diagnosticar solo con SIG, y se requiere una evaluación individual de las condiciones del suelo y la composición florística de las propiedades (o parte de las propiedades) que han sufrido menos incendios en las últimas décadas, pero que podrían haber sufrido otros efectos nocivos de la influencia humana.

- Es razonable suponer que una silvicultura cercana a la naturaleza puede hacer que con el tiempo los valores de nutrientes y variables indicadoras de calidad del suelo se asemejen a los valores hallados para el bosque en sabanas arboladas reforestadas.
- Si en Vichada no se realiza una silvicultura cercana a la naturaleza, es muy probable que en un futuro no muy lejano las sabanas corran con la misma suerte que entornos similares como el Chaco argentino o el Cerrado brasileño, que se están convirtiendo implacablemente en cultivos de soja, caña de azúcar y otros que no se parecen en nada al entorno original, y que además provocan la pérdida irreversible de hábitat tanto para las plantas como para la fauna.
- Existen consecuencias ecológicas de largo plazo y presumiblemente negativas de estas intervenciones masivas y de las aplicaciones de fertilizantes y pesticidas artificiales sobre el suelo, el agua y los ecosistemas en su conjunto que suelen realizarse en sistemas agrícolas intensivos con estos cultivos anuales, a diferencia de la silvicultura cercana a la naturaleza.

Referencias citadas

- ACERO, L. E. (2005). Plantas útiles de la cuenca del Orinoco. Ecopetrol. BP. Corporinoquia. Editorial. Asociación Santiago de Las Atalayas, Corporinoquia, Bogotá.
- ADENEY, J.M., CHRISTENSEN, N.L., VICENTINI, A. AND COHN-HAFT, M., (2016). White sand ecosystems in Amazonia. *BIOTROPICA*, 48(1), pp.7-23.
- ALCAMO, J. (2003). Ecosystems and human well-being.
- ANDRES, S. E., STANDISH, R. J., LIEURANCE, P. E., MILLS, C. H., HARPER, R. J., BUTLER, D. W., ADAMS, V. M., LEHMANN, C., TETU, S. G., & CUNEO, P. (2023). Defining biodiverse reforestation: Why it matters for climate change mitigation and biodiversity. *Plants, People, Planet*, 5(1), 27–38.
- ASHTON, P. S. (1969). Speciation among tropical forest trees: some deductions in the light of recent evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 1(1–2), 155–196.
- ARCHIBALD, S., BOND, W. J., HOFFMANN, W., Lehmann, C., Staver, C., & Stevens, N. (2019). Distribution and determinants of savannas. *Savanna woody plants and large herbivores*, 1–24.
- ARMENTERAS, D., ROMERO, M., AND GALINDO, G. (2005). Vegetation fire in the savannas of the Llanos Orientales of Colombia. *World Resource Review* 17: 531–543
- BACELAR, F. S., CALABRESE, J. M., & HERNÁNDEZ-GARCÍA, E. (2014). Exploring the tug of war between positive and negative interactions among savanna trees: Competition, dispersal, and protection from fire. *Ecological Complexity*, 17, 140–148.
- BECKETT, H., STAYER, DOMINIQUE, T., & BOND, W. J. (2022). Pathways of savannization in a mesic African savanna-forest mosaic following an extreme fire. *Journal of Ecology*, 110(4), 902–915.
- BEHLING, H., & HOOGHIEMSTRA, H. (1998). Late Quaternary palaeoecology and palaeoclimatology from pollen records of the savannas of the Llanos Orientales in Colombia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 139(3–4), 251–267.
- BEHLING, H., & HOOGHIEMSTRA, H. (2000). Holocene Amazon rainforest--savanna dynamics and climatic implications: high-resolution pollen record from Laguna Loma Linda in eastern Colombia. *Journal of Quaternary Science: Published for the Quaternary Research Association*, 15(7), 687–695.
- BEHLING, H., & HOOGHIEMSTRA, H. (2001). Neotropical savanna environments in space and time: Late Quaternary interhemispheric comparisons. In *Interhemispheric climate linkages* (pp. 307–323). Academic Press.
- BERRIO, J. C. (2002). Synthesis of the paleoenvironmental changes in the Colombian lowlands. Late Glacial and Holocene Vegetation and Climatic Change in Lowland Colombia, 219–231.
- BERRIO, J. C., HOOGHIEMSTRA, H., BEHLING, H., BOTERO, P., & VAN DER BORG, K. (2002). Late-Quaternary savanna history of the Colombian Llanos Orientales from Lagunas Chenevo and Mozambique: A transect synthesis. *Holocene*, 12(1), 35–48.
- BILBAO, B. A., LEAL, A. V, & MÉNDEZ, C. L. (2010). Indigenous use of fire and forest loss in Canaima National Park, Venezuela. Assessment of and tools for alternative strategies of fire management in Pemón indigenous lands. *Human Ecology*, 38(5), 663–673.
- BLYDENSTEIN, J. (1967). Tropical savanna vegetation of the Llanos of Colombia. *Ecology*, 48(1), 1–15.
- BOBY, L. A., FAWCETT, J. E., CLABO, D., HARRIMAN, H., MAGGARD, A., COULLETTE, B., KAYS, L., & McNAIR, S. (2023). Guidebook for prescribed burning in the southern Region - University of Georgia Cooperative Extension Bulletin 1560. UGA Warnell School of Forestry & Natural Resources Outreach Publication WSFNR-23-16A. University of Georgia Cooperative Extension Bulletin 1560. UGA Warnell School of Forestry & Natural Resources Outreach Publication.
- BOND, W.J. (2010). Do nutrient-poor soils inhibit development of forests? A nutrient stock analysis. *Plant and Soil* 334 (1–2): 47–60.
- BORGHETTI, F., BARBOSA, E., RIBEIRO, L., RIBEIRO, J. F., & Walter, B. M. T. (2019). South american savannas. *Savanna woody plants and large herbivores*, 77–122.
- BULLOCK, J. M., ARONSON, J., NEWTON, A. C., PYWELL, R. F., & REY-BENAYAS, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(10), 541–549.
- CADENA-CASTAÑEDA, O. J., CARDONA-GRANDA, J. M., & BENTOS-PEREIRA, A. (2015). Introducción a los saltamontes de Colombia. Lulu. com. <https://www.lulu.com/shop/oscar-j-cadena-castañeda/introduccion-a-los-saltamontes-de-colombia/paperback/product-22278422.html>
- CARDONA-GRANDA, J. M., & VILLANUEVA-ROJAS, E. (2023). Guía fotográfica para la Flora del Río Yucao, Puerto López, Meta, Colombia. Mesa Forestal del Meta. https://www.researchgate.net/profile/Juan-Cardona-Granda/publication/370440985_Guia_Fotografica_para_la_flora_de_la_cuenca_del_Rio_Yucao_Puerto_Lopez_Meta_Colombia/links/645030a597449a0e1a6ef9fa/Guia-Fotografica-para-la-flora-de-la-cuenca-del-Rio-Yucao-Puerto-Lopez-Meta-Colombia.pdf
- CARDINALE, B. J., DUFFY, J. E., GONZALEZ, A., HOOPER, D. U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G. M., TILMAN, D., & WARDLE, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67.
- CARDOSO, B. N., & PILDERVASSER. (2020). Mixed plantations of eucalyptus and leguminous trees (Vol. 1). Springer International Publishing.
- CASTRO-LIMA, F., & MEZA-ELIZALDE, M. C. (2021). Contribución al conocimiento de las estrategias de respuesta al fuego de plantas de la Orinoquia colombiana. Grupo de Investigación en Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas -Ecolmod-, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- CORBIN, J. D., & HOLL, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37–46.
- CORTES, A. (1986). Las Tierras de la Orinoquia: capacidad de uso actual y futuro. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Escuela de Postgrado.
- COUTINHO, L.M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado (1982). In *Ecology of Tropical Savannas*; Huntley, B.J., Walker, B.H., Eds.; Springer: Berlin, Germany,; pp. 273–291.
- COSTA, G. C., HAMPE, A., LEDRU, M.-P., MARTINEZ, P. A., MAZZOCHINI, G. G., SHEPARD, D. B., WERNICK, F. P., MORITZ, C., & CARNAVAL, A. C. (2018). Biome stability in South America over the last 30 kyr: Inferences from long-term vegetation dynamics and habitat modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3), 285–297.
- CUNNINGHAM, S. C., CAVAGNARO, T. R., MAC NALLY, R., PAUL, K. I., BAKER, P. J., BERINGER, J., THOMPSON, J. R., & THOMPSON, R. M. (2015). Reforestation with native mixed-species plantings in a temperate continental climate effectively sequesters and stabilizes carbon within decades. *Global Change Biology*, 21(4), 1552–1566.
- DASGUPTA, P. (2021). The economics of biodiversity: the Dasgupta review. Hm Treasury.
- DE VIVO, M., & CARMIGNOTTO, A. P. (2004). Holocene vegetation change and the mammal faunas of South America and Af-

- rica. *Journal of Biogeography*, 31(6), 943–957.
- DENNIS, A. J. (Ed.). (2007). *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. CABI.
- DEZZEO, N., FÖLSTER, H., & HERNÁNDEZ, L. (2004). El fuego en la Gran Sabana. *Interciencia*, 29(8), 409–410.
- DINTWE, K., OKIN, G. S., D'ODORICO, P., HRAST, T., MLADENOV, N., HANDOREAN, A., BHATTACHAN, A., & CAYLOR, K. K. (2015). Soil organic C and total N pools in the Kalahari: potential impacts of climate change on C sequestration in savannas. *Plant and Soil*, 396, 27–44.
- DOUGHTY, C. E., FAURBY, S., & SVENNING, J.-C. (2016). The impact of the megafauna extinctions on savanna woody cover in South America. *Ecography*, 39(2), 213–222.
- DUDLEY, N., JEANRENAUD, J. P., & SULLIVAN, F. (2014). Bad harvest: The timber trade and the degradation of global forests. Routledge.
- ETTER, A. (2001). PUINAWAI Y NUKAK: Caracterización ecológica de dos reservas nacionales naturales de la Amazonia colombiana (Issue 2). Pontificia Universidad Javeriana.
- ETTER, A., McALPINE, C., & POSSINGHAM, H. (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: a regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2–23.
- FEDOROV, A. A. (1966). The structure of the tropical rain forest and speciation in the humid tropics. *The Journal of Ecology*, 1–11.
- FIDELIS, A., ALVARADO, S., BARRADAS, A., PIVELLO, V., FIDELIS, A., ALVARADO, S. T., ... & PIVELLO, V. R. (2018). The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado, Fire, 1, 49.
- FORMAGLIO, G., KRUSCHE, A. V., MARESCAL, L., BOUILLET, J. P., DE MORAES GONÇALVES, J. L., NOUVELLON, Y., ... & LACLAU, J. P. (2023). Planting nitrogen-fixing trees in tropical Eucalyptus plantations does not increase nutrient losses through drainage. *Forest Ecology and Management*, 537, 120940.
- FORRESTER, D. I., PARES, A., O'HARA, C., KHANNA, P. K., & BAUHUS, J. (2013). Soil organic carbon is increased in mixed-species plantations of Eucalyptus and nitrogen-fixing Acacia. *Ecosystems*, 16, 123–132.
- FORRESTER, D. I., BAUHUS, J., COWIE, A. L., & VANCLAY, J. K. (2006). Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: a review. *Forest Ecology and Management*, 233(2–3), 211–230.
- FENNER, M. (Ed.). (2000). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CABI publishing.
- FURLEY, P. (2010). Tropical savannas: biomass, plant ecology, and the role of fire and soil on vegetation. *Progress in Physical Geography* 34: 563–585.
- GEORGE, S. J., HARPER, R. J., HOBBS, R. J., & TIBBETT, M. (2012). A sustainable agricultural landscape for Australia: a review of interlacing carbon sequestration, biodiversity and salinity management in agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 163, 28–36.
- GLER, W.A. (1960) Contribuições ao conhecimento dos campos da Amazonia. I - Os campos do Ariramba. *Bolm. Mus. Para. 'Emilio Goeldi' (Bot.)* 4: 1-37
- GÓMEZ-NORE, P. (2016). Vichada: Acaparamiento de tierras en la última frontera agraria. universidad de los andes departemento de historia maestría en geografía. Bogotá d.c. 114 p.
- GONG, C., TAN, Q., XU, M., & LIU, G. (2020). Mixed-species plantations can alleviate water stress on the Loess Plateau. *Forest Ecology and Management*, 458, 117767.
- HERNÁNDEZ, O., VON FRESE, R. R. B., & KHURAMA, S. (2009). Geophysical evidence for an impact crater in Vichada, northwestern South America and its economic potential. *Earth Sciences Research Journal*, 13(2), 97–107.
- HOFFMANN, W.A., GEIGER, E.L., GOTSCH, S.G. et al. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15: 759–768.
- HOLZWORTH, R. H., MCCARTHY, M. P., BRUNDELL, J. B., JACOBSON, A. R., & RODGER, C. J. (2019). Global distribution of superbolts. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(17–18), 9996–10005.
- HUA, F., WANG, X., ZHENG, X., FISHER, B., WANG, L., ZHU, J., TANG, Y., YU, D. W., & WILCOVE, D. S. (2016). Opportunities for biodiversity gains under the world's largest reforestation programme. *Nature Communications*, 7(1), 12717
- HUBER, O., STEYERMARK, A., PRANCE, G.T., AND ALÉS, C. (1984). The vegetation of the Sierra Parima, Venezuela/Brazil: some results of recent exploration. *Brittonia* 36 (2): 104–139.
- ICA (2024). Censo Pecuario Nacional. <https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018>
- IDEAM. (2014). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra*. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000.
- IRIARTE, J., ZIEGLER, M. J., OUTRAM, A. K., ROBINSON, M., ROBERTS, P., ACEITUNO, F. J., ... & KEESEY, T. M. (2022). Ice Age megafauna rock art in the Colombian Amazon?. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 377(1849), 20200496.
- KINGSBURY, N. D. (2001). Impacts of land use and cultural change in a fragile environment: indigenous acculturation and deforestation in Kavanayén, Gran Sabana, Venezuela. *Interciencia*, 26(8), 327–336.
- KINGSBURY, N. D. (2003). Same forest, different countries: cultural dimensions of protected area management in southeastern Venezuela and western Guyana. *Journal of Sustainable Forestry*, 17(1–2), 171–188.
- KIRKMAN, L. K., & JACK, S. B. (2017). *Ecological restoration and management of long-leaf pine forests*. CRC Press.
- Koskela, J., Vinceti, B., Dvorak, W., Bush, D., Dawson, I. K., Loo, J., Kjaer, E. D., Navarro, C., Padolina, C., Bordács, S., Jamnadas, R., Graudal, L., & Ramamonjisoa, L. (2014). Utilization and transfer of forest genetic resources: A global review. *Forest Ecology and Management*, 333, 22–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.017>
- LAMB, D. (2018). Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. *Restoration Ecology*, 26(4), 657–666.
- LAMBERT, J. E., HULME, P. E., & VANDER WALL, S. B. (2005). Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment. CABI.
- LANGENHEIM, J. H., Lee, Y.-T., & MARTIN, S. S. (1973). An evolutionary and ecological perspective of Amazonian Hylaea species of Hymeneae (Leguminosae: Caesalpinioideae). *Acta Amazonica*, 3, 5–38.
- LIASSO, C. A., & RIAL, A. (2013). Morichales y cananguchales de la Orinoquía y Amazonía: Colombia y Venezuela parte I. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- LEVEY, D. J., SILVA, W. R., & GALETTI, M. (Eds.). (2002). *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution, and conservation*. CABI.
- LOPEZ-SAMPSON, A., CHESNES, M., & BARAL, H. (2021). Mixed species plantations and their potential role in innovative production systems for forest restoration (Vol. 12). CIFOR
- MALHI, Y., GARDNER, T. A., GOLDSMITH, G. R., SILMAN, M. R., & ZELAZOWSKI, P. (2014). Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 125–159.
- MAYLE, F. E., BURBRIDGE, R., & KILLEEN, T. J. (2000).

- Millennial-scale dynamics of southern Amazonian rain forests. *Science*, 290(5500), 2291-2294.
- MAZUERA, ADRIANA CORREA; GAMBA BUITRAGO, DIANA; HERNÁNDEZ-MORENO, MARÍA DEL PILAR. (2024) *Violencia paramilitar en la altillanura*. ACMV : informe N°3. serie: informe sobre el origen y la actuación de las agrupaciones paramilitares en las regiones / Centro Nacional de Memoria Histórica [y otros]. -- Bogotá : 564 p.
- MEDINA, E., & SILVA, J. F. (1990). Savannas of northern South America: a steady state regulated by water-fire interactions on a background of low nutrient availability. *Journal of Biogeography*, 403-413.
- MENDOZA-CIFUENTES, H., & CÓRDOBA-SÁNCHEZ, M. P. (2018). Catálogo de la flora de los Parques Nacionales Naturales de Colombia: Parque Nacional Natural El Tuparro. *Biota Colombiana*, 19, 45-59.
- MIJARES, F. J., AYMARD, G. A., & PÉREZ-BUITRAGO, N. (2017). Nuevos registros para la flora vascular de Colombia presentes en la Orinoquia y reseña histórica de las expediciones botánicas a la región. *Biota Colombiana*, 18(2), 72-87.
- MIJARES, F. J., & PÉREZ-BUITRAGO, N. (2019). Estudio florístico y estructural de un zural boscoso en el municipio de Arauca, Colombia. *Colombia Forestal*, 22(1), 37-50.
- MINORTA-CELY, V., & OTHERS. (2020). La vegetación de la Orinoquia colombiana: riqueza diversidad y conservación.
- MIRANDA, H.S., SATO, M.N., NETO, W.N., AND AIRES, F.S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In: *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics* (ed. M.A. Cochrane), 427-450. London: Springer, Praxis Publishing
- MIYAWAKI, A. (1993). Restoration of native forests from Japan to Malaysia. *Restoration of Tropical Forest Ecosystems: Proceedings of the Symposium Held on October 7--10, 1991*, 5-24.
- MONTOYA, E., & RULL, V. (2011). Gran Sabana fires (SE Venezuela): a paleoecological perspective. *Quaternary Science Reviews*, 30(23-24), 3430-3444.
- MOREY Jr, R. V. (1970). Warfare patterns of the Colombian Guahibo. *COMISION EDITORA*, 59.
- NEPSTAD, D., SCHWARTZMAN, S., BAMBERGER, B., SANTILLI, M., RAY, D., SCHLESINGER, P., LEFEBVRE, P., ALENCAR, A., PRINZ, E., FISKE, G., & OTHERS. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65-73.
- NOWAK, R. M. (1999). *Walker's Mammals of the World* (Vol. 1). JHU press.
- NYLAND, R. D. (2016). *Silviculture: concepts and applications*. Waveland Press.
- O'CONNOR, T. G. (1991). Local extinction in perennial grasslands: a life-history approach. *The American Naturalist*, 137(6), 753-773.
- O'HARA, K. L. (2005). Multiaged silviculture of ponderosa pine. *Proceedings of the Symposium on Ponderosa Pine: Issues, Trends, and Management*, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-198, 59.
- OLSON, D. M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E. D., BURGESS, N. D., POWELL, G. V. N., UNDERWOOD, E. C., D'AMICO, J. A., ITOUA, I., STRAND, H. E., MORRISON, J. C., & OTHERS. (2001). *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity*. *BioScience*, 51(11), 933-938.
- OUTCALT, K. W. (2000). The longleaf pine ecosystem of the South. *Native Plants Journal*, 1(1), 42-53.
- PEKEL, J. F., COTTAM, A., GORELICK, N., & BELWARD, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540(7633), 418-422.
- PELLEGRINI, A.F.A. (2016). Nutrient limitation in tropical savannas across multiple scales and mechanisms. *Ecology* 97 (2): 313-324.
- PINTO, O. MENDES, JR., J. H. DINIZ, AND A. M. CARVALHO. (1996). Cloud-to-ground lightning flash characteristics in Southeastern Brazil for the 1992-1993 summer season. *Journal of Geophysical Research* 11:29627±29635.
- PRANCE, G. T. (1982). A review of the phytogeographic evidences for Pleistocene climate changes in the Neotropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 594-624.
- PROBER, S. M., BYRNE, M., MCLEAN, E. H., STEANE, D. A., POTTS, B. M., VAILLANCOURT, R. E., & STOCK, W. D. (2015). Climate-adjusted provenancing: a strategy for climate-resilient ecological restoration. In *Frontiers in Ecology and Evolution* (Vol. 3, p. 65). *Frontiers Media SA*.
- RAMOS-NETO, M.B. AND PIVELLO, V.R. (2000). Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environmental Management* 26: 675-684.
- RANGEL-CH, J. O., MINORTA-CELY, V., CASTRO-LIMA, F., NIÑO, L., & AYMARD-CORREDOR, G. A. (2022). Forest Diversity of the Cumari-bo Region (Vichada Department) in the Transition Zone between the Amazonia and the Orinoquia of Colombia. *Harvard Papers in Botany*, 27(1), 75-99.
- RINCÓN, S. A., SUÁREZ, C. F., ROMERO-RUIZ, M., FLANTUA, S. G. A., SARMIENTO, A., HERNÁNDEZ, N., PALACIOS LOZANO, M. T., NARANJO, L. G., & USMA, S. (2014). Identifying Highly Biodiverse Savannas based on the European Union Renewable Energy Directive (SuLu Map). <https://global-landusechange.org/en/projects/sulu/results-reports/>
- RIPPSTEIN, G., ESCOBAR, G., & MOTTA, F. M. (2001). Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los Llanos Orientales de Colombia. CIAT. <https://books.google.co.ve/books?id=1CHGuojoTzsC>
- RISSI, M. N., BAEZA, M. J., GORGONE-BARBOSA, E., ZUPO, T., & FIDELIS, A. (2017). Does season affect fire behaviour in the Cerrado?. *International Journal of Wildland Fire*, 26(5), 427-433.
- RIZZINI, C. T., & EZECHIAS, P. H. (1961). Underground organs of plants from some southern Brazilian savannas, with special reference to the xylopodium.
- ROBINSON, M., HAMPSON, J., OSBORN, J., ACEITUNO, F. J., MORCOTE-RIOS, G., ZIEGLER, M. J., & IRIARTE, J. (2024). Animals of the Serranía de la Lindosa: Exploring representation and categorisation in the rock art and zooarchaeological remains of the Colombian Amazon. *Journal of Anthropological Archaeology*, 75, 101613.
- RODRÍGUEZ, M.D.L.M.O., (2012). Ganaderos, domadores, copleros y conuqueros: la frontera llanera en La Vorágine de José Eustasio Rivera. *Linguística y Literatura*, (61), pp.39-57.
- ROMERO-RUIZ, M., ETTER, A., SARMIENTO, A., AND TANSEY, K. (2010). Spatial and temporal variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Global Change Biology* 16: 2013-2023.
- RUSSELL, R., GUERRY, A. D., BALVANERA, P., GOULD, R. K., BASURTO, X., CHAN, K. M. A., KLAIN, S., LEVINE, J., & TAM, J. (2013). Humans and nature: how knowing and experiencing nature affect well-being. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 473-502.
- SALAZAR, A. AND GOLDSTEIN, G. (2014). Effects of fire on seedling diversity and plant reproduction (sexual vs. vegetative) in Neotropical savannas differing in tree density. *Biotropica* 46 (2): 139-147.
- SÁNCHEZ OJEDA, F., & ARMENTERAS PASCUAL, D. (2017). Changes in soil organic carbon after burning in a forest-savanna edge. *Acta Agronómica*, 66(4), 519-524.
- SLETTO, B. (2009). Indigenous people don't have boundaries: reborderings, fire management, and productions of authentic-

- ties in indigenous landscapes. *Cultural Geographies*, 16(2), 253–277.
- STANDISH, R. J., & HULVEY, K. B. (2014). Co-benefits of planting species mixes in carbon projects. *Ecological Management & Restoration*, 15(1), 26–29.
- STEYERMARK, J. A. (1979). Plant refuge and dispersal centers in Venezuela: their relict and endemic element. Pp 185-221 in K. Larsen & L. B. Holm-Nielsen (editors), *Tropical Botany*. Academic Press.
- STEYERMARK, J.A. (1981) Relationships of some Venezuelan forest refuges with lowland tropical floras. In G. T. Prance (editor), *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia Univ. Press, New York.
- VILLARREAL-LEAL, H. Y MALDONADO-OCAMPO J. (comp.). (2007). *Caracterización biológica del Parque Nacional Natural El Tuparro (Sector noreste)*, Vichada, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 292 p.
- STONER, K.E., RIBA-HERNÁNDEZ, P., VULINEC, K. AND LAMBERT, J.E., (2007). The role of mammals in creating and modifying seed-shadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica*, 39(3), pp.316-327.
- THOMAS, E., JALONEN, R., LOO, J., BOSHIER, D., GALLO, L., CAVERS, S., BORDÁCS, S., SMITH, P., & BOZZANO, M. (2014). Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *Forest Ecology and Management*, 333, 66–75. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.015>
- TORRIJOS, P. (1996). La quema y la sucesión secundaria de la vegetación en sectores de la estación biológica de Carimagua, Llanos Orientales. Universidad Nacional de Colombia.
- TURNER-SKOFF, J. B., & CAVENDER, N. (2019). The benefits of trees for livable and sustainable communities. *Plants, People, Planet*, 1(4), 323–335.
- VANCUTSEM, C., ACHARD, F., PEKEL, J. F., VIELLEDENT, G., CARBONI, S., SIMONETTI, D., ... & NASI, R. (2021). Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science advances*, 7(10), eabe1603.
- VICHADA. (2000). Plan de Ordenamiento Territorial Departamento de Vichada 2000: POT Departamento de Vichada 2000. [HTTPS://REPOSITORIOCDIM.ESAP.EDU.CO/BITSTREAM/HANDLE/20.500.14471/477/5729-2.PDF?SEQUENCE=2](https://repositorio.cdim.esap.edu.co/bitstream/handle/20.500.14471/477/5729-2.pdf?sequence=2)
- VILORIA DE LA HOZ, JOAQUIN. (2009) *Geografía económica de la Orinoquia*. Banco de la República. 97 p http://www.banrep.gov.co/publicaciones/pub_ec_reg4.htm
- VINCELLI, P. C. (1980). Estudio de la vegetación del territorio faunístico El Tuparro.
- ZANGERLÉ, A., RENARD, D., IRIARTE, J., SUAREZ JIMENEZ, L. E., ADAME MONTOYA, K. L., JUILLERET, J., & MCKEY, D. (2016). The surales, self-organized earth-mound landscapes made by earthworms in a seasonal tropical wetland. *PLoS One*, 11(5), e0154269.

