

Selección participativa de plantas nativas para los procesos de restauración integral del Bosque Seco Tropical en áreas de posminería en el Cesar, Colombia.



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Colombia

Leidy Janeth Celorio Mosquera

FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

SANTIAGO DE CALI

2026

Selección participativa de plantas nativas para los procesos de restauración integral del Bosque Seco Tropical en áreas de posminería en el Cesar, Colombia.



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Colombia

Leidy Janeth Celorio Mosquera

Carolina Alcázar Caicedo. Bióloga M. Sc.

Directora

Trabajo de grado para optar por el título de

MAGÍSTER EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICAS
FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
SANTIAGO DE CALI

2026

NOTA DE ADVERTENCIA

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna; antes bien, se vea en ellas el anhelo de buscar la Verdad y la Justicia”.

Artículo 23 de la Resolución No. 13 de julio de 1946.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Instituto Humboldt por permitirme participar en el proyecto Corredor de Vida del Cesar, así como a los investigadores que compartieron su apoyo y conocimiento a lo largo del proceso; a las comunidades del territorio, quienes me recibieron con puertas abiertas y aportaron generosamente su valioso conocimiento sobre las especies; a la Pontificia Universidad Javeriana Cali y a sus docentes, por brindarme las herramientas para consolidar una mirada más crítica y rigurosa sobre la restauración ecológica; a mi familia y amigos por su acompañamiento y apoyo constante; y a quienes leen el presente documento por el interés en conocer una parte de esta historia.

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| RESUMEN | 6 |
| INTRODUCCIÓN | 7 |
| MÉTODOS | 9 |
| Área de estudio | 9 |
| Diseño metodológico | 10 |
| • Dimensión social: caracterización de actores y viveros para la restauración | 11 |
| • Dimensión espacial: aterrizaje de escenarios para la selección de especies | 13 |
| • Dimensión ecológica: reconocimiento de saberes locales y funcionalidad de las especies | 14 |
| RESULTADOS | 17 |
| Viveristas y restauradores: actores clave para la selección de especies | 17 |
| Generalidades de las especies identificadas | 19 |
| Selección de especies nativas para diferentes escenarios de restauración con consideraciones participativas y funcionales | 21 |
| DISCUSIÓN | 24 |
| CONCLUSIONES | 29 |
| REFERENCIAS | 30 |
| ANEXOS | 39 |

RESUMEN

Actualmente, es indispensable proponer y aplicar metodologías participativas que orienten a una restauración ecológica integral en ecosistemas claves y amenazados de extinción como el Bosque Seco Tropical (BST), y más en áreas con historias de minería como en el Cesar (Colombia), con el objetivo de establecer criterios para la selección de especies que integren componentes ecológicos y socioculturales. La presente propuesta se desarrolló en cinco municipios del departamento (Agustín Codazzi, Becerril, La Jagua de Ibirico, Chiriguana y El Paso) y se estructuró en tres escenarios de restauración: (1) sistemas agroforestales y silvopastoriles, (2) enriquecimiento de coberturas naturales/bosques secundarios y (3) arreglos productivos en zonas anegables. Se consolidó un conjunto de 197 especies de interés para la restauración y se evaluaron mediante bloques de criterios asociados a: (i) origen y atributos de conservación, (ii) usos locales, (iii) desempeño esperado frente a impactos y perturbaciones (p. ej., erosión, sequía, compactación, inundación) y (iv) factibilidad de implementación (propagación en vivero y frecuencia de mención). Estos componentes se integraron en un Índice de Selección de Especies (ISE) con ponderaciones específicas por escenario y umbrales de priorización (alto, medio y bajo), complementado por una clasificación funcional basada en el rol de las especies en la sucesión del bosque (soporte, estabilizadoras, transición y tardías) para orientar secuencias de establecimiento.

Los resultados evidencian una oferta dominada por especies nativas (57 %) y hábito arbóreo (66 %), con baja representación de endémicas (2 %). Se identificó una brecha de disponibilidad de especies de plantas: el 68 % de las especies se propaga en viveros regionales, mientras que el 32 % no está disponible, lo que condiciona la implementación. Las presiones más consideradas en la selección fueron erosión (21 %), sequía (20 %), minería (17 %) e inundación (15 %), y los usos más frecuentes incluyeron componentes alimenticios, maderables, medicinales y agroforestales. Para cada escenario se priorizaron 25 especies organizadas por grupos funcionales; en conjunto se obtuvieron 34 especies únicas y un núcleo recurrente de 19 compartidas entre escenarios. Socialmente, la caracterización de 28 iniciativas de viverismo mostró heterogeneidad de capacidades (19 % tempranas, un 30 % en transición y 52 % consolidadas), destacando necesidades de fortalecimiento operativo para asegurar oferta y calidad de material vegetal. Este enfoque permite una selección trazable y adaptable a condiciones locales, y sugiere como pasos siguientes la validación en campo, el cierre de brechas de propagación y el fortalecimiento de capacidades locales para escalar la restauración.

PALABRAS CLAVE: Bosque Seco Tropical, gobernanza territorial, Índice de Selección de Especies (ISE), restauración ecológica, selección participativa de especies, viverismo comunitario.

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica se ha consolidado como una herramienta estratégica fundamental frente a la degradación ambiental global. En este contexto, la selección adecuada de especies de plantas se plantea como una decisión crítica, dado que condiciona la recuperación de las funciones ecosistémicas, la resiliencia de los sistemas y la sostenibilidad de estos a largo plazo (Palma & Laurance, 2015; Norden *et al.*, 2022). La práctica tradicional, basada en criterios operativos o en la disponibilidad comercial de plántulas, ha mostrado algunas limitaciones, pues seleccionar especies sin considerar su capacidad de adaptación puede resultar en bajas tasas de supervivencia, pobre desempeño ecológico y una limitada restauración de procesos clave como la fijación de carbono, el reciclaje de nutrientes o la retención hídrica (Laughlin, 2014; Thomas *et al.*, 2017; Fremout *et al.*, 2022).

Ante estas limitaciones, los enfoques ecológicos y funcionales han ganado protagonismo al permitir predecir el comportamiento ecológico de las especies a partir de sus características morfológicas, fisiológicas o fenológicas (Díaz *et al.*, 2007). Estos enfoques han desplazado progresivamente a modelos restaurativos centrados exclusivamente en indicadores estructurales como el número de especies o la cobertura vegetal (Sabogal *et al.*, 2015; FAO, 2015). Paralelamente, se ha evidenciado que la incorporación de criterios socioculturales en la selección de especies incrementa la aceptación social, la apropiación comunitaria y, en consecuencia, la sostenibilidad de las intervenciones con fines restaurativos (McDonald *et al.*, 2016; Gann *et al.*, 2019). La participación local permite identificar plantas de valor ecológico y cultural, ajustadas al sitio y con mayor viabilidad de propagación en viveros comunitarios, promoviendo beneficios económicos y educativos (Fundación Natura, 2021).

Esta innovación en los enfoques, que articula lo funcional y lo sociocultural, es cada vez más adoptada a nivel global y se alinea con los compromisos de países como Colombia, que ha formulado políticas como el Plan Nacional de Restauración (PNR) y la Estrategia Nacional de Restauración Ecológica (ENRE) (MADS, 2015; 2023) y ha suscrito iniciativas internacionales como el Desafío de Bonn (UICN, 2020). Sin embargo, persiste el reto de implementar estos lineamientos, especialmente en la articulación entre ciencia, producción de especies nativas en viveros y participación social (Murcia & Guariguata, 2014; Bannister, 2022). Sumado a esto, la oferta de especies en viveros aún es limitada y, aunque hay experiencias que integran conocimiento tradicional y producción local, estas siguen siendo incipientes y aisladas.

En el marco de la restauración existe especial interés por aquellos ecosistemas críticos y estratégicos como lo es el Bosque Seco Tropical (BST) (FAO & PNUMA, 2020; Moncada *et al.*, 2020; Cardona *et al.*, 2025), el cual se presenta como un reto urgente y prioritario. A nivel global, este ecosistema representa cerca del

25 % de la cobertura de bosques tropicales con dosel cerrado (Ocón *et al.*, 2021), mientras que en Colombia su pérdida ha sido dramática: de las cerca de 8 millones de hectáreas originales, solo queda entre el 7-8 % (Pizano & García, 2014; Arce-Plata *et al.*, 2026). Esta pérdida se debe, principalmente, a la expansión agrícola, ganadera y minera (Pizano *et al.*, 2016), siendo particularmente grave en departamentos como el Cesar, donde la minería a cielo abierto ha ocasionado una fragmentación crítica del paisaje y la pérdida de servicios ecosistémicos esenciales (Garay, 2013; Aldana *et al.*, 2017; Corral *et al.*, 2021; González-González, 2021; Díaz & Ramírez, 2024).

En este sentido, restaurar el BST en zonas postmineras del Cesar requiere integrar criterios ecológicos y socioculturales en la selección de especies, así como fortalecer los procesos locales de producción vegetal. Desde la ecología funcional, es prioritario considerar rasgos adaptativos como la resistencia a la sequía, la fijación de nitrógeno y la capacidad de regeneración en suelos degradados (Alcázar & Ramírez, 2011; Cassanoves, Pla & Di Rienzo, 2011; Salgado-Negret, 2016; Nieto *et al.*, 2017; Tavera-Carreño *et al.*, 2019). Comprender estos aspectos permite predecir el desempeño de las especies ante el cambio climático y optimizar su aporte en los procesos de restauración (Salgado-Negret, 2016; Tavera-Carreño *et al.*, 2019).

Complementariamente, incorporar el conocimiento tradicional sobre las especies nativas permite identificar aquellas de mayor relevancia cultural y promover su uso sostenible. Este enfoque reconoce saberes ancestrales, usos locales y formas de interacción comunitaria con la vegetación, elementos claves para lograr restauraciones legítimas y duraderas (restauración integral) (Isaacs *et al.*, 2024; Herrera & Núñez, 2023). En territorios como el Cesar, donde convergen comunidades indígenas, afrodescendientes y campesinas, integrar estos saberes puede constituirse en una alternativa productiva y resiliente frente a la pérdida de medios de vida asociada a la minería (Rodríguez Araujo *et al.*, 2013; Landicho *et al.*, 2021).

Así mismo, un componente esencial para garantizar la implementación efectiva de estos enfoques es el fortalecimiento de redes locales de viverismo. Los viveros son infraestructuras en las que no solo aseguran la producción y disponibilidad de especies nativas, sino que también permiten seleccionar plantas adaptadas al sitio y actúan como puente entre el conocimiento técnico y el saber tradicional (Seisdedos de Vergara *et al.*, 2021; Méndez-Toribio *et al.*, 2021; Sánchez Barrera, 2022). Sin embargo, su operación sigue enfrentando limitaciones técnicas y logísticas, lo cual compromete la viabilidad de los procesos de restauración.

Para responder a esta necesidad, en Colombia se vienen consolidando estrategias de viverismo orientadas a viabilizar restauraciones con alta diversidad de especies adaptadas a condiciones locales de degradación. Estas estrategias promueven viveros diversos y sostenibles, con una oferta robusta de especies nativas y con el potencial de funcionar como bancos vivos de la diversidad genética local y regional

(Alcazar-Caicedo *et al.*, 2025a, 2025c). En este marco se consolida la Red de Viveros de Colombia, que busca visibilizar a los viveristas y articularlos con implementadores de la restauración, instituciones académicas y de investigación, y entidades gubernamentales y no gubernamentales, mediante esquemas de trabajo colaborativo que fortalezcan estas actividades en el largo plazo. Asimismo, la red promueve la participación de los viveristas como actores del seguimiento, incorporándolos como monitores de la restauración y de los componentes esenciales de su labor, en particular la gestión de árboles madre parentales y semillas (Alcazar-Caicedo *et al.*, 2025c). Desde este punto de vista, los viveristas y comunidades cumplen un papel central en la restauración, pues son quienes garantizan la disponibilidad de plantas nativas y el conocimiento práctico para producirlas y adaptarlas al territorio. Además, fortalecen la autonomía local, promueven redes de colaboración y consolidan procesos de restauración que responden a las realidades y necesidades de cada comunidad.

Frente a estos retos, el presente estudio propone una metodología que permite establecer criterios para la selección participativa de especies en la restauración integral del Bosque Seco Tropical en áreas de posminería del Cesar, Colombia, considerando elementos espaciales, ecológicos y socioculturales. Para ello, se abordan aspectos clave como la caracterización ecológica de especies nativas, el conocimiento local sobre sus usos y significados, y la evaluación de actores locales en torno al viverismo y la restauración ecológica.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en el marco del proyecto “*Corredor de Vida del Cesar - CVC*”, liderado por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. El proyecto busca impulsar la restauración, reconversión y monitoreo participativo en al menos 76.500 ha, focalizadas dentro de las 294.494 ha con alta degradación del Corredor de Vida del Cesar, equivalente a cerca del 26 % de esa superficie (Isaacs-Cubides *et al.*, 2025b). Las actividades se concentraron en los municipios de Agustín Codazzi, Becerril, La Jagua de Ibirico, Chiriguana y El Paso, ubicados en el departamento del Cesar, al noreste de Colombia (Figura 1). Esta región se caracteriza por un clima tropical cálido, con altitudes inferiores a los 800 metros sobre el nivel del mar y temperaturas promedio superiores a los 28 °C. En el área predominan relictos de BST, sabanas y extensas zonas transformadas por actividades mineras, deforestación y ganadería intensiva (Pizano *et al.*, 2016; Gobernación del Cesar, 2024).

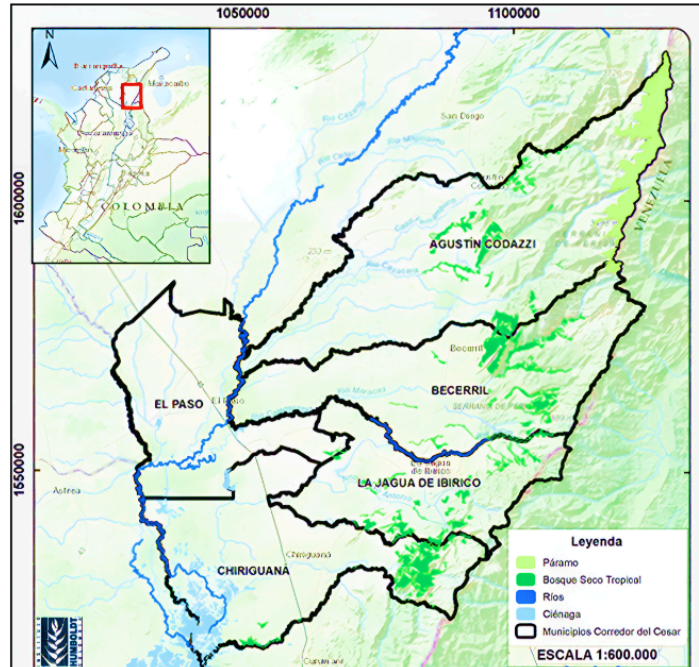


Figura 1. Mapa de ubicación de los municipios y ecosistema de interés. (Fuente: Instituto Humboldt (modificado)).

Diseño metodológico

El esquema metodológico (Figura 2) sintetiza el abordaje integral del estudio, articulando la dimensión espacial (definición de escenarios y condiciones del sitio), la dimensión ecológica (cálculo del Índice de Selección de Especies - ISE y clasificación funcional) y la dimensión social (conocimiento local, oferta de viveros y red de actores), así como sus puntos de conexión para orientar la selección participativa. Dicho esquema no corresponde a la adopción de un modelo metodológico predefinido, sino que constituye una construcción analítica derivada del proceso investigativo, en la cual se integraron de manera progresiva los distintos componentes abordados en el estudio, en función de su relevancia para la toma de decisiones en restauración.

Esta integración responde a la necesidad de articular múltiples dimensiones del sistema socioecológico para lograr intervenciones más pertinentes y viables en el territorio, lo cual es consistente con enfoques contemporáneos de restauración que reconocen la importancia de integrar dimensiones ecológicas, sociales y espaciales en sistemas socioecológicos complejos (Ostrom, 2009; Reed *et al.*, 2009; Mansourian, 2016; Holl, 2017).

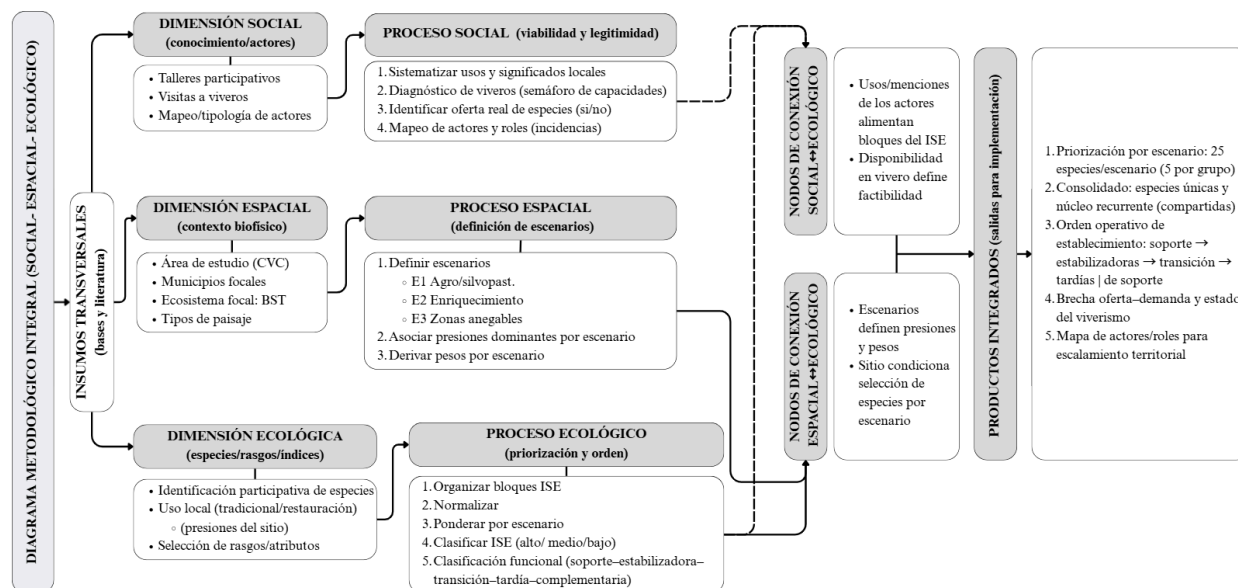


Figura 2. Diagrama metodológico utilizado para la selección participativa de las especies, integrando tres dimensiones: espacial, ecológica y social. Fuente: elaboración propia

Se llevó a cabo una recopilación de información ecológica de especies de plantas nativas propias del BST con potencial para ser utilizadas en procesos de restauración. Esta fase incluyó una fuerte aproximación social mediante el desarrollo de talleres, visitas de campo a viveros y diálogos de saberes con actores identificados. Esta información se combinó con revisión bibliográfica y de bases de datos especializadas para complementar la información de las especies y sus funciones ecológicas relevantes.

- **Dimensión social: caracterización de actores y viveros para la restauración**

Se desarrolló una caracterización de actores, reconociendo que la restauración no depende exclusivamente de las especies y los viveros, sino de los actores que impulsan, gestionan y sostienen los procesos en el territorio. En coherencia con enfoques de análisis de actores que consideran variables como el nivel de influencia, interés y capacidad de acción (Reed *et al.*, 2009; Rojas & Rincón, 2021), se realizó un ejercicio de sistematización de la información obtenida a partir de espacios participativos, identificación de capacidades locales y análisis de la incidencia de los diferentes actores en los procesos de restauración y viverismo.

A partir de este análisis, se construyó una tipología operativa ajustada al contexto de estudio, que permite diferenciar actores según su rol efectivo en el territorio. En este sentido, se identificaron cuatro tipos de actores: **aliados estratégicos**, con alta capacidad y compromiso, llamados a liderar la planificación y ejecución; **actores clave**, con alta incidencia, pero cuyo nivel de participación requiere fortalecimiento mediante la articulación; **colaboradores activos**, con motivación alta y capacidad media, a quienes se

recomienda apoyar para ampliar su influencia; y **actores periféricos o emergentes**, con potencial de involucramiento que puede consolidarse a través de procesos graduales de comunicación, sensibilización y formación.

Si bien la literatura ofrece marcos generales para la clasificación de actores, la tipología aquí presentada no corresponde a la aplicación directa de una clasificación preexistente, sino a una construcción analítica derivada del proceso investigativo, ajustada a las dinámicas, intereses y capacidades observadas en el territorio. Esta aproximación permite orientar las acciones de restauración de manera más pertinente, reconociendo la diversidad de roles y niveles de participación que configuran los procesos socioecológicos. Esta lectura permite que las especies priorizadas y las acciones de restauración respondan a las dinámicas, intereses y capacidades reales del territorio.

Asimismo, se desarrollaron 7 talleres en los 5 municipios de interés, además de visitas técnicas a 28 viveros para identificar especies propagadas, capacidades técnicas y limitantes. La evaluación consideró 5 categorías que van desde el sistema de semillas, cadenas de valor, producción/venta de plantas nativas y la gobernanza local. En cada vivero se aplicó la metodología de semáforo, una herramienta visual que, mediante colores verde, amarillo y rojo, indica niveles de cumplimiento o condiciones de mejora (adaptado de metodologías previas, SENA, 2022). Esta estrategia permite construir un “semáforo” por vivero, que ofrece una lectura integrada tanto cualitativa (a través de los colores) como cuantitativa (valores de 1 a 3) del estado general del vivero (Tabla 1).





Tabla 1. Categorías de evaluación del estado actual del vivero

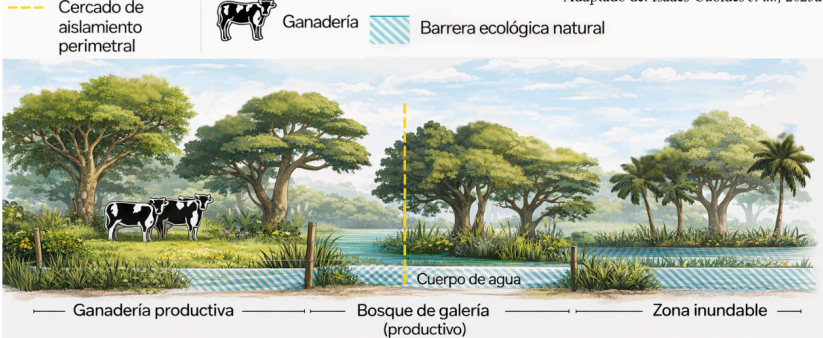


| Categoría | | Descripción |
|--------------------------------------------------------------------|-----------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1. El vivero como empresa en la cadena de valor de la restauración | | Evalúa al vivero como empresa dentro de la cadena de valor de la restauración, considerando su sostenibilidad, su participación en proyectos, el mercadeo y capacidad anual de producción. |
| 2. Buenas prácticas | | Evalúa el uso de insumos orgánicos, la aplicación de sustratos diversos que reduzcan la dependencia de la tierra negra. |
| 3. Propagación y fuentes de semilla | | Evalúa la disponibilidad y uso de fuentes semilleras, las prácticas de propagación (incluidas palmas), el manejo sostenible, la diversidad de especies producidas. |
| 4. Infraestructura y normativa | | Examina áreas completas de operación y germinación, zonas auxiliares de crecimiento y en cumplimiento de la normatividad del ICA. |
| 5. Gobernanza y trabajo en red | | Considera la asociatividad local y regional, la gobernanza interna del vivero, el nivel de apropiación y participación comunitaria. |
| Cada categoría fue evaluada siguiendo la siguiente clasificación: | | |
| Clasificación | Rango | Descripción |
| Alta | 2.5 - 3 | Indica que el proceso funciona adecuadamente y cumple con buenos estándares. |
| Media | 2.0 - 2.4 | Señala alertas que requieren atención, ajustes o mejoras. |
| Baja | 1 - 1.9 | Evidencia fallas críticas; el proceso no es adecuado ni sostenible en las condiciones actuales. |

- **Dimensión espacial: aterrizaje de escenarios para la selección de especies**

Paralelamente, se identificaron tres escenarios propicios y acordes con el Plan de Restauración Ecológica que se desarrolla en el Corredor de Vida del Cesar (Isaacs-Cubides *et al.*, 2025a), donde las especies a seleccionar con la metodología aquí planteada pueden generar un valor agregado (Tabla 2).

Tabla 2. Escenarios de restauración

| Escenario | Descripción |
|-----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>1. Sistemas agroforestales y silvopastoriles</p> | <p>En este escenario, correspondiente a las zonas de media montaña del Corredor de Vida del Cesar (CVC), se consideran predios con pendientes moderadas (25–45 %) donde predominan cultivos agroforestales y pasturas silvopastoriles bajo un sombrío medio de especies arbóreas. Su diseño busca conservar la biodiversidad y fortalecer los medios de vida locales del BST mediante alternativas productivas, alimentarias y económicas basadas en sistemas sostenibles (cacao, café, corozo, ganadería).</p>  <p>Adaptado de: Isaacs-Cubides <i>et al.</i>, 2025a</p> <p>Legend:  Ganadería  Cercado de aislamiento perimetral</p> |
| <p>2. Enriquecimiento</p> | <p>Este escenario se aplica en planicies del CVC que conservan coberturas naturales, bosques secundarios o relictos. Integra especies arbóreas, arbustivas y herbáceas clave para la biodiversidad, con el propósito de aumentar la diversidad y la cobertura vegetal en áreas alteradas del BST, contribuyendo a su recuperación ecológica.</p>  <p>Adaptado de: Isaacs-Cubides <i>et al.</i>, 2025a</p> |
| <p>3. Arreglos productivos en zonas anegables</p> | <p>Corresponde a complejos cenagosos del CVC que incluyen zonas de inundación permanente, transiciones hacia bosque ripario y áreas productivas. El enfoque prioriza especies tolerantes a la inundación que aporten sombra, forraje, protección del suelo y mejora sostenible de la fertilidad, fortaleciendo así la productividad y la resiliencia ecológica en estos ambientes inundables.</p> |

| Escenario | Descripción |
|-----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | <p style="text-align: right;">Adaptado de: Isaacs-Cubides <i>et al.</i>, 2025a</p>  <p> --- Cercado de aislamiento perimetral  Ganadería  Barrera ecológica natural </p> <p> --- Ganadería productiva --- Bosque de galería (productivo) --- Zona inundable </p> <p style="text-align: center;">Cuerpo de agua</p> |

- **Dimensión ecológica: reconocimiento de saberes locales y funcionalidad de las especies**

Se partió de un conjunto de 197 especies y sus rasgos, recopilados durante los talleres del proyecto y a partir de información secundaria. La organización de esta información respondió a un proceso de sistematización y análisis desarrollado en el marco de la investigación, en el que se integraron los distintos tipos de datos recolectados (ecológicos, de uso y operativos) para estructurar criterios comparables entre especies. Como resultado de este ejercicio analítico, la información se organizó en cuatro bloques: **(I) distribución y estado de conservación** (origen y categoría de amenaza), **(II) usos potenciales y tradicionales** (especies promisorias y usos locales), **(III) uso en restauración y adaptación** a condiciones como sequía, fuego, ganadería, suelos compactados, erosión, minería, inundación y salinidad, y **(IV) factibilidad operativa** (propagación en vivero y frecuencia de mención en experiencias locales).

Esta estructuración permitió consolidar un marco de evaluación coherente con los objetivos del estudio y las condiciones del territorio, a partir del cual se obtuvieron valores normalizados por especie según cada escenario, posteriormente ponderados de acuerdo con las prioridades contextuales. Con ello se generó un Índice de Selección de Especies (ISE), definido como la sumatoria de los valores normalizados por bloque, ponderados según el peso asignado a cada escenario: $ISE = \sum(\text{valor normalizado del bloque}) \times (\% \text{ del escenario})$ (Tabla 3). Para su interpretación se establecieron umbrales: Alto $\geq 0,70$; Medio $0,40-0,69$; y Bajo $< 0,40$, con el fin de estimar la potencialidad de uso de cada especie en los distintos escenarios de restauración.

La valoración aporta al fortalecimiento de los tres tipos de escenarios, otorgando mayor peso a los atributos diferenciales de cada uno sin excluir los criterios comunes, y se priorizan especies con ISE alto a medio. Para el **Escenario 1**, se seleccionan especies con mayor uso en las comunidades locales alineadas con sus medios de vida en actividades productivas con cacao, café y corozo. En el **Escenario 2**, se seleccionan especies con gran uso, aporte a biodiversidad y de valor de conservación. Para el **Escenario 3**,

la selección combina la adaptación a la inundación, priorizando especies útiles para restauración ribereña y estabilización de orillas (Tabla 3). La asignación de pesos en el ISE responde a un proceso de ponderación basado en conocimiento experto, desarrollado mediante espacios participativos estructurados (mesas de trabajo y paneles de discusión), en los cuales se evaluaron las necesidades específicas de cada escenario de restauración.

Tabla 3. Categorías de evaluación de las especies de acuerdo con los escenarios de restauración

| Índice de selección de especies (ISE) | | Escenario 1: Sistemas agroforestales y silvopastoriles | Escenario 2: Enriquecimiento | Escenario 3: Arreglos productivos en zonas anegables | |
|---------------------------------------|------------------------|--------------------------------------------------------|------------------------------|------------------------------------------------------|---|
| Categoría | Puntuación | % | % | % | |
| Origen | Endémica - nativa | 2 | 10 | 10 | |
| | Cultivada-naturalizada | 1 | | | |
| Especie promisoría | Si | 1 | 10 | 10 | |
| Categoría UICN | CR, EN, VU o NT | 2 | 15 | 30 | |
| | LC | 1 | | | |
| Uso tradicional | Maderable | 2 | 20 | 15 | |
| | Medicinal | 1 | | | |
| | Colorante | 1 | | | |
| | Ornamental | 1 | | | |
| | Alimenticio | 2 | | | |
| | Construcción | 1 | | | |
| | Cosmético | 1 | | | |
| | Artesanal | 1 | | | |
| | Papel | 1 | | | |
| | Silvopastoril | 2 | | | |
| | Apícola - Melífera | 2 | | | |
| | Agroforestal | 2 | | | |
| Leña combustible | 2 | 25 | 20 | 15 | |
| Uso restauración | Pendiente | | | | 2 |
| | Sequía | | | | 2 |
| | Fuego | | | | 1 |
| | Ganadería | | | | 2 |
| | Suelos compactados | | | | 2 |
| | Erosión | | | | 2 |
| | Minería | | | 2 | |
| | Inundación | 2 | | | |
| Salinidad | 1 | - | | | |
| Se propaga en vivero | Si | 1 | 10 | 10 | |
| | Entre 6 - 10 | 2 | 10 | 5 | |
| Frecuencia (menciones) | Entre 1 - 5 | 1 | | | |
| Adaptación a la inundación | Si | 1 | - | 30 | |

Fuente: elaboración propia

Este índice de selección se fundamenta metodológicamente en el enfoque de análisis multicriterio (MCDA, por sus siglas en inglés), ampliamente utilizado en la toma de decisiones ambientales y de restauración ecológica, donde es necesario integrar múltiples dimensiones, variables heterogéneas y criterios potencialmente conflictivos (Mendoza & Martins, 2006; Díaz-Balteiro & Romero, 2008). En este contexto, el ISE no corresponde únicamente a un procedimiento de cálculo, sino a la operacionalización de un modelo de decisión multicriterio adaptado al sistema socioecológico de estudio. Desde esta perspectiva, la construcción del ISE responde a tres principios metodológicos clave:

- **Primero: estructuración del problema en criterios y subcriterios.** La organización de la información en bloques (distribución y conservación, usos, funcionalidad ecológica y factibilidad

operativa) constituye una descomposición del problema de selección de especies en criterios comparables.

- **Segundo: normalización de variables heterogéneas.** Dado que los criterios considerados presentan diferentes escalas, unidades y naturalezas (cualitativas y cuantitativas), la transformación de los valores a una escala común permite su comparabilidad y agregación.
- **Tercero: ponderación y agregación de criterios.** La asignación de pesos diferenciados por escenario (agroforestal, enriquecimiento y zonas anegables) responde a un esquema de agregación lineal ponderada, ampliamente utilizado en MCDA (Mendoza & Martins, 2006; Díaz-Balteiro & Romero, 2008).

Adicionalmente, la incorporación de escenarios como esquema de ponderación introduce un componente espacial y funcional al análisis multicriterio, permitiendo transitar de una priorización general a una priorización contextualizada al territorio, lo que fortalece la aplicabilidad del índice en la planificación de la restauración.

Si bien el ISE permite establecer un orden de prioridad relativo entre especies, el valor numérico por sí solo no es suficiente para orientar decisiones de implementación en campo, ya que la restauración requiere definir una secuencia de establecimiento: qué especies deben introducirse primero para acondicionar el sitio, cuáles deben incorporarse posteriormente para consolidar la cobertura y cuáles corresponden a fases más avanzadas de la sucesión. Por esta razón, el listado priorizado por ISE se complementó con una clasificación funcional que asigna a cada especie un rol en la trayectoria sucesional y, en consecuencia, aporta un criterio operativo para estructurar el “orden de siembra” y el diseño de arreglos (Caleño-Ruiz *et al.*, 2023; Alcázar-Caicedo *et al.*, 2025b; Salinas, 2025). En este marco, las especies se agrupan en:

- **Especies soporte:** Son aquellas que cumplen un papel análogo al de las pioneras: presentan crecimiento acelerado, priorizan la eficiencia hidráulica y una baja inversión en tejidos, y se recomiendan para etapas tempranas debido a su capacidad de generar biomasa rápidamente, mejorar el microambiente y facilitar el establecimiento de otras especies.
- **Especies estabilizadoras:** Muestran un balance entre productividad y resistencia; mantienen alta eficiencia en el uso del agua, pero invierten más energía en tejidos duraderos, por lo que resultan clave en condiciones de perturbación intermedia al aportar estructura y cobertura persistente.
- **Especies de transición:** Actúan como un puente en el proceso sucesional; se caracterizan por sistemas hidráulicos más seguros y tejidos moderadamente resistentes, y son adecuadas para acompañar la recuperación en suelos que aún presentan limitaciones o para reforzar fases medias de regeneración natural.
- **Especies tardías:** Representan estados más maduros del ecosistema; aunque su crecimiento suele

ser más lento por su alta inversión en tejidos robustos, son muy seguras hidráulicamente y resistentes a la sequía, por lo que se consideran prioritarias para consolidar la resiliencia del sistema en sitios degradados donde el estrés hídrico es un factor dominante.

Adicionalmente, se incluyeron **especies complementarias** que no pudieron ubicarse en los grupos anteriores por ausencia de datos para su asignación funcional, manteniéndose en el listado debido a su desempeño en el ISE y a su relevancia sociocultural para los objetivos de restauración.

RESULTADOS

Viveristas y restauradores: actores clave para la selección de especies

La identificación y caracterización de actores vinculados al viverismo con enfoque en restauración evidenció una amplia diversidad institucional y comunitaria, reflejando la articulación de múltiples sectores del territorio. Aunque en los distintos espacios (talleres y visitas) se registraron más de 200 actores, esta síntesis concentra 35 con mayor interacción e impacto, distribuidos entre academia e investigación, asociaciones, empresas, entidades gubernamentales, una CAR y diversas combinaciones entre fundaciones y viveros comunitarios o privados (Figura 3).

El análisis de su nivel de implicación y capacidad de incidencia permitió agruparlos en cuatro categorías. Los **aliados estratégicos** reúnen instituciones con alta incidencia y fuerte compromiso, como el Instituto Humboldt, AGROSAVIA, SENA, ICA, el Consorcio Alma–Natura y el MADS (Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible). Los **actores clave** tienen alta influencia, pero menor participación directa según su experiencia en viverismo y restauración, incluyendo la Universidad Nacional (La Paz), la Universidad Popular del Cesar, las alcaldías, Corpocesar y Agrosolidaria. Los **colaboradores activos** muestran elevado compromiso, pero menor incidencia institucional, como viveros comunitarios, asociaciones locales y fundaciones dedicadas a la producción de nativas; y los actores **periféricos o emergentes** comprenden organizaciones y viveros con menor trayectoria o articulación, pero con alto potencial de fortalecerse mediante procesos de acompañamiento y formación.

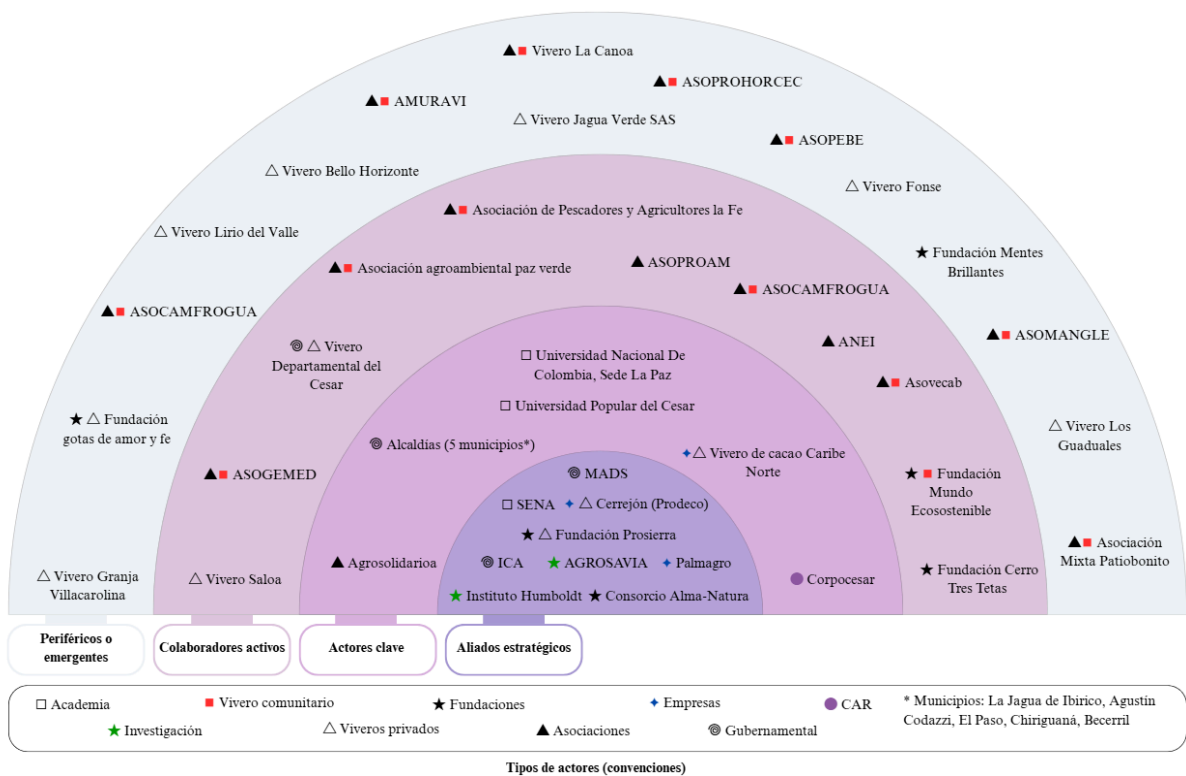


Figura 3. Actores identificados

Al evaluar las 28 visitas a viveros mediante una clasificación por categorías, se obtuvo una escala tipo semáforo con tres rangos de desempeño: alto (verde, 2,5–3), medio (amarillo, 2,0–2,4) y bajo (rojo, 1,0–1,9). A partir de esta valoración, los viveros se agruparon en tres niveles de desarrollo: iniciativas de viverismo (19 %), viveros en transición (30 %) y viveros consolidados (52 %) (Figura 4).

En términos de desempeño por categoría, las **iniciativas de viverismo** se caracterizan por una clasificación baja generalizada en los componentes evaluados, lo que evidencia brechas transversales. Los **viveros en transición** muestran un patrón mixto: registran avances en buenas prácticas y en el sistema de semillas y propagación (clasificación media), alcanzan un desempeño alto en gobernanza y trabajo en red, pero mantienen desempeños bajos en el vivero como empresa dentro de la cadena de valor y en infraestructura y normativa. Por su parte, los **viveros consolidados** concentran las mejores calificaciones, con desempeño alto en el vivero como empresa, el sistema de semillas y propagación, la infraestructura y normativa, y la gobernanza, mientras que buenas prácticas del viverismo se mantienen en un nivel medio, sugiriendo un componente aún susceptible de fortalecimiento incluso en viveros de mayor madurez.

| Categoría | Iniciativas de viverismo | Viveros en transición | Viveros consolidados | Clasificación: |
|-----------------------------------------------------------------|--------------------------|-----------------------|----------------------|----------------|
| | 19 % | 30 % | 52 % | |
| El vivero como empresa en la cadena de valor de la restauración | ▼ | ▼ | ▲ | ▼ Baja |
| Buenas prácticas del viverismo | ▼ | ▬ | ▬ | ▬ Media |
| Sistema de semillas y propagación | ▼ | ▬ | ▲ | |
| Infraestructura y normativa | ▼ | ▼ | ▲ | |
| Gobernanza y trabajo en red | ▼ | ▲ | ▲ | ▲ Alta |

Figura 4. Caracterización de viveros

Generalidades de las especies identificadas

Dentro de la búsqueda y los espacios participativos (visitas y talleres) se registraron 197 especies de interés para la restauración. De acuerdo con la Figura 5 (A), la oferta actual incluye un 57 % de especies nativas, 20 % nativas–cultivadas, 12 % cultivadas–naturalizadas, 8 % cultivadas no nativas, 2 % naturalizadas y solo 2 % endémicas, lo cual evidencia una base favorable, pero con brechas de conservación. La composición de hábitos Figura 5 (B) muestra un fuerte predominio de árboles (66 %) y menor representación de arbustos (12 %), hierbas (12 %), palmas (5 %), trepadoras (4 %) y pastos leñosos (1 %).

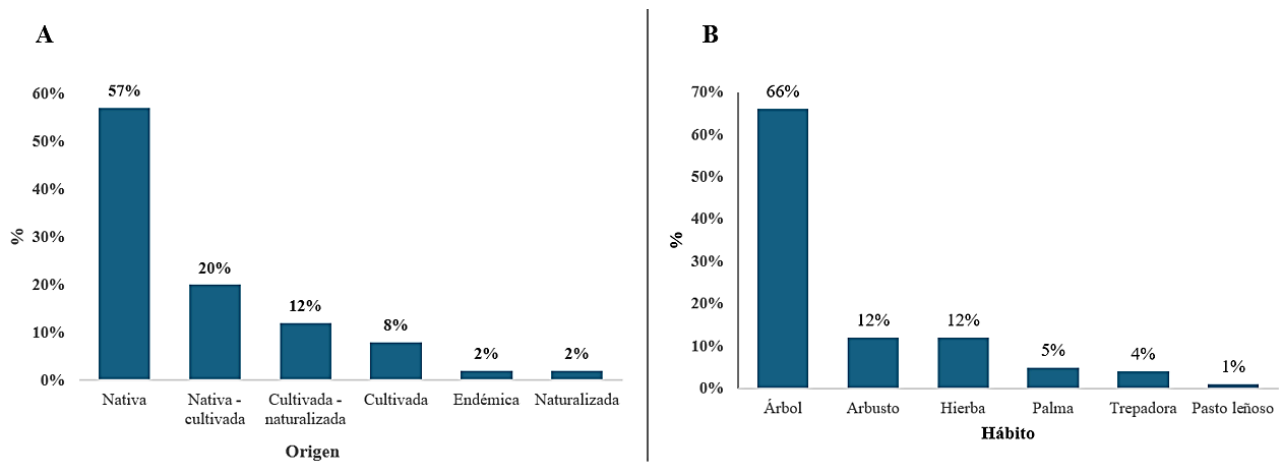


Figura 5. (A): Origen de las especies. (B): Hábitos de las especies.

De estas 197 especies identificadas, el 68 % se encuentra disponible en la región (se propagan actualmente en los viveros) y el 32 % aún no, lo que revela una brecha oferta–demanda asociada a falta de semillas,

estacionalidad, dificultades de propagación y ventas (Figura 6). Taxonómicamente, la familia Fabaceae domina con un 22 %, seguida por Arecaceae (5 %), Bignoniaceae (5 %), Polygonaceae (4 %), Malvaceae (4 %) y Anacardiaceae (4 %). Entre las especies propagadas, Fabaceae aumenta al 26 %, acompañada por Bignoniaceae (7 %), Arecaceae (5 %), Anacardiaceae (5 %) y Malvaceae (5 %). En contraste, entre las no propagadas, Fabaceae representa un 13 %, seguida por Solanaceae (6 %), Cucurbitaceae (5 %), Apiaceae (5 %) y Arecaceae (5 %), evidenciando vacíos en familias promisorias.

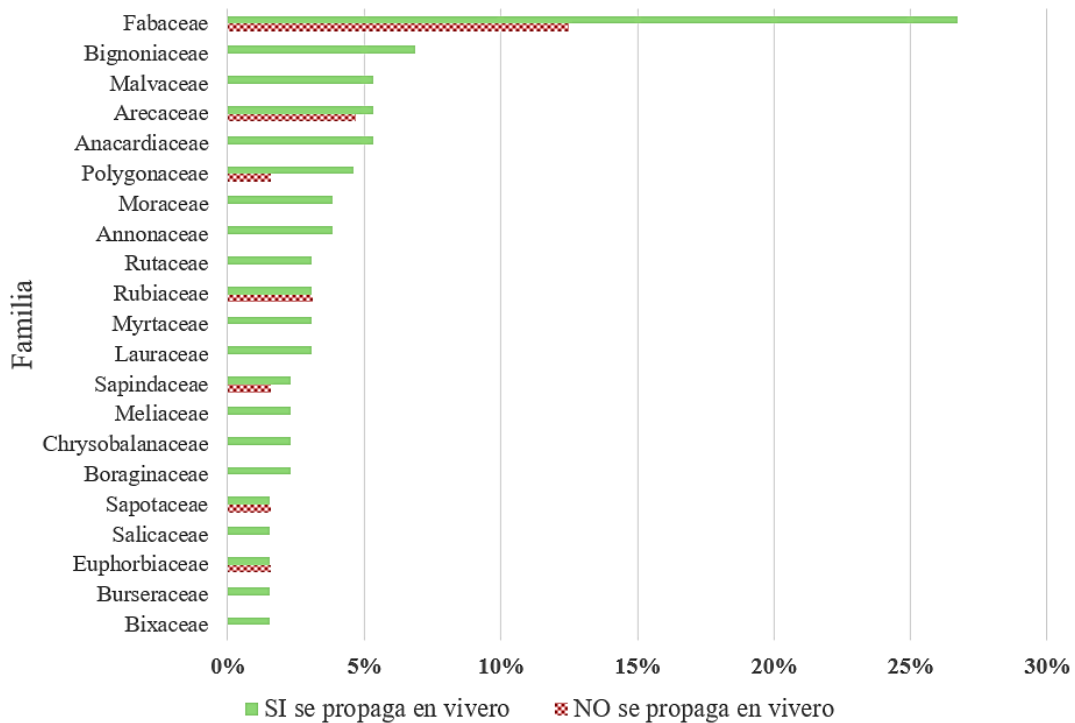


Figura 6. Especies de interés para la restauración de acuerdo a su disponibilidad en el territorio

Respecto al interés de uso de estas especies para la restauración (Figura 7 A), predomina el enfoque hacia la erosión (21 %), sequía (20 %), seguidas de minería (17 %) e inundación (15 %); luego suelos compactados (10 %), ganadería (8 %) y fuego (8 %). En usos tradicionales (Figura 7 B), se destacan: alimenticio (18 %), maderable (13 %), medicinal (12 %), agroforestal (11 %), ornamental (10 %), apícola–melífera (9 %) y artesanal (8 %). Con menor representación: leña/combustible (7 %), silvopastoril (6 %), ciénaguero (4 %) y cosmético (3 %). Este patrón revela una propagación orientada a necesidades productivas y de medios de vida locales, lo que favorece la adopción social de los procesos de restauración.

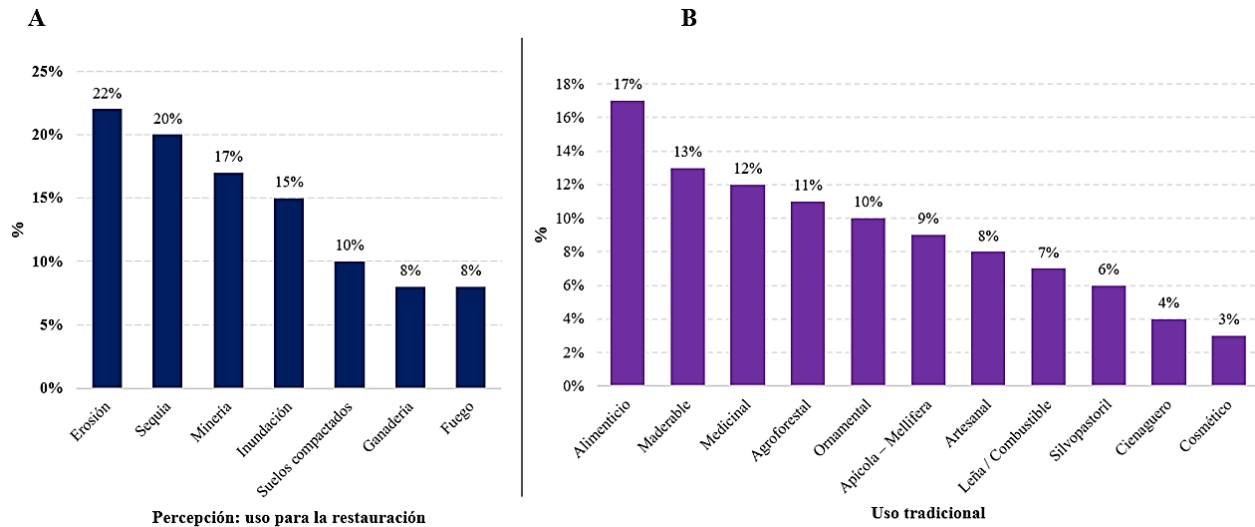


Figura 7. (A) Uso para la restauración y (B) uso tradicional de las especies propagadas en viveros.

Selección de especies nativas para diferentes escenarios de restauración con consideraciones participativas y funcionales

En la priorización de especies se identificaron tres rangos de importancia según el ISE (alto $\geq 0,70$; medio $0,40-0,69$; bajo $< 0,40$) y una distribución funcional consistente entre escenarios. En cada escenario se consolidó un listado de 25 especies, agrupadas en 5 conjuntos (soporte, estabilizadoras, transición, tardías y complementarias) y jerarquizadas de mayor a menor ISE dentro de cada grupo. En total, al integrar los tres escenarios, se registraron 34 especies únicas, de las cuales 19 conforman un núcleo recurrente compartido por todos los escenarios (Figura 8).

En el Escenario 1 se registraron 7 especies con ISE alto, 17 con ISE medio y una con ISE bajo, destacándose *Enterolobium cyclocarpum* (0,85) como la especie de mayor prioridad, seguida por *Cedrela odorata* (0,74) y *Brosimum alicastrum* (0,74). Aquí se priorizaron especies con buen desempeño en uso en restauración frente a suelos compactados, erosión y pendientes, que aportaran servicios como sombra, biomasa/leña y polinización, y con alta factibilidad de propagación y disponibilidad en viveros. Se buscó además diversidad funcional (pioneras, de rápido crecimiento y de sucesión posterior) y compatibilidad productiva con cacao, café y corozo.

En el Escenario 2 se identificaron 7 especies con ISE alto y 18 con ISE medio, sin especies en el rango bajo; las mayores prioridades correspondieron a *Enterolobium cyclocarpum* (0,79), *Cedrela odorata* (0,79) y *Brosimum alicastrum* (0,72). El énfasis se centró en el enriquecimiento, incorporando especies secundarias longevas y de sucesión tardía coherentes con la flora del Bosque Seco Tropical. Se favorecieron especies con alto aporte a biodiversidad, atracción de fauna y madera de calidad,

manteniendo representatividad nativa y, cuando corresponde, criterios de amenaza.

En el Escenario 3 se priorizaron 6 especies con ISE alto, 13 con ISE medio y 6 con ISE bajo, con máximos para *Enterolobium cyclocarpum* (0,92) y valores elevados para *Gliricidia sepium* (0,79), así como *Annona muricata* (0,76) y *Manilkara zapota* (0,76). Para este escenario se destacó la adaptación a la inundación y se priorizaron especies adecuadas para restauración ribereña y de ciénagas, estabilización de orillas y provisión de sombra y forraje en sistemas ganaderos con anegamiento estacional (consulte el listado completo de las especies en el Anexo 1).

Las especies complementarias corresponden a aquellas sin asignación a un espacio funcional por ausencia de información suficiente para su clasificación, pero que se mantuvieron en la selección debido a su desempeño en el ISE, con el fin de no excluir prioridades derivadas del proceso de interés comunitario. Adicionalmente, se identificaron especies que aportan diferenciación entre escenarios: en el Escenario 1 se incluyeron exclusivamente *Pseudosamanea guachapele*, *Spondias mombin*, *Bixa orellana* e *Inga edulis*; en el Escenario 2, *Swietenia macrophylla*, *Sabal mauritiiformis*, *Bactris guineensis* y *Bulnesia arborea*; y en el Escenario 3, *Anacardium occidentale*, *Tamarindus indica*, *Artocarpus altilis* y *Psidium guajava*.

| | Especies complementarias** | | Especies soporte | | Especies estabilizadoras | | Especies de transición | | Especies tardías | | | |
|-------------|---------------------------------|------|------------------------------|------|-----------------------------|------|----------------------------|------|----------------------------|------|---------|--------------------|
| Escenario 1 | <i>Enterolobium cyclocarpum</i> | 0,85 | <i>Sterculia apetala</i> | 0,72 | <i>Cedrela odorata</i> | 0,74 | <i>Guazuma ulmifolia</i> | 0,64 | <i>Brosimum alicastrum</i> | 0,74 | Umrales | |
| | <i>Genipa americana</i> | 0,72 | <i>Crateva tapia</i> | 0,61 | <i>Annona muricata</i> | 0,65 | <i>Cordia gerascanthus</i> | 0,51 | <i>Cordia alliodora</i> | 0,66 | | |
| | <i>Pseudosamanea guachapele</i> | 0,71 | <i>Pachira quinata</i> | 0,58 | <i>Bursera simaruba</i> | 0,62 | <i>Cassia fistula</i> | 0,46 | <i>Manilkara zapota</i> | 0,66 | | |
| | <i>Gliricidia sepium</i> | 0,7 | <i>Platymiscium pinnatum</i> | 0,45 | <i>Bixa orellana</i> | 0,6 | <i>Guarea guidonia</i> | 0,43 | <i>Ceiba pentandra</i> | 0,66 | | |
| | <i>Spondias mombin</i> | 0,67 | <i>Caesalpinia coriaria</i> | 0,39 | <i>Anacardium excelsum</i> | 0,6 | <i>Terminalia oblonga</i> | 0,43 | <i>Inga edulis</i> | 0,59 | | |
| Escenario 2 | <i>Enterolobium cyclocarpum</i> | 0,79 | <i>Sterculia apetala</i> | 0,71 | <i>Cedrela odorata</i> | 0,79 | <i>Guazuma ulmifolia</i> | 0,62 | <i>Brosimum alicastrum</i> | 0,72 | | Alto ≥ 0,70 |
| | <i>Swietenia macrophylla</i> | 0,71 | <i>Pachira quinata</i> | 0,65 | <i>Anacardium excelsum</i> | 0,68 | <i>Cordia gerascanthus</i> | 0,52 | <i>Bulnesia arborea</i> | 0,66 | | Medio 0,40–0,69 |
| | <i>Genipa americana</i> | 0,71 | <i>Crateva tapia</i> | 0,59 | <i>Annona muricata</i> | 0,62 | <i>Cassia fistula</i> | 0,47 | <i>Ceiba pentandra</i> | 0,64 | | |
| | <i>Sabal mauritiformis</i> | 0,7 | <i>Platymiscium pinnatum</i> | 0,47 | <i>Bursera simaruba</i> | 0,6 | <i>Guarea guidonia</i> | 0,46 | <i>Cordia alliodora</i> | 0,62 | | |
| | <i>Bactris guineensis</i> | 0,69 | <i>Caesalpinia coriaria</i> | 0,42 | <i>Melicoccus bijugatus</i> | 0,6 | <i>Terminalia oblonga</i> | 0,46 | <i>Manilkara zapota</i> | 0,62 | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| Escenario 3 | <i>Enterolobium cyclocarpum</i> | 0,92 | <i>Sterculia apetala</i> | 0,56 | <i>Annona muricata</i> | 0,76 | <i>Guazuma ulmifolia</i> | 0,47 | <i>Manilkara zapota</i> | 0,76 | | Bajo <0,40 |
| | <i>Gliricidia sepium</i> | 0,79 | <i>Crateva tapia</i> | 0,45 | <i>Bursera simaruba</i> | 0,75 | <i>Cordia gerascanthus</i> | 0,38 | <i>Psidium guajava</i> | 0,64 | | |
| | <i>Anacardium occidentale</i> | 0,73 | <i>Pachira quinata</i> | 0,42 | <i>Cedrela odorata</i> | 0,53 | <i>Cassia fistula</i> | 0,34 | <i>Brosimum alicastrum</i> | 0,57 | | |
| | <i>Tamarindus indica</i> | 0,65 | <i>Platymiscium pinnatum</i> | 0,34 | <i>Melicoccus bijugatus</i> | 0,47 | <i>Guarea guidonia</i> | 0,33 | <i>Ceiba pentandra</i> | 0,48 | | |
| | <i>Artocarpus altilis</i> | 0,65 | <i>Caesalpinia coriaria</i> | 0,31 | <i>Anacardium excelsum</i> | 0,44 | <i>Terminalia oblonga</i> | 0,33 | <i>Cordia alliodora</i> | 0,47 | | |

Figura 8. Especies priorizadas con el ISE y organizadas por grupos funcionales para cada escenario de restauración.

DISCUSIÓN

La implementación de la restauración en paisajes postminería depende tanto de los criterios ecológicos de selección de especies como de las condiciones institucionales y sociales que permiten llevarlos a la práctica. En este sentido, comprender quiénes participan, qué roles cumplen y cómo se articulan en el territorio resulta determinante para asegurar viabilidad, continuidad y escalamiento de las acciones de restauración (Parrotta & Knowles, 2001; Reed *et al.*, 2009; Aronson & Alexander, 2013; Gann *et al.*, 2019). El abordaje dado en este estudio en cuanto al mapeo y la clasificación de actores (aliados estratégicos, actores clave, colaboradores activos y periféricos/emergentes) aporta una lectura práctica de la gobernanza necesaria para que la selección de especies se traduzca en acción.

En términos de guiar acciones de implementación hacia la restauración, esta tipología permite orientar responsabilidades (planificación, asistencia técnica, regulación, financiación, producción) y sugiere que la efectividad del enfoque no depende solo del qué sembrar, sino de la capacidad de articular redes para asegurar semillas, producción, logística, monitoreo y aprendizaje adaptativo, en línea con principios internacionales de restauración (SER) (Gann *et al.*, 2019). De igual forma, es importante recordar que estas categorías y niveles de implicación son dinámicos, pues la incidencia y el compromiso de los actores varían según los proyectos, alianzas y oportunidades del territorio; por lo que el gráfico presentado es una fotografía del momento actual, pero se identificó que cada actor posee un potencial que, adecuadamente fortalecido, puede transformar las capacidades locales y la restauración en el CVC. Este mapeo ofrece una base para diseñar estrategias de articulación y escalamiento, y muestra que el corredor cuenta con un núcleo de actores con capacidad de sostener procesos (la mayoría con experiencia científica y técnica) y visibiliza actores emergentes con potencial de crecimiento, lo que favorece dicha sostenibilidad y el aprendizaje adaptativo de la restauración en el territorio.

Por otro lado, la caracterización de viveros mostró una estructura de capacidades heterogénea: el 19 % se ubicó como iniciativas tempranas, un 30 % en transición y un 52 % como viveros consolidados. El primer grupo reúne iniciativas tempranas con debilidades en todas las categorías evaluadas. Presentan vacíos en su consolidación del vivero como empresa para la restauración (modelo de negocio, costos y clientes), en buenas prácticas, capacidades técnicas de propagación, sistema de semillas, infraestructura y articulación en redes. Este grupo requiere un paquete integral de arranque basado, por ejemplo, en la formalización, estandarización de protocolos de propagación y rápida vinculación a redes para el aprendizaje y fortalecimiento de gobernanzas.

El segundo grupo muestra un estado de transición con avances parciales; por ejemplo, la gobernanza y el

trabajo en red aparecen como fortalezas, pero el sistema de semillas y la propagación siguen siendo el principal cuello de botella. La prioridad aquí es fortalecer la colecta, diversidad y trazabilidad del material vegetal, además de estandarizar protocolos y comentarios clave identificados durante las visitas en campo.

En cuanto a los viveros consolidados, las fortalezas son claras en su rol empresarial dentro de la restauración, sistemas de semillas robustos y buena gobernanza. Aun así, existen mejoras pendientes en buenas prácticas e infraestructura-normativa, especialmente en registros de calidad, adecuaciones físicas y actualización de permisos. Este grupo puede funcionar como viveros ancla, liderando procesos de formación, transferencia de estándares y contratos de suministro para proyectos de restauración que requieren volumen y trazabilidad de las especies de interés.

El patrón por categorías evidencia que el fortalecimiento requerido no es uniforme: mientras la gobernanza y el trabajo en red aparecen como una fortaleza relativa en viveros en transición y consolidados, persisten rezagos en viveros como empresa e infraestructura/normativa, componentes directamente asociados con sostenibilidad financiera, calidad de material vegetal y cumplimiento regulatorio para responder a demandas de restauración a escala. Este hallazgo es importante porque conduce a que la selección participativa de especies debe considerar la factibilidad de implementación (disponibilidad y calidad del material), y porque orienta recomendaciones concretas como fortalecer la gobernanza y los viveros no solo para participar, sino para producir y abastecer las especies priorizadas de manera sostenida y con estándares mínimos (Chazdon & Uriarte, 2016; Mansourian, 2016; Brancalion, *et al.*, 2017).

En la práctica, la selección de especies para restauración no responde a un único método estándar, sino a decisiones que deben ajustarse al ecosistema, al tipo e intensidad de la degradación, a la disponibilidad de material vegetal y a los objetivos sociales y productivos del territorio. En ese marco, predominan aproximaciones basadas en índices (que integran variables ecológicas y socioeconómicas), marcos de rasgos funcionales y esquemas multicriterio integrados; en Colombia, además, no existe un índice estandarizado único y se han desarrollado herramientas regionales y específicas por ecosistema (Acero-Nitola & Cortés-Pérez, 2014; Cogollo *et al.*, 2020; Fremout *et al.*, 2024). Un reto transversal es que la validación de estas metodologías en campo sigue siendo limitada y, con frecuencia, se sustenta en métricas de corto plazo, lo que refuerza la necesidad de enfoques transparentes, comparables y adaptables a contextos locales, en lugar de buscar un método óptimo aplicable a todos los escenarios (Salomão *et al.*, 2013; Acero-Nitola & Cortés-Pérez, 2014; Fremout *et al.*, 2024).

Conjuntamente, los resultados de este estudio muestran que la selección de especies para la restauración del BST en áreas postminería del Cesar puede fortalecerse cuando se articulan criterios ecológicos,

socioculturales y operativos. La oferta registrada (197 especies de interés) evidencia una base relevante de especies nativas, pero también vacíos asociados a componentes de conservación y, especialmente, a la disponibilidad efectiva en viveros, lo cual condiciona la implementación. En este contexto, el ISE permitió jerarquizar especies de forma consistente entre escenarios y la combinación de criterios permitió identificar especies con alto potencial ecológico, pero también con relevancia cultural y factibilidad técnica para su propagación local; mientras que la clasificación funcional aportó una propuesta de orden operativo de establecimiento, que facilita el tránsito desde un listado priorizado hacia el diseño de arreglos y secuencias de siembra ajustables a condiciones de sitio y a capacidades locales de propagación.

Por otro lado, la composición de la oferta regional sugiere un sesgo hacia especies arbóreas y hacia un conjunto taxonómico recurrente, con predominio de árboles (66 %) y menor representación de otros hábitos (arbustos, hierbas, palmas y trepadoras). Asimismo, aunque la proporción de especies nativas es mayoritaria, la presencia marginal de endémicas (2 %) indica brechas para objetivos de conservación dentro de un ecosistema altamente transformado. Desde una perspectiva ecológica, la alta representación de Fabaceae (22–26 %) confirma su rol estructural en ecosistemas secos por su capacidad de fijación de nitrógeno, tolerancia a la sequía y rápida regeneración (Sanmartín-Sierra *et al.*, 2016; Herazo *et al.*, 2017).

Sin embargo, dicho sesgo puede limitar la complejidad funcional y estructural de las restauraciones (Wills *et al.*, 2021; Londoño-Lemos *et al.*, 2022). Este patrón de predominancia de solo árboles, es común en programas de reforestación (y algunos de restauración) del país, donde mayormente se favorece a especies leñosas disponibles en viveros comerciales o los implementados, lo que conduce a un detrimento de otros grupos que cumplen funciones ecológicas complementarias. Por ello, diversificar estratos y formas de vida es relevante para fortalecer la sucesión ecológica, la regulación microclimática y la oferta de hábitats, que es lo que requiere una restauración efectiva (Salgado-Negret, 2016; Tavera-Carreño *et al.*, 2019). Este sesgo fue constante en las discusiones participativas de los diversos encuentros desarrollados, puesto que las comunidades tienden a favorecer especies arbóreas por su relación directa con sus medios de vida, cultura y facilidad de propagar. No obstante, estos resultados sugieren la necesidad de fortalecer procesos de sensibilización y coaprendizaje sobre el valor de otros hábitos, de manera que su inclusión complemente la estructura vertical y funcional de las restauraciones sin perder pertinencia social.

Como señal de alerta, la disponibilidad local no cubre completamente el universo de especies de interés, el 68 % se propaga actualmente en la región y un 32 % no está disponible en viveros, lo cual evidencia una brecha oferta/demanda que puede limitar la implementación a escala e incorporación de especies amenazadas o endémicas, clave para recuperar la singularidad biogeográfica del BST (Pizano & García, 2014). Este patrón es consistente con diagnósticos que señalan que la restauración suele enfrentar cuellos de botella asociados a producción de nativas, acceso a semillas y capacidades técnicas locales,

especialmente cuando se intenta pasar de lineamientos a implementación territorial (Murcia & Guariguata, 2014).

Ahora bien, los aspectos caracterizados del uso de las especies para la restauración resaltan impactos o presiones en cuanto a la erosión (21 %), sequía (20 %), minería (17 %) e inundación (15 %), lo cual es coherente con las condiciones de degradación y heterogeneidad que caracterizan paisajes postminería y sistemas productivos del corredor. En paralelo, la distribución de usos (alimenticio, maderable, medicinal, agroforestal, ornamental y apícola-melífera) sugiere que la oferta y la selección se alinean con medios de vida locales, un elemento clave para la aceptación social y la sostenibilidad de intervenciones de restauración (Ceccón & Pérez, 2016).

Si bien el ISE sintetiza múltiples criterios en un puntaje comparativo, su principal limitación operativa es que no define por sí mismo una secuencia de establecimiento. En restauración, especialmente en sitios severamente alterados, la pregunta no es solo ¿qué especie es más prioritaria?, sino ¿qué especies deben entrar primero para facilitar el sitio y cuáles deben incorporarse después para consolidar la trayectoria sucesional? En esta misma línea, la clasificación funcional (soporte, estabilizadoras, transición y tardías) permite traducir la clasificación en una lógica de implementación por fases, alineada con enfoques de restauración basados en rasgos y en metas funcionales (por ejemplo, mejorar microambiente, acelerar cobertura y luego consolidar resistencia y diversidad) (Laughlin, 2014; Corbin & Holl, 2012; Elliott *et al.*, 2023; Alcázar-Caicedo *et al.*, 2025b; Salinas, 2025).

El enfoque funcional adoptado se sustenta en la teoría de rasgos funcionales, que plantea que las especies deben evaluarse por atributos que determinan su desempeño ecológico y su contribución a los procesos del ecosistema (Díaz *et al.*, 2007; Violle *et al.*, 2007). En particular, los criterios del ISE (como tolerancia a disturbios, regeneración, usos y factibilidad de propagación) actúan como proxies de rasgos funcionales, permitiendo inferir la respuesta de las especies a condiciones específicas. Este enfoque se articula con el marco de los filtros ecológicos, donde la composición de las comunidades resulta de la acción de filtros abióticos, bióticos y de dispersión (Keddy, 1992), particularmente restrictivos en contextos postminería, orientando la selección hacia especies capaces de superarlos.

Asimismo, la clasificación funcional (soporte, estabilizadoras, transición y tardías) se alinea con la teoría de sucesión ecológica, incorporando una dimensión temporal al definir el orden de establecimiento de las especies (Pickett *et al.*, 1987). En conjunto, este enfoque se integra con la teoría de ensamblaje de comunidades, donde la restauración se entiende como la reconstrucción dirigida de comunidades mediante combinaciones funcionales de especies (Fukami, 2015; Laughlin, 2014), de modo que el ISE, complementado con la clasificación funcional, no solo prioriza especies, sino que orienta ensamblajes

coherentes con los objetivos de restauración, favoreciendo la resiliencia y multifuncionalidad del sistema.

Bajo este enfoque, la priorización por escenarios revela simultáneamente un núcleo robusto y una diferenciación funcional por contexto. En los tres escenarios se consolidaron 25 especies (cinco por grupo funcional), y al integrar escenarios se registraron 34 especies únicas, con 19 especies recurrentes compartidas. La persistencia de especies como *Enterolobium cyclocarpum* (máximo ISE en los tres escenarios) sugiere un conjunto de especies con alta versatilidad ecológica y operativa comunitaria, mientras que las especies exclusivas por escenario señalan ajustes finos a condiciones de pendiente/compactación, enriquecimiento de coberturas o tolerancia a inundación.

Una limitación relevante es la presencia de “especies complementarias” sin asignación funcional por ausencia de datos, lo que evidencia vacíos de información ecológica y de rasgos para algunas especies de interés. En adelante, la metodología puede fortalecerse con (1) ensayos de establecimiento en sitios postminería para validar desempeño bajo estrés (compactación, erosión, sequía, inundación); (2) seguimiento de supervivencia y crecimiento por grupo funcional; (3) estrategias específicas para cerrar la brecha de oferta (semillas, propagación y capacidad de viveros) en especies prioritarias no disponibles. Adicionalmente, es necesario (4) profundizar en la apropiación social de las especies priorizadas, incorporando medidas más sistemáticas de preferencia, apego cultural, usos locales y posibles conflictos o trade-offs entre actores, de modo que la selección refleje no solo pertinencia ecológica sino también legitimidad social; y (5) fortalecer procesos de co-validación y seguimiento participativo en campo (por ejemplo, parcelas demostrativas y evaluación comunitaria de desempeño y utilidad), para ajustar la lista y el orden funcional con base en la experiencia local y en la percepción de beneficios a nivel de finca y comunidad.

Si bien este estudio se desarrolla en el Corredor de Vida del Cesar, su enfoque metodológico presenta un alto potencial de replicabilidad en otros escenarios de restauración, particularmente en paisajes postmineros de América Latina que comparten condiciones de degradación severa, limitaciones en disponibilidad de material vegetal y alta dependencia de la participación local. Experiencias en países como Brasil han evidenciado que la restauración en estos contextos enfrenta retos similares, especialmente en la selección de especies bajo condiciones de estrés y en la articulación entre criterios ecológicos y viabilidad operativa (Parrotta & Knowles, 2001; Gastauer *et al.*, 2018; Holl *et al.*, 2020). En este marco, el ISE aporta una herramienta adaptable que permite integrar información ecológica, sociocultural y de viverismo en procesos de decisión, respondiendo a la necesidad, ampliamente reconocida, de enfoques flexibles y contextuales en restauración (Chazdon & Guariguata, 2016; Brancalion & Holl, 2020).

A nivel nacional e internacional, el debate sobre selección de especies ha transitado desde enfoques

centrados en listados fijos o especies modelo, hacia aproximaciones basadas en rasgos funcionales, diversidad y metas ecosistémicas (Laughlin, 2014; Ostertag *et al.*, 2015). En este orden de ideas, el aporte de este estudio radica en articular dichos enfoques con dimensiones sociales y operativas, frecuentemente subrepresentadas en la literatura, particularmente en escenarios donde la disponibilidad de especies, la capacidad de viveros y los usos locales condicionan la implementación. De este modo, la metodología propuesta no solo contribuye al avance conceptual en la selección de especies para restauración, sino que ofrece un marco aplicable y escalable que puede ser ajustado a distintos territorios, fortaleciendo la toma de decisiones en sistemas socioecológicos complejos.

CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que la restauración del Bosque Seco Tropical (BST) en paisajes postminería requiere un enfoque que trascienda la selección biológica, integrando dimensiones de gobernanza, capacidad operativa y lógica funcional. Los hallazgos confirman que la viabilidad de las acciones en el territorio depende de una red de actores técnica y socialmente articulada, capaz de transformar una lista de especies priorizadas en una intervención sostenible.

El principal aporte metodológico es la complementariedad entre el Índice de Selección de Especies (ISE) y la clasificación funcional. Mientras el ISE permite una jerarquización transparente basada en criterios ecológicos y socioculturales, la clasificación funcional (soporte, estabilizadoras, transición y tardías) aporta la lógica operativa necesaria para definir secuencias de siembra ajustadas al nivel de degradación del sitio. Esta combinación facilita que las especies con mayor potencial de cobertura inicien la recuperación del microambiente, permitiendo la incorporación posterior de especies de mayor complejidad estructural.

No obstante, la implementación a escala enfrenta un cuello de botella crítico en la infraestructura de viveros y la diversidad taxonómica. La brecha del 32 % en la disponibilidad de especies de interés y el sesgo hacia hábitos arbóreos limitan la recuperación de la complejidad original del BST. Por tanto, es importante que las estrategias de restauración se acompañen de programas de fortalecimiento técnico y normativo para los viveros locales, transformándolos en viveros ancla que garanticen la trazabilidad y calidad del material vegetal.

Por último, esta propuesta se consolida como una herramienta de apoyo a la decisión que es replicable y escalable. Su valor radica en ofrecer un procedimiento trazable que organiza el conocimiento técnico y

local sin imponer recetas rígidas, permitiendo que la selección de especies sea legítima, social y técnicamente viable frente a los retos del cambio climático y la degradación industrial.

REFERENCIAS

Acero-Nitola, A. M., & Cortés-Pérez, F. (2014). Propagación de especies nativas de la microcuena del río La Vega, Tunja, Boyacá, con potencial para la restauración ecológica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 38(147), 195–205.

Alcázar, C., & Ramírez, W. (2011). El uso de rasgos funcionales en flora como herramienta para establecer prioridades de conservación. En *Planeación ambiental para la conservación de la biodiversidad en las áreas operativas de Ecopetrol localizadas en el Magdalena Medio y los Llanos Orientales de Colombia*.

https://www.researchgate.net/profile/Carolina-Alcazar-Caicedo/publication/265684728_El_uso_de_rasgos_funcionales_en_flora_como_herramienta_para_establecer_prioridades_de_conservacion/links/556732f608aeab77721ea41a/El-uso-de-rasgos-funcionales-en-flora-como-herramienta-para-establecer-prioridades-de-conservacion.pdf

Alcázar-Caicedo, C., Celorio-Mosquera, L.J., Salinas-Vargas L.V., Álvarez, C., Cogollo-Pacheco, A., García-Villalobos, D., Garzón-Ramos F.C., Casas-Caro, L.F., & Isaacs-Cubides., P.J. (2025a). Documento técnico: Estrategia de viverismo para el corredor de vida del Cesar. Convenio N° 24-049. Proyecto "Corredor de vida del Cesar". Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2025. 123 p.

Alcázar Caicedo, C., Isaacs Cubides, P., Celorio Mosquera, L., García-Villalobos, D. L., Norden Medina, N., Hurtado Martillett, A. B., García Cardona, F., & Ramírez Hernández, W. (2025b). El viverismo en Colombia. Una solución basada en la naturaleza para la restauración de los ecosistemas. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://repository.humboldt.org.co/items/30ac8c6a-18a3-49e0-b6ce-db5c5e2f97c2>

Alcázar, C., Celorio, L., Martínez, L., Bello, E., & Isaacs, P. (2025c). Los viveros de árboles nativos: aliados para la restauración de ecosistemas. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Arce-Plata, M. I., Norden, N., Burbano-Girón, J., Larocque, G., Díaz, M. C., Rodríguez-Buriticá, S., Corzo, G., & Poisot, T. (2026). Species' habitat change over twenty years in Colombia's tropical dry forests. *Ecological Indicators*, 182, 114562. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.114562>

Aldana-Domínguez, J., Montes, C., Martínez, M., Medina, N., Hahn, J., & Duque, M. (2017). Conocimiento sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos en el Caribe colombiano: avances y desafíos. *Tropical Conservation Science* 10. doi: 10.1177/1940082917714229

Aronson, J. & Alexander, S. (2013). La restauración de ecosistemas es ahora una prioridad global: es hora de ponerse manos a la obra. *Restaurador Ecológico*, 21: 293-296. <https://doi.org/10.1111/rec.12011>

Avella Muñoz, A., Garzón Fierro, E. M., Páez Díaz, M. J., & Ordosgoitia, D. (2022). Restauración ecológica: Principios y prácticas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia-Fundación Natura

Bannister, J. R., Galindo, N., Acevedo, M., González, M., & Cartes, E. (2022). Diagnóstico de la producción de plantas nativas en la región de Los Lagos, Chile. *Ciencia e Investigación Forestal*, 28(3). <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2022.572>

Brancalion, P. H. S., & Holl, K. D. (2020). Guidance for successful tree planting initiatives. *Conservation Science and Practice*

Brancalion, P. H. S., Lamb, D., Ceccon, E., Boucher, D., Herbohn, J., Strassburg, B., & Edwards, D. P. (2017). Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics. *Forest Policy and Economics*, 85, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.009>

Caleño-Ruiz, B.L., Garzón, F., López-Camacho, R., Pizano, C., Salinas, V. & González-M, R. (2023). Soil resources and functional trait trade-offs determine species biomass stocks and productivity in a tropical dry forest. *Front. For. Glob. Change* 6:1028359. doi: 10.3389/ffgc.2023.1028359

Cardona-Plazas, Sergio A., Castrillón-Valderrutén, María del C., & Armbrrecht, Inge. (2025). Restauración ecológica participativa: promoviendo la conservación del bosque seco tropical urbano en Cali, Colombia. *Colombia Forestal*, 28(2), e22673. Epub July 21, 2025. <https://doi.org/10.14483/2256201x.22673>

Cassanoves, F., Pla, L., & Di Rienzo, J. (2011). Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos (Serie técnica. Informe técnico No. 384). CATIE. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/8190>

Ceccón, E., & Pérez, D. R. (Eds.). (2016). Más allá de la ecología de la restauración: Perspectivas sociales en América Latina y el Caribe. Vázquez Mazzini Editores.

Chazdon, R. L., & Uriarte, M. (2016). Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, 48(6), 709–715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>

Cogollo, A.M., Velasco, P. & Manoslava, L. (2020). Caracterización funcional de plantas y su utilidad en la selección de especies para la restauración ecológica de ecosistemas altoandinos. *Biota Colombiana*, 21(1), 1-15. DOI: 10.21068/c2020.v21n01a01.

Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>

Corral, F., Santamaría, R., Mejía, A., Sánchez, Y., Cardoso, A., & Malz, N. (2021). Hechos, realidades y perspectivas de la minería de carbón en el Cesar y La Guajira. Disponible en <https://www.colectivodeabogados.org/wp-content/uploads/2021/04/Libro-hechos-y-realidades-ElCesar-y-La-Guajira.pdf>

Díaz, A., & Ramírez, S. (2024). Cierre de minas de carbón: así se encuentra el corredor minero del Cesar | El Espectador. Video [Youtube]. Disponible en <https://www.youtube.com/watch?v=Vx-xmqOnF-U>

Díaz-Balteiro, L., & Romero, C. (2008). Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. *Forest Ecology and Management*, 255(8-9), 3222-3241. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.038>

Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684–20689. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704716104>

Elliott, S., Tucker, N. I. J., Shannon, D. P., & Tiansawat, P. (2023). The framework species method: harnessing natural regeneration to restore tropical forest ecosystems. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 378(1867), 20210073. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0073>

FAO. (2015). Directrices mundiales para la restauración de bosques y paisajes degradados en las tierras secas: Fortalecer la resiliencia y mejorar los medios de vida. Estudio FAO Montes No. 175. Roma. [Disponible en <http://www.fao.org/3/a-i5036s.pdf>].

FAO & PNUMA (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>

Fremout, T., Thomas, E., Taedoumg, H., Briers, S., Gutiérrez-Miranda, C. E., Alcázar-Caicedo, C., Lindau, A., Mounmeme Kpoumie, H., Vinceti, B., Kettle, C., Ekué, M., Atkinson, R., Jalonen, R., Gaisberger, H., Elliott, S., Brechbühler, E., Ceccarelli, V., Krishnan, S., Vacik, H., ... & Muys, B. (2022). Diversity for Restoration (D4R): Guiding the selection of tree species and seed sources for climate-resilient restoration of tropical forest landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59, 664–679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14079>

Fundación Natura. (2021). Fortalecimiento de viveros comunitarios, como aliados de la restauración del bosque seco tropical. <https://natura.org.co/fortalecimiento-de-viveros-comunitarios-como-aliados-de-la-restauracion-del-bosque-seco-tropical/>

Fukami, T. (2015). Historical Contingency in Community Assembly: Integrating Niches, Species Pools, and Priority Effects. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 1–23. [10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160340)

Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. & Dixon, K.W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restor Ecol*, 27: S1-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Garay, J. (2013). Minería en Colombia Fundamentos para superar el modelo extractivista. Disponible en <https://foronacionalambiental.org.co/wp-content/uploads/2023/03/Mineria-en-Colombia-Vol-I.pdf>

Gastauer, M., Martins Souza Filho, P. W., Ramos, S. J., Caldeira, C. F., Silva, J. R., Siqueira, J. O., & Furtini Neto, A. E. (2018). Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. *Ambio*, 48(1), 74. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1053-8>

Gobernación del Cesar. (2024). Departamento del Cesar. Disponible en <https://cesar.gov.co/d/es/nosotros/el-departamento/municipios>

González-González, A., Clerici1, N., & Quesada, B. (2021). Creciente contribución de la minería a la deforestación colombiana. *Environ. Res. Letón.* 16 064046. DOI 10.1088/1748-9326/abfcf8

Herazo Vitola, F., Mercado Gómez, J., & Mendoza Cifuentes, H. (2017). Estructura y composición florística del bosque seco tropical en los Montes de María (Sucre, Colombia). *Ciencia en Desarrollo*, 8(1), 71–82.

Herrera, O., & Núñez, R. (2023). Visión de Desarrollo Territorial Departamental Visión Cesar Caribe 2032: Un departamento en crecimiento generando bienestar. DNP. Disponible en <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Desarrollo%20Territorial/VISION%20CESAR.pdf>

Holl, K. D. (2017). Restoring tropical forests from the bottom up. *Science*. <https://doi.org/aam5432>

Holl, K. D., Reid, J. L., Cole, R. J., Oviedo-Brenes, F., Rosales, J. A., & Zahawi, R. A. (2020). Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2316-2328. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>

Isaacs, P. J., Alcázar, C., Celorio, L., Castro, F., Cárdenas Botero, K., Castellanos Camacho, L. I., Ruiz, J., Pérez, M., Ayazo Toscano, R. A., & Gómez Valencia, B. (2024). Restauración integral: Alternativas ecológicas, económicas y sociales en el resguardo Llanos del Yari Yaguara II. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://repository.humboldt.org.co/entities/publication/fcbc914d-4cff-4f5e-84ae-2f97a21c7a62>

Isaacs Cubides, P., Peña-González, N., Sesquilé, E., Alcázar, C., Celorio, L., Garzón, F., Salinas, V., Cárdenas, K., Montoya-Castrillón, M., & Verbel, M. (2025a). Estrategia de restauración y transiciones productivas para la conservación en el Corredor de Vida del Cesar [Infografía]. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://repository.humboldt.org.co/entities/publication/0017db5d-6f3b-45cb-afe8-6fbd24945fdf>

Isaacs Cubides *et al.* (2025b). Plan de Restauración Corredor de Vida del Cesar. Convenio N° 24-244 Pactos hacia la restauración socioecológica y la bioeconomía sostenible en el Corredor de Vida del Cesar”, financiado por el Fondo para la Vida y la Biodiversidad del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2025.

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2), 157-164. <https://doi.org/10.2307/3235676>

Landicho, L.; Ocampo, N.; Cabahug, R.; Abadillos, M.; Cosico, R.; Castillo, A.; Ramírez, Ma. & Laruan, K. (2021). Local knowledge and practices towards the ecological restoration of selected landscape in Atok, Benguet, Philippines. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity* 22:7 (2785-2794). DOI: 10.13057/biodiv/d220728

Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, 17(7), 771–784. <https://doi.org/10.1111/ele.12288>

Londoño-Lemos, V., Escobar-Ha-dechini, O., Tapasco-García, J., & Madriñan, S. (2022). Composición y estructura vegetal de una parcela de vegetación en un relicto de bosque seco tropical en el Caribe colombiano. *Biota Colombiana*, 23(1), e954. <https://doi.org/10.21068/2539200X.954>

MADS - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Plan nacional de restauración: Restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. <https://www.andi.com.co/Uploads/Plan%20nacional%20de%20restauraci%C3%B3n.pdf>

MADS - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2023). Estrategia Nacional de Restauración 2023–2026, Juntos para recuperar la naturaleza perdida.

Mansourian, S. (2016). Understanding the relationship between governance and forest landscape restoration. *Conservation and Society*, 14(3), 267–278. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.186830>

McDonald, T., Gann, G. D., Jonson, J., & Dixon, K. W. (2016). International standards for the practice of ecological restoration – Including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration. https://seraustralasia.com/wheel/image/SER_International_Standards.pdf

Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., & Ceccon, E. (2021). Challenges during the execution, results, and monitoring phases of ecological restoration: Learning from a country-wide assessment. *PLoS ONE* 16(4): e0249573. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249573>

Mendoza, G., & Martins, H. (2006). Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management*, 230(1-3), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.03.023>

Moncada, D.M., Borda, A.C., Vieira-Muñoz, M.I., Alcázar, C., González-M., R. (Eds.). (2020). Elevando la acción colectiva empresarial para la gestión integral del bosque seco tropical en Colombia. Bogotá: Minambiente, ANDI, ANLA, Instituto Humboldt, TNC. 168 págs.

Murcia, C. & Guariguata, M.R. (2014). La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. Documentos Ocasionales 107. Bogor, Indonesia: CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/004519>

Norden, N., Hurtado, A., García, D., Salinas, L., Alcázar, C., Garzón, F., Nieto, J. & González, R. (2022). 5.2. Especies seleccionadas con información ecológica basada en sistemas de monitoreo permanente para la restauración en diferentes líneas de negocios. Disponible en <https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/8456324>

Nieto, J., Gonzales-M, R., Medina, S., Aldana, A., Álvarez, E., Avella, A., Berdugo, M. L.,... & Salgado-Negret, B. (2017). Diversidad funcional en los bosques de Colombia. En Moreno, L. A., Andrade, G. I., y Ruiz-Contreras, L. F. (Eds.). (2016). Biodiversidad 2016. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia.

Ocón, J.P., Ibanez, T., Franklin, J., Pau, S., Keppel, G., Rivas-Torres, G., et al. (2021). Extensión y cobertura global del bosque seco tropical: Un estudio comparativo de definiciones bioclimáticas utilizando dos conjuntos de datos climáticos. PLoS ONE 16(5): e0252063. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252063>

Ostertag, R., Warman, L., Cordell, S., & Vitousek, P. M. (2015). Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 805-809. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12413>

Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*. <https://doi.org/1172133>

Palma, A. C., & Laurance, S. G. W. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561–568. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>

Parrotta, J. A., & Knowles, O. H. (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*, 17(2–3), 219–239. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5)

Pickett, S. T. A., et al. (1987). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.

Pizano, C., & García, H. (Eds.). (2014). *El bosque seco tropical en Colombia: estado actual y perspectivas*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://www.researchgate.net/publication/304783093>

Pizano, C., González-M, R., López, R., Jurado, R. D., Cuadros, H., Castaño-Naranjo, A., Rojas A., Pérez, K., Vergara-Varela, H., Idárraga, A., Isaacs, P., & García, H. (2016). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. En: Gómez, M.F., Moreno, L.A., Andrade, G.I. y Rueda, C. (Eds). *Biodiversidad 2015. Estado y Tendencias de la Biodiversidad Continental de Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D. C.

Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C. H., & Stringer, L. C. (2009). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1933–1949.

Rodríguez Araujo, M. E., González, M. F., & Pérez, D. R. (2013). Participación comunitaria en proyectos de restauración ecológica. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/320288668_Participacion_comunitaria_en_proyectos_de_restauracion_ecologica

Rojas Rojas, S. E., & Rincón Meléndez, M. L. (2021). Mapeo de actores como metodología innovadora en la implementación de la política de ética de la investigación, bioética e integridad científica. *Opera*, (29), 117–138. <https://doi.org/10.18601/16578651.n29.07>

Sabogal, C., Besacier, C., & McGuire, D. (2015). Forest and landscape restoration: Concepts, approaches and challenges for implementation. *Unasylva*, 66(245), 3–10. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Salgado-Negret, B. (ed). (2015). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. 236 pp.

Salinas., L. V. (2025). Evaluación de la variación en la composición y diversidad funcional del bosque seco en Colombia a lo largo de un gradiente de dureza ambiental. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/11349/95478>

Salomão., R. P., Santana, A. C., & Brienza Júnior, S. (2013). Seleção de espécies da floresta ombrófila densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. *Ciência Florestal*, 23(1), 139–151. <https://doi.org/10.5902/198050988448>

Sánchez Barrera, J. (2022). “Especies Vegetales En Restauración Ecológica de Bosque Seco Tropical: Tendencias de Desempeño.”. [tesis]. Maestría en Conservación y Uso de Biodiversidad. Pontificia Universidad Javeriana. <https://repository.javeriana.edu.co/items/30cd7fe0-4cbf-4953-8490-42d9b7db5467>

Sanmartín-Sierra, D., Angarita-Hernández, D., & Mercado-Gómez, J. (2016). Estructura y composición florística del bosque seco tropical de Sanguaré-Sucre (Colombia). *Ciencia en Desarrollo*, 7(2), 43-56. Retrieved January 12, 2026, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-74882016000200004&lng=en&tlng=es.

Seisdedos de Vergara, R., Cedeño-Fonseca, M. V., López Mora, M., López Mora, N., Altamirano Carrasco, E., González-Maya, J. F., Schipper, J., & Gómez-Hoyos, D. (2021). Viveros comunitarios de investigación en corredores biológicos del Área de Conservación La Amistad-Pacífico, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*.

Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA). (2022). Instructivo para el diseño e interpretación de semáforos en informes o anexos estadísticos (Código DE-I-018, Versión 01). https://www.sena.edu.co/es-co/transparencia/Documents/instructivo_manejo_diseno_interpretacion_semaforos_informes.pdf

Tavera-Carreño, M., Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., & Navarrete Gutiérrez, D. A. (2019). Rasgos funcionales de especies arbóreas raras y abundantes en bosques de montaña del sur de México. *Polibotánica*, 48, 29–41. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.48.3>

Thomas, E., Alcazar, C., Moscoso, H.L.G., Osorio, L.F., Salgado-Negret, B., Gonzalez, M., Parra, M., Bozzano, M., Loo, J., Jalonen, R., & Ramirez, W. (2017). The importance of species selection and seed sourcing in forest restoration for enhancing adaptive potential to climate change: Colombian tropical dry forest as a model. In: *The Lima Declaration on Biodiversity and Climate Change: Contributions from Science to Policy for Sustainable Development*. Technical Series No.89. (Eds L. Rodríguez & I. Anderson) Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, p. 122-134 ISBN: 978-9292256531

UICN. (2020). El Desafío de Bonn. <https://www.bonnchallenge.org/>

Vidal, C., & Rodrigues, R. (2019). Restauração da diversidade: os viveiros do estado de São Paulo. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. DOI: Disponível em: www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/325.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

Wills, J., J. Herbohn, J. Wells, M. O. Maranguit Moreno, A. Ferraren, and J. Firm. (2021). Seedling diversity in actively and passively restored tropical forest understories. *Ecological Applications* 31(3):e02286. 10.1002/eap.2286

ANEXOS

Consulte [AQUÍ](#) el listado de especies.