

Influencia de la estrategia de restauración sobre el desempeño en la etapa de establecimiento de especies arbóreas nativas en la cuenca del río Cali



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Colombia

Sergio Steven Garcia Guerrero

**FACULTAD DE INGENIERIA Y CIENCIAS
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
SANTIAGO DE CALI
2025**

Influencia de la estrategia de restauración sobre el desempeño en la etapa de establecimiento de especies arbóreas nativas en la cuenca del río Cali



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Colombia

Presentado por: Sergio Steven Garcia Guerrero

Dirigido por: Selene Torres, M.GA. en Gerencia Ambiental

Itma Selene Torres Rodriguez

Dirigido por: Leonor Valenzuela, Ph.D. en Ecología

Leonor Valenzuela

Trabajo de Grado para optar por el título de

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

2025

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 profundamente a la Profesora Selene Torres por su orientación constante, sus aportes académicos y su acompañamiento durante el proceso de construcción y revisión de este trabajo. A la Profesora Leonor Valenzuela por su apoyo metodológico, las discusiones técnicas y la guía brindada desde su experiencia en restauración ecológica.

Extiendo mi gratitud a Wildlife Conservation Society (WCS) por facilitar el acceso a la información, el apoyo logístico y el acompañamiento en el manejo de las bases de datos que hicieron posible el desarrollo de esta investigación.

A mis amigos y compañeros de la Maestría en Restauración Ecológica, quienes aportaron ideas, diálogo académico y motivación constante a lo largo del proceso formativo. A los profesores del programa, por compartir su conocimiento y por contribuir de manera significativa a mi comprensión de los procesos ecológicos y socioambientales del territorio.

Finalmente, agradezco a mi familia, por su apoyo incondicional, paciencia y confianza en cada etapa de este camino académico. A la Pontificia Universidad Javeriana Cali, por brindarme el espacio y las herramientas necesarias para el desarrollo de mi formación profesional y personal.

Tabla de contenido

Introducción	6
Métodos	8
Resultados	15
Discusión	23
Conclusión.....	31
Literatura Citada.....	32
Anexos.....	39

Lista de Tablas

Tabla 1. Las especies priorizadas por WCS para los procesos de restauración en la cuenca del río Cali..	11
Tabla 2. Parámetros estimados de los modelos GLMM para la supervivencia.....	15
Tabla 3. Parámetros estimados de los modelos GLMM para la condición fitosanitaria , correspondiente al Condición fitosanitario.....	19

Lista de Figuras

Figura 1. Mapa de prioridades de restauración ecológica en la cuenca del río Cali (Fuente WCS, 2020). .	9
Figura 2. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de <i>Clusia</i> sp., según arreglo de siembra y práctica de limpieza.	17
Figura 3. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de <i>Persea caerulea</i> según arreglo de siembra y práctica de limpieza.	18
Figura 4. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de <i>Ficus americana</i> según arreglo de siembra y práctica de limpieza.	18
Figura 5. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de <i>Trichanthera gigantea</i> según arreglo de siembra y práctica de limpieza.	18
Figura 6. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de <i>Clusia</i> sp., según arreglo de siembra y práctica de limpieza	21
Figura 7. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de <i>Persea caerulea</i> según arreglo de siembra y práctica de limpieza.....	21
Figura 8. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de <i>Ficus americana</i> según arreglo de siembra y práctica de limpieza.....	22
Figura 9. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de <i>Trichanthera gigantea</i> según arreglo de siembra y práctica de limpieza.	22

Influencia de la estrategia de restauración sobre el desempeño en la etapa de establecimiento de especies arbóreas nativas en la cuenca del río Cali

Introducción

La restauración ecológica se ha consolidado como una estrategia esencial para enfrentar la crisis ambiental global, al revertir procesos de degradación, recuperar funciones ecosistémicas y conservar la biodiversidad (Suding, 2011). En ecosistemas forestales, la pérdida de cobertura asociada a la expansión agropecuaria, la urbanización y la sobreexplotación de recursos ha sido una de las principales causas de degradación (Hobbs y Norton, 1996; Rayden et al., 2023; CVC, 2018). En los Andes colombianos, la tala selectiva y el aprovechamiento intensivo de especies maderables han reducido sus poblaciones naturales, comprometiendo la regeneración y la funcionalidad ecológica de los bosques (Rayden et al., 2023).

Ante este escenario, la restauración de especies amenazadas y el enriquecimiento con especies nativas se reconocen como estrategias costo-efectivas para recuperar conectividad, fortalecer la resiliencia ecosistémica y contribuir a la adaptación al cambio climático (Benayas et al., 2009; Rayden et al., 2023). Estas acciones se articulan con compromisos internacionales como el Convenio de Diversidad Biológica, el Acuerdo de París y el Marco Global de Biodiversidad (Aguilar et al., 2025).

Pese a los avances institucionales en restauración ecológica, numerosos proyectos continúan enfrentando limitaciones asociadas a la planificación a largo plazo, la disponibilidad de información ecológica y la escasa incorporación del monitoreo y el manejo adaptativo en la toma de decisiones (Hobbs y Norton, 1996; Cogollo et al., 2020; PNN, 2023). En muchos casos, la selección de especies se ha basado principalmente en la oferta de viveros, más que en criterios ecológicos como su rol funcional, sus rasgos de establecimiento o su capacidad para facilitar la sucesión, una situación especialmente crítica en ecosistemas andinos donde variables como altitud, pendiente, humedad y tipo de suelo condicionan fuertemente el éxito del establecimiento (Benayas et al., 2009).

El monitoreo ecológico y el manejo adaptativo constituyen herramientas clave para mejorar la efectividad de los proyectos de restauración, al permitir evaluar el desempeño de las especies durante la etapa de establecimiento y ajustar las estrategias de manejo en función de la evidencia generada (Walters, 1986; Williams et al., 2007; Hobbs y Harris, 2001). Bajo este enfoque, se parte de la hipótesis de que las estrategias de restauración influyen en la supervivencia y la condición fitosanitaria de las especies al modificar las condiciones microambientales de establecimiento —como la disponibilidad de luz, la competencia por recursos y la retención de humedad—. Sin embargo, la ausencia de evaluaciones sistemáticas que analicen cómo una misma especie responde a distintas estrategias de enriquecimiento limita el aprendizaje aplicado

y la replicabilidad de buenas prácticas en restauración ecológica en Colombia (Medema et al., 2014; Aguilar et al., 2025).

En este estudio, la estrategia de restauración se entiende como el conjunto integrado de decisiones técnicas y operativas mediante las cuales se ejecuta la restauración en el espacio y el tiempo, incluyendo la técnica aplicada —en este caso, el enriquecimiento en bosques degradados—, los arreglos espaciales de siembra, las actividades preparativas, las acciones de mantenimiento como la limpieza selectiva del sotobosque y la secuencia temporal de implementación y seguimiento (Gann et al., 2019; Aguilar et al., 2025). Bajo este enfoque, el análisis se centra en la etapa de establecimiento y en el desempeño a nivel individual, evaluado a través de indicadores tempranos como la supervivencia y la condición fitosanitaria, lo que permite examinar cómo una misma especie responde de manera diferencial a distintas estrategias de enriquecimiento sin abordar combinaciones de especies ni efectos de diversidad (Ruiz y Mitchell, 2005; Grossnickle, 2012; Crouzeilles et al., 2016).

La cuenca del río Cali, ubicada en la vertiente occidental de la cordillera Central, abastece de agua a cerca del 20 % de la población de Santiago de Cali e integra subcuencas como Pichindé, Felidia, Aguacatal, Cañaveralejo y Meléndez (Arias y Pacheco, 2023). Aunque colinda con el Parque Nacional Natural Farallones y otras áreas protegidas, su zona de amortiguación presenta altos niveles de deforestación, cambio de uso del suelo y urbanización informal, asociados a actividades como la tala selectiva, la expansión agropecuaria y la minería ilegal, lo que ha afectado la calidad y disponibilidad hídrica del sistema (CVC, 2018; CVC, 2020; PNN, 2023).

El POMCA del río Cali y el Plan de Ordenamiento Territorial reconocen la necesidad de implementar estrategias de restauración, monitoreo y manejo adaptativo para garantizar servicios ecosistémicos estratégicos como el abastecimiento de agua y la regulación climática (Alcaldía de Santiago de Cali, 2014; CVC, 2020). Sin embargo, la ausencia de evaluaciones sistemáticas que integren el desempeño de las especies con las decisiones operativas de restauración limita el aprendizaje local y la mejora continua de las prácticas restaurativas en la cuenca.

En este contexto, la presente investigación busca responder a la pregunta: ¿cómo influye la estrategia de restauración en la supervivencia y la condición fitosanitaria de especies arbóreas nativas en la cuenca del río Cali? Para ello, se evaluaron cuatro especies representativas de distintos grupos funcionales (*Clusia sp.*, *Persea caerulea*, *Ficus americana* y *Trichanthera gigantea*). El objetivo general fue evaluar la influencia de la estrategia de restauración sobre la supervivencia y el condición fitosanitaria de estas especies durante la etapa de establecimiento. De manera específica, se planteó: (i) evaluar la supervivencia y la condición fitosanitaria bajo diferentes arreglos de siembra y prácticas de limpieza del sotobosque; (ii) comparar el

desempeño entre especies; y (iii) formular recomendaciones de manejo adaptativo orientadas a optimizar la efectividad de las estrategias de restauración ecológica en la región.

Métodos

El presente trabajo corresponde a un estudio analítico basado en datos secundarios, desarrollado a partir del acceso, sistematización y análisis de información generada por Wildlife Conservation Society (WCS) en el marco de proyectos de restauración ecológica implementados en la cuenca del río Cali entre 2022 y 2025. El estudio no contempló una fase de trabajo de campo propia, sino que se fundamentó en el uso de bases de datos de seguimiento ecológico previamente colectadas bajo protocolos estandarizados. En este sentido, el enfoque metodológico del trabajo se centra en la estructura de los datos disponibles, las variables registradas y las posibilidades de análisis estadístico que permitieron evaluar los objetivos planteados.

1. Área o sitio de estudio: El estudio se desarrolló en la cuenca del río Cali, ubicada en la vertiente occidental de la cordillera Central, en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. Esta cuenca constituye uno de los principales sistemas de abastecimiento hídrico de la ciudad de Santiago de Cali, beneficiando aproximadamente al 20 % de su población (CVC, 2018; Arias y Pacheco, 2023).

Los datos utilizados fueron generados por Wildlife Conservation Society (WCS) en el marco del programa “Cuenca Viva – Vínculos para la Conservación”, a partir de tres proyectos de restauración ecológica ejecutados entre 2021 y 2025: *Restauración Ecológica en la Región Andina*, *Proyecto Vida Silvestre* y *Football for Forest*, con apoyo de entidades nacionales e internacionales.

Las intervenciones se concentraron en los corregimientos de La Leonera, Felidia, El Saladito, Pichindé y La Elvira, asociados a los ríos Pichindé, Felidia y Aguacatal. El área de intervención abarcó aproximadamente 8.916 ha, de las cuales cerca del 67 % corresponde a cobertura boscosa y una alta proporción se encuentra bajo alguna figura de protección ambiental (WCS, 2023).

La información espacial empleada correspondió a insumos cartográficos de priorización de restauración a escala de cuenca proporcionados por WCS. No se contó con coordenadas geográficas individuales de las unidades de siembra ni con cartografía jerárquica multiescalar, por lo que el análisis espacial se limitó a la escala de intervención definida por los proyectos (Figura 1).

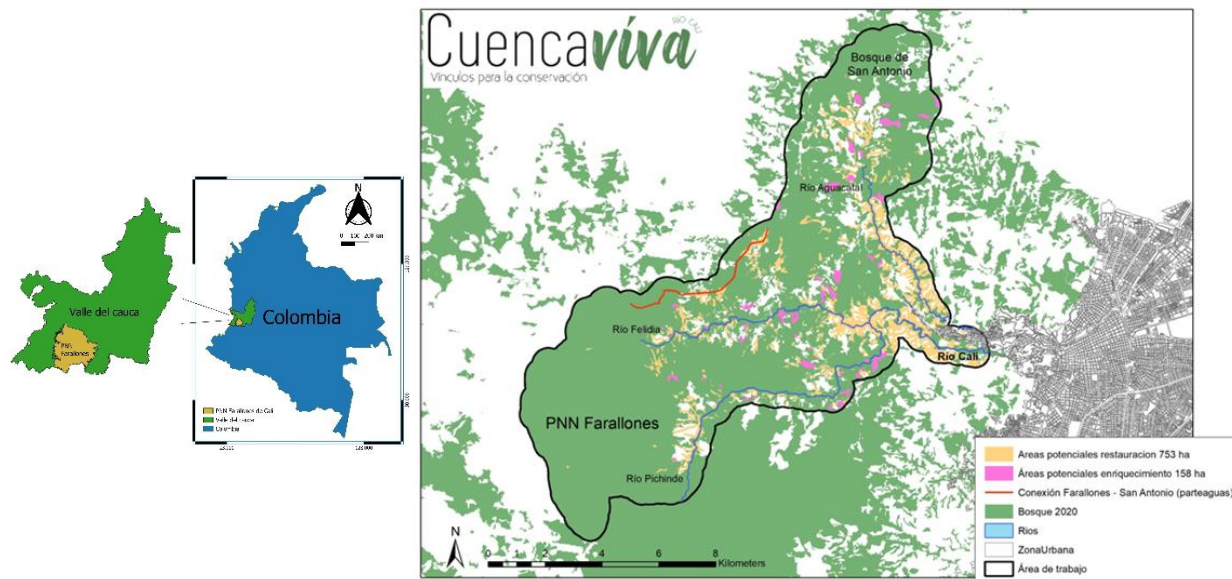


Figura 1. Localización de la cuenca del río Cali en Colombia y el departamento del Valle del Cauca, incluyendo el Parque Nacional Natural Farallones de Cali (elaboración propia), y mapa de prioridades de restauración ecológica en la cuenca del río Cali (elaborado a partir de información cartográfica de Wildlife Conservation Society – WCS, 2020).

Los esfuerzos de restauración se concentran principalmente en las subcuencas de La Leonera y La Elvira, áreas de alta importancia ecológica por su contribución a la regulación hídrica y la conectividad entre ecosistemas de bosque de niebla y bosques altoandinos (WCS, 2023). El ecosistema dominante corresponde al bosque húmedo premontano, caracterizado por una alta diversidad arbórea. Actualmente, gran parte de la cobertura vegetal está conformada por bosques secundarios y áreas en regeneración natural (Ávila et al., 2014; Vargas, 2019). Este contexto altitudinal y de cobertura define el marco ecológico en el que se implementan las estrategias de restauración evaluadas, sin constituir variables analizadas de manera explícita en el presente estudio. La caracterización de estas coberturas se presenta como un contexto de manejo que sustenta la implementación de estrategias de enriquecimiento, y no como una evaluación directa de los procesos sucesionales (Gann et al., 2019; Holl & Aide, 2011).

2. Historia de uso del suelo y nivel de degradación: La cuenca del río Cali ha experimentado transformaciones significativas en su cobertura vegetal como resultado de actividades antrópicas históricas, principalmente la ganadería extensiva, la agricultura de subsistencia y la extracción selectiva de especies maderables (Ávila et al., 2014; Arias y Pacheco, 2023). Estas prácticas han generado fragmentación del paisaje, pérdida de conectividad ecológica y procesos de degradación del suelo, incrementando la vulnerabilidad de los ecosistemas andinos (CVC, 2018; Vargas, 2019).

Actualmente predominan coberturas secundarias y áreas en distintos estados de regeneración natural, donde la expansión de especies invasoras como *Pteridium aquilinum*, pastos y ojo de poeta, que limita la sucesión

vegetal y la estabilidad del suelo (WCS, 2023). Este contexto justifica la implementación de estrategias de restauración orientadas al enriquecimiento florístico propiamente dicho, entendido como la introducción dirigida de especies arbóreas nativas seleccionadas dentro de coberturas existentes, sin remoción total de la vegetación, con el objetivo de complementar la regeneración natural y fortalecer la estructura y funcionalidad de los bosques andinos en la cuenca del río Cali (Rodrigues et al., 2009; Crouzeilles et al., 2016).

3. Especies seleccionadas: En los procesos de planificación participativa con la comunidad local, Wildlife Conservation Society (WCS) priorizó un conjunto amplio de especies arbóreas nativas considerando su importancia ecológica, estado de conservación, plasticidad ambiental, contribución a procesos de restauración en ecosistemas altoandinos degradados y valor para la comunidad local, con énfasis en especies que proveen recursos para la fauna, especialmente aves asociadas a iniciativas de aviturismo (WCS, 2023). En total, los proyectos de restauración desarrollados en la cuenca del río Cali incluyeron aproximadamente 40 especies arbóreas nativas.

Para el presente estudio, se seleccionaron cuatro especies (*Clusia* sp., *Persea caerulea*, *Ficus americana* y *Trichanthera gigantea*) con fines analíticos, a partir de criterios metodológicos definidos por el autor: (i) disponibilidad de registros completos y consistentes de seguimiento a nivel individual (supervivencia y condición fitosanitaria); (ii) representación de distintos grupos funcionales y estrategias ecológicas relevantes para procesos de enriquecimiento florístico en bosques degradados; y (iii) presencia suficiente de individuos monitoreados bajo diferentes arreglos espaciales y condiciones de manejo, lo que permitió la aplicación de modelos estadísticos comparables. Estos criterios garantizaron la robustez del análisis y la coherencia con los objetivos del estudio (Tabla 1).

Los rasgos funcionales y la funcionalidad ecológica de las especies seleccionadas se utilizaron como marco interpretativo para analizar su desempeño bajo distintas variantes de enriquecimiento. Los rasgos funcionales permitieron evaluar la respuesta de las especies a condiciones de luz, humedad y competencia, mientras que la funcionalidad ecológica aportó elementos para relacionar dicho desempeño con objetivos restaurativos como la facilitación de la sucesión, la recuperación de la estructura del bosque y la estabilización del suelo (Suding, 2011; Benayas et al., 2009; Ruiz y Mitchell, 2005).

Tabla 1. Las especies priorizadas por WCS para los procesos de restauración en la cuenca del río Cali fueron seleccionadas considerando su estado de conservación, funcionalidad ecológica y atributos como grupo sucesional, tipo de dispersión y rasgos funcionales relevantes asociados a su desempeño y adaptación, según la matriz de priorización de especies (WCS, 2023).

Familia	Género	Especie	Nombre común	Estado de conservación	Grupo funcional	Tipo de dispersión	Rasgo funcional relevante	Funcionalidad ecológica
Clusiaceae	<i>Clusia</i>	sp.	pamo	No evaluada (NE)	Pionera	Zoocoria	Crecimiento lento–moderado; alta tolerancia a sombra parcial y humedad.	Estabiliza suelos y taludes, protege nacimientos de agua y crea microclimas que facilitan la sucesión.
Lauraceae	<i>Persea</i>	<i>caerulea</i>	Aguacatillo	Preocupación menor (LC)	Secundaria	Zoocoria	Crecimiento lento; tolerante a sombra; sensible a exposición solar.	Frutos para aves y mamíferos frugívoros, aporta estructura al sotobosque y facilita la regeneración.
Moraceae	<i>Ficus</i>	<i>americana</i>	Higuerón	Preocupación menor (LC)	Piedra angular	Zoocoria	Crecimiento rápido; amplia plasticidad lumínica.	Especie piedra angular: provee alimento y refugio para fauna frugívora, favorece la conectividad y la sucesión.
Acanthaceae	<i>Trichanthera</i>	<i>gigantea</i>	Nacadero	Preocupación menor (LC)	Pionera	Autocoria	Crecimiento rápido; alto vigor de rebrote y tolerancia a poda.	Multipropósito: forraje, sombra y control de erosión; mejora la fertilidad del suelo y contribuye a la regulación hídrica.

4. Estrategias de restauración: La restauración ecológica en la cuenca del río Cali se desarrolló mediante una estrategia de enriquecimiento florístico, orientada a acelerar los procesos de sucesión vegetal, reforzar la conectividad ecológica y mejorar la estructura y funcionalidad de bosques degradados, particularmente en áreas cercanas a fuentes hídricas y corredores altitudinales (WCS, 2022). Esta estrategia consistió en la introducción dirigida de especies arbóreas nativas dentro de coberturas existentes, aprovechando las condiciones de sombra natural y la vegetación remanente.

Dentro de esta estrategia general se implementaron variantes de enriquecimiento asociadas al arreglo espacial de siembra, incluyendo configuraciones en tres bolillo, círculo y franja, así como combinaciones de estos arreglos y la definición de variable como otra (corredores de conectividad, cercas vivas, entre otras). Definidas según las condiciones del sitio —como claros, pendiente y cobertura— y acuerdos con los propietarios, de acuerdo con enfoques de enriquecimiento en bosques degradados (Rodrigues et al., 2009; Holl y Aide, 2011). El arreglo en tres bolillo correspondió a una disposición escalonada de individuos en pequeños grupos, el arreglo en círculo a la siembra agrupada alrededor de un punto central, y el arreglo en franja a hileras lineales de siembra en bordes o zonas de transición, disposiciones comúnmente empleadas para favorecer el establecimiento y la cobertura inicial (Benayas et al., 2009; Crouzeilles et al., 2016). Las combinaciones de arreglos y otras disposiciones se agruparon en una categoría adicional, reflejando adaptaciones locales a las condiciones del terreno.

De manera complementaria, se aplicaron prácticas de manejo del sotobosque, particularmente la limpieza puntual de vegetación competidora. Esta práctica no fue generalizada y se realizó únicamente cuando el seguimiento evidenció competencia excesiva alrededor de las plántulas, principalmente por helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) o gramíneas (WCS, 2023). Las variantes asociadas al arreglo espacial y a la limpieza del sotobosque constituyen el foco comparativo del presente estudio.

La estrategia combinó la siembra de especies pioneras y de estados sucesionales más avanzados con el propósito de fortalecer la estructura del bosque y contribuir a la regulación hídrica y a la resiliencia ecosistémica (WCS, 2022; WCS, 2023). A modo ilustrativo, en la Figura 10 (Anexo 2) se presenta un esquema conceptual de los arreglos espaciales y las prácticas de manejo consideradas dentro de la estrategia de enriquecimiento, con fines exclusivamente ilustrativos.

5. Diseño experimental: El estudio se desarrolló bajo un diseño observacional, a partir de información de monitoreo generada entre 2022 y 2025 en predios ubicados en las subcuencas La Leonera y La Elvira, en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural Farallones de Cali.

La unidad de muestreo correspondió al sitio-cohorte por especie, definida como el conjunto de individuos de una misma especie sembrados en un mismo sitio y en una misma fecha. Cuando una especie fue

establecida en momentos distintos dentro de un mismo sitio, cada evento de siembra se consideró una cohorte independiente. El desempeño se evaluó mediante seguimientos repetidos en el tiempo.

Las variables de respuesta fueron: (i) la supervivencia, calculada como la proporción de individuos vivos respecto al total sembrado en cada cohorte, y (ii) la condición fitosanitaria, registrada como la proporción de individuos no saludables que presentaron signos visibles de estrés (marchitez, amarillamiento, daño mecánico o herbivoría).

Como variables explicativas se consideraron el tiempo de seguimiento (días desde la siembra), el arreglo espacial de siembra (tres bolillo, círculo, franja y combinaciones) y la limpieza del sotobosque (sí/no). La limpieza correspondió a plateo puntual alrededor de los individuos, realizado únicamente cuando se evidenció competencia excesiva por vegetación acompañante —principalmente *Pteridium aquilinum*, pastos y ojo de poeta—, por lo que no constituyó una práctica homogénea ni sistemática en todos los sitios. La estructura jerárquica de los datos, con observaciones repetidas de cohortes dentro de sitios y predios, fue considerada en los análisis estadísticos.

6. Recolección de datos o toma de muestras: Los datos analizados corresponden a información secundaria generada por Wildlife Conservation Society (WCS) en el marco de proyectos de restauración ecológica desarrollados en la cuenca del río Cali entre 2022 y 2025. La recolección de información en campo fue realizada por los equipos técnicos de WCS como parte de su programa de monitoreo ecológico, siguiendo protocolos estandarizados para evaluar el desempeño de especies arbóreas nativas durante la etapa de establecimiento (WCS, 2023).

El monitoreo se realizó mediante censos permanentes, en los cuales se registraron eventos de siembra y seguimientos posteriores. La información fue recolectada en campo utilizando formularios digitales (KoboToolbox) y posteriormente sistematizada por WCS en bases de datos en formato Excel. Para este estudio, dichas bases fueron facilitadas al autor a través de repositorios institucionales (Google Drive), sin participación directa en la toma de datos en campo.

En cada evento de seguimiento se registró, por cohorte de siembra y especie, el número total de individuos sembrados y el número de individuos vivos, a partir de lo cual se estimó la supervivencia como proporción. Asimismo, se registró la condición fitosanitaria, definida como la proporción de individuos no saludables que presentaron signos visibles de estrés (marchitez, amarillamiento, daño foliar, herbivoría o afectación mecánica). Esta variable fue originalmente registrada como porcentaje y posteriormente transformada a proporciones decimales para su análisis.

Las fechas de siembra y de seguimiento permitieron calcular el tiempo transcurrido desde la siembra, expresado en días y tratado como una variable continua. En el conjunto de datos analizado, los seguimientos

abarcaron desde evaluaciones tempranas (menos de 200 días) hasta monitoreos cercanos a los 1.000 días posteriores a la siembra, aun cuando los censos no se realizaron con una periodicidad estrictamente regular.

La aplicación de limpieza del sotobosque correspondió a plateo puntual alrededor de los individuos, realizado únicamente cuando se evidenció competencia excesiva por vegetación acompañante, principalmente *Pteridium aquilinum* y gramíneas. Otras labores operativas, como abonado y resiembra, hicieron parte de la implementación general de los proyectos, pero no se incorporaron como variables analíticas debido a la ausencia de registros sistemáticos y comparables entre eventos de seguimiento.

7. Análisis de datos:

Antes del análisis estadístico, la base de datos fue organizada y depurada en el entorno R, verificando la coherencia entre las fechas de siembra y seguimiento, los valores de supervivencia y condición fitosanitaria, y las variables de manejo asociadas a cada cohorte de siembra. La información se estructuró a nivel de cohortes de siembra por especie y sitio, lo que permitió confirmar la naturaleza jerárquica y longitudinal no balanceada del conjunto de datos.

La supervivencia se analizó mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM), ajustados con la función *glmer* del paquete **lme4** (R Core Team, 2024), incorporando como efectos fijos el arreglo espacial de siembra, la limpieza del sotobosque (sí/no), el tiempo transcurrido desde la siembra (en días) y sus interacciones. Como efectos aleatorios se incluyeron el predio y el sitio de siembra, reflejando la estructura jerárquica del muestreo (Crawley 2013; Zuur et al. 2009)

La adecuación de los modelos se evaluó mediante diagnósticos de sobredispersión y exceso de ceros utilizando residuos simulados con **DHARMA** (Hartig, 2016). Cuando fue necesario, se ajustaron modelos alternativos con **glmmTMB** (Brooks et al., 2017), empleando familias más flexibles y seleccionando los modelos finales con base en el criterio de información de Akaike (AIC) y la inspección de residuos muestreo (Crawley 2013; Zuur et al. 2009)

La condición fitosanitaria fue registrada como un valor porcentual por cohorte, correspondiente a la proporción de individuos con signos visibles de estrés. Estos valores se transformaron a proporciones entre 0 y 1 y se analizaron mediante GLMM de familia beta en **glmmTMB**, utilizando la misma estructura de efectos fijos y aleatorios aplicada al análisis de supervivencia (Crawley 2013; Zuur et al. 2009)

En ambos conjuntos de modelos (supervivencia y condición fitosanitaria), el R^2 marginal se utilizó para cuantificar la proporción de variabilidad explicada por los efectos fijos asociados a la estrategia de restauración, mientras que los efectos aleatorios (predio y sitio) se incorporaron para controlar la dependencia espacial y la estructura jerárquica de los datos. De este modo, el énfasis analítico se centró en

evaluar la influencia de las decisiones de manejo sobre el desempeño temprano de las especies, sin que la variación espacial constituyera el foco explicativo principal del estudio. En conjunto, estos análisis permitieron identificar los factores asociados al desempeño temprano de las especies evaluadas y generar insumos cuantitativos para la interpretación de la etapa de establecimiento y la formulación de recomendaciones de manejo adaptativo.

Resultados

Los modelos GLMM ajustados para cada especie mostraron variación en la magnitud y dirección de los efectos de los arreglos de siembra, la limpieza y el tiempo desde la plantación, tanto para la supervivencia como para la condición fitosanitaria. En general, los modelos presentaron buen ajuste y altos valores de R^2 marginal. La variación espacial se concentró principalmente en el nivel de predio, mientras que el nivel de sitio aportó poca o ninguna varianza (Tabla 2 – Tabla 3). Las predicciones generadas a partir de los modelos permitieron identificar diferencias significativas entre los contrastes de interés, evidenciando respuestas específicas en la supervivencia y la condición fitosanitaria según las combinaciones de arreglo de siembra y manejo, aun cuando se observaron tendencias temporales generales similares a lo largo del tiempo.

Supervivencia de las especies bajo distintas estrategias de manejo

Tabla 2. Parámetros estimados de los modelos GLMM para la supervivencia de las especies arbóreas nativas en la cuenca del río Cali. Se presentan los coeficientes (β), valores de significancia (p), R^2 marginal, la desviación estándar (DE) del efecto aleatorio de predio y la desviación estándar (DE) del efecto aleatorio de sitio.

Especie	Factor significativo	B	p	R^2 marginal	Desviación estándar (predio)	Desviación estándar (sitio)
<i>Clusia sp.</i>	Tiempo (efecto negativo)	$\beta = -1.01$ (Tiempo)	$p < 0.001$ (Tiempo)	0.96	1.11	0
<i>Persea caerulea</i>	Arreglo en franjas x limpieza (efecto negativo)	$\beta = -2.14$ (Arreglo: Franja x Limpieza)	$p = 0.02$ (Arreglo: Franja x Limpieza)	0.89	0.66	0
<i>Ficus americana</i>	Arreglo “otra” x limpieza (efecto negativo)	$\beta = -2.65$ (Arreglo: Otra x Limpieza)	$p = 0.01$ (Arreglo: Otra x limpieza)	0.88	0.97	0

	Interacción franja × limpieza (efecto negativo)	$\beta = -1.83$ (Interacción Franja × limpieza)	$p < 0.001$ (Interacción Franja × Limpieza)			
<i>Trichanthera gigantea</i>	Limpieza (efecto positivo) Tiempo (efecto negativo) Interacciones limpieza × franja y limpieza × otra (efectos negativos)	$\beta = 2.90$ (Limpieza) $\beta = -0.81$ (Tiempo) $\beta = -2.12 / -2.51$ (Interacciones Limpieza × Franja / Otra)	$p < 0.001$ (Limpieza) $p < 0.001$ (Tiempo) $p = 0.02 / 0.02$ (Interacciones Limpieza × Franja / Otra)	0.97	0.85	0

En *Clusia sp.*, el tiempo transcurrido desde la siembra tuvo un efecto negativo significativo sobre la supervivencia ($\beta = -1.01$, $p < 0.001$), indicando una disminución progresiva en la probabilidad de supervivencia a medida que avanzó el periodo de monitoreo. En *Persea caerulea*, el arreglo de siembra en franjas por limpieza redujo significativamente la probabilidad de supervivencia en comparación con el arreglo de referencia ($\beta = -2.14$, $p = 0.02$), lo que sugiere una respuesta desfavorable a este arreglo espacial durante la etapa de establecimiento. En *Ficus americana*, el arreglo clasificado como “otra” por limpieza se asoció con una menor probabilidad de supervivencia respecto al nivel de referencia ($\beta = -2.65$, $p = 0.01$). Adicionalmente, la interacción entre el arreglo en franjas y la práctica de limpieza mostró un efecto negativo significativo ($\beta = -1.83$, $p < 0.001$), indicando que la combinación de ambos factores redujo la supervivencia más allá de sus efectos individuales. En *Trichanthera gigantea*, la práctica de limpieza del sotobosque incrementó significativamente la probabilidad de supervivencia ($\beta = 2.90$, $p < 0.001$). Sin embargo, el tiempo tuvo un efecto negativo ($\beta = -0.81$, $p < 0.001$) y las interacciones entre limpieza y los arreglos en franja y “otra” mostraron efectos negativos significativos, evidenciando que el beneficio de la limpieza depende del arreglo espacial de siembra.

En conjunto, los modelos de supervivencia presentaron altos valores de R^2 marginal, lo que indica que una proporción sustancial de la variabilidad observada fue explicada por los efectos fijos asociados a la estrategia de restauración, particularmente el arreglo de siembra, la práctica de limpieza y el tiempo desde la siembra. En contraste, la variabilidad atribuible a los efectos aleatorios de predio y sitio fue baja o nula en la mayoría

de los modelos, lo que sugiere una respuesta relativamente consistente de las especies frente a las decisiones de manejo evaluadas.

Las tasas de supervivencia variaron significativamente entre especies y tratamientos (Figuras 2–5; Tabla 2). En general, *Clusia sp.* (Figura 2) presentó las mayores probabilidades de supervivencia y una trayectoria estable a lo largo del tiempo, mientras que *Persea caerulea* (Figura 3) registró los valores más bajos, con descensos progresivos y alta sensibilidad al tipo de arreglo. *Ficus americana* (Figura 4) y *Trichanthera gigantea* (Figura 5) mostraron valores intermedios, aunque con respuestas contrastantes frente al manejo.

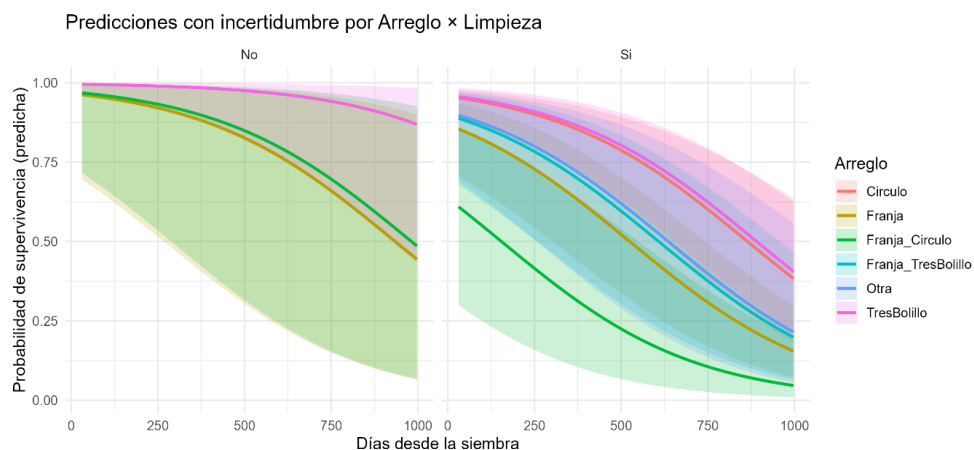


Figura 2. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de *Clusia sp.*, según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

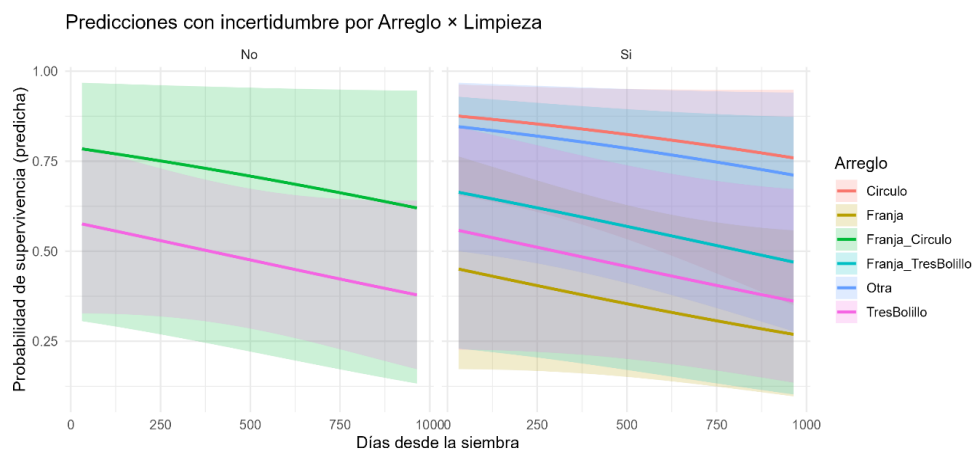


Figura 2. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de *Persea caerulea* según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

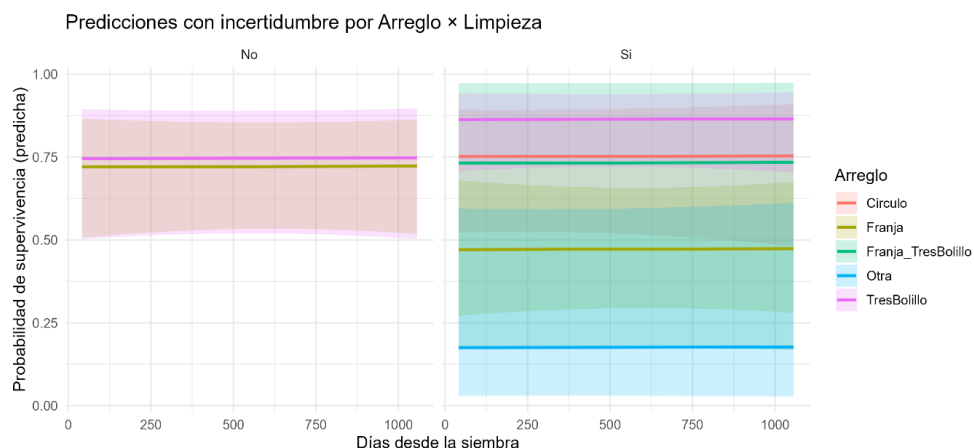


Figura 3. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de *Ficus americana* según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

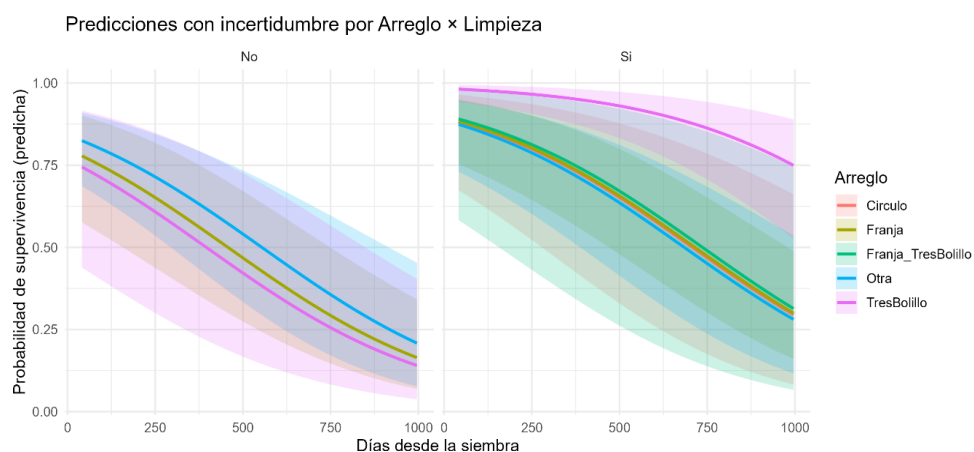


Figura 4. Curvas de predicción del modelo GLMM para la supervivencia de *Trichanthera gigantea* según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

El tiempo transcurrido desde la siembra tuvo un efecto negativo en la mayoría de los modelos, reflejando la mortalidad natural durante la etapa de establecimiento y posterior a la siembra (Tabla 2). Sin embargo, las pendientes de disminución difirieron entre especies: *P. caerulea* (Figura 3) evidenció una caída más pronunciada a lo largo del tiempo, mientras que *Clusia* sp. (Figura 2) mantuvo una trayectoria relativamente estable, incluso en tratamientos con limpieza.

La práctica de limpieza del sotobosque se asoció con una reducción de la supervivencia promedio en tres de las cuatro especies evaluadas. En contraste, en *Trichanthera gigantea* (Figura 5), la limpieza se asoció con un efecto positivo sobre la supervivencia, diferenciándose del patrón observado en las demás especies.

En cuanto al tipo de arreglo de siembra, las configuraciones en círculo y tres bolillo conservaron las mayores probabilidades de supervivencia entre especies, mientras que los arreglos irregulares (“otra”) y en franja tendieron a reducirlas. Además, se detectaron interacciones significativas entre arreglo y limpieza,

especialmente en *F. americana* (Figura 4) y *T. gigantea* (Figura 5). En *F. americana* (Figura 4), la combinación de limpieza con el arreglo en franja disminuyó notablemente la supervivencia, mientras que en *T. gigantea* (Figura 5) se observó el patrón opuesto, con incrementos marcados bajo limpieza en los arreglos círculo y tres bolillo.

En conjunto, los modelos evidencian que la supervivencia de las especies respondió a la interacción entre las variables de manejo evaluadas y las diferencias entre especies, reflejando patrones contrastantes en función del arreglo de siembra, la aplicación de limpieza y el tiempo desde la siembra (Tabla 2).

Condición fitosanitario de las especies bajo distintas estrategias de manejo

Tabla 3. Parámetros estimados de los modelos GLMM para la condición fitosanitaria. Se presentan los coeficientes (β), valores de significancia (p), R^2 marginal, la desviación estándar (DE) del efecto aleatorio de predio y la desviación estándar (DE) del efecto aleatorio de sitio

Especie	Factor significativo	β	p	R^2 margin al	Desviación estándar (Predio)	Desviación estándar (Sitio)
<i>Clusia sp.</i>	Tiempo (efecto positivo) Arreglo tres bolillo sin limpieza (efecto negativo)	$\beta = 0.38$ (Tiempo) $\beta = -0.50$ (Tres bolillo sin limpieza)	$p < 0.001$ (Tiempo) $p = 0.04$ (Tres bolillo sin limpieza)	0.37	0.14	0
<i>Persea caerulea</i>	Arreglo “otra” x limpieza (efecto positivo), Limpieza (efecto positivo marginal)	$\beta = 1.28$ (Arreglo otra x limpieza) $\beta = 0.31$ (Limpieza)	$p < 0.001$ (Arreglo otra x limpieza) $p = 0.08$ (Limpieza)	0.73	0	0
<i>Ficus americana</i>	Intercepto significativo (proporción baja de no saludables), Interacción Franja \times Limpieza (efecto positivo no significativo)	$\beta = -1.32$ (Intercepto) $\beta = 0.49$ (Franja \times Limpieza)	$p < 0.001$ (Intercepto) $p = 0.13$ (Franja \times Limpieza)	0.22	0.34	0
<i>Trichanthera gigantea</i>	Tiempo (efecto positivo) Intercepto marginal	$\beta = 0.17$ (Tiempo) $\beta = -1.14$ (Intercepto)	$p = 0.03$ (Tiempo) $p = 0.08$ (Intercepto)	0.45	0.38	0

En *Clusia sp.*, el tiempo transcurrido desde la siembra tuvo un efecto positivo significativo sobre la condición fitosanitaria ($\beta = 0.38$, $p < 0.001$), indicando un aumento en la probabilidad de que los individuos presentaran una condición no saludable a medida que avanzó el periodo de monitoreo. No obstante, el arreglo de siembra en tres bolillo sin limpieza mostró un efecto negativo significativo sobre el estado no saludable ($\beta = -0.50$, $p = 0.04$), reflejando una menor proporción de individuos no saludables en comparación con el arreglo de referencia. En *Persea caerulea*, el arreglo clasificado como “otra” x limpieza se asoció con un incremento significativo en la probabilidad de presentar una condición no saludable ($\beta = 1.28$, $p < 0.001$), mientras que la práctica de limpieza del sotobosque mostró un efecto positivo marginal sobre el estado no saludable ($\beta = 0.31$, $p = 0.08$). En *Ficus americana*, el intercepto negativo y significativo ($\beta = -1.32$, $p < 0.001$) indicó una baja proporción basal de individuos no saludables respecto al nivel de referencia; en contraste, la interacción entre el arreglo en franjas y la limpieza presentó un efecto positivo, aunque no significativo, sobre la condición no saludable ($\beta = 0.49$, $p = 0.13$). Finalmente, en *Trichanthera gigantea*, el tiempo tuvo un efecto positivo significativo sobre el no saludable ($\beta = 0.17$, $p = 0.03$), mientras que el intercepto mostró un efecto negativo marginal ($\beta = -1.14$, $p = 0.08$), sugiriendo una condición basal relativamente favorable que tendió a deteriorarse con el tiempo.

En conjunto, los modelos de condición fitosanitaria presentaron valores de R^2 marginal moderados a altos, lo que indica que una proporción sustancial de la variabilidad observada fue explicada por los efectos fijos asociados a la estrategia de restauración, particularmente el arreglo de siembra, la práctica de limpieza y el tiempo desde la siembra. En contraste, la variabilidad atribuible a los efectos aleatorios de predio y sitio fue baja o nula en la mayoría de los modelos, lo que sugiere una respuesta relativamente consistente de las especies frente a las decisiones de manejo evaluadas.

En las gráficas de condición fitosanitaria, los puntos se encuentran unidos para facilitar la visualización de las interacciones entre el arreglo de siembra y la práctica de limpieza. Las líneas no representan trayectorias temporales, sino tendencias comparativas en la proporción de individuos saludables entre combinaciones de manejo. En cuanto a las proporciones de individuos no saludables mostraron variación moderada entre especies, tipos de arreglo y tratamientos de limpieza (Figuras 6–9; Tabla 3). En general, las cuatro especies presentaron proporciones bajas de individuos no saludables (0,20–0,30). No obstante, se observaron diferencias en la dirección y magnitud de la respuesta frente a las variables de manejo evaluadas.

En *Clusia sp.* (Figura 6), la proporción de individuos no saludable aumentó ligeramente con el tiempo. No se detectaron efectos significativos de la limpieza ni interacciones significativas entre las variables evaluadas.

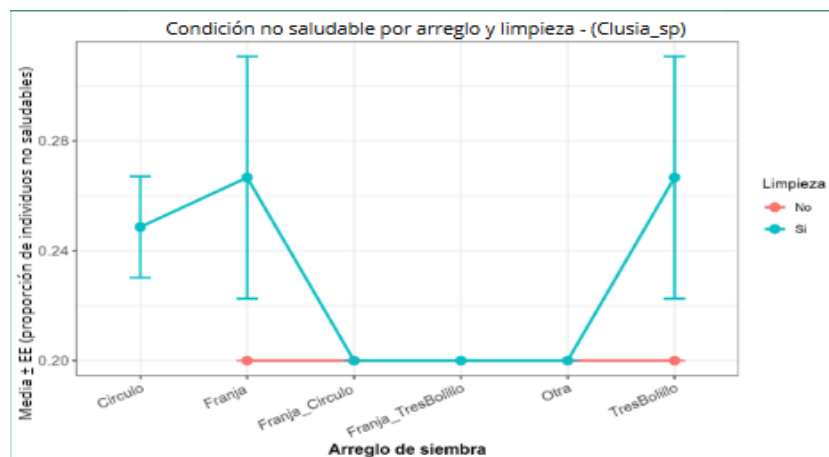


Figura 5. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Clusia sp.*, según arreglo de siembra y práctica de limpieza

Persea caerulea (Figura 7) presentó mayores proporciones de individuos no saludable en el arreglo clasificado como “otra” y bajo la práctica de limpieza. El efecto del arreglo “otra” fue significativo, mientras que la limpieza mostró un efecto positivo marginal sobre la condición no saludable. En términos generales, las proporciones de individuos no saludables se mantuvieron elevadas en comparación con las demás especies evaluadas.

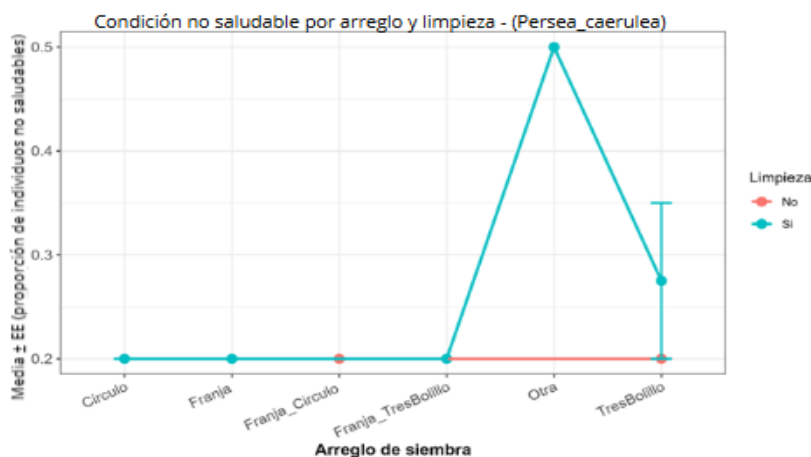


Figura 6. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Persea caerulea* según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

En *Ficus americana* (Figura 8), las proporciones de individuos no saludables fueron similares entre tratamientos, sin efectos significativos del tiempo, del arreglo de siembra ni de la práctica de limpieza. La interacción entre el arreglo en franja y la limpieza presentó una tendencia positiva, aunque no significativa, sobre la condición no saludable.



Figura 7. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Ficus americana* según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

Por su parte, *Trichanthera gigantea* (Figura 9) presentó un efecto positivo significativo del tiempo transcurrido desde la siembra sobre la condición no saludable, con incrementos graduales en la proporción de individuos no saludables. Adicionalmente, se observaron mayores proporciones de individuos no saludables bajo la práctica de limpieza, aunque las interacciones entre las variables evaluadas mostraron efectos variables.

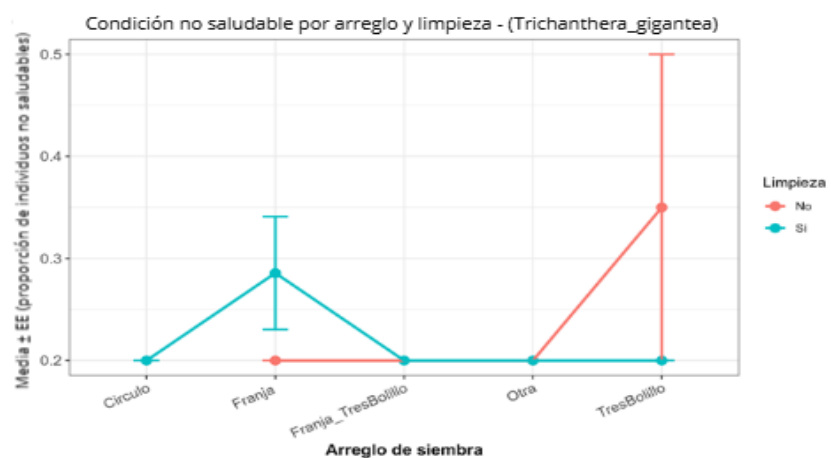


Figura 8. Curvas de predicción del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Trichanthera gigantea* según arreglo de siembra y práctica de limpieza.

En conjunto, los modelos mostraron que la condición no saludable varió principalmente en función del tiempo transcurrido desde la siembra y, en menor medida, de las interacciones entre el arreglo de siembra y la práctica de limpieza (Tabla 3; Figuras 6–9). La magnitud y dirección de estos efectos difirieron entre especies, evidenciando respuestas contrastantes en la proporción de individuos no saludables bajo las distintas combinaciones de manejo evaluadas.

Comparativo entre supervivencia y condición fitosanitaria

En *Clusia sp.*, la supervivencia se mantuvo relativamente alta y estable a lo largo del periodo de monitoreo, mientras que la proporción de individuos no saludable mostró un incremento gradual con el tiempo. Ambos indicadores presentaron respuestas diferenciadas frente a las variables de manejo, sin interacciones significativas en la condición fitosanitaria. Por su parte, *Persea caerulea* registró las menores probabilidades de supervivencia entre las especies evaluadas, particularmente bajo el arreglo en franja. De manera paralela, la condición no saludable presentó proporciones elevadas, especialmente en el arreglo clasificado como “otra” y bajo la práctica de limpieza, evidenciando una respuesta contrastante entre la supervivencia y la condición fitosanitaria.

En el caso de *Ficus americana*, la supervivencia presentó valores intermedios y fue sensible a la interacción entre el arreglo en franja y la limpieza. En contraste, la condición no saludable mostró proporciones similares entre tratamientos, sin efectos significativos del tiempo ni de las variables de manejo, indicando una respuesta estable del condición fitosanitaria frente a los factores evaluados. Finalmente, en *Trichanthera gigantea* la supervivencia se vio favorecida por la práctica de limpieza, mientras que la condición no saludable aumentó significativamente con el tiempo. Asimismo, se observaron mayores proporciones de individuos no saludables bajo limpieza, evidenciando respuestas divergentes entre ambos indicadores frente a las variables de manejo.

Discusión

Comparar la supervivencia y la condición fitosanitaria entre especies arbóreas nativas durante la etapa de establecimiento.

Esta sección interpreta el desempeño ecológico y funcional de las cuatro especies nativas evaluadas (*Clusia sp.*, *Persea caerulea*, *Ficus americana* y *Trichanthera gigantea*), integrando la información de propagación en vivero con los resultados de supervivencia y condición fitosanitaria obtenidos en campo. Se abordan los rasgos ecológicos, las estrategias de establecimiento y las respuestas observadas frente a los factores de manejo, con el propósito de comprender las diferencias en desempeño y su relevancia para las estrategias de restauración en la cuenca del río Cali (Grossnickle, 2012; Gann et al., 2019).

Si bien variables ambientales como la humedad del suelo, la radiación, la pendiente o las características edáficas no fueron medidas de manera directa, es probable que influyan en el desempeño de las especies durante la etapa de establecimiento. No obstante, dichas variables se encuentran parcialmente integradas de

forma indirecta en las decisiones de manejo evaluadas, en la medida en que el arreglo de siembra y la práctica de limpieza modifican las condiciones microambientales a las que se enfrentan las plántulas, como ha sido ampliamente documentado en estudios de restauración ecológica y manejo adaptativo (Holl & Aide, 2011; Suding, 2011). En este sentido, los efectos fijos analizados pueden interpretarse como proxies operativos de procesos ambientales subyacentes.

Clusia sp.: Presentó una tendencia decreciente en la supervivencia a lo largo del tiempo, lo cual es consistente con la sensibilidad al estrés post-siembra descrita para especies pioneras durante las etapas iniciales de establecimiento (Cecon et al., 2016). No obstante, su alta supervivencia inicial concuerda con su carácter colonizador y su capacidad para establecerse en sustratos expuestos con escasa cobertura vegetal (Swaine y Whitmore, 1988), lo que la hace relevante en fases tempranas de restauración (Rodrigues et al., 2009).

En vivero, la propagación mediante rescate y trasplante de plántulas provenientes de campo (WCS 2022, 2024) permitió conservar material genético adaptado a las condiciones locales del bosque de niebla (Broadhurst et al., 2008), aunque este método puede generar variabilidad en el vigor inicial, lo cual podría contribuir a la heterogeneidad observada en los patrones de supervivencia durante el establecimiento (Grossnickle, 2012).

Desde el punto de vista funcional, *Clusia sp.* aporta a la estabilización del suelo y a la protección de nacimientos de agua, gracias a su sistema radicular robusto y su tolerancia a condiciones variables de humedad (Lüttge, 2007). En concordancia con los resultados obtenidos, la limpieza del sotobosque tendió a reducir la supervivencia, aunque podría favorecer ligeramente el vigor de los individuos persistentes al disminuir la competencia, lo que es consistente con la plasticidad ecofisiológica del género *Clusia* bajo niveles moderados de radiación (Zotz, 1997; Scarano, 2002).

Adicionalmente, el incremento en la proporción de individuos en condición no saludable a lo largo del tiempo sugiere que, si bien la especie logra persistir durante las fases iniciales del proceso de restauración, el establecimiento implica costos fisiológicos acumulativos. La supervivencia inicial cercana al 100 % y su descenso posterior se mantienen dentro de rangos reportados como satisfactorios para proyectos de restauración tropical (Loureiro et al., 2022), lo que resalta la importancia de evaluar conjuntamente la supervivencia y la condición fitosanitaria. En conjunto, *Clusia sp.* se perfila como una especie pionera valiosa para estrategias de enriquecimiento en bosques degradados, siempre que se modere la intensidad de la limpieza y se mantenga la cobertura del sotobosque (Holl y Aide, 2011; Suding, 2011).

Persea caerulea: presentó una disminución moderada en la supervivencia a lo largo del tiempo, particularmente bajo el arreglo en franja, lo que es consistente con su sensibilidad a condiciones de mayor exposición durante la etapa de establecimiento. Este patrón concuerda con su carácter de especie secundaria de bosques andinos húmedos, asociada a ambientes con alta disponibilidad de humedad y cobertura vegetal, donde las condiciones microclimáticas son más estables (Chacón y Bustamante, 2001; Piquer et al., 2024).

En vivero, la especie fue propagada por semilla, con tasas de germinación cercanas al 50 % y crecimiento lento (WCS, 2024), lo que refleja su naturaleza exigente en las fases iniciales. Estas características pueden contribuir a su menor desempeño en campo frente a especies pioneras, así como a la alta variabilidad observada entre predios, evidenciando la influencia de condiciones locales como cobertura, manejo y características edáficas (Flores et al., 2023).

Desde el punto de vista funcional, *P. caerulea* cumple un rol relevante en la estructura de bosques secundarios y maduros, aportando recursos tróficos clave para la fauna frugívora mediante dispersión zoocórica (Wheelwright, 1986; Stevenson, 2004). No obstante, los resultados muestran que su incorporación en estrategias de enriquecimiento implica desafíos durante el establecimiento temprano.

En concordancia con los modelos ajustados, la condición no saludable presentó proporciones elevadas, especialmente en el arreglo clasificado como “otra” y bajo la práctica de limpieza, lo que sugiere una mayor susceptibilidad fisiológica frente a combinaciones de manejo que incrementan la exposición y reducen la retención de humedad. Aunque las interacciones entre arreglo y limpieza no fueron estadísticamente significativas, las tendencias observadas indican un mejor desempeño relativo bajo arreglos agrupados, como círculo y tres bolillo, donde se mantienen condiciones microambientales más favorables para su establecimiento (Grossnickle, 2012; Benayas et al., 2009).

Ficus americana: presentó una supervivencia alta y relativamente estable a lo largo del periodo de monitoreo, con una respuesta limitada a las variaciones en el arreglo de siembra y la práctica de limpieza. Este patrón es consistente con la amplia plasticidad ecológica reportada para especies del género *Ficus*, capaces de establecerse bajo condiciones contrastantes de luz y humedad durante las etapas tempranas de restauración (Kuaraksa et al., 2012; Zahawi y Reid, 2018).

En vivero, la propagación por semilla a partir de material dispersado por aves mostró altas tasas de germinación y crecimiento vigoroso (WCS, 2022; 2024), lo que podría contribuir a su bajo nivel de mortalidad post-trasplante y a la estabilidad observada en campo. Además, este tipo de propagación favorece la variabilidad genética, incrementando su capacidad de respuesta frente a ambientes heterogéneos (Hao et al., 2010; Zahawi y Reid, 2018).

Desde una perspectiva funcional, *F. americana* cumple un rol estructural y de especie clave en procesos de restauración, al proveer recursos tróficos y refugio para diversos grupos faunísticos, facilitando la recuperación de redes ecológicas en paisajes fragmentados (Shanahan et al., 2001; Cottee et al., 2016).

En concordancia con los modelos ajustados, la condición no saludable se mantuvo baja y sin diferencias significativas entre tratamientos, lo que indica una estabilidad fisiológica general frente a las variables de manejo evaluadas. Este comportamiento ha sido ampliamente documentado en especies del género *Ficus*, caracterizadas por su alta plasticidad ecofisiológica y su capacidad para tolerar variaciones en luz, humedad y competencia durante las etapas tempranas de establecimiento (Hao et al., 2010; Kuaraksa et al., 2012). Aunque las interacciones entre arreglo y limpieza no fueron estadísticamente significativas, las tendencias observadas sugieren que *F. americana* puede mantener su desempeño bajo distintas configuraciones de siembra, lo que coincide con su uso frecuente como especie robusta en estrategias de enriquecimiento y restauración de bosques degradados (Zahawi y Reid, 2018; Cottee et al., 2016).

Trichanthera gigantea: presentó una supervivencia intermedia y relativamente estable durante el periodo de monitoreo, con un efecto positivo asociado a la práctica de limpieza del sotobosque. Este patrón es consistente con su capacidad de rebrote y adaptación a condiciones perturbadas, características típicas de especies pioneras con alta plasticidad ecológica (Rosales, 1997).

En vivero, la propagación mediante esquejes horizontales mostró altos porcentajes de enraizamiento y crecimiento rápido (WCS, 2022; 2024), lo que favorece el establecimiento inicial en campo. El uso de material vegetativo con tejidos parcialmente lignificados y reservas fisiológicas desarrolladas puede reducir la mortalidad temprana, aunque también implica un periodo de ajuste fisiológico posterior al trasplante (Hartmann y Kester, 1959; Leakey, 2014).

Desde una perspectiva funcional, *T. gigantea* actúa como especie pionera y nodriza, aportando sombra parcial, control de erosión y mejora de las condiciones microambientales en zonas degradadas del bosque de niebla (Aguilar et al., 2015; Holl y Aide, 2011). Estas características explican su buen desempeño en términos de supervivencia bajo distintos contextos de manejo.

No obstante, los resultados muestran que la proporción de individuos en condición no saludable aumentó significativamente con el tiempo y fue mayor bajo la práctica de limpieza, lo que sugiere la presencia de costos fisiológicos asociados al establecimiento, a pesar de la alta capacidad de persistencia de la especie. Este desacople entre supervivencia y condición fitosanitaria resalta la importancia de evaluar simultáneamente ambos indicadores para una adecuada interpretación del desempeño temprano en procesos de restauración (Grossnickle, 2012; Benayas et al., 2009).

En conjunto, *Trichanthera gigantea* se perfila como una especie clave para estrategias de enriquecimiento y restauración temprana, particularmente para la estabilización de suelos y la generación de microambientes favorables, siempre que se considere un manejo cuidadoso del sotobosque que equilibre la supervivencia y el estado fisiológico (Rosales, 1997; Aguilar et al., 2015; Holl y Aide, 2011; Benayas et al., 2009).

Lineamientos de manejo adaptativo para la restauración ecológica en la cuenca del río Cali

A partir de los resultados de supervivencia y condición fitosanitaria obtenidos en este estudio, se proponen lineamientos de manejo adaptativo orientados a fortalecer los procesos de restauración ecológica en la cuenca del río Cali. Este enfoque se fundamenta en el manejo adaptativo como un proceso iterativo, basado en evidencia, en el cual el monitoreo ecológico orienta la toma de decisiones y el ajuste progresivo de las intervenciones (Holling, 1978; Holl y Aide, 2011; Meli et al., 2017; Gann et al., 2019). Los patrones observados en las especies evaluadas aportan insumos clave para ajustar las estrategias de propagación, siembra y mantenimiento, contribuyendo a optimizar tanto la efectividad ecológica como la operatividad de las acciones de restauración (Ruiz y Mitchell, 2005; Chazdon et al., 2016).

1. Selección y combinación de especies según su funcionalidad ecológica

El análisis del desempeño individual de las especies evaluadas evidenció contrastes claros en sus respuestas durante la etapa de establecimiento, asociados a sus estrategias funcionales. Las especies pioneras, como *Clusia sp.* y *Trichanthera gigantea*, mostraron una alta capacidad de establecimiento inicial y persistencia bajo condiciones variables de manejo, aunque acompañadas por incrementos en la proporción de individuos en condición no saludable, lo que refleja costos fisiológicos asociados al establecimiento temprano. Este comportamiento es consistente con estrategias adquisitivas que favorecen la rápida ocupación del espacio y la protección inicial del suelo (Chazdon et al., 2016).

En contraste, *Persea caerulea* presentó un establecimiento más sensible, con menores probabilidades de supervivencia y mayores proporciones de individuos en condición no saludable bajo combinaciones de manejo que incrementan la exposición, lo que resalta su carácter exigente y su dependencia de microclimas más estables durante las fases iniciales. Por su parte, *Ficus americana* se destacó por una supervivencia alta y una condición no saludable baja y estable, con escasa respuesta a las variaciones en el arreglo de siembra y la práctica de limpieza, evidenciando un desempeño robusto y una amplia tolerancia ambiental.

Estos patrones reflejan la diversidad funcional de las especies utilizadas en los procesos de enriquecimiento en bosques y vegetación secundaria, que constituyeron el contexto principal de las siembras analizadas (Chazdon et al., 2016; Suding, 2011). Dado que las plantaciones se establecieron al interior de coberturas con distintos grados de regeneración natural, las diferencias observadas en supervivencia y condición fitosanitaria respondieron principalmente a las estrategias ecológicas de cada especie frente al microclima

y al manejo del sotobosque, más que al diseño florístico o a la densidad de siembra (Benayas et al., 2009; Holl y Aide, 2011).

En este sentido, los resultados respaldan la selección y combinación de especies con estrategias funcionales complementarias dentro de las estrategias de enriquecimiento. Mientras las especies pioneras contribuyen a acelerar la cobertura inicial y a mejorar las condiciones microambientales, especies estructurales y de alta tolerancia, como *F. americana*, aportan estabilidad funcional durante el establecimiento, y especies más exigentes, como *P. caerulea*, requieren condiciones de manejo más cuidadosas. Bajo este enfoque, la selección de especies debe responder explícitamente a los objetivos de restauración definidos para cada sitio y ajustarse de manera adaptativa a partir del monitoreo del desempeño y la evaluación continua de los resultados (Holling, 1978; Gann et al., 2019).

2. Ajuste del manejo de cobertura y limpieza

Los efectos de la limpieza del sotobosque sobre la supervivencia y la condición fitosanitaria fueron dependientes de la especie y del contexto de manejo. En términos generales, la limpieza intensiva tendió a asociarse con menores probabilidades de supervivencia o con incrementos en la proporción de individuos en condición no saludable, al reducir la cobertura superficial que regula la temperatura y la humedad del suelo, en concordancia con lo reportado por Vieira et al. (2006) y Van Andel y Aronson (2012).

Se observaron respuestas contrastantes entre especies. En *Clusia sp.* y *Persea caerulea*, la limpieza se asoció con mayores proporciones de individuos en condición no saludable y, en algunos casos, con menores probabilidades de supervivencia, lo que resalta la importancia de mantener una cobertura parcial que amortigüe la radiación y conserve la humedad (Grossnickle, 2012; Benayas et al., 2009). En *Trichanthera gigantea*, la limpieza favoreció la supervivencia, aunque acompañada de un incremento en la condición no saludable, evidenciando un desacople entre persistencia y Condición fisiológico. Por su parte, *Ficus americana* presentó una supervivencia alta y una condición no saludable baja y estable, con escasa sensibilidad a la intensidad de limpieza.

Con base en estos resultados, se recomienda un manejo adaptativo de la limpieza, ajustando su intensidad y frecuencia según el grupo funcional y las condiciones microambientales del sitio. En especies pioneras y nodrizas, la conservación de cobertura parcial o el uso de mulch orgánico puede reducir el estrés durante el establecimiento (Benayas et al., 2008), mientras que en especies estructurales o de sucesión intermedia se recomienda un control selectivo de malezas que limite la competencia sin eliminar los beneficios de la sombra (Holl y Aide, 2011; Grossnickle, 2012). En especies de alta tolerancia como *F. americana*, el manejo de la limpieza puede ser más flexible, priorizando criterios operativos.

Finalmente, el manejo adaptativo de la limpieza debe considerar factores económicos y logísticos, ya que prácticas intensivas implican mayores costos y complejidad operativa sin beneficios consistentes sobre la supervivencia o la condición fitosanitaria. Estrategias diferenciadas, como mantener cobertura parcial, pueden optimizar recursos y fortalecer la sostenibilidad ecológica y operativa de los proyectos de restauración (Crouzeilles et al., 2016; Folke et al., 2021).

3. Optimización de los arreglos espaciales y densidad de siembra

En los predios evaluados se implementaron distintos arreglos espaciales, incluyendo franja, tres bolillo, círculo, combinaciones entre estos arreglos y una categoría clasificada como “otra”. Estos arreglos fueron definidos principalmente en función de las condiciones del sitio —disponibilidad de claros, cobertura existente y pendiente— y mediante procesos de concertación con los propietarios, en concordancia con enfoques participativos de restauración ecológica (Chazdon et al., 2016; Gann et al., 2019).

Los resultados mostraron que los arreglos agrupados, como tres bolillo, círculo y algunas combinaciones entre arreglos, tendieron a presentar respuestas favorables en el desempeño temprano de varias especies, aunque con variaciones según la especie y el contexto de manejo. En particular, las predicciones de los modelos sugieren tendencias descriptivas en combinaciones como franja–tres bolillo y franja–círculo; sin embargo, estas diferencias no alcanzaron significancia estadística estricta y deben interpretarse con cautela. No obstante, estos patrones constituyen un insumo técnico relevante para los procesos de concertación con los propietarios, en la medida en que permiten incorporar arreglos agrupados como alternativas de manejo informadas por evidencia, aun cuando las diferencias no sean estadísticamente significativas.

En términos generales, la disposición espacial puede contribuir a la generación de condiciones microambientales más estables durante la etapa de establecimiento, como ha sido reportado en otros estudios que destacan procesos de facilitación y amortiguación del estrés en arreglos agrupados (Callaway, 2007; Vieira et al., 2006). No obstante, dado que en este estudio no se realizaron mediciones directas del ambiente, se recomienda que los programas de monitoreo incorporen variables microclimáticas para evaluar de manera explícita los efectos de los arreglos espaciales sobre las condiciones de hábitat y el desempeño de las plántulas (Flores et al., 2023).

En contextos de enriquecimiento al interior de bosques y arbustales degradados, la disposición espacial de las plántulas debe considerar el desarrollo futuro de las especies y la estructura del dosel existente, evitando competencia estructural entre individuos de gran porte —como *Ficus americana*— y priorizando configuraciones que favorezcan la facilitación temprana en áreas más abiertas. Aunque la densidad de siembra no fue evaluada directamente, esta debe definirse de manera adaptativa como un criterio operativo

asociado al diseño espacial, ajustado a la cobertura existente, los objetivos de restauración y las limitaciones logísticas y financieras de cada predio (Chazdon et al., 2016; Gann et al., 2019).

4. Fortalecimiento de los procesos de propagación y manejo en vivero

Aunque las variables asociadas a la propagación y al manejo en vivero no fueron evaluadas de manera directa en este estudio, los resultados sugieren que el desempeño en campo podría estar influenciado por el tipo de material de plantación y su acondicionamiento previo. En términos generales, las especies establecidas a partir de semilla (*Ficus americana* y *Persea caerulea*) tendieron a mostrar trayectorias de establecimiento más lentas, mientras que aquellas propagadas mediante esquejes (*Trichanthera gigantea*) o rescatadas desde campo (*Clusia sp.*) presentaron mayor vigor inicial. La heterogeneidad observada en la supervivencia entre predios e individuos es consistente con lo reportado en la literatura sobre la influencia del tamaño al trasplante, el endurecimiento y la calidad del cepellón en el desempeño posterior en campo (Hartmann y Kester, 1959; Meli et al., 2014; Grossnickle y MacDonald, 2018).

En este sentido, se recomienda fortalecer las etapas de aclimatación, selección y control de calidad del material vegetal en vivero, ajustando los criterios según la biología y el método de propagación de cada especie (Grossnickle, 2012; Grossnickle y MacDonald, 2018). Por ejemplo, en *Ficus americana* se debe priorizar el manejo de la germinación y el desarrollo temprano; en *Clusia sp.*, donde el acceso a semilla es limitado, el rescate de plántulas constituye una alternativa viable; y en *Trichanthera gigantea*, la propagación por estacas ofrece alta eficiencia, aunque puede implicar variabilidad en el desempeño si no se controlan adecuadamente las condiciones de producción (Zahawi y Holl, 2009).

Finalmente, se sugiere fortalecer la trazabilidad entre vivero y campo mediante el registro sistemático de variables como técnica de propagación, tamaño al egreso y fecha de salida, así como información sobre el origen del material vegetal, actualmente no incluida en los registros. La incorporación de estos datos permitiría retroalimentar los protocolos de producción y mejorar la correspondencia entre las condiciones de vivero y la respuesta real de las plantas en campo, fortaleciendo el enfoque de manejo adaptativo en futuros procesos de restauración (Grossnickle y MacDonald, 2018; Gann et al., 2019).

5. Consolidación del monitoreo y aprendizaje adaptativo

La información generada por los modelos predictivos y los seguimientos de campo en la cuenca del río Cali debe integrarse en un sistema de monitoreo adaptativo que permita comparar resultados entre periodos, identificar patrones de desempeño entre especies y predios, y ajustar las estrategias de manejo durante la etapa de establecimiento. Este enfoque facilita la toma de decisiones operativas —como la intensidad de limpieza, el arreglo espacial de siembra y la selección de especies— a partir de evidencia generada

localmente, y es coherente con los principios del manejo adaptativo en restauración ecológica (Holl y Aide, 2011; Gann et al., 2019).

Con base en la dinámica observada en la supervivencia, particularmente la reducción progresiva posterior al primer año y la estabilización hacia los 900–1.000 días, se recomienda mantener un seguimiento más intensivo durante los primeros tres años posteriores a la siembra, con evaluaciones semestrales o anuales según las condiciones operativas. Este periodo resulta crítico para detectar mortalidad temprana, evaluar cambios en la condición fitosanitaria y ajustar prácticas de limpieza o resiembra cuando sea necesario. Posteriormente, la frecuencia del monitoreo puede espaciarse de manera flexible según el tipo de especies utilizadas y su ritmo de desarrollo, priorizando variables estructurales y asociadas a la regeneración natural (Meli et al., 2017; Gann et al., 2019).

Se recomienda mantener un registro sistemático de variables clave —supervivencia, condición fitosanitaria, crecimiento y cobertura— complementadas con indicadores ambientales como humedad del suelo, radiación y pendiente. La integración de estos indicadores permite interpretar las respuestas observadas, identificar factores limitantes del establecimiento y orientar decisiones oportunas de mantenimiento o replantación (Crouzeilles et al., 2016; Meli et al., 2017). En el caso de estrategias de enriquecimiento, este monitoreo aporta información directa sobre el desempeño a nivel individual y de parche, y puede articularse con indicadores a escalas superiores cuando se busca contribuir a objetivos de restauración de largo plazo, como la conectividad ecológica (Von Holle et al., 2020).

Finalmente, la retroalimentación continua entre viveros, equipos técnicos y comunidades locales, entendida como un proceso participativo de intercambio entre propagadores, planificadores y ejecutores, fortalece la toma de decisiones basada en evidencia y reduce la incertidumbre en el manejo. Este ciclo de aprendizaje colaborativo consolida la sostenibilidad ecológica y social de los procesos de restauración en la cuenca del río Cali y refleja el principio central del manejo adaptativo como un proceso iterativo de mejora continua (Gann et al., 2019; Folke et al., 2021).

Conclusión

Este estudio confirma que las estrategias de restauración mediante enriquecimiento no generan respuestas homogéneas entre especies arbóreas nativas en la cuenca del río Cali, y que la supervivencia y la condición fitosanitaria durante la etapa de establecimiento están moduladas por la interacción entre los rasgos ecológicos de cada especie y las condiciones creadas por el arreglo espacial de siembra, la cobertura remanente y la intensidad de la limpieza del sotobosque. Estos resultados evidencian que la aplicación de un manejo uniforme no es adecuada y resaltan la necesidad de enfoques de manejo adaptativo basados en monitoreo.

La interpretación de los resultados se sustenta en principios teóricos de la ecología de la restauración, particularmente en la importancia de la etapa de establecimiento como un filtro crítico del desempeño temprano (Grossnickle, 2012), en la concepción de la estrategia de restauración como un conjunto de decisiones operativas ajustables en el tiempo (Gann et al., 2019) y en el manejo adaptativo como marco para el aprendizaje continuo y la mejora progresiva de las intervenciones (Holling, 1978; Holl & Aide, 2011).

A nivel de especie, *Clusia sp.* mostró un rápido establecimiento inicial, seguido de un aumento progresivo en la proporción de individuos en condición no saludable y una disminución posterior en la supervivencia, por lo que se recomienda su uso en fases tempranas de restauración bajo cobertura parcial y con un seguimiento cercano de la condición fitosanitaria, evitando limpiezas intensivas del sotobosque que puedan acelerar el deterioro fisiológico. *Trichanthera gigantea* presentó una alta persistencia durante el establecimiento, favorecida por la limpieza, aunque acompañada de costos fisiológicos, lo que indica que su uso como especie pionera y nodriza debe combinarse con una aplicación puntual y temporal de la limpieza, orientada a equilibrar supervivencia y estado fisiológico. *Persea caerulea* fue la especie más sensible a la exposición y a la competencia inicial, por lo que su incorporación en estrategias de enriquecimiento debe priorizar sitios con microclimas estables, alta cobertura y un manejo conservador durante los primeros años. Por su parte, *Ficus americana* exhibió un desempeño robusto, con supervivencia alta y condición fitosanitaria estable, lo que permite recomendarla como especie estructural clave en procesos de enriquecimiento, con mayor flexibilidad frente a variaciones en el manejo y el diseño espacial.

En conjunto, los resultados indican que los procesos de restauración mediante enriquecimiento en la cuenca del río Cali deben basarse en la selección diferencial de especies según su respuesta ecológica, la aplicación de prácticas de manejo ajustadas al contexto del sitio y la implementación de sistemas de monitoreo adaptativo que integren supervivencia y condición fitosanitaria como insumos clave para la toma de decisiones. Este enfoque resulta especialmente pertinente en predios privados y zonas de amortiguación del PNN Farallones, donde la heterogeneidad ambiental exige estrategias flexibles, concertadas y sustentadas en evidencia local.

Literatura Citada

- Aerts, R., & Honnay, O. (2011). Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC ecology*, 11(1), 29.
- Aguilar-Garavito, M., Isaacs-Cubides, P., Pena-González, N., & Warren-Thomas, E. (2025). Challenges for policy and practice in meeting ambitious ecological restoration targets by 2030: A perspective from Colombia. *Biological Conservation*, 302, 110973.

- Aguilar-Garavito, M., Ramírez, W., & Peña González, N. (Eds.). (2015). Programa para el fortalecimiento de capacidades regionales sobre restauración ecológica. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia. ISBN 978-958-8889-35-1.
- Alcaldía de Santiago de Cali. (2014). Acuerdo 0373 de 2014: Por medio del cual se adopta el Plan de Ordenamiento Territorial del Municipio de Santiago de Cali.
- Arias-Arévalo, P., & Pacheco-Valdés, N. (2023). Implementación de pagos por servicios ambientales en la Cuenca del río Cali, Colombia: una mirada desde los sistemas socioecológicos. *Revista de Economía e Sociología Rural*, 61(2), e256251.
- Ávila Díaz, Á. J., Carvajal Escobar, Y., & Gutiérrez Serna, S. E. (2014). Análisis de la influencia de El Niño y La Niña en la oferta hídrica mensual de la cuenca del río Cali. *Tecnura*, 18(41), 120–133.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
- Benayas, J. M. R., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, 325(5944), 1121–1124.
- Bernal, R., Gradstein, S. R., & Celis, M. (Eds.). (2016). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia: Magnoliaceae a Zygophyllaceae – especies introducidas y cultivadas* (Vol. 2). Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales.
- Brito, L. S., Farjalla, V. F., & Esteves, F. A. (2018). Matter turnover in the oligotrophic restinga ecosystem and the importance of the key species *Clusia hilariana*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30, e202.
- Broadhurst, L. M., Lowe, A., Coates, D. J., Cunningham, S. A., McDonald, M., Vesk, P. A., & Yates, C. (2008). Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. *Evolutionary Applications*, 1(4), 587-597.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., ... & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling.

- Callaway, R. M. (2007). Positive interactions and interdependence in plant communities (Vol. 415). Dordrecht: Springer.
- Ceccon, E., González, E. J., & Martorell, C. (2016). Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? *Environmental Research*, 144, 451–460.
- Cogollo Calderón, A. M., Velasco Linares, P., & Manosalva, 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.
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2018). Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del Río Cali (POMCA).
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (2020). Documento resumen del POMCA Río Cali - septiembre 2021.
- Cottee-Jones, H. E. W., Bajpai, O., Chaudhary, L. B., & Whittaker, R. J. (2016). The importance of *Ficus* (Moraceae) trees for tropical forest restoration. *Biotropica*, 48(3), 413-419.
- Chacón, P., & Bustamante, R. O. (2001). The effects of seed size and pericarp on seedling recruitment and biomass in *Cryptocarya alba* (Lauraceae) under two contrasting moisture regimes. *Plant Ecology*, 152(2), 137-144.
- Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M., Bongers, F., Zambrano, A. M. A., Aide, T. M., ... & Poorter, L. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science advances*, 2(5), e1501639.
- Christmann, T., & Menor, I. O. (2021). A synthesis and future research directions for tropical mountain ecosystem restoration. *Scientific Reports*, 11(1), 23948.
- Crawley, M.J., 2013. *The R Book*, second ed. John Wiley & Sons, West Sussex, UK.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7(1), 11666.
- dos Santos, W. L., de Oliveira, C. D. C., & Durigan, G. (2025). Enrichment planting under restored riparian forests: neither for all species nor for all situations. *Biological Conservation*, 307, 111205.
- Folke, C., Polasky, S., Rockström, J., Galaz, V., Westley, F., Lamont, M., ... & Walker, B. H. (2021). Our future in the Anthropocene biosphere. *Ambio*, 50(4), 834-869.

- Flores-Cano, J. A., Gelviz-Gelvez, S. M., Douterlungne, D., & Badano, E. I. (2023). Are nurse plants useful for facilitating the reintroduction of mid-and late successional tree species in tropical montane cloud forests?. *Botanical Sciences*, 101(3), 685-698.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27 (S1): S1-S46., 27(S1), S1-S46.
- Grossnickle, S. C. (2012). Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New Forests*, 43(5), 711-738.
- Grossnickle, S. C., & MacDonald, J. E. (2018). Seedling quality: history, application, and plant attributes. *Forests*, 9(5), 283.
- Ha, N. N., & Phan, P. T. (1995). Vegetative propagation capacities and effect of fertilization on biomass production of *Trichanthera gigantea*. *Livestock Research for Rural Development*, 7(1).
- Hao, G. Y., Sack, L., Wang, A. Y., Cao, K. F., & Goldstein, G. (2010). Differentiation of leaf water flux and drought tolerance traits in hemiepiphytic and non-hemiepiphytic *Ficus* tree species. *Functional Ecology*, 24(4), 731-740.
- Hartmann, H. T., & Kester, D. E. (1959). *Plant propagation: principles and practices*.
- Hartig, F. (2016). DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. *CRAN: Contributed Packages*.
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239-246.
- Hobbs, R. J., & Norton, D. A. (1996). Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4(2), 93-110.
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley & Sons.
- Holl, K. D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil 1. *Biotropica*, 31(2), 229-242.
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest ecology and management*, 261(10), 1558-1563.
- IUCN. (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-1*.

- Kuaraksa, C., Elliott, S., & Hossaert-McKey, M. (2012). The phenology of dioecious *Ficus* spp. tree species and its importance for forest restoration projects. *Forest Ecology and Management*, 265, 82-93.
- Kuaraksa, C., & Elliott, S. (2013). The use of Asian *Ficus* species for restoring tropical forest ecosystems. *Restoration ecology*, 21(1), 86-95.
- Leakey, RRB (2014) Clonación de plantas: Macropropagación. En: Van Alfen, N., Ed., *Enciclopedia de Agricultura y Sistemas Alimentarios*, Elsevier Publishers, San Diego, 349-359.
- Loureiro, N., de Souza, T. P., do Nascimento, D. F., & Nascimento, M. T. (2022). Survival, seedlings growth and natural regeneration in areas under ecological restoration in a sandy coastal plain (restinga) of southeastern Brazil. *Austral Ecology*, 47(2), 326-340.
- Lüttge, U. (Ed.). (2007). *Clusia: a woody neotropical genus of remarkable plasticity and diversity* (Vol. 194). Springer Science & Business Media.
- Marquinez, E. (2011). Evaluación inicial del crecimiento del nacedero (*Trichanthera gigantea*) H & B y Botón de Oro (*Tithonia diversifolia*)(hemsl.) Gray bajo tres arreglos silvopastoril en el municipio Calima Darien, Valle del Cauca.
- Martínez-Garza, C., & Howe, H. F. (2003). Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology*, 423-429.
- Medema, W., Light, S., & Adamowski, J. (2014). Integrating adaptive learning into adaptive water resources management. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 13(7).
- Meli, P., Holl, K. D., Rey Benayas, J. M., Jones, H. P., Jones, P. C., Montoya, D., & Moreno Mateos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos one*, 12(2), e0171368.
- Meli, P., Martínez-Ramos, M., Rey-Benayas, JM, y Carabias, J. (2014). Combinación de criterios ecológicos, sociales y técnicos para la selección de especies para la restauración forestal. *Applied vegetation science* , 17 (4), 744-753.
- Moreno, F., & Guerrero, A. (2005). Evaluación de cuatro métodos de propagación en campo de *Trichanthera gigantea*. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 22(1), 13-22.
- Muñoz Mazón, Miguel, Kari Klanderud, and Douglas Sheil. "Canopy openness modifies tree seedling distributions along a tropical forest elevation gradient." *Oikos* 2022, no. 11 (2022): e09205.
- Orwa, C. (2009). *Agroforestry Database: a tree reference and selection guide*, version 4.0.

- Piquer-Doblas, M., Correa-Londoño, G. A., & Osorio-Vélez, L. F. (2024). From Stand to Forest: Woody Plant Recruitment in an Andean Restoration Project. *Plants*, 13(17), 2474.
- PNN. (2023). Informe situacional PNN Farallones de Cali. <https://www.parquesnacionales.gov.co/wp-content/uploads/2023/06/informe-farallones.pdf>
- R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Rayden, T., Jones, K. R., Austin, K., & Radachowsky, J. (2023). Improving climate and biodiversity outcomes through restoration of forest integrity. *Conservation Biology*, 37, e14163.
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation*, 142(6), 1242-1251.
- Rosales, M. (1997). *Trichanthera gigantea* (Humboldt & Bonpland.) Nees: A review. *Livestock Research for Rural Development*, 9(4), 46-53.
- Ruiz-Jaen, M. C., & Mitchell Aide, T. (2005). Restoration success: how is it being measured?. *Restoration ecology*, 13(3), 569-577.
- Saavedra, F., Hensen, I., Quevedo, A. A., Neuschulz, E. L., & Schleuning, M. (2017). Seed-deposition and recruitment patterns of *Clusia* species in a disturbed tropical montane forest in Bolivia. *Acta Oecologica*, 85, 85-92.
- Sirrolli, H., & Torrella, S. A. (2023). The role of secondary forest in the survival and growth of native species: Tree planting field experiment in the delta of the Paraná River (Argentina). *Forest Ecology and Management*, 546, 121329.
- Suding, K. N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42(1), 465–487.
- Scarano, F. R. (2002). Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany*, 90(4), 517-524.
- Shanahan, M., So, S., Compton, S. G., & Corlett, R. (2001). Fig-eating by vertebrate frugivores: a global review. *Biological reviews*, 76(4), 529-572.
- Stevenson, P. R. (2004). *Frugivory and seed dispersal by birds and mammals in the Tinigua National Park, Colombia: implications for forest regeneration*. *Revista de Biología Tropical*, 52(3), 931–942.

- Swaine, M. D., & Whitmore, T. C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75(1), 81-86.
- Van Andel, J., & Aronson, J. (Eds.). (2012). *Restoration ecology: the new frontier*. John Wiley & Sons.
- Vargas-Figueroa, J. A. (2019). Biodiversidad de la cuenca alta y media del río Cali: ¿conozco? ¿transformo? ¿protejo?. *Revista de Ciencias*, 23(1), 65-85.
- Vieira, D. L., Scariot, A., Sampaio, A. B., & Holl, K. D. (2006). Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. *Journal of tropical ecology*, 22(3), 353-357.
- Von Holle, B., Yelenik, S., & Gornish, E. S. (2020). Restoration at the landscape scale as a means of mitigation and adaptation to climate change. *Current Landscape Ecology Reports*, 5(3), 85-97.
- Walters, C. J. (1986). *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan Publishers Ltd.
- Wildlife Conservation Society (WCS). (2022). Programa Cuenca Viva Río Cali: Restauración ecológica y conservación de la conectividad. Wildlife Conservation Society - Colombia.
- Wildlife Conservation Society (WCS). (2023). Producto 5: Informe técnico de restauración ecológica en la cuenca del río Cali, Convenio 880. Wildlife Conservation Society - Colombia.
- Williams, B. K., Szaro, R. C., & Shapiro, C. D. (2007). *Adaptive management: the US Department of the Interior technical guide*. US Department of the Interior, Adaptive Management Working Group.
- World Flora Online. (2024). *World Flora Online portal*.
- Wheelwright, N. T. (1986). A seven-year study of individual variation in fruit production in tropical bird-dispersed tree species in the family Lauraceae. In *Frugivores and seed dispersal* (pp. 19-35). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Zahawi, R.A. & Holl, K.D. (2009). Comparing the Performance of Tree Stakes and Seedlings to Restore Abandoned Tropical Pastures. *Restoration Ecology*, 17(3), 354-365.
- Zahawi, R. A., & Reid, J. L. (2018). Tropical secondary forest enrichment using giant stakes of keystone figs. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(3), 133-138.
- Zotz, G. (1997). Photosynthetic capacity increases with plant size. *Botanica Acta*, 110(4), 306-308.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer.

Anexos

Anexo 1. Autorización de uso de datos del programa “Cuenca Cali, vínculos para la conservación” por parte de WCS

DocuSign Envelope ID: 414EB5D3-D7A8-4C17-AB7D-F8C75EC4C1A7



Santiago de Cali, 24 de junio de 2025

Señor:
Sergio Steven García Guerrero
Estudiante

Referencia: Autorización para el uso de datos del programa “Cuenca Cali, vínculos para la conservación”, para fines de tesis de trabajo de grado de maestría.

WCS COLOMBIA
Oficina Cali
Carrera 24D No. 6 oeste - 10
Barrio Miraflores
+57 320 671 9711

Oficina Bogotá
Cra. 13 No. 77a-42
+ 57 (1) 3905515
colombia@wcs.org

WCS GLOBAL

New York
2300 Southern
Boulevard Bronx, 10460
(718) 220-5100

Por medio de la presente, Wildlife Conservation Society (“WCS”) autoriza el uso de los datos generados en el marco del programa *Cuenca Cali, vínculos para la conservación*, llevado a cabo en el departamento del Valle del Cauca, para el desarrollo de su tesis de maestría en Restauración Ecológica de la Universidad Pontificia Universidad Javeriana-Cali, en el marco del Convenio de Cooperación Interinstitucional suscrito entre WCS y la Universidad Pontificia Universidad Javeriana-Cali. Esta autorización no constituye una cesión de derechos de parte de WCS.

Los datos que se le proporcionarán incluyen información del monitoreo de restauración realizado entre los años 2022 y 2025 en el marco del proyecto *Cuenca Cali, vínculos para la conservación* y bajo el auspicio del Proyecto “Restauración Ecológica en la región andina financiado por el Fondo Colombia en Paz 2019” y el “Proyecto Vida Silvestre financiado por Ecopetrol”. Usted podrá utilizarlos exclusivamente para los fines académicos de su investigación, consistentes con la misión de WCS, quedando prohibida su divulgación, reproducción o uso con otros propósitos sin la autorización expresa de WCS y/o de la Fuente de los Fondos según aplique, lo cual será informado por WCS en tal caso.



Como parte de este acuerdo, Sergio Steven García Guerrero, con cédula de ciudadanía No. 1.107.531.487 de Cali, se obliga a coordinar previamente con la supervisora designada por WCS, los debidos reconocimientos a WCS, al programa *Cuenca Cali, vínculos para la conservación*, al Proyecto “Restauración Ecológica en la región andina financiado por el Fondo Colombia en Paz 2019” y el “Proyecto Vida Silvestre financiado por Ecopetrol”, en todas las publicaciones, presentaciones o documentos derivados de su investigación:

WWW.COLOMBIA.WCS.ORG



"Influencia de la estrategia de restauración sobre la supervivencia y estado fitosanitario de especies nativas en la Cuenca Cali", de acuerdo con las indicaciones que suministre WCS.

WCS se reserva el derecho a revocar la autorización aquí concedida en cualquier tiempo en el evento de detectar alguna infracción de las condiciones de uso aquí previstas.

A continuación, se listan las bases de datos suministradas, con su respectiva cita bibliográfica:

Bases de datos de monitoreo de la restauración de estas especies: Clusia sp., Persea caerulea, Ficus americana y Trichanthera gigantea

WCS COLOMBIA

Sede Principal - Cali
Av 5 Norte # 22 N - 11
Barrio Versalles
+ 57 (2) 4868638
+57 320 6719711

Sede Bogotá
Cra. 13 No. 77a-42
+ 57 (1) 3905515
colombia@wcs.org

WCS GLOBAL

New York
2300 Southern
Boulevard Bronx, 10460
(718) 220-5100

Quedamos a su disposición para cualquier consulta o apoyo adicional que pueda requerir durante el desarrollo de su investigación.

Agradecemos su interés en contribuir al conocimiento y conservación de la biodiversidad, y le deseamos mucho éxito en su trabajo académico.

Atentamente,

DocuSigned by:

8D7B3C78702C463

Catalina Gutiérrez Chacón
Directora
Wildlife Conservation Society
Society Colombia

Sergio Steven García Guerrero
CC. 1.107.531.487 de Cali
Estudiante
Universidad Pontificia Universidad Javeriana-Cali

Datos de Contacto Estudiante:
+57 318 521 8811

Datos de Contacto de la Universidad/Supervisor de la Tesis:
+57 314 301 7807

Itma Selene Torres
Líder Rest. Ecológica
Wildlife Conservation
Society Colombia
Supervisora de tesis



@WCSColombia

WWW.COLOMBIA.WCS.ORG

Anexo 2. Esquema conceptual de arreglos espaciales de enriquecimiento

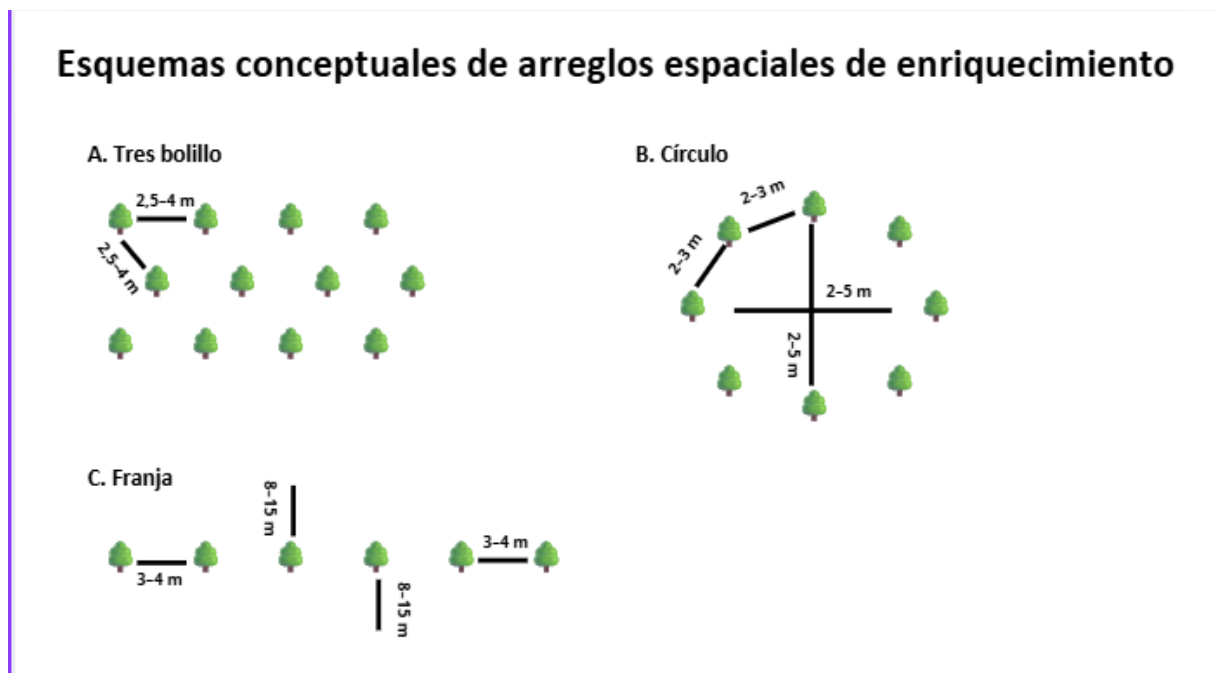


Figura 10. Esquema conceptual de los arreglos espaciales de siembra empleados en las estrategias de enriquecimiento florístico (tres bolillo, círculo y franja). La figura tiene fines ilustrativos y no representa la disposición exacta de las parcelas ni la ubicación real de los individuos; las distancias de siembra corresponden a rangos reportados en la literatura de restauración ecológica para estrategias de enriquecimiento y nucleación (Rodríguez et al., 2009; Benayas et al., 2009; Holl y Aide, 2011; Zahawi et al., 2013; Grossnickle, 2012; Crouzeilles et al., 2016).

Anexo 3. Pruebas de diagnóstico de los modelos GLMM para la supervivencia de las especies analizadas

Diagnóstico del modelo

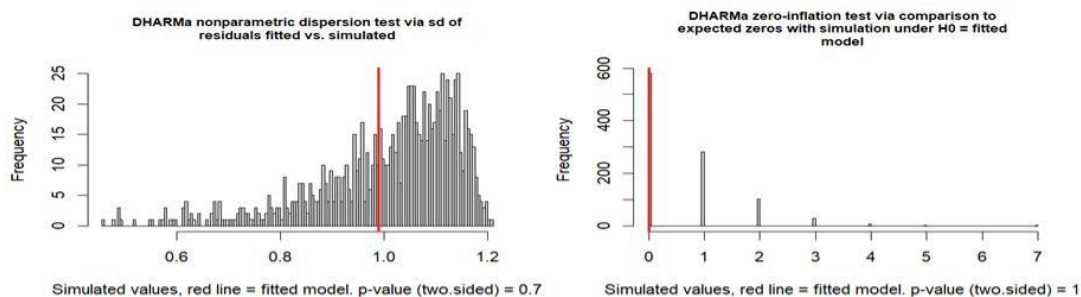


Figura 11. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la supervivencia de *Clusia sp.* mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,7, indicando ausencia de sobredispersión (Figura 10, izquierda). De igual manera, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 1, lo que descarta la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 10, derecha). En conjunto, estos resultados respaldan la validez del modelo ajustado para describir la supervivencia de *Clusia sp.*, ya que cumple con los supuestos básicos de dispersión y distribución de los residuos.

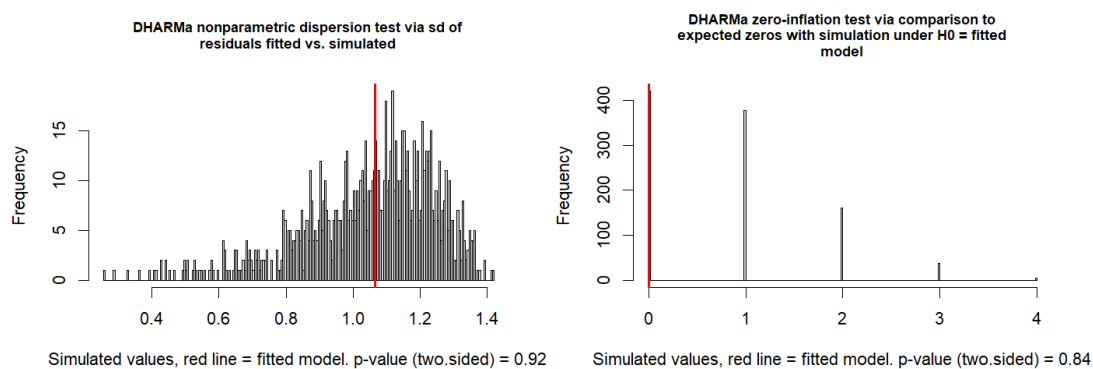
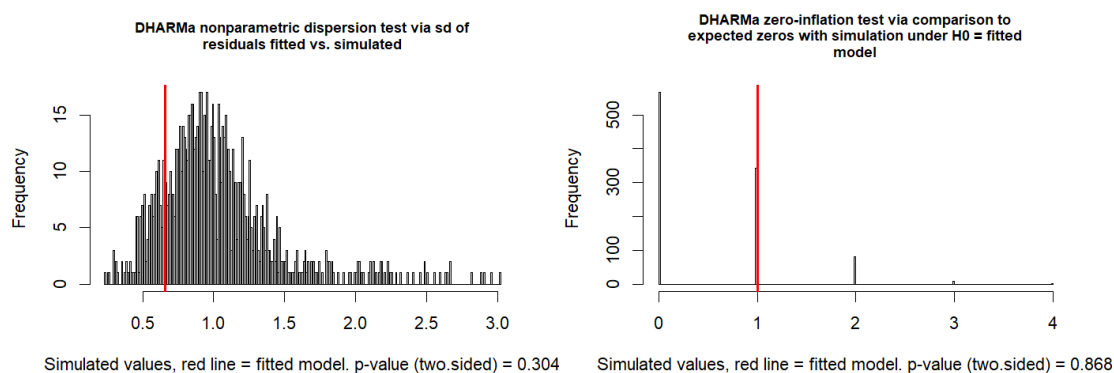


Figura 12. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la supervivencia de *Persea caerulea*. mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,92, indicando ausencia de sobredispersión (Figura 11, izquierda). Asimismo, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 0,84, descartando la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 11, derecha). En conjunto, estos resultados respaldan la validez del modelo

ajustado para describir la supervivencia de *Persea caerulea*, ya que cumple con los supuestos básicos de dispersión y distribución de residuos.

Figura 13. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la supervivencia de *Ficus americana*. mediante el paquete DHARMA.



Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,304, indicando ausencia de sobredispersión (Figura 12, izquierda). De igual forma, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 0,868, descartando la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 12, derecha). En conjunto, los resultados sugieren que el modelo ajustado para *Ficus americana* cumple adecuadamente con los supuestos básicos de dispersión y distribución de residuos, lo que respalda su validez estadística.

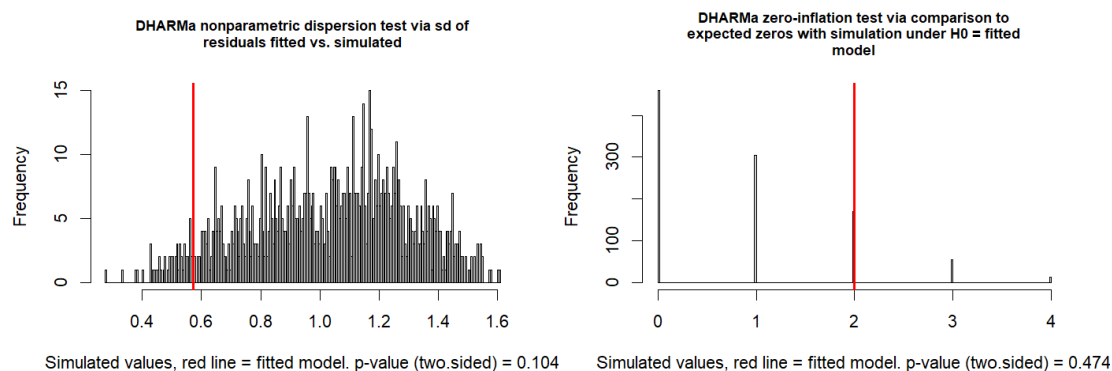


Figura 14. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la supervivencia de *Trichanthera gigantea*. mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,104, indicando ausencia de sobredispersión (Figura 13, izquierda). Por su parte, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 0,474, lo que descarta un exceso de ceros en los datos (Figura 13, derecha). En conjunto, estos resultados sugieren que el modelo ajustado para *Trichanthera gigantea* cumple adecuadamente con los supuestos básicos de dispersión y distribución de residuos, respaldando su validez estadística.

Anexo 4. Pruebas de diagnóstico de los modelos GLMM para la condición fitosanitaria

Diagnóstico del modelo

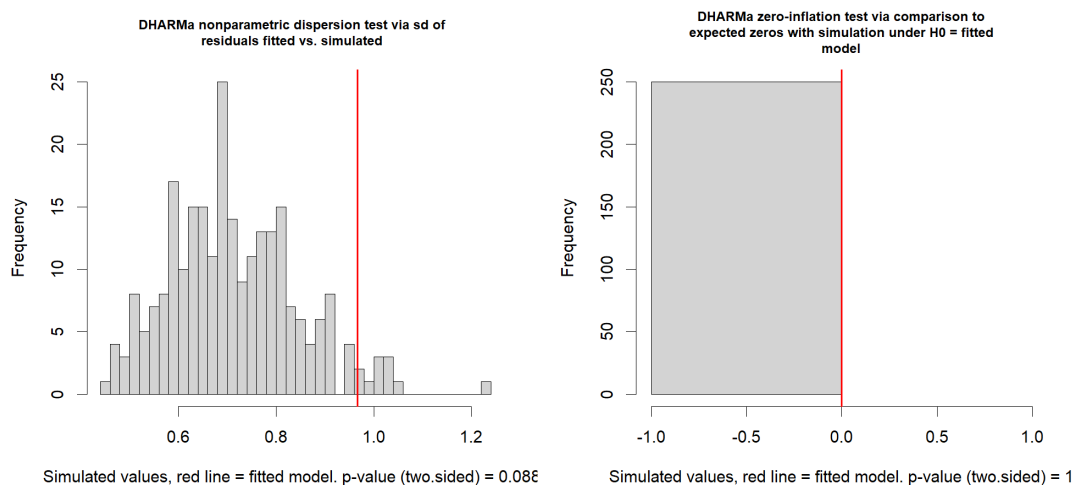


Figura 15. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Clusia sp.* mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo ajustado para la condición fitosanitaria de *Clusia sp.*. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,088, indicando ausencia de sobredispersión significativa (Figura 14, izquierda). De igual manera, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 1, lo que descarta la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 14, derecha). En conjunto, estos resultados respaldan la validez y adecuación del modelo beta mixto aplicado para describir la condición fitosanitaria de *Clusia sp.*, al cumplir con los supuestos básicos de dispersión y distribución de los residuos

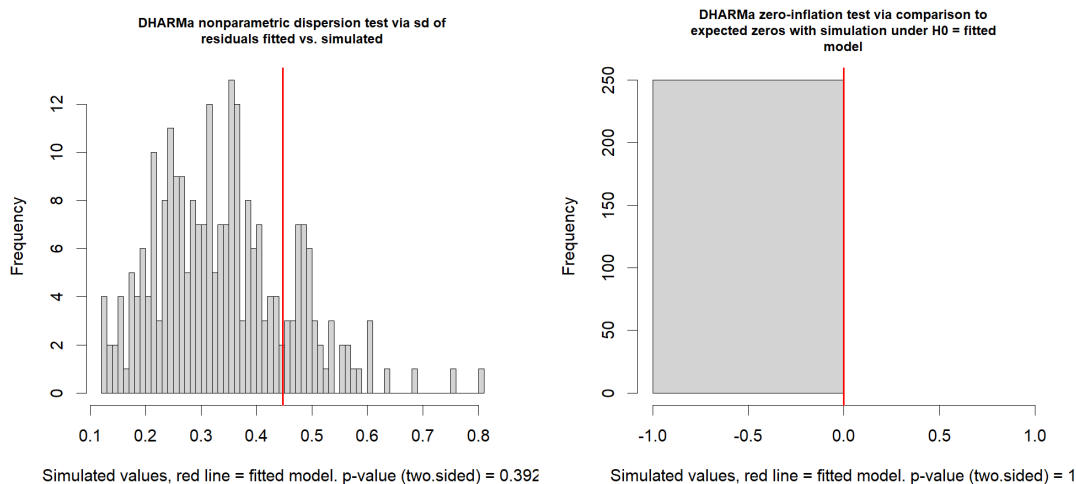


Figura 16. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Persea caerulea*. mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo ajustado para la condición fitosanitaria de *Persea caerulea*. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,392, lo que indica ausencia de sobredispersión significativa (Figura 15, izquierda). Asimismo, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 1, descartando la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 15, derecha). En conjunto, estos resultados respaldan la validez del modelo beta mixto aplicado para describir la condición fitosanitaria de *Persea caerulea*, al cumplir adecuadamente con los supuestos básicos de dispersión y distribución de los residuos.

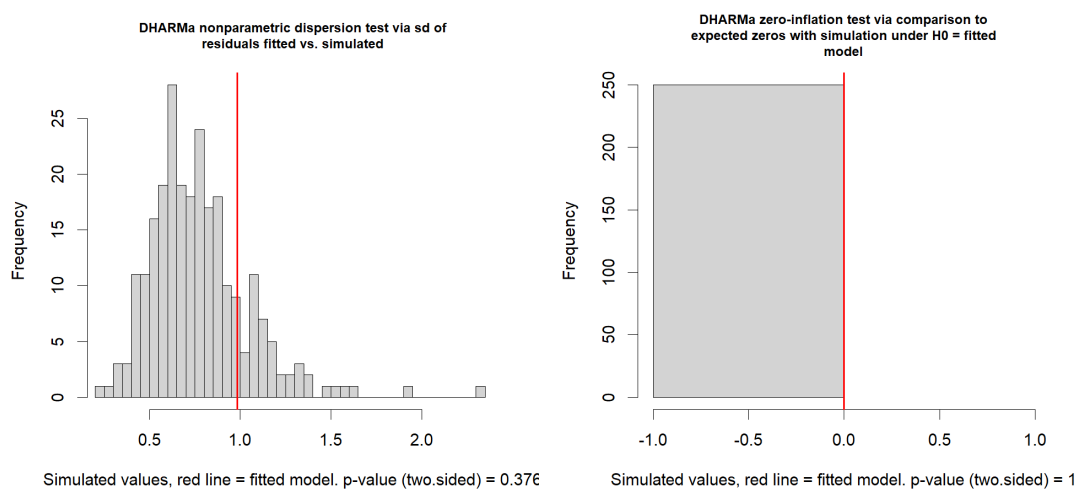


Figura 17. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Ficus americana*. mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo ajustado para la condición fitosanitaria de *Ficus americana*. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,376, indicando ausencia de sobredispersión significativa (Figura 16, izquierda). De igual manera, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 1, descartando la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 16, derecha). En conjunto, estos resultados respaldan la adecuación del modelo beta mixto aplicado para describir la condición fitosanitaria de *Ficus americana*, confirmando que cumple los supuestos básicos de dispersión y distribución de los residuos.

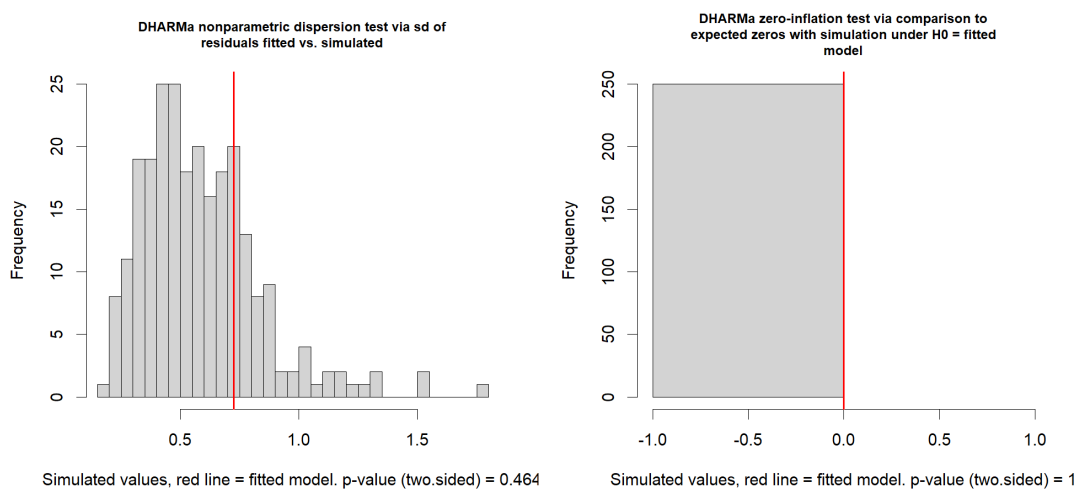


Figura 18. Pruebas de diagnóstico del modelo GLMM para la condición fitosanitaria de *Trichanthera gigantea*, mediante el paquete DHARMA.

Las pruebas de diagnóstico realizadas con el paquete DHARMA no evidenciaron problemas de ajuste en el modelo ajustado para la condición fitosanitaria de *Trichanthera gigantea*. El test no paramétrico de dispersión, que compara la desviación estándar de los residuos simulados frente a los ajustados, arrojó un valor p de 0,464, lo que indica ausencia de sobredispersión significativa (Figura 17, izquierda). Del mismo modo, la prueba de inflación de ceros, que evalúa la frecuencia de ceros observados frente a los esperados bajo el modelo ajustado, presentó un valor p de 1, descartando la presencia de exceso de ceros en los datos (Figura 17, derecha). En conjunto, estos resultados respaldan la validez del modelo beta mixto aplicado para describir la condición fitosanitaria de *Trichanthera gigantea*, al cumplir adecuadamente con los supuestos básicos de dispersión y distribución de los residuos.