Plan de Restauración Ecológica Participativa de Ecosistemas Terrestres del Territorio CAR



Producto 2:

Documento de Herramientas conceptuales

Ecodes® Colombia - Perú - Argentina

CAR CUNDINAMARCA

TABLA DE CONTENIDO

1 Introducción 9

2 Conceptos Fundamentales y Unificadores en la Disciplina de la Restauración Ecológica. 11

2.1 Biodiversidad 11

2.1.1 Niveles de la biodiversidad 12

2.1.2 Atributos de la biodiversidad 14

2.1.3 Gestión de la biodiversidad 16

2.1.4 Gestión de la biodiversidad en el territorio CAR 17

2.2 Cuenca Hidrográfica 20

2.2.1 El concepto 20

2.2.2 Componentes de la cuenca 21

2.2.3 Tipos de cuenca 23

2.2.4 La cuenca como un instrumento de ordenación 25

2.2.5 La cuenca como un instrumento de interacción entre comunidades 27

2.2.6 La gestión de la cuenca y la importancia para su conservación (POMCA) 29

2.2.7 La restauración ecológica de cuencas hidrográficas 31

2.2.8 Estudios de casos sobre restauración ecológica de cuencas hidrográficas 34

2.2.9 Proyectos de restauración en la jurisdicción de la CAR asociados a las cuencas. .36

2.3 Bioma 41

2.3.1 El concepto de bioma 41

2.3.2 Tipos de biomas 43

2.3.3 Estado actual de los biomas en Colombia 45

2.3.4 El Concepto de bioma y su utilidad en el marco de la política pública 48

2.3.5 El uso del concepto de bioma y su utilidad en el marco de la Restauración Ecológica. 50

2.3.6 Biomas en el territorio CAR 52

2.4 Paisaje 60

2.4.1 El concepto 60

2.4.2 Tipos de Paisaje 61

2.4.3 Atributos del Paisaje 63

2.4.4 Procesos Ecológicos en los Paisajes 64

2.4.5 Gestión del Paisaje 66

2.4.6 Fragmentación del Paisaje....67
2.5 Ecosistemas....71
2.5.1 El concepto....71
2.5.2 Tipos de ecosistemas....73
2.5.3 Atributos de los ecosistemas....76
2.5.4 Procesos en los ecosistemas....77
2.5.5 Gestión de los ecosistemas....79
2.5.6 Bienes y servicios ecosistémicos....81
2.5.7 Ecosistemas antrópicos (socioecosistemas)....83
2.6 Especie (Poblaciones)....88
2.6.1 El concepto de especie desde una perspectiva ecológica y evolutiva....88
2.6.2 Interacciones entre especies: intraespecíficas e interespecíficas....89
2.6.3 Especies clave (Keystone species) y conjunto de especies disponibles (Species pool): fundamentos para la restauración ecológica participativa....91
2.6.4 El ciclo de vida de las especies y su relevancia en la restauración ecológica participativa....94
2.6.5 Aplicaciones en la restauración ecológica....96
2.7 Suelo....99
2.7.1 El concepto (Qué es el suelo)....99
2.7.2 Suelos y restauración ecológica....101
2.7.3 ¿Qué se entiende por calidad del suelo?....104
2.7.4 Criterios para evaluar la calidad del suelo....106
2.8 Vegetación....111
2.8.1 El concepto....111
2.8.2 Atributos de la Vegetación....111
2.8.3 Interacciones Planta-Suelo y Planta-Fauna....115
2.8.4 Procesos de la Vegetación: Regeneración Natural y limitaciones en el reclutamiento 119
2.8.5 Patrones de Distribución de las Especies de Plantas en el Ecosistema y el Paisaje 123
2.8.6 Gestión de la Vegetación y su Relevancia en el Bienestar Humano....124
2.8.7 Gestión y Restauración de la Vegetación en Paisajes....125
2.9 Fauna....131
2.9.1 El concepto....131
2.9.2 Atributos de la fauna....132

2.9.3 Procesos ecológicos mediados por la fauna 137
2.9.4 Importancia de la fauna en la restauración ecológica 140
2.9.5 Acciones de restauración específicas para la fauna 143
2.9.6 Fauna emblemática y restauración ecológica: del símbolo a la acción 148
2.9.7 Patrones de distribución de las especies de fauna en el ecosistema y en el paisaje 150
2.9.8 Conflictos entre fauna silvestre y comunidades humanas: desafíos para una restauración ecológica justa y efectiva 151
2.9.9 Restauración y coexistencia: una nueva narrativa 154
2.9.10 Restauración y mejora de hábitat para la fauna 155
2.9.11 Consideraciones finales 168
2.10 Alteración, Degradación y Transformación De Ecosistemas: Fundamentos para el Diagnóstico, la Planificación y Monitoreo de la Restauración Ecológica. 171
2.10.1 Degradación de los ecosistemas y su diferenciación con transformación, daño y destrucción 172
2.10.2 Disturbio, perturbación y áreas disturbadas en la restauración ecológica 177
2.10.3 Factores tensionantes y limitantes 181
2.10.4 Factores tensionantes sociales, políticos y económicos 184
2.10.5 Degradación de tierras 188
2.10.6 Implicaciones para la restauración ecológica 193
2.10.7 Comprender para restaurar: bases ecológicas y socioambientales para intervenir territorios degradados 194
2.11 Conceptos asociados a la Restauración ecológica 197
2.11.1 Restauración ecológica 198
2.11.2 Rehabilitación ecológica 199
2.11.3 Remediación (reclamation) 200
2.11.4 Regeneración Natural 202
2.11.5 Reforestación 203
2.11.6 Entre planes y proyectos de restauración ecológica 204
2.11.7 Atributos de los Sistemas Restaurados (especies, comunidades, ecosistemas y paisajes). 205
2.11.8 Monitoreo a proyectos de restauración ecológica y medidas adaptativas 206
2.12 Comunidades Humanas y Gestión del Territorio 210
2.12.1 Concepto de comunidad y territorio. 210
2.12.2 Apropiación del territorio 212

2.12.3 Gestión del territorio. 213
2.12.4 Apropiación social del conocimiento 214
2.12.5 Participación comunitaria 216
2.12.6 Gobernabilidad de un territorio 217
2.12.7 Gobernanza del Territorio 219
2.12.8 Desarrollo Sostenible 220
2.12.9 Conservación de Ecosistemas 222
2.13 Otros Conceptos Claves en el Marco de los Proyectos de Restauración Ecológica 226
2.13.1 Regiones naturales 226
2.13.2 Zonas de vida 228
2.13.3 Áreas de importancia ecológica 229
2.13.4 Zonas de recarga hídrica 231

Tabla de Figuras

Figura 1 10
Figura 2 12
Figura 3 13
Figura 4 15
Figura 5 15
Figura 6 21
Figura 7 23
Figura 8 29
Figura 9 42
Figura 10 44
Figura 11 45
Figura 12 51
Figura 13 53
Figura 14 55
Figura 15 60
Figura 16 62
Figura 17 64
Figura 18 65
Figura 19 67
Figura 20 68
Figura 21 72
Figura 22 73
Figura 23 76
Figura 24 79
Figura 25 80
Figura 26 83
Figura 27 85
Figura 28 91
Figura 29 93
Figura 30 99
Figura 31 100
Figura 32 102
Figura 33 105
Figura 34 112
Figura 35 113
Figura 36 114
Figura 37 115
Figura 38 116
Figura 39 117
Figura 40 119
Figura 41 120

Figura 42 122
Figura 43 123
Figura 44 140
Figura 45 141
Figura 46 141
Figura 47 144
Figura 48 145
Figura 49 146
Figura 50 155
Figura 51 157
Figura 52 160
Figura 53 167
Figura 54 175
Figura 55 188
Figura 56 197
Figura 57 199
Figura 58 200
Figura 59 201
Figura 60 203
Figura 61 204
Figura 62 221
Figura 63 227
Figura 64 229
Figura 65 231
Figura 66 232

Tablas

Tabla 1 47
Tabla 2 56
Tabla 3 75
Tabla 4 107
Tabla 5 136
Tabla 6 148
Tabla 7 153
Tabla 8 162
Tabla 9 166
Tabla 10 174
Tabla 11 175
Tabla 12 177
Tabla 13 180
Tabla 14 186
Tabla 15 191

1 Introducción

Las herramientas conceptuales presentadas en este documento constituyen un soporte fundamental y unificador para todas las personas que, de una u otra manera, intervienen en la ejecución del presente Plan. Inicialmente, se exponen los conceptos clave y sombrilla dentro de las diversas disciplinas que sustentan la Restauración Ecológica, para luego abordar conceptos complementarios. Asimismo, con el fin de facilitar su comprensión, se consideran los distintos niveles jerárquicos de la biodiversidad y las escalas de trabajo necesarias para espacializar los problemas o gestionar adecuadamente el territorio.

La Restauración Ecológica es una disciplina inter y transdisciplinaria de reciente surgimiento, que integra conceptos y herramientas provenientes de otras disciplinas, de las ciencias básicas y de los saberes empíricos, para responder a los desafíos que plantea la degradación de los ecosistemas, el paisaje y la biodiversidad en general. Según la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER 2004; Gann et al., 2019), la restauración ecológica se define como el proceso de asistir la recuperación de un sistema que ha sido degradado, dañado o transformado.

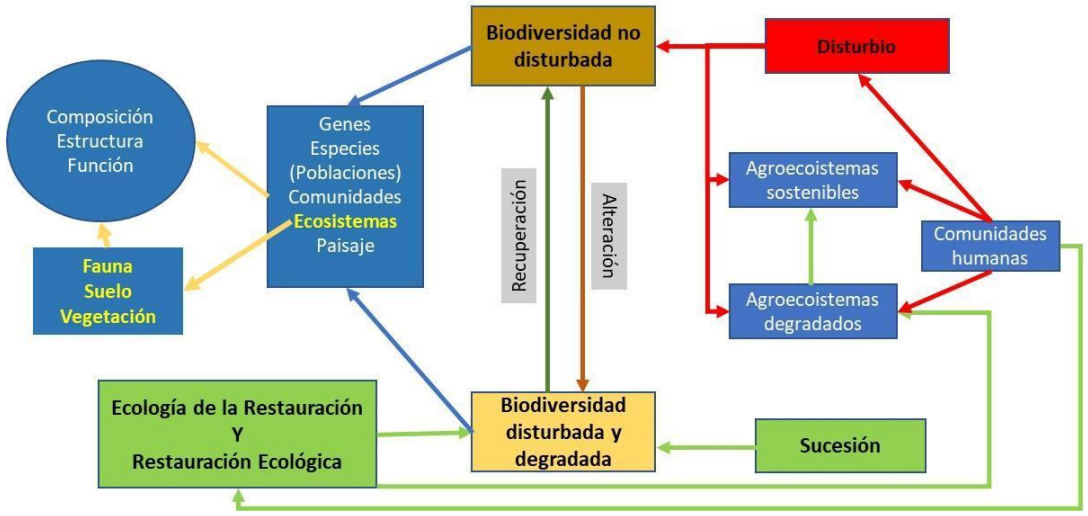
El propósito de este documento es servir como una herramienta clara y práctica para profesionales de distintas disciplinas que incursionan en este campo, así como para todas aquellas personas involucradas en la ejecución de proyectos o planes de restauración ecológica. Dado que esta disciplina se nutre de múltiples campos del conocimiento, los conceptos que un restaurador debe manejar son amplios y complejos. Por ello, se presenta un abordaje jerárquico que permite organizar los conceptos y facilitar su comprensión para los usuarios del Plan.

La estructuración jerárquica e integral de los conceptos permite que aquellos considerados sombrilla o articuladores contengan dentro de sí otros conceptos relacionados (Figura 1). Por ejemplo: 1) el concepto de biodiversidad integra los niveles de genes, población, especie, comunidad, ecosistema y paisaje (Figura 1); 2) el concepto de cuenca hidrográfica abarca elementos como relieve, suelo, cobertura, tipos de uso, zonas de recarga, corredor ripario y consejo de cuenca; y 3) los conceptos de degradación y restauración de ecosistemas que interrelacionan múltiples dimensiones ecológicas y sociales.

El presente documento de herramientas conceptuales cuenta con tres capítulos: 1) la introducción que hace referencia a la relevancia del documento y a la manera como se realizará su desarrollo, 2) El capítulo 2 presenta todos los conceptos que nosotros consideramos como fundamentales para que un restaurador maneje, sea de la disciplina que sea. Se inicia con el concepto de biodiversidad y sus niveles, se sigue con los conceptos de los compartimentos del ecosistema, posteriormente, con el concepto de cuenca, luego el concepto de degradación, seguido de los conceptos asociados a la restauración ecológica, y finalmente, los conceptos asociados a las comunidades y la gestión del territorio, y 3) el capítulo 3 se presentan otros conceptos claves que no siempre son necesarios usar cuando se trabaja un proyecto de restauración ecológica.

Figura 1

Diagrama que evidencia a la biodiversidad como un concepto articulador en un proyecto de restauración. Esquema Conceptual de la Publicación.



2 Conceptos Fundamentales y Unificadores en la Disciplina de la Restauración Ecológica.

2.1 Biodiversidad

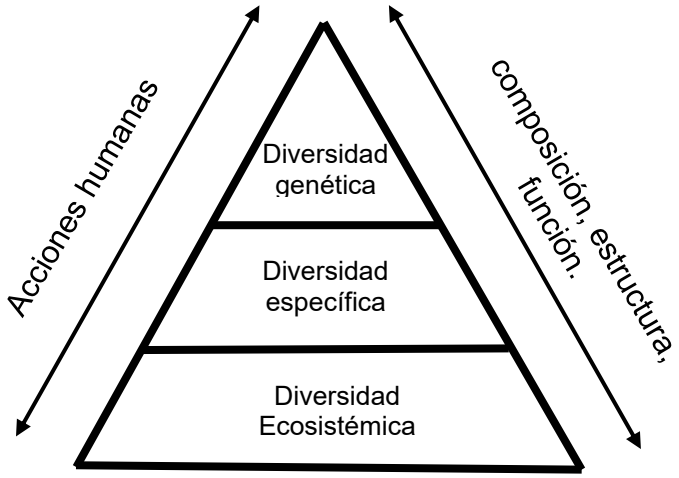
El concepto de biodiversidad es de gran relevancia no solo para los que tienen que ver con las ciencias naturales sino también para los que tienen que ver con las ciencias sociales y tomadores de decisiones (Noss 1990, MADS 2012, IPBES 2019, Díaz & Malhi 2022). Este término fue usado por primera vez en el comienzo de los años 80 del siglo pasado (Lovejoy 1980a,b), como una necesidad de entender los efectos de las acciones humanas sobre la diversidad biológica y sus consecuencias (Wilson 1988).

La especie humana, desde su cambio de hábito de nómada a sedentario, hace más de 10 mil años atrás, ha incidido de manera negativa sobre los distintos niveles de la biodiversidad y sus atributos, esta incidencia se ha dado más drásticamente desde el inicio de la era industrial (finales del siglo XVII y principios del XVIII) hasta nuestros días. Los efectos de las acciones humanas sobre la biodiversidad se hicieron más evidente desde la convención mundial sobre medio ambiente, en el año de 1992, en Río de Janeiro, allí se visualizó el papel negativo de la especie humana en la crisis ambiental del planeta, principalmente, en aspectos como: i) la desertización por pérdida de suelo, ii) la contaminación de cuerpos de agua, iii) contaminación atmosférica, iv) la contaminación de suelos, y v) la pérdida de biodiversidad misma.

De acuerdo con Noss (1990), el concepto de biodiversidad es entendido como **todo aquello que hay en un territorio a nivel de genes, poblaciones, comunidades, ecosistemas y paisajes.** Los atributos de la biodiversidad (composición, función y estructura) han sido y son afectados por la especie humana de manera transversal (figura 2). A manera de ejemplo, cuando una familia campesina tumba el bosque para hacer un cambio de uso se afectan todos los niveles de la biodiversidad y por supuesto todos los atributos, además de la oferta de bienes y servicios ecosistémicos.

Figura 2

Niveles de la biodiversidad representados en forma de pirámide, donde cada nivel sustenta al siguiente. Modificado de Noss (1990).



En este apartado, más que hacer un fuerte desarrollo de la evolución del concepto de biodiversidad, es dejarle muy claro a los usuarios de la Restauración Ecológica sobre la importancia del entendimiento del concepto y como las acciones de restauración ecológica pueden incidir favorablemente en su restablecimiento.

2.1.1 Niveles de la biodiversidad

Noss (1990), en su aproximación para estudiar la diversidad biológica de un territorio, propuso 4 niveles jerárquicos: a) genes, b) poblaciones, comunidades y ecosistemas, y, d) paisaje. No obstante, posterior a la propuesta de Noss, otros estudiosos propusieron 3 niveles o categorías (nivel genético, de especies y de ecosistemas (figura 3), haciendo alusión a cómo estudiarla.

Dichos niveles nos permiten abordar todas las expresiones de la materia viva desde los genes hasta los paisajes en un territorio. La claridad sobre el concepto de biodiversidad y sus niveles jerárquicos le permite a los diferentes actores del territorio realizar una buena gestión.

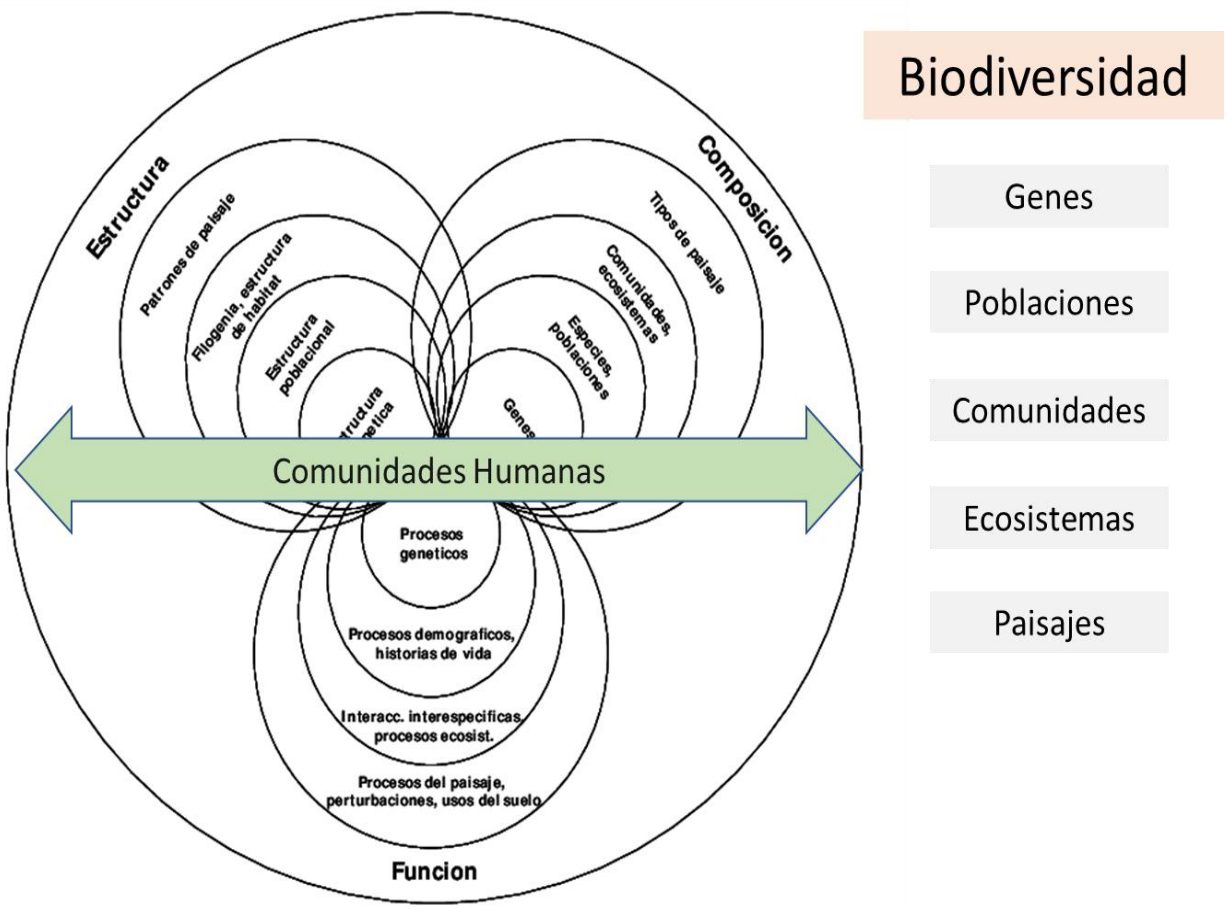
La interacción de los componentes dentro de cada nivel jerárquico y entre niveles es lo que hace posible el funcionamiento de los procesos que mantienen la vida en el planeta (Gibb et al 2019). El estado de degradación del planeta, en gran parte, se debe al desconocimiento que cada país o región tiene sobre su biodiversidad. Además, de los disturbios naturales, son los disturbios antrópicos los que más inciden en la pérdida de

especies y ecosistemas. Con la pérdida de especies se altera el flujo de materia y energía entre los compartimentos de los ecosistemas (fauna, suelo y vegetación).

Procesos como la fotosíntesis, la regulación del ciclo hidrológico, la regulación del clima, la formación y erosión del suelo, la generación de hábitat para la fauna depende enteramente de la vegetación. Los procesos de regulación del ciclo de la materia (carbono, fósforo, potasio, nitrógeno), dispersión de semillas (Zoocoria), polinización, depredación, descomposición y mineralización de la materia orgánica del suelo, e incremento de la porosidad del suelo, entre otros, dependen en gran parte de la fauna (grupos taxonómicos). El suelo sirve como soporte para la vegetación y la fauna, de hábitat para la fauna edáfica, de centro de redistribución de nutrientes, y de centro de almacenamiento de la materia orgánica, entre otros.

Figura 3

Niveles de la biodiversidad y sus atributos composición, estructura y función, atravesados por las acciones humanas. Modificado de Noss (1990).



La diversidad genética para las especies de fauna y flora es estudiada por los genetistas, ecólogos y biólogos de poblaciones, quienes analizan tanto la diversidad fenotípica como genotípica de las poblaciones. Cuando se conoce el rango de distribución geográfica de una especie y su composición genética, se puede visualizar si los individuos tienen composición similar o si por el contrario dependiendo de su localización en el territorio se presentan arreglos genéticos diferentes. Hay especies que de acuerdo con su rango de distribución geográfica y a su composición genética (variabilidad) pueden responder mejor a las sequías, las heladas o las lluvias torrenciales (inundaciones). Si un viverista pudiera contar con este tipo de información podría planear dónde recolectar las semillas de acuerdo con las necesidades de material vegetal de los proyectos de restauración ecológica. Lamentablemente, son pocas las especies que tienen estudios genéticos y si los tienen, son poco conocidos. No obstante, que este nivel de la biodiversidad es de gran importancia para los restauradores, poco se recurre a él, debido al poco conocimiento.

Los estudios de diversidad genética de las diferentes poblaciones de especies plantas es fundamental, debido a la gran cantidad de material vegetal que es propagado para los proyectos de restauración ecológica, hoy por hoy, no se tiene en cuenta ya que acuerdo a su distribución en el territorio

Por su parte, la diversidad de especies de fauna y vegetación es estudiada por los ecólogos y biólogos de comunidades. Tanto las acciones humanas como de la naturaleza pueden incidir favorable o negativamente sobre estos niveles.

2.1.2 Atributos de la biodiversidad

De acuerdo con las publicaciones realizadas por Franklin (1988) y Noss (1990), se proponen tres atributos principales para entender el estado de los niveles de la biodiversidad de un territorio: a) composición, b) estructura y c) función (figura 4). Del estado de degradación o conservación en que se encuentren los distintos niveles de la biodiversidad va a depender los bienes y servicios brindados por un territorio. Un mejor estado de conservación permite una mejor oferta de bienes y servicios, por el contrario un mayor estado de degradación genera una peor oferta de bienes y servicios (figura 5).

Figura 4

Elementos de la composición para los distintos niveles de la biodiversidad. Modificado de Noss (1990).

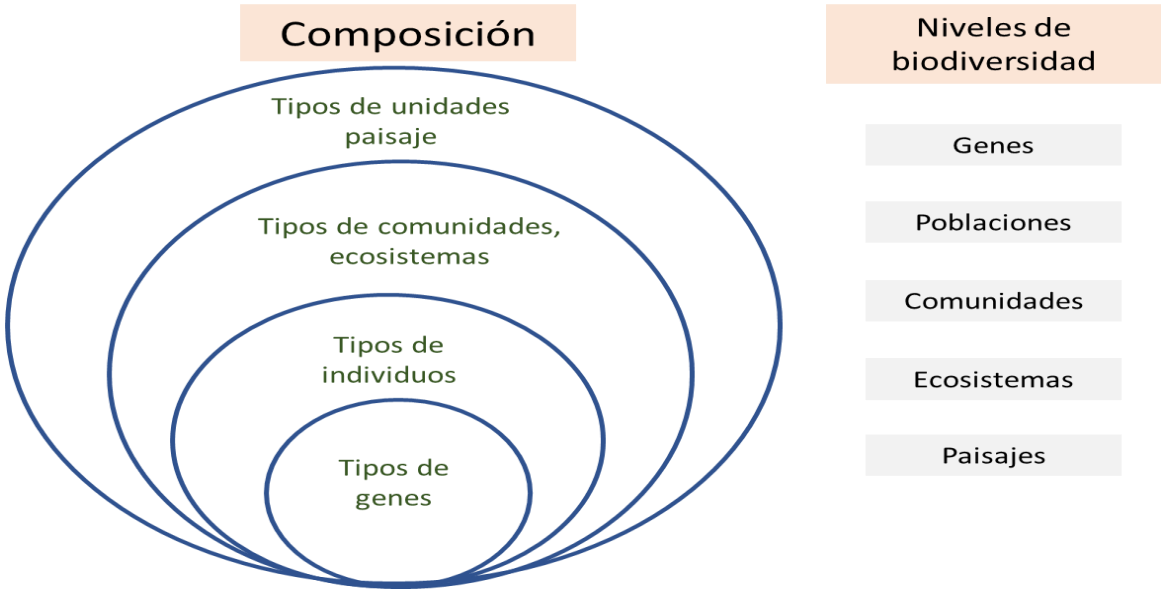
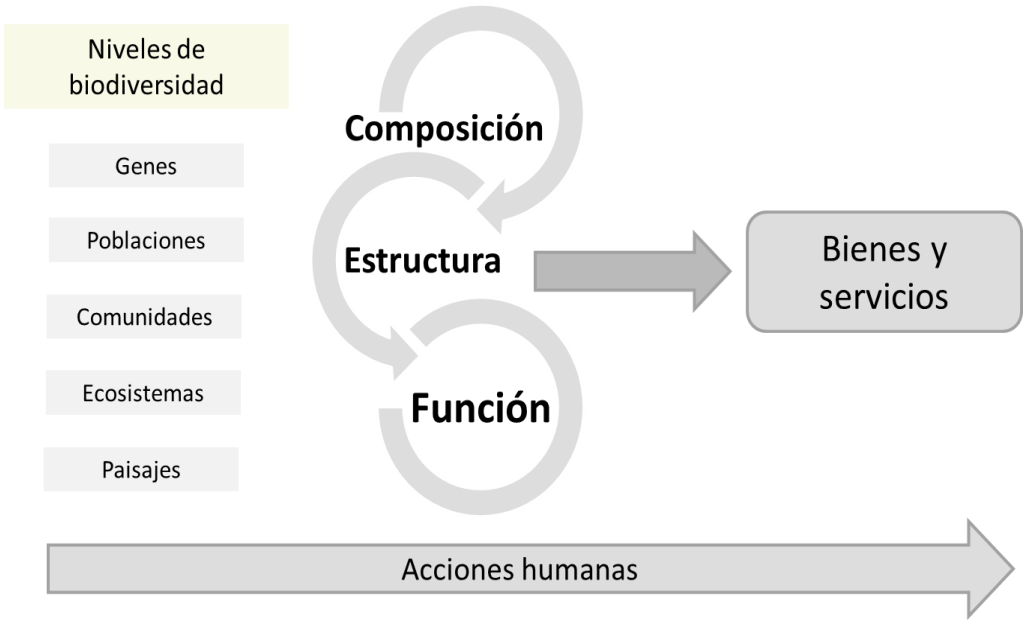


Figura 5

Esquema que ilustra cómo la incidencia de las acciones humanas sobre los distintos niveles de la biodiversidad puede favorecer o afectar la oferta de bienes y servicios ecosistémicos.



La composición no es otra cosa que los elementos constituyentes de cada nivel de la biodiversidad: a) en el componente genético los distintos genes, 2) en el componente de poblaciones y de especies los distintos individuos, 3) en el componente de comunidades y ecosistemas las distintas especies, 4) en el componente de paisaje (cuencas y biomas) los distintos ecosistemas.

2.1.3 Gestión de la biodiversidad

Una manera de mantener la vida en el planeta es mediante el aseguramiento de su biodiversidad, para ello es importante que cada país cuente con planes de gestión a diferentes escalas (nacional, regional y local). No obstante, que Colombia ya cuenta con algún conocimiento de su biodiversidad, debido a los cambios de uso del suelo y los tipos de uso, es difícil saber cuántas especies nativas se pierden anualmente como consecuencia de la tala y quema de los ecosistemas naturales, de igual manera, pasa con los otros niveles de la biodiversidad (genes, comunidades biológicas, ecosistemas y paisajes). Algunos estudios evidencian que cerca del 50 % de sus ecosistemas cuentan con algún nivel de alteración y nivel de amenaza (Etter at al 2008, Etter et al 2017, Etter et al 2020).

Un Plan de Gestión de la biodiversidad no es otra cosa que un documento organizado que tiene como propósito evidenciar las problemáticas en un territorio y a partir de allí proponer programas y proyectos que permitan lograr su bienestar (Van Dyke & Lamb 2020). Un Plan de gestión implica tener un buen conocimiento de los problemas, plantear soluciones y planear las acciones para revertir las causas de su pérdida.

La primera Política de Biodiversidad para Colombia fué publicada en 1996, basados en dicha política, se realizaron algunas evaluaciones del estado de la biodiversidad en Colombia (Cháves & Arango 1997, Cháves & Santamaría 2006). Actualmente, Colombia cuenta con la Política para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (MADS 2012), con base en dicha política y alineado con el Marco Global de Biodiversidad 2011-2020 y las Metas AICHI elaboró el Plan de acción de la biodiversidad 2016-2030.

Dicho Plan fue actualizado en el año 2024 con el propósito de ajustarlo al clamor global a 2030 de que los países deben contribuir a detener la pérdida de biodiversidad, combatir el cambio climático y el incremento de las invasiones biológicas. El Plan de Acción de Biodiversidad plantea 4 apuestas y 6 metas nacionales con el fin de dar cumplimiento a las 23 metas del marco global de Kunming-Montreal 2022.

Detener y revertir la pérdida de biodiversidad de las diferentes regiones de nuestro país que permitan, a la vez, re-establecer los procesos ecológicos y los bienes y servicios ecosistémicos es un reto de grandes dimensiones para la sociedad colombiana, debido, entre otras cosas, a: i) la historia de conflicto que ha existido desde la colonización española hasta nuestro días y que ha impedido la apropiación del territorio por parte de las comunidades, ii) la falta de conocimiento de la clase política colombiana acerca de que la principal riqueza de nuestro país es su biodiversidad, iii) la existencia de una cultura de la ilegalidad y una economía extractivista, iv) la corrupción de la clase política que se ha consolidado a lo largo de la años, v) la falta de gobernabilidad y gobernanza debido a que han prevalecido los intereses particulares sobre los intereses colectivos, vi) la falta de verdaderos planes de desarrollo y planes ambientales que traspasen más de un período de gobierno y reflejen las necesidades de toda la sociedad colombia, vii) generación de una cultura de paz y de respeto que permita la convivencia de la sociedad Colombiana, y viii) la falta de planes de acción de biodiversidad en escala local y regional con la participación de toda la comunidad.

2.1.4 Gestión de la biodiversidad en el territorio CAR

La CAR cuenta con varios instrumentos de gestión y realiza muchas acciones con el propósito de mejorar el estado ambiental de su territorio, pero no cuenta con instrumento específico para la gestión integral de su biodiversidad. Los instrumentos del orden nacional que guían la gestión de la biodiversidad en el territorio CAR son: a) la Política Nacional de Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE) (MADS 2012), b) Plan de Acción de la Biodiversidad (2016-2030) (MADS 2017), c) Actualización Plan de Acción de la Biodiversidad (2024-2030) MADS. Ya institucionalmente, la CAR ha contado y cuenta con instrumentos como los Planes de Acción Cuatrienal (PAC), los Planes de Gestión Ambiental Regional (PGAR), y con los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA). Además de ello, cuenta con otros instrumentos y figuras de conservación como la Estructura Ecológica Principal del Territorio CAR (2021), la definición de sus Ecosistemas Estratégicos, Áreas protegidas, Áreas de Importancia Ambiental y Distritos de Manejo Integrado (DMI).

En la CAR las acciones para la conservación, uso sostenible y restauración de la biodiversidad han respondido a necesidades puntuales o específicas de proyectos. En el caso concreto de la restauración ecológica de la biodiversidad se ha centrado principalmente en los niveles ecosistema y paisaje.

Referencias

Cháves, M. E., & Arango, N. (Eds.). (1997). Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt; Ministerio del Medio Ambiente; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

Cháves, M. E., & Santamaría, M. (Eds.). (2006). Informe sobre el avance en el conocimiento y la información de la biodiversidad 1998–2004 (2 tomos). Instituto de Investigación Alexander von Humboldt.

Diaz, S., & Malhi, Y. (2022). Biodiversity: Concepts, patterns, trends and perspectives. Annual Review of Environment and Resources, 47, 31–63.

Etter, A., Andrade, A., Saavedra, K., Amaya, P., Arévalo, P., Cortés, J., Pacheco, C., & Soler, D. (2020). Lista Roja de Ecosistemas de Colombia (Versión 2.0). https://iucnrle.org/static/media/uploads/references/published-assessments/Brochures/brochure_lre_colombia_v_2.0.pdf

Etter, A., Andrade, Á., Nelson, C., Cortés, J., & Saavedra, K. (2020). Assessing restoration priorities for high-risk ecosystems: An application of the IUCN Red List of Ecosystems. Land Use Policy, 99, 104857. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104857

Etter, A., McAlpine, C., & Possingham, H. (2008). Historical patterns and factors influencing landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. Annals of the American Association of Geographers, 98(1), 2–23. https://doi.org/10.1080/00045600701733911

Franklin, J. F. (1988). Structural and functional diversity in temperate forests. In E. O. Wilson (Ed.), Biodiversity (pp. 166–175). National Academic Press.

Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2019). Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. Methods in Ecology and Evolution, 10(2), 169–185. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101

IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (E.

S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, & H. T. Ngo, Eds.). IPBES Secretariat. https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673

Lovejoy, T. E. (1980a). Foreword. In M. E. Soulé & B. A. Wilcox (Eds.), Conservation biology: An evolutionary–ecological perspective (pp. V–IX). Sinauer Associates.

Lovejoy, T. E. (1980b). Changes in biological diversity. In G. O. Barney (Ed.), The global 2000 report to the president. Vol. 2: The technical report (pp. 327–332). Penguin Books.

MADS. (2012). Plan Nacional de Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE).

MADS. (2017). Plan de Acción de la Biodiversidad (PAB 2016–2030).

MADS. (2024). Actualización del Plan de Acción de la Biodiversidad (2024–2030).

Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. Conservation Biology, 4(4), 341–465.

Van Dyke, F., & Lamb, R. L. (Eds.). (2020). Conservation biology: Foundations, concepts, applications (2nd ed.). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39534-6

Wilson, E. O. (1988). Biodiversity. National Academic Press.

2.2 Cuenca Hidrográfica

2.2.1 El concepto

La cuenca hidrográfica, también denominada hoya hidráulica o cuenca de drenaje, se ha consolidado como la unidad territorial básica para la planificación y gestión del recurso hídrico. En términos generales, se define como *"una extensión de tierra que drena hacia un punto en un río o en el mar*" (Meierdiercks et al., 2024). Esta definición se centra en su función hidrológica fundamental: capturar, canalizar y transportar el agua hacia un único punto de salida (Figura 6).

Una versión más actual e integradora del concepto propone que "una cuenca hidrográfica define los límites de un sistema de personas, de lugares y cosas hidrológicamente conectados" (Meierdiercks et al., 2024). Esta visión reconoce que la cuenca no es solo un espacio físico delimitado por la topografía, sino un sistema socioecológico donde interactúan componentes naturales y humanos, todos interdependientes a través del agua.

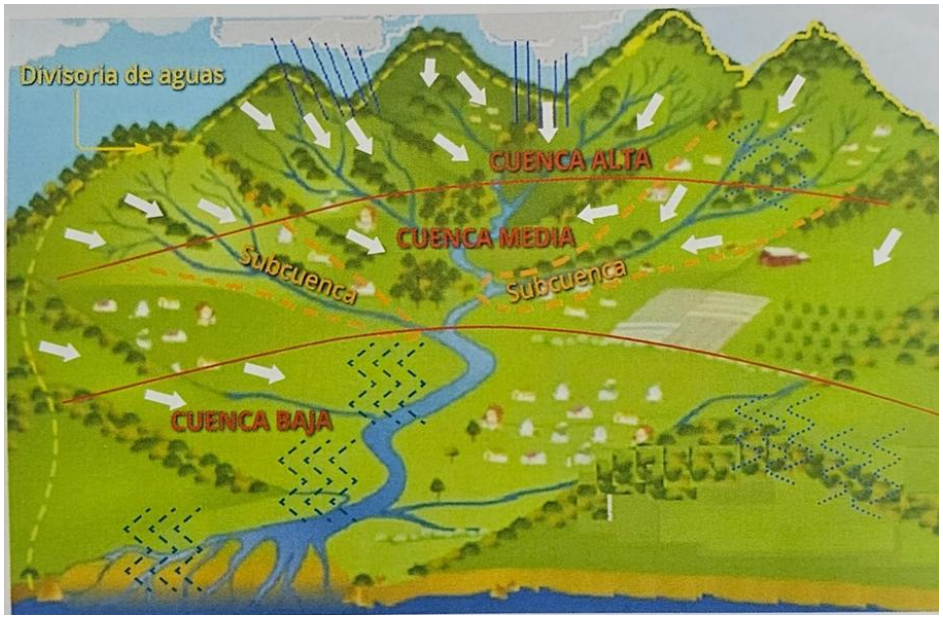
Desde el punto de vista técnico, una cuenca está delimitada por líneas divisorias de aguas. Estas líneas siguen los puntos más altos del relieve y separan una cuenca de las adyacentes, de forma que toda la precipitación y los flujos subterráneos que se originan dentro de esos límites convergen hacia un único punto de salida. Esta característica garantiza la coherencia e integridad hidrológica del sistema (FAO, 2002).

En Colombia, el Decreto 1640 de 2012 adopta este enfoque integral y define la cuenca hidrográfica como un sistema geoecológico en el que interactúan "procesos morfométricos, geológicos, hidrológicos y biológicos", además de la infraestructura y los usos antrópicos del suelo y del agua (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2013). Esta definición amplía la visión hidrológica al reconocer la influencia de las actividades humanas sobre el equilibrio del sistema.

Bajo esta perspectiva, la cuenca se entiende como un sistema articulado en el que elementos naturalmente interdependientes y variables antrópicas regulan el ciclo del agua y sustentan los servicios ecosistémicos de todo el territorio. La red de drenaje, estructurada sobre la base topográfica de la divisoria de aguas, jerarquiza los cauces desde los arroyos de primer orden hasta el río principal. Esta red define la columna vertebral del transporte de agua, sedimentos, nutrientes y contaminantes a lo largo del sistema (FAO, 2002).

Figura 6

Ejemplo de Cuenca hidrográfica donde se visualiza como puede ser dividida para una mejor comprensión. Fuente: Guía metodológica para la evaluación de la amenaza, la vulnerabilidad y el riesgo por cambio climático CAR-UNAL.



Las cuencas también constituyen la base espacial para analizar procesos hidrológicos y ecológicos clave, entre ellos:

- La regulación de caudales mediante la infiltración en suelos y la retención en coberturas vegetales;
- La retención y transporte de sedimentos en función de la pendiente, el uso del suelo y la cobertura vegetal;
- La mitigación de contaminantes, gracias al papel de filtros naturales como humedales, zonas de ribera o suelos con alta capacidad de adsorción.

La vegetación de ribera y los suelos funcionales actúan como barreras naturales que modulan la calidad y cantidad del caudal, lo cual repercute directamente sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados (FAO, 2002). Estos elementos permiten que las cuencas funcionen como unidades operativas para la restauración ecológica, el manejo adaptativo y la conservación del recurso hídrico.

2.2.2 Componentes de la cuenca

El concepto de cuenca hidrográfica como unidad de análisis e intervención se sustenta en la articulación de múltiples componentes interrelacionados que, en conjunto, definen

su estructura y funcionamiento. Estos componentes pueden agruparse en tres grandes dimensiones: biofísica, ecológica y antrópica. Su integración permite entender la cuenca como un sistema socioecohidrológico, en el que confluyen procesos naturales y humanos que determinan la disponibilidad, calidad y dinámica del recurso hídrico.

a) Componente biofísico

El componente biofísico constituye la base estructural del sistema de cuenca e incluye factores como la geología, los suelos, el relieve y el clima. Estos elementos determinan la morfometría de la cuenca, su capacidad de almacenamiento y conducción de agua, así como los patrones de escorrentía superficial y subterránea.

- Geología y litología: influyen en la permeabilidad y la capacidad de retención de agua del sustrato.
- Suelos: condicionan la infiltración, la formación de acuíferos y la fertilidad del sistema.
- Relieve: define la pendiente y, por tanto, la velocidad de escurrimiento.
- Clima: regula el régimen de lluvias, evapotranspiración y la oferta hídrica global de la cuenca.

La combinación de estos factores determina la respuesta hidrológica de una cuenca ante los eventos climáticos, así como su susceptibilidad a procesos erosivos, movimientos en masa o inundaciones (FAO, 2002).

b) Componente ecológico

La dimensión ecológica de la cuenca está representada por la cobertura vegetal, los ecosistemas asociados y la fauna terrestre y acuática. Estos elementos biológicos cumplen funciones clave para la regulación del ciclo del agua:

- La vegetación ribereña estabiliza los márgenes fluviales y actúa como filtro de contaminantes.
- Los humedales funcionan como reservorios naturales, amortiguando los picos de caudal y manteniendo el flujo base en épocas secas.
- Los bosques de cabecera y las coberturas vegetales en zonas altas retienen agua y reducen la escorrentía superficial.
- La fauna silvestre y la microbiota del suelo participan en procesos de filtración, aireación, formación del suelo y ciclado de nutrientes.

Como lo destaca SciELO Cuba (2021), los componentes ecológicos operan como mecanismos de autorregulación dentro del sistema de cuenca, favoreciendo la resiliencia ante disturbios y preservando funciones esenciales para la sostenibilidad hídrica.

3. Componente antrópico

El componente antrópico engloba la presencia y actividades humanas dentro de la cuenca, así como las infraestructuras físicas, normativas e institucionales que inciden en su manejo. Este componente incluye:

- Los usos del suelo (agrícola, urbano, forestal, minero).
- La infraestructura hidráulica (presas, canales, distritos de riego).
- Las dinámicas socioeconómicas (asentamientos, industrias, medios de vida).
- Los marcos normativos y las entidades responsables de la gestión del recurso hídrico.

Desde esta perspectiva, la cuenca no solo es un sistema natural, sino un territorio intervenido, en el cual los flujos de agua y sedimentos están mediados por decisiones sociales, económicas y políticas (Duarte Alarcón, 2015) (Figura 7). Por ello, su gestión exige enfoques integrados que reconozcan la interacción entre procesos ecológicos y sistemas de gobernanza.

Figura 7

Cuenca del Río Negro. a) zonas con alta pendiente y poca vegetación arbórea nativa, b) Zona con pendientes variables pero mejor cobertura arbórea.



2.2.3 Tipos de cuenca

Desde un enfoque hidrogeográfico integral, una cuenca puede entenderse como un sistema territorial delimitado por divisorias topográficas donde convergen procesos físicos, biológicos y sociales en torno al ciclo del agua. La clasificación de las cuencas no solo permite identificar sus características hidrológicas básicas, sino también establecer escalas funcionales para su gestión, planificación y monitoreo ambiental.

Clasificación según el destino de las aguas

En términos hidrológicos, las cuencas se clasifican de acuerdo con el destino final de sus aguas superficiales, lo que da lugar a tres tipos principales:

a) Cuencas exorreicas: Son aquellas cuyos flujos de agua drenan hacia el mar u océano, conectando el sistema continental con el sistema marino. Constituyen el tipo más común a nivel global y cumplen un papel clave en la transferencia de sedimentos, nutrientes y agua dulce a las zonas costeras. En el contexto colombiano, las principales macrocuencas exorreicas vierten sus aguas a los océanos Atlántico o Pacífico. Dentro de la jurisdicción de la CAR, las cuencas identificadas son exorreicas, ya que sus aguas confluyen en el sistema del río Magdalena, que desemboca en el mar Caribe.

b) Cuencas endorreicas: Son sistemas cerrados donde las aguas no alcanzan el mar, sino que se acumulan en cuerpos interiores como lagos, lagunas o salares. Estas cuencas son típicas de regiones áridas o semiáridas, y su balance hídrico depende fuertemente de la evaporación. Aunque su presencia en Colombia es limitada, representan ecosistemas sensibles desde el punto de vista ecológico e hídrico.

c) Cuencas arreicas: En este tipo de cuenca, las aguas superficiales se pierden por infiltración o evaporación antes de formar un cauce definido. Se presentan comúnmente en terrenos muy permeables o en zonas con alta evapotranspiración. Aunque de menor extensión, cumplen un papel fundamental en la recarga de acuíferos y en la dinámica hidrológica subterránea.

Esta clasificación permite comprender los patrones de drenaje, los riesgos asociados al manejo del agua y las necesidades diferenciadas de conservación o restauración.

Niveles jerárquicos de cuencas en la gestión ambiental

Desde el enfoque normativo, el Decreto 1640 de 2012 adoptado en Colombia establece una jerarquización de las unidades hidrográficas como instrumento para la planificación y gestión integrada del recurso hídrico. Esta jerarquía permite ordenar el territorio en función de la dinámica hídrica y de las escalas de intervención requeridas. En la jurisdicción CAR, se reconocen cuatro niveles:

a) Macrocuencas: Corresponden a grandes unidades hidrográficas que agrupan subzonas con criterios geográficos y climáticos comunes. Son fundamentales para orientar políticas públicas de alcance regional y nacional. Por ejemplo, la cuenca del río Bogotá se integra dentro de la macrocuenca del río Magdalena.

b) Subzonas hidrográficas: Se definen como unidades intermedias entre macrocuencas y microcuencas. Dado su carácter interjurisdiccional, requieren mecanismos de coordinación entre diferentes entidades territoriales y ambientales. Su delimitación permite identificar zonas críticas para el manejo del recurso hídrico y la articulación de actores.

c) Microcuencas: Constituyen la escala más local de gestión, siendo fundamentales para el abastecimiento de agua, la protección de nacederos y la implementación de planes específicos de manejo. Ejemplos relevantes en la jurisdicción CAR incluyen las microcuencas de la Sabana de Bogotá (Soacha, Subachoque, Bojacá) y de páramos estratégicos como Sumapaz y Sisga.

d) Acuíferos: Aunque no son cuencas en sentido estricto, los acuíferos subterráneos se consideran unidades hidrogeológicas estratégicas dentro de la planificación territorial. Su función como reservas hídricas, reguladores del caudal base y fuentes de abastecimiento los convierte en elementos esenciales del sistema hídrico. En el caso de la CAR, destacan los acuíferos de la Sabana de Bogotá y del Valle del Magdalena-Cundinamarca, particularmente en municipios como Girardot y Ricaurte.

En conjunto, estos niveles jerárquicos permiten una aproximación multiescalar a la gestión del agua, desde la planificación nacional hasta la acción comunitaria, facilitando así la conservación y restauración de los ecosistemas asociados y la garantía del derecho humano al agua en el marco del ordenamiento ambiental del territorio.

2.2.4 La cuenca como un instrumento de ordenación

La cuenca hidrográfica, entendida como una unidad geográfica y funcional que integra los flujos del agua con los componentes físicos, bióticos y sociales de un territorio, constituye un eje fundamental para la planificación ambiental. Esta concepción parte del reconocimiento de la cuenca no solo como un espacio delimitado por criterios hidrológicos, sino como un sistema socioecológico en el que interactúan dinámicas naturales y humanas interdependientes (FAO, 2002; Meierdiercks et al., 2024).

En términos de gestión ambiental, la cuenca ofrece una escala adecuada para diagnosticar y coordinar acciones sobre la disponibilidad, calidad y uso del recurso hídrico, considerando las interacciones entre los usos del suelo, los procesos ecológicos y las demandas sociales. Su estructura jerárquica —desde las vertientes hasta las microcuencas— permite adaptar las estrategias de planificación a distintas escalas territoriales, promoviendo la coherencia entre políticas sectoriales y ambientales.

Esta visión integral ha sido recogida en el marco normativo colombiano, inicialmente con el Decreto Ley 2811 de 1974, que reconoce la cuenca como unidad de planificación ambiental, y posteriormente con el Decreto 1640 de 2012, que establece los lineamientos para la ordenación y manejo de cuencas hidrográficas y acuíferos. Este último otorga carácter obligatorio, permanente y técnico a los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA), definidos como los instrumentos centrales para coordinar la gestión del recurso hídrico a nivel nacional.

Desde esta perspectiva, los POMCA se constituyen en herramientas para integrar información biofísica, social e institucional, y para orientar las decisiones de ordenamiento

del suelo, uso del agua, conservación de ecosistemas estratégicos, adaptación al cambio climático y reducción del riesgo asociado a amenazas naturales. Su formulación debe incorporar la participación activa de los actores del territorio, el conocimiento técnico y local, y una visión prospectiva de sostenibilidad.

La Guía Técnica para la Formulación de los POMCA, publicada por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en 2013 (FAOLEX, 2013), establece una metodología basada en fases diagnóstica, prospectiva y programática. Esta estructura permite identificar conflictos y potencialidades en la cuenca, definir escenarios de intervención y priorizar acciones según criterios ecológicos, sociales y económicos.

El enfoque de cuenca en la planificación territorial de la CAR

En el contexto regional, la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) ha adoptado el enfoque de cuenca como principio rector para la gestión ambiental y territorial. Bajo su jurisdicción se encuentran diez cuencas principales, entre las que destacan las de los ríos Bogotá, Sumapaz, Negro y Alto Suárez. Estas cuencas han sido objeto de procesos de ordenación mediante la formulación e implementación de sus respectivos POMCA.

La CAR define al POMCA como "*el instrumento a través del cual se planifica el uso del suelo, el agua, la flora, la fauna y el manejo de la cuenca, manteniendo el equilibrio entre el aprovechamiento social y económico de dichos recursos*" (CAR, 2018). Esta definición refleja la aplicación operativa de los principios del Decreto 1640 de 2012, en tanto reconoce la cuenca como unidad funcional de planificación y como determinante ambiental de obligatorio cumplimiento en los Planes de Ordenamiento Territorial (POT) municipales (Función Pública, 2012).

El caso del POMCA del río Bogotá, aprobado en 2019, ilustra cómo estos instrumentos permiten estructurar intervenciones integradas que combinan restauración ecológica de riberas, reducción de cargas contaminantes, mejora de los procesos de potabilización y fortalecimiento de la gobernanza del agua. A través de este POMCA se han alcanzado mejoras en la calidad del agua (como la disminución del 15 % en carga orgánica) y se ha promovido la recuperación de funciones ecosistémicas clave en tramos críticos del río.

Además, los POMCA implementados por la CAR han articulado acciones de planificación hídrica con estrategias de conservación de biodiversidad, gestión del riesgo, agricultura sostenible y educación ambiental, lo que ha permitido construir sinergias entre distintas agendas institucionales.

La cuenca como plataforma de integración territorial

Como instrumento de ordenación, la cuenca permite:

a) Vincular el conocimiento técnico con las prácticas comunitarias para definir usos del suelo compatibles con la oferta hídrica y la conservación ecológica.
b) Establecer un marco común para la inversión pública y privada
c) Promover la corresponsabilidad institucional y ciudadana en la gestión del agua.

d) Facilitar la articulación entre instrumentos de planificación como los POT, los planes de desarrollo y los programas sectoriales.

La cuenca hidrográfica, estructurada normativamente mediante los POMCA y operativizada en el caso de la CAR, constituye una herramienta estratégica para integrar la ordenación ambiental del territorio, la sostenibilidad del recurso hídrico y la resiliencia ecosistémica y social en el contexto del cambio global.

2.2.5 La cuenca como un instrumento de interacción entre comunidades

En el marco de la gestión ambiental contemporánea, las cuencas hidrográficas no deben entenderse únicamente como unidades físicas de drenaje, sino como territorios socioecológicos en los que confluyen diversas dinámicas ecológicas, productivas y culturales. Este enfoque reconoce que la cuenca es simultáneamente un espacio natural y humano, en el cual se entretejen las relaciones entre los ecosistemas, los usos del suelo y las prácticas de las comunidades que los habitan (FAO, 2002; Meierdiercks et al., 2024).

El carácter interdependiente de estas relaciones hace de la cuenca un escenario privilegiado para la interacción social, el fortalecimiento del capital comunitario y la construcción colectiva de estrategias para la sostenibilidad del agua y los ecosistemas. Esta visión está sustentada en el principio de que las acciones locales —como la deforestación, el uso intensivo del suelo o el manejo inadecuado de vertimientos— tienen repercusiones a lo largo de toda la red hídrica, afectando procesos clave como la regulación hidrológica, la fertilidad edáfica, la calidad del agua y la estabilidad del hábitat.

Actividades como la agricultura extensiva, la minería, la ganadería y la urbanización transforman profundamente los ecosistemas de cuenca. Cambios como la pérdida de vegetación nativa o la compactación de los suelos reducen la infiltración, incrementan la escorrentía y alteran el ciclo de nutrientes (P, N, K, C), afectando tanto la biodiversidad como la provisión de servicios ecosistémicos. Asimismo, la fragmentación del paisaje y la contaminación disminuyen la calidad y cantidad del recurso hídrico disponible, con impactos directos sobre las comunidades humanas, especialmente las más vulnerables (Cortolima, 2017).

En este contexto, la cuenca se convierte en un espacio colectivo de responsabilidad compartida, donde los distintos actores deben dialogar, concertar y actuar coordinadamente para mantener la funcionalidad ecológica y el bienestar humano. Es aquí donde los instrumentos de planificación como los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA) adquieren un papel central, ya que no solo organizan el uso del suelo y del agua desde criterios técnicos y ecológicos, sino que también fomentan la interacción, la gobernanza participativa y la construcción de acuerdos sociales.

<u>Mecanismos de interacción comunitaria en la gestión de cuencas</u>

En la jurisdicción de la CAR Cundinamarca, la cuenca ha sido consolidada como espacio de encuentro entre distintos sectores sociales e institucionales. A través de los POMCA y del acompañamiento permanente a procesos locales, se han desarrollado diversos mecanismos para fomentar el diálogo, el empoderamiento y la acción concertada. Entre ellos se destacan:

a) Consejos de Cuenca y Comisiones Conjuntas: Los Consejos de Cuenca son instancias de participación formalizadas que agrupan a representantes de comunidades rurales y urbanas, gremios productivos, autoridades locales, entidades ambientales y sectores educativos. Su función principal es facilitar la concertación de estrategias, la priorización de acciones y la evaluación de avances en la gestión de cada cuenca. Las Comisiones Conjuntas, por su parte, coordinan las acciones de distintas autoridades ambientales cuando comparten competencias sobre una misma cuenca (Presidencia de la República, 2012).

b) Manual de consejeros: El “Manual de Consejeros de Cuenca” (MADS, 2014) establece roles, canales de comunicación y metodologías de formación ciudadana, fortaleciendo las capacidades de los actores sociales para participar activamente en la planificación ambiental (MinAmbiente, 2014).

c) Estrategias participativas: La Guía Técnica para la Formulación de los POMCA define una estrategia de participación que incluye talleres deliberativos, procesos de cartografía social, acuerdos intersectoriales y escenarios de diálogo multiactor, garantizando la representatividad y la inclusión en todas las fases del plan (MinAmbiente, 2016).

d) Educación ambiental y fortalecimiento comunitario: En el ámbito regional, la CAR ha implementado el Programa Institucional de Educación Ambiental (PIEA), el cual articula procesos pedagógicos con entidades educativas, organizaciones sociales, juntas de acción comunal y consejos de cuenca. Este programa tiene como objetivo la apropiación territorial, la corresponsabilidad ciudadana y la consolidación de una cultura de cuidado del agua y los ecosistemas.

Figura 8

Encuentro comunitario en la cuenca del Río Negro. Los encuentros comunitarios alrededor del agua son de gran interés para los habitantes de las cuencas hidrográficas.



En la figura 8 se ilustra uno de los múltiples espacios comunitarios promovidos por la CAR, en los cuales el agua es el eje de articulación social. En estos espacios se propician intercambios intergeneracionales, construcción de memoria ambiental y acuerdos para la acción colectiva.

En suma, la cuenca hidrográfica, más allá de su configuración físico-natural, representa un territorio de interacción social, aprendizaje colectivo y corresponsabilidad ambiental. El reconocimiento de la interdependencia entre ecosistemas y comunidades, y el fortalecimiento de las capacidades locales para intervenir en la gestión del territorio, son condiciones indispensables para avanzar hacia un modelo de desarrollo sostenible e inclusivo.

2.2.6 La gestión de la cuenca y la importancia para su conservación (POMCA)

La gestión de cuencas hidrográficas constituye una estrategia fundamental para la conservación ambiental, en tanto articula el conocimiento técnico, la planificación territorial, la restauración ecológica y la gobernanza participativa. Este enfoque parte del reconocimiento de la cuenca como una unidad funcional de planificación, en la que convergen dinámicas biofísicas, sociales y económicas interdependientes. En este contexto, el Plan de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA) se consolida como el principal instrumento normativo y operativo para garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas y del recurso hídrico (Decreto 1640 de 2012; MADS, 2013).

Desde una perspectiva conceptual, el POMCA integra los principios del enfoque ecosistémico con herramientas de análisis territorial multiescalar. Esto permite

diagnosticar las presiones ambientales, establecer zonas prioritarias de conservación, ordenar los usos del suelo y definir escenarios de intervención que consideren tanto la capacidad de carga de los ecosistemas como las necesidades de las comunidades asentadas en la cuenca. Su propósito es restablecer el equilibrio entre el aprovechamiento de los recursos naturales y la protección de los sistemas que los sostienen.

La gestión efectiva de la cuenca inicia con un diagnóstico integral de sus componentes abióticos, bióticos y socioeconómicos. Este proceso se apoya en tecnologías como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), inventarios ambientales participativos y análisis de vulnerabilidad, para identificar problemáticas como la contaminación hídrica, la pérdida de cobertura vegetal, la erosión del suelo o el riesgo de desabastecimiento hídrico (MADS, 2014; CAR, 2021). A partir de este diagnóstico se diseñan estrategias territoriales diferenciadas, incluyendo la zonificación ambiental, la identificación de áreas críticas de recarga hídrica y la delimitación de corredores ecológicos.

Los planes de manejo formulados en el marco del POMCA deben incluir objetivos de conservación verificables, como metas de restauración de cobertura vegetal, indicadores de calidad del agua, niveles de caudal ecológico o extensión de áreas protegidas. Estos objetivos orientan tanto las intervenciones basadas en soluciones naturales —como la reforestación de rondas hídricas o la recuperación de humedales— como en infraestructura gris —plantas de tratamiento, reservorios o sistemas de control de avenidas— (DNP, 2020). La combinación de estas acciones busca incrementar la resiliencia socioecológica de las cuencas frente a fenómenos como las sequías, las inundaciones o el cambio climático.

Un componente indispensable de la gestión de cuencas es el sistema de monitoreo ambiental, que permite evaluar el cumplimiento de las metas del plan y ajustar las intervenciones con base en resultados verificables. En este sentido, la CAR ha implementado el Observatorio Hidrológico Regional, una plataforma digital que consolida datos sobre caudales, calidad del agua y dinámica sedimentaria, y los pone a disposición de autoridades y ciudadanía para facilitar la toma de decisiones basadas en evidencia (CAR, 2019).

La gobernanza de la cuenca requiere de espacios institucionalizados de participación como los Consejos de Cuenca, conformados por representantes de administraciones municipales, organizaciones comunitarias, usuarios del agua, academia y sector privado. Estos espacios colegiados permiten validar técnicamente los proyectos, facilitar la resolución de conflictos, y fortalecer la corresponsabilidad en la implementación del POMCA (Decreto 1640 de 2012; MADS, 2014). Asimismo, es fundamental garantizar un esquema de financiamiento sostenible, mediante convenios interinstitucionales, fondos ambientales, tasas por uso del agua y mecanismos de compensación, como los pagos por servicios ecosistémicos (FAO, 2012).

Desde el punto de vista ecológico, una gestión adecuada de la cuenca contribuye a la conservación de la biodiversidad, al mantener hábitats conectados, reducir la fragmentación del paisaje y mejorar las condiciones para la movilidad de especies nativas

y migratorias (IDEAM, 2021). Además, asegura la provisión y calidad del agua para diversos usos, al regular las fuentes de contaminación, preservar la cobertura vegetal y estabilizar el caudal base en épocas secas (Externado de Colombia, 2019).

Finalmente, la gestión de cuenca debe concebirse como un proceso dinámico y adaptativo, que se retroalimenta de los resultados del monitoreo, las lecciones aprendidas en el territorio y la incorporación de innovaciones tecnológicas. La actualización periódica del POMCA debe responder a cambios en las condiciones ambientales, sociales o institucionales, y asegurar la mejora continua de las estrategias de conservación y manejo (MADS, 2014).

El enfoque de gestión de cuenca permite transitar de una visión sectorial de la gestión del agua hacia una visión sistémica, territorial e incluyente, donde la conservación de los ecosistemas y el bienestar humano son objetivos convergentes.

2.2.7 La restauración ecológica de cuencas hidrográficas

La restauración ecológica de cuencas hidrográficas debe concebirse como un proceso territorial integral que abarca todos los ecosistemas presentes en la cuenca —terrestres, acuáticos y de transición— y no únicamente los ecosistemas de agua dulce. Esta visión responde a la naturaleza sistémica de la cuenca como unidad de planificación ecológica, donde los diferentes componentes bióticos, abióticos y socioeconómicos interactúan de manera interdependiente para sostener los flujos de agua, energía, nutrientes y biodiversidad.

Los ecosistemas de agua dulce, que incluyen ríos, lagos, humedales y acuíferos, aunque representan menos del 2 % de la superficie terrestre, albergan aproximadamente el 12 % de todas las especies conocidas, incluyendo más de 140,000 especies no microbianas y el 50 % de las especies de peces en el mundo (FAO, 2023). Estos ecosistemas son esenciales no solo desde el punto de vista ecológico, sino también económico y social, al proveer servicios como el abastecimiento de agua, la pesca, la recreación, la regulación del clima y la mitigación de inundaciones.

Sin embargo, su estado de conservación se encuentra gravemente comprometido debido a la presión de actividades humanas como la sobreexplotación de recursos, la contaminación, la deforestación, la expansión urbana, la modificación de los flujos hídricos y la fragmentación de hábitats. Estas presiones no solo afectan los cuerpos de agua directamente, sino también los ecosistemas terrestres asociados, como los bosques de cabecera, las zonas de recarga, los suelos agrícolas y los sistemas productivos de montaña, los cuales son determinantes para el régimen hidrológico de toda la cuenca.

En este contexto, la restauración ecológica de las cuencas implica intervenir simultáneamente en diversos niveles: restaurar coberturas vegetales, mejorar la calidad del suelo, reconectar fragmentos de hábitats, reducir la contaminación difusa, y restablecer dinámicas ecológicas interrumpidas. De acuerdo con el Objetivo 2 del Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal (GBF), la meta global es restaurar al menos

el 30 % de los ecosistemas degradados —terrestres, acuáticos continentales, marinos y costeros— para el año 2030. Esta meta subraya la necesidad de una aproximación holística a la restauración, basada en escalas de paisaje y enfoque ecosistémico.

Los ecosistemas de agua dulce requieren una atención particular debido a su alta vulnerabilidad: las poblaciones de vertebrados de agua dulce han disminuido en un 85 % desde 1970, y entre el 21 % y el 87 % de los humedales se han perdido en los últimos 300 años. A nivel mundial, solo el 56 % de los cuerpos de agua monitoreados presentan buena calidad ambiental (FAO, 2023). En términos económicos, la restauración de humedales puede generar beneficios estimados en USD 3,100 millones anuales, además de contribuir significativamente a la mitigación del cambio climático mediante la captura y almacenamiento de carbono.

La restauración de cuencas debe incorporar medidas como:

- La eliminación de barreras artificiales que interrumpen la conectividad ecológica e hidrológica.
- La reforestación de zonas de recarga, nacimientos y franjas riparias con especies nativas.
- El control de sedimentos, nutrientes y contaminantes en las zonas de agricultura intensiva o ganadería extensiva.
- El manejo de zonas de transición, como humedales interiores, que actúan como esponjas naturales durante las crecidas.

Estas acciones deben desarrollarse bajo un enfoque de cuenca, es decir, reconociendo que cualquier intervención local tiene repercusiones aguas arriba y aguas abajo. Por tanto, es necesario articular actores, conocimientos y escalas para garantizar una restauración que tenga efectos sistémicos y sostenibles.

El carácter dinámico e interdependiente de los ecosistemas acuáticos y terrestres exige una restauración que tome en cuenta atributos ecológicos claves como el régimen hidrológico natural, la calidad del agua, la complejidad del hábitat, la conectividad longitudinal y lateral, y la composición biológica. En este sentido, la restauración de cuenca difiere notablemente de las estrategias aplicadas exclusivamente en ecosistemas terrestres o marinos, ya que requiere integrar procesos hidrológicos y ecológicos de manera simultánea.

En Colombia, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible ha promovido herramientas conceptuales y metodológicas como la Guía de Criterios para el Acotamiento de las Rondas Hídricas (MADS, 2018), que orienta la restauración de las franjas ribereñas, fundamentales para:

a) Conectar fragmentos de hábitat y permitir el tránsito de fauna.
b) Regulares condiciones microclimáticas y la estabilidad de las orillas.
c) Actuar como filtro de sedimentos y nutrientes, reduciendo el riesgo de eutrofización.
d) Disminuir la velocidad de escorrentía superficial durante lluvias intensas.

e) Mejorar la resiliencia hídrica frente al cambio climático.

En paralelo, los bosques riparios actúan como una interfase vital entre los ecosistemas terrestres y acuáticos. Al ralentizar los flujos de agua y retener sedimentos, controlan la carga contaminante y mitigan procesos de erosión, al tiempo que generan condiciones de hábitat estables para especies acuáticas y semiacuáticas (Buckhouse & Elmore, 1993; Prosser et al., 1999).

Un componente indispensable en los procesos de restauración es el monitoreo, el cual debe estructurarse en tres niveles:

- Monitoreo de implementación, que verifica las acciones realizadas (número de árboles plantados, metros lineales de cerca instalados, barreras removidas).
- Monitoreo de efectividad, que evalúa los resultados ecológicos intermedios (mejora en calidad del agua, recuperación de cobertura, retorno de especies).
- Monitoreo de impacto, que mide el restablecimiento de procesos ecológicos como la conectividad, la infiltración o los flujos de nutrientes.

El uso de tecnologías de observación terrestre y datos geoespaciales (sensores remotos, imágenes satelitales, drones) es fundamental para evaluar los cambios en cobertura, temperatura superficial, patrones de escorrentía y calidad del hábitat. Estas herramientas permiten abarcar grandes extensiones de terreno con alta resolución y costos optimizados.

Se recomienda desarrollar indicadores simples, sensibles y costo-efectivos, tales como:

- Conectividad de la red fluvial.
- Índices de vegetación (NDVI).
- Porcentaje de cobertura boscosa en zonas críticas.
- Parámetros fisicoquímicos del agua.
- Composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos.

La integración de datos locales con tecnologías globales permite una evaluación robusta, complementada por mecanismos de participación comunitaria, esenciales para generar apropiación y corresponsabilidad en los procesos de restauración.

A pesar de los avances metodológicos, la restauración de cuencas enfrenta desafíos como:

a) La falta de herramientas estandarizadas para priorizar áreas y actividades.
b) La débil articulación entre escalas territoriales y administrativas (desfase entre límites políticos y ecológicos).
c) La escasa disponibilidad de recursos técnicos y financieros para el seguimiento a largo plazo.
d) La necesidad de armonizar criterios científicos, normativos y comunitarios.

Superar estos desafíos requiere fortalecer la colaboración entre actores locales, nacionales e internacionales, y consolidar estándares de restauración que reconozcan la diversidad de contextos y la integralidad del enfoque de cuenca. Solo así será posible avanzar hacia una restauración verdaderamente eficaz, equitativa y sustentable.

En suma, la restauración ecológica de cuencas hidrográficas debe entenderse como una estrategia central para la conservación de la biodiversidad, la seguridad hídrica y la resiliencia territorial. No se trata solo de “restaurar un río” o “sembrar árboles”, sino de reconfigurar las relaciones entre ecosistemas, flujos ecológicos y actores sociales en un territorio compartido.

2.2.8 Estudios de casos sobre restauración ecológica de cuencas hidrográficas

La síntesis de la experiencia global demuestra que la restauración de cuencas debe concebirse siempre como un proceso integrado, multiescalar y participativo, que articule diagnósticos precisos, zonificación de prioridades, intervenciones técnicas específicas y monitoreo adaptativo. A continuación, se presentan tres enfoques paradigmáticos que abordan la cuenca como un sistema integral y plantean planes completos de restauración ecológica.

- **Watershed Condition Framework (USDA Forest Service)**

El Watershed Condition Framework (WCF), diseñado por el Servicio Forestal de los Estados Unidos, constituye un modelo de restauración de cuencas que combina evaluación técnica, priorización estratégica y gestión adaptativa. Se enfoca principalmente en cuencas dentro de terrenos públicos como bosques y pastizales nacionales. El WCF estructura su diagnóstico mediante doce indicadores agrupados en cuatro categorías: condición del suelo y la vegetación, hidrología, condiciones del hábitat acuático y presión antrópica (U.S. Forest Service, 2007). A partir de estas métricas, cada cuenca es clasificada en uno de tres estados: función óptima, función limitada o función derivada.

Cuando una cuenca es clasificada como de "función limitada", se elabora un Watershed Restoration Action Plan (WRAP), que funciona como hoja de ruta para su recuperación. Este plan integra un diagnóstico detallado basado en datos de campo, modelos espaciales y participación comunitaria. Posteriormente, se establecen objetivos claros y medibles, como la reducción de la carga de sedimentos, la mejora de la conectividad fluvial o la restauración de hábitats acuáticos degradados. Entre las intervenciones comunes se incluyen: revegetación con especies nativas, rediseño de caminos forestales para reducir escorrentía, eliminación de barreras a la migración de peces y estabilización de cauces.

Uno de los pilares del WCF es el monitoreo adaptativo. Las acciones implementadas se revisan periódicamente a partir de los mismos indicadores del diagnóstico inicial. Este enfoque permite evaluar los avances, hacer ajustes oportunos y replicar prácticas

efectivas en otras cuencas. El marco promueve la creación de comités interinstitucionales que aseguren la colaboración entre agencias estatales, tribales, comunitarias y federales, generando así una gobernanza compartida y eficaz (U.S. Forest Service, 2007).

- **The New Generation of Watershed Management Programmes and Projects (FAO, 2006)**

La FAO, en su publicación The New Generation of Watershed Management Programmes and Projects 2006, presenta un modelo que busca superar los enfoques sectoriales tradicionales mediante la integración de objetivos ecológicos, económicos y sociales. El documento, producto de una revisión global de más de 20 estudios de caso, establece un marco de cinco fases interdependientes: organización social, diagnóstico participativo, planificación zonificada, implementación técnica y monitoreo adaptativo (Food and Agriculture Organization, 2006).

El proceso inicia con la formación de comités de cuenca que incluyen representantes de comunidades locales, ONGs, gobiernos locales y usuarios de agua. Esta estructura busca garantizar la legitimidad social de las decisiones. El diagnóstico de la cuenca incluye tanto componentes biofísicos (uso del suelo, erosión, calidad del agua) como sociales (modos de uso, conflictos, percepciones locales). La zonificación, una fase clave, permite priorizar subcuencas para conservación estricta, restauración activa o uso sostenible, de acuerdo con niveles de degradación y presión humana.

Las acciones técnicas propuestas son variadas y adaptables al contexto local: desde zanjas de infiltración y terrazas vivas para controlar la erosión en laderas, hasta humedales construidos para mejorar la calidad del agua. La FAO enfatiza también el fortalecimiento institucional mediante incentivos económicos (por ejemplo, pagos por servicios ecosistémicos) y la articulación de estos programas con planes de ordenamiento territorial y políticas de desarrollo rural. Finalmente, el monitoreo combina indicadores biofísicos con percepción social y se apoya en herramientas como imágenes satelitales y sistemas de información geográfica, permitiendo hacer seguimiento a gran escala (Food and Agriculture Organization, 2006).

- **Synthesizing U.S. River Restoration Efforts (Bernhardt et al., 2005)**

En su estudio Synthesizing U.S. River Restoration Efforts, Bernhardt y colegas analizan una base de datos con más de 37.000 proyectos de restauración de ríos en Estados Unidos, con el objetivo de identificar patrones, vacíos y lecciones aprendidas (Bernhardt et al., 2005). El análisis revela que la mayoría de los proyectos se enfocan en intervenciones locales como estabilización de orillas, plantación de vegetación o remoción de barreras, pero carecen de una visión sistémica a escala de cuenca.

La principal crítica de los autores radica en que estos esfuerzos no restauran procesos clave como la dinámica sedimentaria, la conectividad longitudinal y lateral, o la variabilidad del régimen hidrológico. Por ello, proponen un enfoque holístico centrado en tres principios: (1) definición de objetivos ecológicos explícitos (por ejemplo, restablecer la frecuencia natural de inundaciones), (2) diseño de intervenciones basadas en procesos

(integrando hidrología, geomorfología y ecología), y (3) monitoreo con indicadores funcionales que permitan evaluar la trayectoria de recuperación del sistema.

Además, el estudio destaca la necesidad de mejorar la rendición de cuentas mediante registros públicos, estandarización de metodologías y financiamiento sostenido. A pesar de las limitaciones observadas, el trabajo de Bernhardt et al. ha sido fundamental para impulsar una transición hacia planes de restauración más estratégicos, orientados a procesos y concebidos desde la escala de cuenca (Bernhardt et al., 2005).

2.2.9 Proyectos de restauración en la jurisdicción de la CAR asociados a las cuencas.

En el contexto de la gestión ecosistémica y la planificación territorial por cuencas hidrográficas, la restauración ecológica ha sido consolidada como una estrategia clave por parte de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Esta restauración se articula no solo con el objetivo de recuperar funciones ecológicas degradadas, sino también con el propósito de fortalecer la seguridad hídrica, mejorar la resiliencia territorial y promover la participación comunitaria como parte de los procesos de gobernanza del agua.

De acuerdo con la información institucional publicada por la CAR, los proyectos de restauración ecológica se han orientado principalmente hacia ecosistemas estratégicos, especialmente aquellos asociados a cuerpos de agua superficiales, zonas de recarga hídrica y corredores ecológicos que estructuran la funcionalidad hidrológica de las cuencas bajo su jurisdicción. Estas acciones responden a un enfoque multiescalar, en el que confluyen intervenciones locales (por ejemplo, en microcuencas y nacimientos), junto con iniciativas regionales que integran soluciones basadas en la naturaleza (SbN) para abordar problemáticas complejas como la contaminación, la fragmentación del hábitat o la pérdida de conectividad ecosistémica.

Las principales líneas de acción de restauración desarrolladas por la CAR y vinculadas a las cuencas hidrográficas incluyen:

a) Restauración y recuperación de ecosistemas de humedal: Más de 100 humedales han sido objeto de intervención mediante la implementación de planes de manejo ambiental que articulan acciones de conservación, recuperación funcional y vinculación con la estructura ecológica regional. De estos, 15 humedales cuentan actualmente con planes de manejo en fase activa de recuperación. Esta línea de acción reconoce el papel fundamental de los humedales en la regulación hidrológica, el almacenamiento de carbono y la provisión de hábitats para fauna asociada a sistemas acuáticos.

b) Soluciones basadas en la naturaleza para la restauración del río Bogotá: Esta estrategia se ha consolidado como una de las apuestas más relevantes de la Corporación, integrando la recuperación de franjas riparias, la estabilización de

orillas, la mejora de la calidad del agua mediante biofiltros naturales, y la creación de zonas de amortiguamiento con cobertura vegetal nativa. Estas intervenciones permiten avanzar hacia una restauración integral del río Bogotá, compatible con los lineamientos del POMCA y los objetivos de desarrollo territorial.

c) Restauración ecológica participativa con organizaciones comunitarias: Un total de 40 organizaciones comunitarias han sido vinculadas a procesos de restauración ecológica dentro del territorio CAR. Esta línea refuerza la dimensión social de la restauración, mediante esquemas de coejecución, transferencia de conocimiento local y fortalecimiento de capacidades en temas como monitoreo ambiental, producción de material vegetal y seguimiento de indicadores ecológicos.

d) Restauración de microcuencas y nacimientos de agua: La intervención de zonas de abastecimiento hídrico local se ha materializado mediante el aislamiento de nacimientos, la reforestación con especies nativas, la recuperación de suelos degradados y la regulación de prácticas productivas en las franjas de captación. Estas acciones se alinean con los objetivos de protección del caudal base, reducción de la sedimentación y restauración de la infiltración en zonas de alta pendiente.

e) Protección de ecosistemas estratégicos y zonas de recarga hídrica: La CAR ha priorizado áreas como páramos, bosques altoandinos y zonas de ladera con alto valor hidrológico para procesos de restauración y conservación activa. En estas zonas se desarrollan estrategias mixtas de restauración pasiva (exclusión de presiones) y restauración activa (plantaciones, control de especies invasoras), con énfasis en la conectividad funcional entre coberturas.

f) Promoción de la gobernanza del agua y participación comunitaria: A través de mecanismos como los Consejos de Cuenca, los comités técnicos interinstitucionales y las escuelas de formación ambiental, la Corporación promueve la apropiación social de los procesos de restauración y la corresponsabilidad en la conservación de las cuencas. La gobernanza territorial basada en el agua se reconoce como una dimensión transversal para garantizar la sostenibilidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos.

Estas líneas de acción no se desarrollan de manera aislada, sino como parte de un enfoque integral que entiende la cuenca hidrográfica como unidad ecológica y socioinstitucional. En consecuencia, cada proyecto de restauración dentro del territorio CAR busca no solo restablecer la estructura y función de los ecosistemas, sino también contribuir al equilibrio entre conservación ambiental, uso productivo y cohesión territorial.

La experiencia acumulada por la CAR en restauración de cuencas representa un ejemplo de implementación territorial efectiva de los principios de la restauración ecológica. Su

consolidación como eje estratégico dependerá del fortalecimiento continuo de las capacidades institucionales, la disponibilidad de financiamiento sostenible y el mantenimiento de un diálogo fluido entre comunidades, actores gubernamentales y sector privado.

Referencias

Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2021). *Subzona hidrográfica del río Bogotá* [Informe]. Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. https://www.anla.gov.co/documentos/biblioteca/07-01-2021-anla-rarsh-rio-bogota.pdf

Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G. M., Lake, P. S., ... Sudduth, E. (2005). Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science, 308*(5722), 636–637. https://doi.org/10.1126/science.1109769

Buckhouse, J. C., & Elmore, W. (1993). *Riparian management: A perspective for the 1990s*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

CAR & Cortolima. (2023). *Resolución conjunta de aprobación del POMCA del río Sumapaz* [Resolución]. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca y Cortolima.

CAR. (2018). *Plan de acción institucional 2018–2019*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.

CAR. (2019). *Informe de gestión 2019*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.

CAR. (2019). *Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca del río Bogotá: Diagnóstico, prospectiva y formulación* (Vol. I) [Informe]. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. https://www.car.gov.co/uploads/files/5ac24aeabc81c.pdf

CAR. (2021). *Cuencas y subcuencas a escala 1:25.000 en la jurisdicción CAR*.

CAR. (2021). *Política institucional de restauración ecológica*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.

Centro Nacional de Tecnología Agropecuaria y Forestal – FAO (CENTA-FAO). (1999). *Manual del capacitador: Manejo integrado de la fertilidad del suelo en zonas de ladera* [Manual]. FAO.

Corantioquia. (2018). *Consejo de Cuenca: Reglamento y funcionamiento* [Informe]. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia.

Cornare Oriente Antioqueño. (2016). *Informe final de aprestamiento: Estrategias de participación y construcción de tejido social* [Informe]. Corporación Autónoma Regional.

Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). (2018). *Planes de ordenación y manejo de cuencas hidrológicas para las cuencas de los ríos Bogotá, Sumapaz y subzonas del río Negro*.

Decreto 1640 de 2012. (2012). *Por el cual se reglamentan los instrumentos para la planificación, ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas y acuíferos* [Decreto No. 49 182]. Diario Oficial de Colombia.

Decreto Ley 2811 de 1974. (1974). *Por la cual se expide el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente* [Decreto]. Diario Oficial de Colombia.

Duarte Alarcón, A. (2015). *Caracterización biofísica de la cuenca pedagógica de Yesera* [Tesis de grado, Universidad Autónoma Juan Misael Saracho].

Duarte Alarcón, C. A. (2015). *Servicios ecosistémicos: una herramienta para la gestión ambiental*. Universidad de La Salle.

Externado de Colombia. (2018). *Los planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas: Antecedentes y principios* [Informe]. Universidad Externado de Colombia.

FAO. (2002). *Evaluación de tierras y planificación del uso del suelo*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

FAO. (2002). *Conjunto de herramientas para la gestión forestal sostenible: Módulo manejo de cuencas hidrográficas* [Manual]. FAO.

FAO. (2006). *The new generation of watershed management programmes and projects* [Informe]. FAO.

FAOLEX. (2013). *Resolución No. 1.907: Guía técnica para la formulación de los planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas* [Resolución]. FAOLEX.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2023). *Enabling consistent reporting and monitoring for freshwater (inland waters) restoration under Target 2 of the Kunming–Montreal Global Biodiversity Framework* [Informe]. FAO.

Función Pública. (2012). *Decreto 1640 de 2012* [Decreto]. Agencia Nacional de Contratación Pública.

Función Pública. (2012). *Manual para la gestión ambiental en las entidades del Estado*. Departamento Administrativo de la Función Pública.

GWP Perú. (2013). ¿Qué es cuenca hidrológica? Global Water Partnership Perú. https://www.gwp.org/es/por-que-cuenca/

IDEAM. (2021). *Boletín de monitoreo de la restauración ecológica en Colombia*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IDEAM. (s. f.). *Observatorio hidrológico y del clima*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

IDER Cundinamarca. (2023). *Zonificación de amenaza por inundaciones: Cuenca del río Bogotá* [Informe]. Instituto de Desarrollo Urbano de Cundinamarca.

Meierdiercks, M., Pérez, J., & Sánchez, L. (2024). *[Título no disponible]*. [Institución no especificada].

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2013). *Guía técnica para la formulación de los planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas* [Guía]. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2014). *Guía técnica para la formulación de los planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas* [Guía]. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2013). *Política nacional para la gestión integral del recurso hídrico*. MinAmbiente.

Observatorio Regional Ambiental – ORARBO. (2018). *Guía técnica para la formulación de los POMCAS* [Guía]. Bucaramanga, Colombia.

Prosser, I. P., Rutherfurd, I. D., Olley, J. M., Young, W. J., Wallbrink, P. J., & Moran, C. J. (1999). Large-scale patterns of erosion and sediment transport in river networks, with examples from Australia. *Marine and Freshwater Research, 52*(1), 81–99. https://doi.org/10.1071/MF00041

SciELO Cuba. (2021). *La restauración ecológica en cuencas hidrográficas*. https://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30432021000200007

SciELO Cuba. (2021). Sistematización de información científica sobre cuencas. *Revista Cubana de Recursos Hídricos, 5*(3), 112–128.

U.S. Forest Service. (2007). *Watershed Condition Framework: Executive summary (FS-978)* [Resumen]. USDA Forest Service.

Universidad Externado de Colombia. (2019). *Los planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas: antecedentes y principios*. Universidad Externado de Colombia.

2.3 Bioma

2.3.1 El concepto de bioma

El concepto de **bioma** ha sido relevante en la ecología y la biogeografía desde sus inicios. Se utiliza para describir grandes unidades ecológicas que comparten condiciones ambientales similares y presentan formaciones vegetales con estructuras comparables. Fue introducido por **Frederick Clements** en 1916 como un equivalente de "comunidad biótica" a gran escala. Desde entonces, el término ha evolucionado para referirse a entidades ecológicas complejas, funcionales y de múltiples escalas, que resultan fundamentales para comprender el funcionamiento de la biosfera (Clements, 1917; Mucina, 2019).

Un bioma puede definirse como una gran unidad ecológica con una fisonomía vegetal dominante, determinada principalmente por el macroclima, pero también influenciada por factores edáficos, topográficos e históricos (figura 6). Esta definición no se basa en la composición específica de especies, sino en los rasgos funcionales convergentes de las comunidades biológicas que lo integran (Moncrieff, Bond & Higgins, 2016). **La utilidad del concepto radica en su capacidad para generalizar patrones ecológicos y proyectarlos espacial y temporalmente**, lo que ha sido fundamental en la modelación del cambio climático y la planificación de estrategias de conservación y restauración (Keith et al., 2020; Franklin et al., 2022).

Autores como Heinrich Walter y Leslie Holdridge contribuyeron al desarrollo de esquemas jerárquicos que distinguen entre zonobiomas (determinados por el clima), subzonobiomas (influenciados por variaciones locales) y biomas azonales, definidos por factores como el suelo, el agua o la altitud (Walter & Box, 1976; Holdridge, 1947). Esta perspectiva reconoce la existencia de ecotonos o zonas de transición, y resalta que las fronteras entre biomas no son lineales, sino graduales y dinámicas.

Sin embargo, investigaciones recientes han cuestionado los enfoques deterministas que suponen una correspondencia directa entre clima y vegetación. Se ha demostrado que la distribución de los biomas no siempre responde, de manera uniforme, a condiciones ambientales similares, y que existen múltiples estados estables posibles bajo un mismo conjunto de factores climáticos (Hirota et al., 2011; Higgins et al., 2016). Asimismo, los legados evolutivos y las trayectorias históricas de los ecosistemas juegan un papel determinante en su configuración actual, lo que obliga a adoptar enfoques más complejos e integradores.

El concepto contemporáneo de bioma incorpora entonces no solo aspectos estructurales y climáticos, sino también procesos funcionales, ecológicos y evolutivos. Un bioma puede entenderse como una red de comunidades bióticas ensambladas a lo largo del tiempo, sometidas a perturbaciones y procesos de retroalimentación, y cuya dinámica puede ser

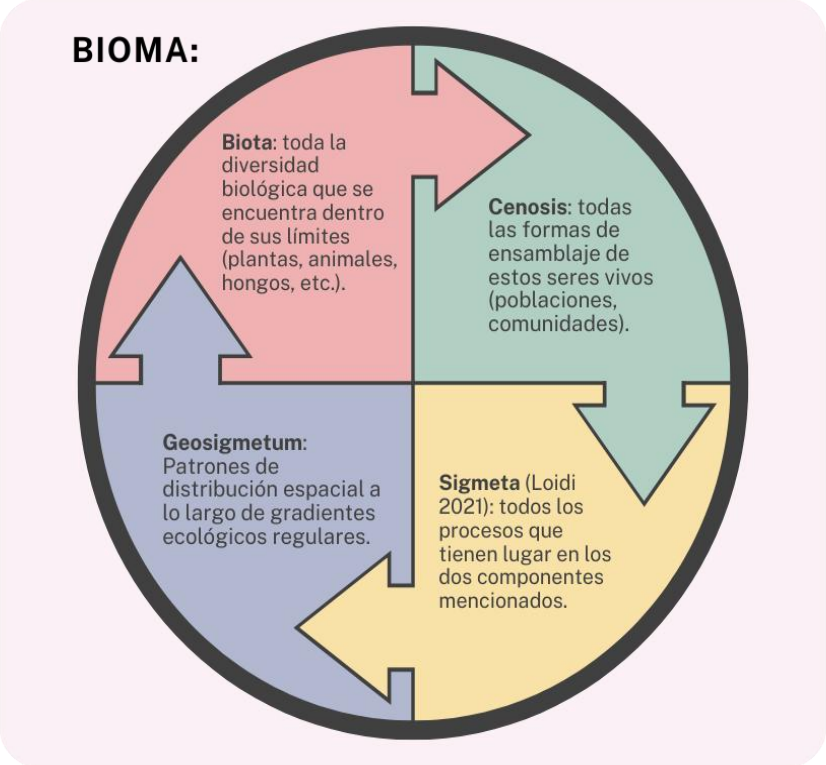
modelada a partir del análisis de rasgos funcionales, flujos de energía y ciclos biogeoquímicos (Lavorel & Garnier, 2002; Díaz et al., 2016).

Además, los biomas se reconocen como unidades operativas en el marco de la política ambiental y la restauración ecológica. Su utilización como referencia espacial permite una planificación diferenciada, basada en las características ecológicas de cada región, lo que resulta clave para la implementación de estrategias de restauración, compensación ambiental y ordenamiento territorial (Crouzeilles et al., 2019; Guerra et al., 2020).

Así que, **un bioma es una unidad ecológica y evolutiva compleja, multiescalar y dinámica, cuyos límites y propiedades emergen de la interacción entre factores abióticos, biológicos e históricos.** Su definición moderna trasciende la visión clásica basada exclusivamente en el clima, y se consolida como un concepto integrador para el análisis, la gestión y la proyección de los sistemas ecológicos en un planeta cambiante (Figura 9).

Figura 9

Componentes de un Bioma. Todos los elementos biológicos en todos los niveles jerárquicos inferiores de organización, desde genes hasta ecosistemas. Fuente: (Lavorel & Garnier, 2002; Díaz et al., 2016).



2.3.2 Tipos de biomas

La clasificación de los biomas ha sido un proceso dinámico en la historia de la ecología, condicionado por los avances en la comprensión de los factores que determinan la distribución de la vida en la Tierra (Figura 10). Tradicionalmente, los biomas se han definido como grandes unidades ecológicas caracterizadas por una vegetación dominante, estructurada por el clima y otros factores ambientales a escala continental o global. No obstante, los desarrollos teóricos y metodológicos recientes han dado lugar a clasificaciones más complejas, que reconocen tanto su heterogeneidad interna como su multifactorialidad (Mucina, 2019; Loidi, Navarro-Sánchez & Vynokurov, 2022).

Una de las clasificaciones más influyentes es la propuesta por Heinrich Walter, quien introdujo el concepto de zonobioma, definido principalmente por las condiciones climáticas regionales —precipitación, temperatura y estacionalidad—, con subdivisiones en subzonobiomas que reflejan variaciones internas significativas dentro de los grandes cinturones climáticos. A su vez, Walter propuso el reconocimiento de biomas azonales, donde otros factores, como el suelo, la hidrología o la altitud, ejercen un mayor control que el clima, originando categorías como pedobiomas, helobiomas, orobiomas y pelobiomas (Walter & Box, 1976; Mucina, 2018).

En este marco jerárquico, los zonobiomas constituyen los biomas principales, distribuidos en nueve zonas climáticas que abarcan desde los desiertos cálidos hasta las tundras frías. Estas grandes unidades comprenden a su vez subzonobiomas, que representan condiciones intermedias o de transición, como los bosques tropicales secos o los semidesiertos. Finalmente, en un nivel inferior, se ubican los biomas continentales o regionales, definidos por su contexto geográfico y florístico particular, como por ejemplo la selva amazónica, el bosque mediterráneo o la sabana africana (Loidi et al., 2022).

Además, se reconocen zonas de transición ecológica entre biomas, denominadas ecotonos o zonoecotonos, en las cuales la vegetación presenta características intermedias o compartidas. Estos espacios tienen gran relevancia ecológica por su alta diversidad funcional y su sensibilidad al cambio climático, siendo considerados verdaderos laboratorios naturales de dinámica ecosistémica (Payette et al., 2001; Hoffmann et al., 2012).

La clasificación contemporánea también ha incorporado herramientas como la teledetección satelital, los modelos de vegetación dinámica (DGVMs) y las bases de datos de rasgos funcionales de plantas (PFT), lo que ha permitido redefinir los biomas en términos estructurales y funcionales, más allá de la simple delimitación climática (Woodward et al., 2004; Díaz et al., 2016). Esta aproximación funcional reconoce que diferentes biomas pueden compartir características similares en cuanto a procesos ecosistémicos, como la eficiencia del uso del agua, la productividad primaria neta o las respuestas al fuego y las perturbaciones.

En síntesis, los biomas pueden clasificarse según distintos criterios, entre los cuales destacan:

- Criterio climático: base de los zonobiomas y subzonobiomas (Holdridge, 1947; Walter, 1973).
- Criterio edáfico o hidrológico: en pedobiomas, helobiomas, pelobiomas, etc.
- Criterio altitudinal: en orobiomas o biomas montanos.
- Criterio funcional: basado en síndromes de rasgos ecológicos compartidos.
- Criterio geográfico/evolutivo: biomas regionales con composición florística propia.

Esta multiplicidad de enfoques permite entender los biomas no como categorías estáticas o cerradas, sino como entidades dinámicas, heterogéneas y multiescalares, cuya clasificación debe responder a los objetivos de análisis, ya sea ecológico, funcional, evolutivo o aplicado. Reconocer esta diversidad de tipos y escalas de biomas es crucial para abordar los retos contemporáneos en conservación, restauración ecológica y planificación ambiental en un contexto de acelerado cambio global (Figura 11).

Figura 10

Esquema modificado de clasificación de biomas terrestres zonales y azonales en escalas espaciales desde subcontinentales hasta globales; basado en el esquema original de Walter & Box (1976).

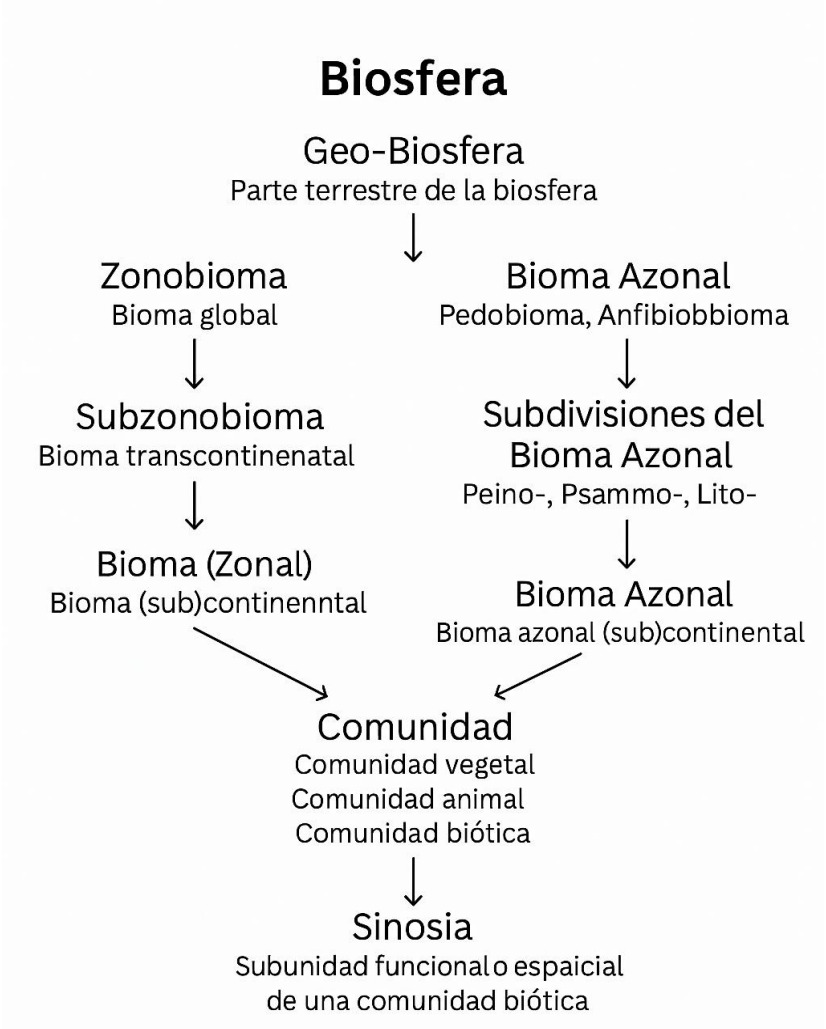
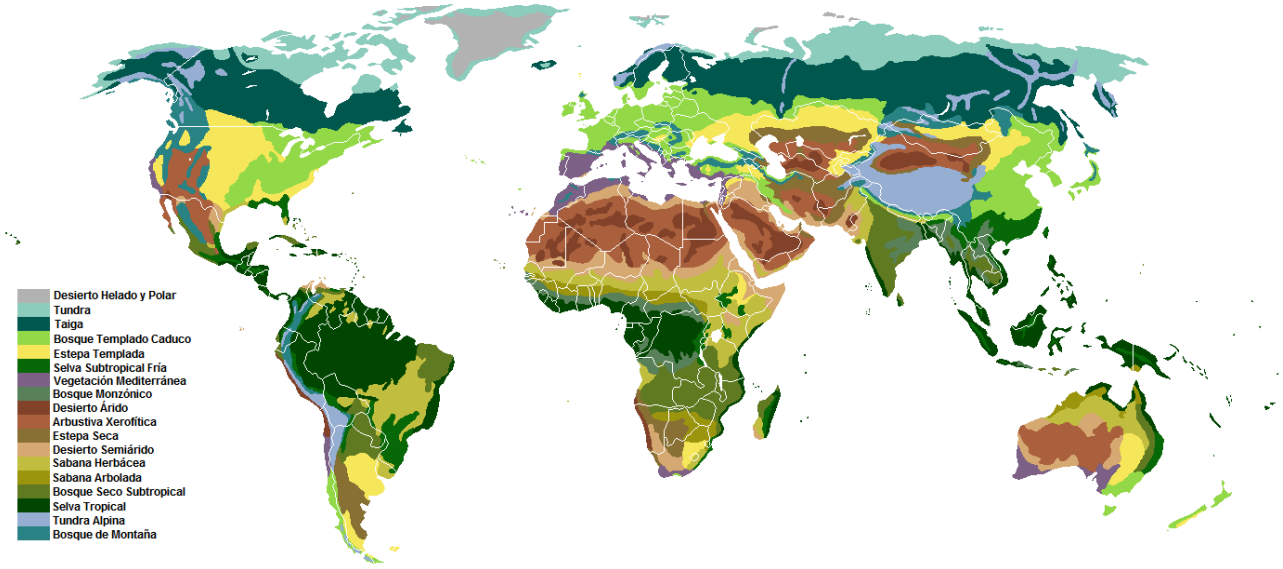


Figura 11

Biomas del planeta. Adaptado de Biomes, por NASA Earth Observatory, s.f. (https://earthobservatory.nasa.gov/biome). © NASA.



2.3.3 Estado actual de los biomas en Colombia

Colombia es reconocida como uno de los países megadiversos del planeta, condición que se explica no solo por su ubicación en la zona ecuatorial, sino también por su compleja configuración geográfica, marcada por la presencia de tres cordilleras andinas, dos océanos y una diversidad de pisos térmicos que generan una gran heterogeneidad ambiental. Esta configuración propicia la existencia de múltiples biomas que varían desde selvas húmedas tropicales y sabanas, hasta ecosistemas altoandinos como los páramos, pasando por biomas secos, costeros, montañosos y estacionalmente inundables (Etter et al., 2010; Rodríguez et al., 2012) (Tabla 1).

De acuerdo con la clasificación propuesta por el IDEAM y compilada por Galeano (2016), en Colombia se reconocen al menos 15 tipos de biomas, agrupados en categorías funcionales como zonobiomas, orobiomas, helobiomas, litobiomas, halobiomas y peinobiomas. Estos reflejan no solo diferencias climáticas, sino también edáficas, topográficas e hídricas que condicionan la estructura y funcionalidad de la vegetación a escala regional (IDEAM et al., 2007; Tabla S3).

El zonobioma húmedo tropical de la Amazonia-Orinoquia, por ejemplo, representa la mayor extensión de bioma en el país y alberga amplias áreas de selva tropical con alta biodiversidad, aunque enfrenta crecientes amenazas de deforestación por expansión agropecuaria y minería. En contraste, el zonobioma seco tropical del Caribe es uno de los más transformados, con vegetación adaptada a la sequía y fuerte presión antrópica, siendo actualmente uno de los biomas más degradados del país (Pizano & García, 2014).

Asimismo, biomas de alta montaña como los orobiomas del medio y bajo Andes, y los orobiomas de La Macarena y del Baudó-Darién, albergan una vegetación que varía desde el bosque subandino hasta el bosque andino, con una alta proporción de especies endémicas y servicios ecosistémicos clave como la regulación hídrica y el control de erosión. No obstante, estos biomas enfrentan fragmentación severa por la expansión urbana, la agricultura intensiva y el desarrollo de infraestructura (Armenteras et al., 2013).

El ecosistema de páramo, aunque no categorizado explícitamente (tabla 1), corresponde ecológicamente al piso más alto de los orobiomas andinos y constituye un ecosistema estratégico, altamente sensible al cambio climático y a las actividades extractivas. Más del 50 % de su extensión en Colombia está protegida legalmente, pero su integridad ecológica sigue comprometida por el avance de la frontera agropecuaria y los conflictos por el uso del suelo (Báez et al., 2015).

Otros biomas particularmente frágiles son los helobiomas, que incluyen zonas periódicamente inundables, como los helobiomas del Pacífico-Atrato y de la Amazonia-Orinoquia, ricos en diversidad acuática y claves para la conectividad hídrica y la productividad primaria. A su vez, los halobiomas costeros, como el del Pacífico, albergan ecosistemas como manglares y lagunas costeras, esenciales para la protección costera y el mantenimiento de pesquerías artesanales.

A nivel institucional, Colombia ha avanzado en la consolidación de herramientas para la clasificación, seguimiento y planificación de sus biomas, entre ellas el Mapa Nacional de Ecosistemas, el Inventario Forestal Nacional y sistemas de monitoreo satelital. Sin embargo, persisten vacíos importantes en el conocimiento y la gestión de biomas menos estudiados, como los litobiomas del escudo Guayanés y los peinobiomas de sabanas amazónico-orinoquenses, donde las acciones de conservación y restauración aún son escasas (IDEAM et al., 2017).

El estado actual de los biomas colombianos es altamente desigual: mientras algunos conservan buena parte de su estructura y funcionalidad, otros se encuentran en condición crítica. Esta situación demanda un enfoque territorial diferencial, basado en la caracterización precisa de los biomas y orientado hacia la conservación, restauración ecológica y adaptación al cambio climático. El fortalecimiento del monitoreo ecológico, la ampliación de áreas protegidas, el ordenamiento del uso del suelo y la integración de los biomas en las políticas públicas son pasos necesarios para garantizar la resiliencia ecológica del país en el contexto de las transformaciones socioambientales actuales.

Tabla 1

Biomas más representativos en área presentes en Colombia (según IDEAM et al., 2007 y Galeano, 2016).

Bioma	Definición
Zonobioma húmedo tropical de la Amazonia – Orinoquia	Es el bioma de mayor extensión en Colombia. Incluye toda la región amazónica y el sur de la Orinoquia.
Zonobioma húmedo tropical del Pacífico-Atrato	Segundo en extensión. Ocupa gran parte de las zonas bajas al oeste de la Cordillera Occidental, constituyendo el Chocó Biogeográfico.
Zonobioma húmedo tropical del Magdalena-Caribe	Localizado en la Llanura del Caribe. Vegetación dominada por pastos (38%), bosques (31%), vegetación secundaria y áreas agrícolas.
Peinobioma de la Amazonia – Orinoquia	Sabanas de la Orinoquia-Amazonia, ubicadas dentro de la cuenca del río Orinoco.
Orobioma bajo de los Andes	Zonas de baja montaña o subandinas a lo largo de las cordilleras, usualmente entre 500 y 1800 m de altitud.
Orobioma medio de los Andes	Vegetación de zonas montañosas entre 1800 y 2800 m de elevación, correspondiente al bosque andino.
Orobioma de La Macarena	Zonas montañosas de la Serranía de La Macarena, entre 500 y 2620 m de altitud, que incluyen bosques subandinos y andinos.
Orobioma del Baudó-Darién	Zonas de bajo relieve con vegetación de selva subandina asociadas al río Baudó y las selvas del Darién.

Bioma	Definición
Zonobioma seco tropical del Caribe	Predomina en la Llanura del Caribe. Vegetación adaptada a la sequía, con especies espinosas y caducifolias.
Zonobioma alterno hígrico/subxerofítico del Cauca	Vegetación del valle del río Cauca, cubierta por pastos (33%), cultivos (48%) y vegetación secundaria.
Zonobioma alterno hígrico/subxerofítico del Alto Magdalena	Vegetación influenciada por el Alto río Magdalena: pastos (46%), cultivos (31%) y vegetación secundaria (17%), en climas cálido-secos y templado-secos.
Helobioma Amazonia – Orinoquia	Áreas frecuentemente inundables con un gradiente sucesional que va desde la vegetación acuática en las orillas hasta los bosques de llanuras de inundación.
Helobioma Pacífico-Atrato	Áreas inundables por aguas dulces cubiertas por vegetación en el Pacífico colombiano, en las zonas de influencia de los ríos Atrato, San Juan, Patía y Mira.
Halobioma del Pacífico	Localizado en áreas costeras a lo largo de la Costa Pacífica. Su cobertura está constituida por bosques naturales (73%), vegetación secundaria (12%) y lagunas costeras (8%).
Litobioma de la Amazonia – Orinoquia	Vegetación asociada a formaciones rocosas y de arenas blancas, representando afloramientos del escudo Guayanés.

2.3.4 El Concepto de bioma y su utilidad en el marco de la política pública

El concepto de bioma ha adquirido una relevancia creciente en la formulación, implementación y evaluación de políticas públicas ambientales. Su utilidad radica en que

permite estructurar el territorio nacional en grandes unidades ecológicas, facilitando el diseño de estrategias diferenciales para la conservación, restauración ecológica y uso sostenible de los recursos naturales. En este contexto, los biomas operan como unidades de planificación ecológica que integran variables climáticas, edáficas, funcionales y evolutivas, lo cual es fundamental para enfrentar los retos que plantea el cambio global (Keith et al., 2020; Mucina, 2019).

La incorporación del concepto de bioma en el ámbito político-administrativo ofrece múltiples ventajas. Primero, permite reconocer que no todos los territorios responden de igual manera a las mismas intervenciones ecológicas. Por tanto, una política ambiental basada en biomas puede generar respuestas más eficientes y pertinentes, adaptadas a la estructura ecológica y los servicios ecosistémicos dominantes en cada unidad (Rodríguez et al., 2011). Segundo, facilita la identificación de prioridades de conservación y restauración ecológica, dado que algunos biomas presentan mayor degradación ecológica, menor representación en áreas protegidas o mayores niveles de amenaza antrópica.

Desde el punto de vista de la restauración ecológica, los biomas proporcionan un marco funcional para determinar metas, técnicas y escalas de intervención. Por ejemplo, la elección de especies nativas, el diseño del mosaico de hábitats o los indicadores de éxito deben responder a las características específicas del bioma en el que se actúa (Crouzeilles et al., 2019). A su vez, en la planificación territorial, el concepto de bioma puede articularse con instrumentos como los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas (POMCA), los Esquemas de Ordenamiento Territorial (EOT) y las estrategias de compensación ambiental, permitiendo un enfoque ecosistémico y multiescalar.

La utilidad del bioma en política pública también se manifiesta en su capacidad para apoyar la asignación eficiente de recursos. Al identificar biomas en donde es necesario realizar diferentes intervenciones, se puede optimizar el impacto de las inversiones públicas y privadas (Hunter et al., 2021). Asimismo, el concepto ha sido clave en el cumplimiento de compromisos internacionales, como el Convenio sobre la Diversidad Biológica, la Agenda 2030 o el Reto de Bonn, ya que permite reportar avances con base en unidades ecológicas globalmente reconocidas.

Sin embargo, para que el uso del concepto de bioma en la política pública sea efectivo, debe evitarse una aplicación rígida o estática. Como han demostrado estudios recientes, los biomas no son entidades inmutables; pueden presentar múltiples estados estables, responder de manera no lineal a perturbaciones y estar influenciados por legados históricos y procesos de ensamblaje ecológico (Moncrieff et al., 2016; Loidi et al., 2022). Por ello, las políticas deben incorporar enfoques flexibles, basados en evidencia científica actualizada, que reconozcan la dinámica y complejidad de los sistemas ecológicos.

En síntesis, el concepto de bioma constituye una herramienta clave para articular las acciones socioecológicas con la gestión ambiental. Su incorporación en la política pública permite una planificación territorial más informada, una restauración ecológica más efectiva y una asignación de recursos más estratégica. En el caso de Colombia, avanzar en la institucionalización de los biomas como unidades de gestión ecológica es esencial

para lograr una transición hacia un modelo de desarrollo sostenible, resiliente y territorialmente diferenciado.

2.3.5 El uso del concepto de bioma y su utilidad en el marco de la Restauración Ecológica.

El concepto de bioma ha demostrado ser una herramienta clave para orientar y estructurar procesos de restauración ecológica en contextos diversos y a múltiples escalas. Su utilidad radica en su capacidad para integrar elementos funcionales, estructurales, climáticos y evolutivos del paisaje, proporcionando un marco para diagnosticar el estado ecológico de un territorio, establecer metas realistas de recuperación y definir estrategias de intervención diferenciadas (Guerra et al., 2020; Crouzeilles et al., 2019).

En restauración ecológica, el bioma opera como unidad de referencia ecológica para identificar los estados base deseables o potenciales de un ecosistema, reconociendo que estos no siempre corresponden con condiciones prístinas, sino con configuraciones funcionales viables bajo las condiciones actuales del paisaje (Figura 12). Esta perspectiva permite superar enfoques reduccionistas centrados exclusivamente en la reforestación o el número de especies, y avanzar hacia estrategias basadas en funciones ecosistémicas, resiliencia ecológica y servicios ecosistémicos (Chazdon et al., 2021).

Uno de los principales aportes del concepto de bioma en la restauración es la diferenciación ecológica espacial. Dado que cada bioma presenta condiciones edafoclimáticas, regímenes de perturbación, dinámicas de ensamblaje y niveles de biodiversidad específicos, las técnicas de restauración deben adaptarse al contexto ecológico en el que se implementan (Rodríguez et al., 2011; Suding et al., 2015).

Figura 12

Fotografía que muestra el orobioma de páramo altoandino y los caminos rurales para transportar los insumos agrícolas y las cosechas. Foto JI Barrera-Cataño



Asimismo, el concepto de **bioma** permite vincular los procesos de restauración ecológica con objetivos de escala regional y nacional. En países megadiversos como Colombia, donde coexisten múltiples biomas y se registran altos niveles de transformación ecológica, utilizarlos como unidades de planeación facilita la priorización de áreas críticas, la identificación de vacíos en conservación y restauración, y la alineación de las intervenciones con metas de política pública. Entre estas metas se destacan los compromisos asumidos en el marco del **Reto de Bonn**, el **Acuerdo de París** y la **Estrategia Nacional de Restauración Ecológica 2022–2026**, definida por el actual gobierno nacional (Minambiente, 2024).

El uso del concepto de bioma también es clave en el monitoreo y la evaluación del éxito de los procesos de restauración ecológica. La selección de indicadores debe considerar los atributos funcionales dominantes del bioma (como la estructura de la vegetación, la productividad primaria, la conectividad ecológica o la estabilidad frente a perturbaciones), y no solo los aspectos florísticos. Además, el enfoque de bioma facilita el uso de áreas de referencia, comparables ecológicamente, para establecer líneas base e interpretar resultados (Chazdon, 2008; Rey-Benayas et al., 2009).

En términos operativos, el uso del concepto de bioma mejora la planificación a largo plazo y la coherencia entre actores. Permite definir metas compartidas entre instituciones ambientales, gobiernos locales, comunidades y sector privado, especialmente cuando se integran en instrumentos como planes de restauración ecológica territoriales, compensaciones ambientales y esquemas de pagos por servicios ecosistémicos. Su carácter integrador favorece además la articulación entre la restauración ecológica y otras

agendas como la adaptación basada en biomas, la conectividad ecológica y el ordenamiento del territorio (Brancalion & Holl, 2020).

No obstante, para que el concepto de bioma aporte efectivamente a la restauración, debe ser aplicado con una visión dinámica y actualizada. La existencia de múltiples estados estables, el legado de uso del suelo y el cambio climático implican que los biomas actuales pueden no coincidir plenamente con los biomas potenciales. Por tanto, se requiere una planificación adaptativa, basada en escenarios, que reconozca la variabilidad ecológica y los límites del retorno a condiciones históricas (Hobbs et al., 2009).

El concepto de bioma proporciona una base ecológica robusta para diseñar, implementar y evaluar procesos de restauración adaptados a la diversidad y complejidad de los ecosistemas. Su uso permite priorizar intervenciones, aumentar la efectividad ecológica y social de la restauración y alinear las acciones locales con metas de conservación y desarrollo sostenible a nivel nacional e internacional.

2.3.6 Biomas en el territorio CAR

El territorio bajo jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) abarca una porción ambientalmente estratégica del centro del país, que incluye el altiplano cundiboyacense, así como zonas de piedemonte, valles interandinos y áreas de transición hacia otras regiones biogeográficas. Esta región presenta una alta diversidad ecológica, determinada por su altitud, variabilidad climática, conectividad hídrica y gradientes altitudinales que van desde los 250 hasta más de 4.000 msnm. Esta complejidad ambiental se refleja en la presencia de múltiples biomas representativos de la región andina y sus zonas de transición, conformando un mosaico ecológico de gran heterogeneidad funcional y biogeográfica (Figura 13).

Los principales biomas presentes en el territorio CAR se encuentran asociados a grandes cuencas como la del río Bogotá, y fragmentos de sabana interandina. Estos biomas cumplen funciones ecológicas críticas, entre ellas la regulación hídrica, la captura de carbono, la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para más de 11 millones de habitantes del área de influencia directa e indirecta de la CAR.

Figura 13

Imágenes que evidencian la fisonomía de algunos de los biomas del territorio CAR: a) Orobioma de páramo altoandino, b) Orobioma azonal subandino Tolima Grande, c) orobioma subandino cordillera oriental del Magdalena Medio. Fotos JI Barrera-Cataño



El Orobioma Subandino de la Cordillera Oriental, vinculado al zonobioma húmedo tropical, se posiciona como el de mayor cobertura, con más de 229.000 hectáreas, equivalente al 12,3 % del área evaluada. Le sigue el Orobioma Andino-Altoandino de la misma cordillera, con 171.911 hectáreas (9,2 %), presente de manera destacada en las cuencas de los ríos Bogotá y Alto Suárez.

El bioma azonal altoandino, característico por sus condiciones edáficas y climáticas particulares, ocupa aproximadamente 143.000 hectáreas (7,7 %), mientras que los biomas de páramo altoandino, fundamentales para la regulación hídrica, suman cerca de 74.000 hectáreas (4 %). Finalmente, los zonobiomas alternohígricos tropicales, típicos de ambientes más secos o alternantemente húmedos, abarcan más de 94.000 hectáreas, representando alrededor del 5 % del territorio.

Esta distribución revela no sólo la riqueza ecológica del territorio, sino también la necesidad de ajustar las estrategias de manejo y restauración de acuerdo con la proporcionalidad y sensibilidad de cada bioma. Aquellos con mayor extensión deben conservarse como ejes estructurantes del sistema regional, mientras que los más fragmentados y amenazados requieren intervenciones urgentes y focalizadas.

Se evidencia una clara dominancia de biomas andinos y subandinos, lo cual está estrechamente relacionado con la geografía montañosa y el gradiente altitudinal del territorio. Esto implica una alta responsabilidad en la conservación de ecosistemas de montaña, especialmente por su papel en la regulación hídrica. La existencia de biomas con características azonal (es decir, no determinadas exclusivamente por clima sino por factores como la hidromorfía o el tipo de suelo) resalta la complejidad ecológica del territorio y la necesidad de enfoques flexibles que integren criterios ecológicos, sociales y funcionales en la gestión ambiental.

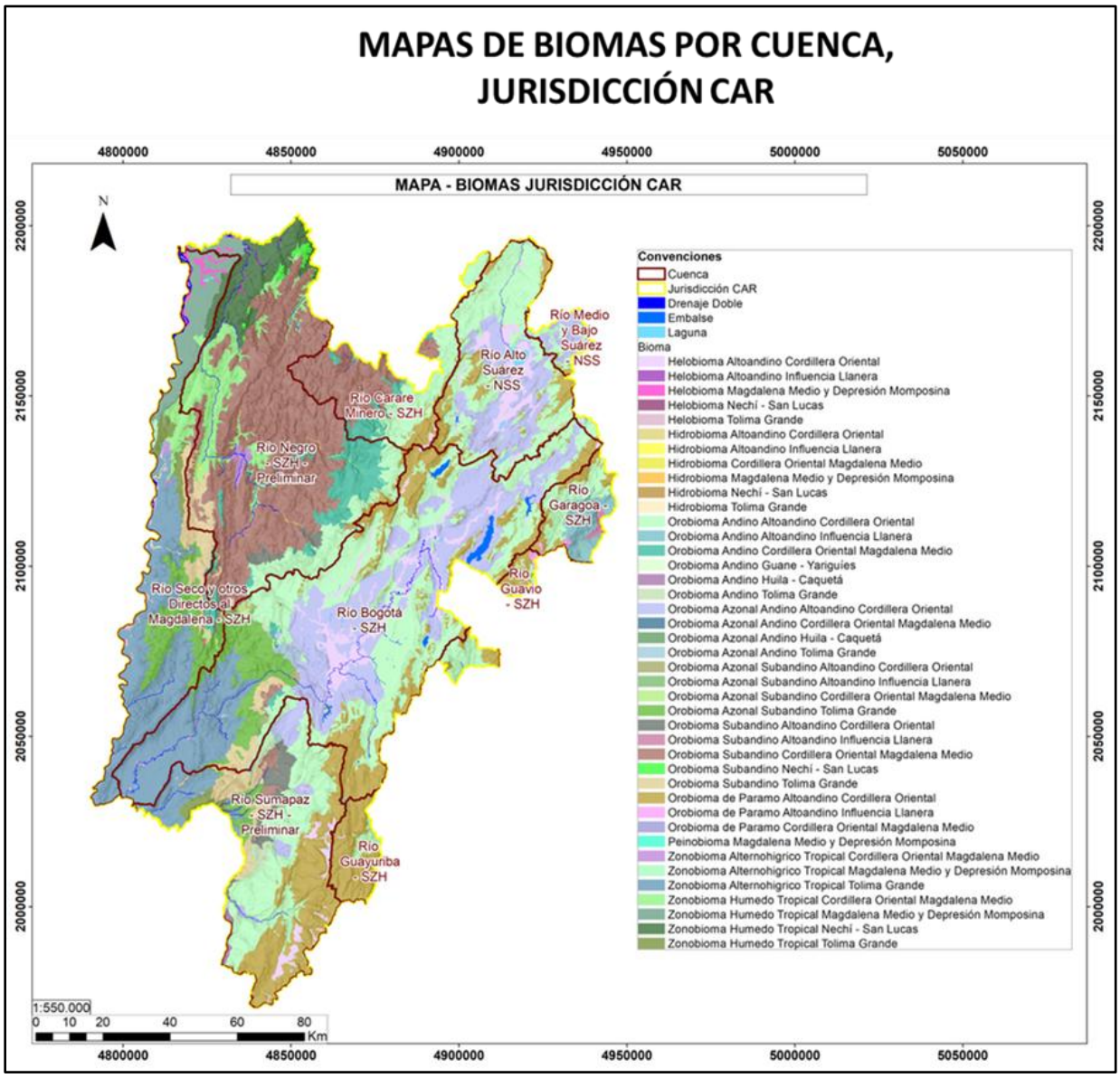
En suma, la caracterización biogeográfica del territorio CAR permite avanzar hacia una planificación ambiental más informada, diferenciada y adaptativa, alineada con las metas de conservación de la biodiversidad, la sostenibilidad hídrica y la resiliencia climática del territorio.

A nivel institucional, la CAR ha incorporado el enfoque de biomas en sus estrategias de planificación ambiental, a través de herramientas como el Plan de Gestión Ambiental Regional (PGAR), los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas (POMCA), y los proyectos de restauración ecológica basados en unidades funcionales del paisaje. Esta orientación ha permitido reconocer que las intervenciones deben responder a las especificidades ecológicas y sociales de cada bioma, avanzando hacia una gestión ambiental más eficiente y adaptativa.

El territorio CAR alberga una muestra representativa de los biomas andinos y subandinos de Colombia, los cuales enfrentan presiones crecientes derivadas de actividades antrópicas, cambio climático y fragmentación (Figura 14). Utilizar el concepto de bioma como unidad de análisis y gestión permite diseñar estrategias diferenciadas, priorizar acciones de conservación y restauración, y fomentar una articulación territorial entre ciencia, política pública y participación comunitaria.

Figura 14

Biomas más representativos en el territorio CAR. (CAR, 2024).



La tabla 2 presenta los biomas más representativos en el territorio CAR, organizados de mayor a menor área y proporción. Se destacan principalmente los orobiomas asociados al Zonobioma Húmedo Tropical de la Cordillera Oriental y los Zonobiomas Alternohígricos Tropicales del Tolima Grande, los cuales representan la mayor extensión y diversidad altitudinal en la región. Esta información es clave para priorizar acciones de manejo, conservación y restauración ecológica dentro de los planes de ordenamiento y planificación ambiental de la CAR.

Tabla 2

Biomas representativos del territorio CAR, organizados por área y proporción. (CAR, 2024).

Gran Bioma	Bioma IAVH	Área (ha)	Proporción (%)
Orobioma del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma Subandino Cordillera Oriental Magdalena Medio	229.70	12,30
Orobioma del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma Andino-Altoandino Cordillera Oriental	171.91	9,21
Orobioma Azonal del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma Azonal Andino-Altoandino Cordillera Oriental	143.38	7,68
Zonobioma Alternohígrico Tropical	Zonobioma Alternohígrico Tropical Tolima Grande	94.21	5,05
Orobioma del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma Andino-Altoandino Cordillera Oriental	84.17	4,51
Orobioma del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma Andino-Altoandino Cordillera Oriental	80.06	4,29
Zonobioma Alternohígrico Tropical	Zonobioma Alternohígrico Tropical Tolima Grande	77.54	4,15
Orobioma del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma de Páramo Altoandino Cordillera Oriental	74.16	3,97
Orobioma del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma de Páramo Altoandino Cordillera Oriental	72.47	3,88
Orobioma Azonal del Zonobioma Húmedo Tropical	Orobioma Azonal Andino-Altoandino Cordillera Oriental	47.12	2,52

Referencias:

Armenteras, D., Rodríguez, N., & Retana, J. (2013). Landscape dynamics in northwestern Amazonia: An assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PLOS ONE, 8*(1), e54310. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054310

Báez, S., Cuesta, F., & Peralvo, M. (2015). High Andean ecosystems and biodiversity conservation in the face of climate change. In S. K. Herzog et al. (Eds.), *Climate change and biodiversity in the Tropical Andes* (pp. 57–74). Inter-American Institute for Global Change Research.

Brancalion, P. H. S., & Holl, K. D. (2020). Guidance for successful tree planting initiatives. *Journal of Applied Ecology, 57*(12), 2349–2361. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13768

CAR. (2024). *Biomas representativos del territorio CAR*. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca.

Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science, 320*(5882), 1458–1460. https://doi.org/10.1126/science.1155365

Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., & Lamb, D. (2021). The potential for natural regeneration to restore tropical forests. *Environmental Research Letters, 16*(11), 115003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3f91

Clements, F. E. (1917). *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington.

Crouzeilles, R., et al. (2019). A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. *Global Change Biology, 25*(4), 1136–1148. https://doi.org/10.1111/gcb.14591

Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H. C., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., … Westoby, M. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature, 529*(7585), 167–171. https://doi.org/10.1038/nature16489

Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D., & Possingham, H. (2010). Global patterns of forest fragmentation and the management of protected area networks. *Ecological Applications, 20*(3), 687–703. https://doi.org/10.1890/08-1465.1

Franklin, J. F., Lindenmayer, D. B., MacMahon, J. A., McKee, A., Magnuson, J., Perry, D. A., ... & Foster, D. (2022). Ecological science and forest policy: Lessons from history. *BioScience, 72*(1), 44–53. https://doi.org/10.1093/biosci/biab108

Galeano, G. (2016). *Biomas de Colombia: Una aproximación a su clasificación ecológica*. IDEAM – Universidad Nacional de Colombia.

Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., … Garcia, L. C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management, 458*, 117802. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802

Higgins, S. I., Buitenwerf, R., & Moncrieff, G. R. (2016). Defining functional biomes and monitoring their change globally. *Global Change Biology, 22*(11), 3583–3593. https://doi.org/10.1111/gcb.13367

Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H., & Scheffer, M. (2011). Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science, 334*(6053), 232–235. https://doi.org/10.1126/science.1210657

Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution, 24*(11), 599–605. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012

Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C. R., Lau, O. L., ... & Franco, A. C. (2012). Ecological thresholds at the savanna–forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters, 15*(7), 759–768. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x

Holdridge, L. R. (1947). Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science, 105*(2727), 367–368. https://doi.org/10.1126/science.105.2727.367

Hunter, J. T., Franklin, S. B., Luxton, S., & Loidi, J. (2021). Terrestrial biomes: A conceptual review. *Vegetation Classification and Survey, 2*, 73–85. https://doi.org/10.3897/VCS/2021/60006

IDEAM, PNUD, MADS, DNP & Chancellery. (2017). *Estudio Nacional del Agua 2018*. Bogotá: IDEAM.

IDEAM et al. (2007). *Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Bogotá: IDEAM.

Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., Bishop, M. J., Polidoro, B. A., Ramirez-Luque, A., … Kingsford, R. T. (2020). A function-based typology for Earth's ecosystems. *Nature, 577*(7792), 74–78. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1806-7

Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology, 16*(5), 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Loidi, J., Navarro-Sánchez, G., & Vynokurov, D. (2022). Climatic definitions of the world's terrestrial biomes. *Vegetation Classification and Survey, 3*, 231–271. https://doi.org/10.3897/VCS.78700

Minambiente. (2021). *Estrategia Nacional de Restauración Ecológica 2021–2030*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia.

Moncrieff, G. R., Bond, W. J., & Higgins, S. I. (2016). Revising the biome concept for understanding and predicting global change impacts. *Journal of Biogeography, 43*(5), 863–873. https://doi.org/10.1111/jbi.12662

Mucina, L. (2019). Biome: Evolution of a crucial ecological and biogeographical concept. *New Phytologist, 222*(1), 97–114. https://doi.org/10.1111/nph.15609

NASA Earth Observatory. (s.f.). Biomes. NASA. https://earthobservatory.nasa.gov/biome

Payette, S., Fortin, M. J., & Gamache, I. (2001). The subarctic forest–tundra: The structure of a biome in a changing climate. *BioScience, 51*(9), 709–718. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0709:TSFTTS]2.0.CO;2

Pizano, C., & García, H. (Eds.). (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Rey-Benayas, J. M., 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. https://doi.org/10.1126/science.1172460

Rodríguez, J. P., et al. (2012). Global biodiversity conservation priorities. *Science, 313*(5783), 58–61. https://doi.org/10.1126/science.1127609

Rodríguez, J. P., Beard, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S. J., Agard, J., … Peterson, G. D. (2011). Ecosystem-based adaptation: A key strategy for addressing climate change. *Nature Conservation, 5*(1), 27–36. https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.10564

Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution, 19*(1), 46–53. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005

Walter, H., & Box, E. O. (1976). *Global classification of natural terrestrial ecosystems*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

Woodward, F. I., Lomas, M. R., & Kelly, C. K. (2004). Global climate and the distribution of plant biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 359*(1450), 1465–1476. https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1525

2.4 Paisaje

2.4.1 El concepto

El concepto de paisaje ha sido abordado desde diversas perspectivas, especialmente en el campo de la ecología del paisaje. Zonneveld (1984) fue uno de los primeros en definirlo en términos ecológicos. Para este autor, el paisaje corresponde a una porción identificable de la superficie terrestre, originada y mantenida por las interacciones entre los seres vivos y el medio físico.

Poco después, Forman y Godron (1986) ampliaron esta visión al describir el paisaje como un área heterogénea conformada por un conjunto de ecosistemas que interactúan entre sí y se repiten de forma regular en el espacio. Posteriormente, Forman (2008) refinó esta definición y propuso entender el paisaje como un conjunto de unidades o ecosistemas internamente homogéneos, distribuidos a escala regional y sometidos a procesos funcionales comunes.

En el marco de la propuesta de Noss (1990) sobre la biodiversidad, el paisaje se reconoce como uno de los niveles jerárquicos que la componen, junto con los niveles de ecosistema, comunidad, población y genes. Esta visión resalta su importancia como unidad ecológica de organización superior (Figura 15).

Figura 15

Paisajes visibles del territorio CAR. a) cuenca del río seco, b) cuenca del río Negro



El paisaje se caracteriza por tres atributos fundamentales. El primero es la composición, que corresponde a los tipos de ecosistemas o unidades que lo conforman. El segundo es la estructura, entendida como la disposición espacial de dichas unidades. El tercero es la función, que abarca los procesos ecológicos que permiten la persistencia del sistema, tales como la polinización, la dispersión de especies o la formación de suelo.

2.4.2 Tipos de Paisaje

Los tipos de paisaje se entienden como unidades espaciales diferenciadas por sus características ecológicas, geomorfológicas y por el nivel de intervención antrópica que presentan (Etter, 1991; Zerbe, 2022a). Su clasificación permite comprender los patrones y procesos ecológicos en distintos contextos espaciales y temporales.

Forman y Godron (1986) identifican cinco grandes tipos de paisaje, con base en el grado de transformación humana:

1) Paisajes silvestres, donde el impacto de las actividades humanas resulta mínimo o indirecto. Este tipo incluye ecosistemas conservados como selvas tropicales o desiertos.

2) Paisajes manejados, caracterizados por la intervención humana en la extracción de recursos, pero donde las especies nativas predominan. Ejemplos incluyen áreas con cacería controlada, extracción de productos forestales no maderables o recolección selectiva de madera.
3) Paisajes cultivados, donde las actividades agropecuarias dominan y las especies nativas han sido reemplazadas en su mayoría.

4) Paisajes suburbanos, formados por un mosaico de usos que incluyen zonas residenciales, cultivos, vegetación seminatural manejada y remanentes de vegetación natural.
5) Paisajes urbanos, dominados por infraestructura y edificaciones, con una baja presencia de elementos naturales.

En el contexto colombiano, el sistema Corine Land Cover adaptado por el IDEAM (2010) ofrece una herramienta fundamental para la clasificación de paisajes. Este sistema organiza las coberturas del suelo en clases jerárquicas y homogéneas, con base en su composición y uso. A partir de esta metodología, se propone una tipología de paisaje nacional sustentada en criterios biofísicos y de transformación antrópica (Figura 16).

La propuesta contempla cinco categorías principales:

a. Territorios Artificializados
b. Territorios Agrícolas
c. Bosques y Áreas Seminaturales
d. Áreas Húmedas
e. Superficies de Agua

Esta clasificación combina aspectos estructurales y funcionales, y resulta clave para el análisis de la conectividad ecológica, la planificación territorial y la priorización de acciones de conservación y restauración. En un país como Colombia, con alta diversidad biológica y una fuerte presión sobre los ecosistemas, este enfoque permite una gestión más eficaz del territorio.

Figura 16

Paisajes característicos del territorio CAR. Una buena parte del territorio se encuentra en la categoría de artificializados. Fotografías: JI Barrera-Cataño



2.4.3 Atributos del Paisaje

Los atributos del paisaje corresponden a características medibles que permiten describir su estructura, composición y funcionalidad ecológica. Estos atributos resultan esenciales para interpretar de qué manera la organización espacial del territorio influye en los procesos ecosistémicos. Constituyen, además, la base para el análisis cuantitativo del paisaje mediante el uso de herramientas como los sistemas de información geográfica (SIG), los sensores remotos y diversas métricas espaciales.

De acuerdo con With (2019), se reconocen tres atributos principales del paisaje: la composición, la estructura y la función. A partir de estos componentes generales, se derivan atributos más específicos que permiten escalas de análisis más detalladas. Uno de los atributos fundamentales es la composición, que se refiere a los distintos tipos de cobertura del suelo o ecosistemas presentes en un territorio. Ejemplos de estas coberturas incluyen bosques densos, bosques abiertos, matorrales, cuerpos de agua, áreas agrícolas y zonas urbanas. Este atributo ofrece una visión general sobre la diversidad de elementos que conforman un paisaje.

Otro atributo relevante es la configuración, que abarca aspectos como la forma, el tamaño, la disposición espacial y el grado de aislamiento de los parches o unidades del paisaje. La configuración tiene implicaciones directas sobre el movimiento de especies y la propagación de procesos ecológicos, por lo que representa un factor clave en el análisis de dinámicas territoriales. En estrecha relación con este atributo se encuentra la conectividad, entendida como la capacidad del paisaje para facilitar o restringir el movimiento de organismos y flujos ecológicos. Esta puede abordarse desde una perspectiva estructural, al observar la relación espacial entre hábitats, o desde una perspectiva funcional, considerando la respuesta efectiva de las especies frente a esa configuración espacial (Figura 17).

Otro aspecto para considerar es la heterogeneidad del paisaje, que representa el grado de diversidad ecológica y espacial presente. Una mayor heterogeneidad suele estar asociada con una mayor resiliencia frente a perturbaciones, ya que proporciona una variedad de hábitats y microambientes que pueden sostener múltiples especies y procesos simultáneamente.

La evaluación de estos atributos permite identificar áreas prioritarias para la conservación, modelar procesos como la dispersión de semillas, el flujo hídrico o la conectividad ecológica, y diseñar estrategias de intervención como corredores biológicos o mosaicos funcionales. Existen herramientas especializadas para estos fines, entre las que se destacan FRAGSTATS, Marxan, Conefor y plataformas SIG avanzadas como ArcGIS y el entorno estadístico R. Estas herramientas permiten una aproximación cuantitativa y espacialmente explícita al análisis del paisaje, lo cual resulta esencial para la toma de decisiones en procesos de planificación territorial, conservación y restauración ecológica.

Figura 17

Paisaje del Parque Forestal Embalse del Neusa. a) La fotografía superior muestra ecosistemas en buen estado de conservación y transformados con presencia especies exóticas, b) la fotografía inferior muestra en la parte superior el bosque bien conservado, la parte media un matorral con especies nativas y la parte inferior el suelo desnudo. Fotografía superior: Ecodes Ingeniería, fotografía inferior: JI Barrera-Cataño.



2.4.4 Procesos Ecológicos en los Paisajes

Los procesos ecológicos en los paisajes se definen como las dinámicas biogeofísicas que regulan el flujo de organismos, energía, materia e información entre los diferentes componentes del territorio. Estos procesos sustentan la autorregulación, la resiliencia y

la evolución de los ecosistemas, y dependen de forma crítica de la organización espacial del paisaje. La manera en que se distribuyen los elementos en el territorio influye directamente en la intensidad, frecuencia y dirección de estos flujos, lo que convierte a la estructura del paisaje en un factor clave para su funcionamiento ecológico (Turner & Gardner, 2015).

Figura 18

Especies de aves que contribuyen a diferentes procesos en los ecosistemas. a) guacharaca (Ortalis ruficauda): se alimenta de frutos y semillas principalmente, b) barranquero (Momotus momota): tiene una dieta omnívora, come insectos y semillas, c) gallinazo (Coragys atratus): especie carroñera, se alimenta de principalmente de animales muertos. Fotografías: JI Barrera-Cataño



Entre los procesos más relevantes se encuentra el ciclo del agua, que incluye fenómenos como la infiltración, la escorrentía, la evaporación y la transpiración. Estos componentes hidrológicos se ven fuertemente influenciados por variables como la cobertura del suelo, la pendiente del terreno y la configuración estructural del paisaje. Otro proceso esencial es el ciclo de nutrientes, particularmente los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo, cuyo equilibrio depende del uso del suelo, del tipo de vegetación presente y de las prácticas de manejo implementadas en el territorio.

La dispersión de organismos representa otro proceso central, ya que permite la colonización de nuevos hábitats, mantiene el flujo génico entre poblaciones y favorece la persistencia de la biodiversidad. Este proceso está condicionado por la conectividad funcional del paisaje y por sus atributos estructurales. Asimismo, las perturbaciones ecológicas, tanto naturales como antrópicas, generan cambios abruptos en la estructura del paisaje. Incendios, eventos climáticos extremos, tala o transformación del uso del suelo constituyen ejemplos de perturbaciones que alteran significativamente la funcionalidad y la capacidad de resiliencia del sistema ecológico (Figura 18).

La sucesión ecológica también desempeña un papel fundamental, al representar los cambios progresivos en la composición y estructura de las comunidades biológicas después de una perturbación. Este proceso permite la recuperación del ecosistema a lo largo del tiempo, adaptándose a las nuevas condiciones ambientales o espaciales.

La interacción entre todos estos procesos, a distintas escalas espaciales y temporales, define la dinámica ecológica del paisaje y su sostenibilidad. Para comprender estas dinámicas, los modelos de simulación espacial se han convertido en herramientas fundamentales. En particular, los modelos de conectividad permiten representar los flujos ecológicos y evaluar distintos escenarios de manejo. La integración de datos provenientes del trabajo de campo, sensores remotos y modelos espaciales permite generar información precisa sobre la respuesta de los paisajes ante cambios en el clima o en el uso del suelo. Esta información resulta clave para diseñar estrategias de conservación adaptativa, implementar medidas de restauración y orientar los procesos de planificación territorial de manera informada y eficaz (Giakoumi et al., 2025; Mukhopadhyay et al., 2024).

2.4.5 Gestión del Paisaje

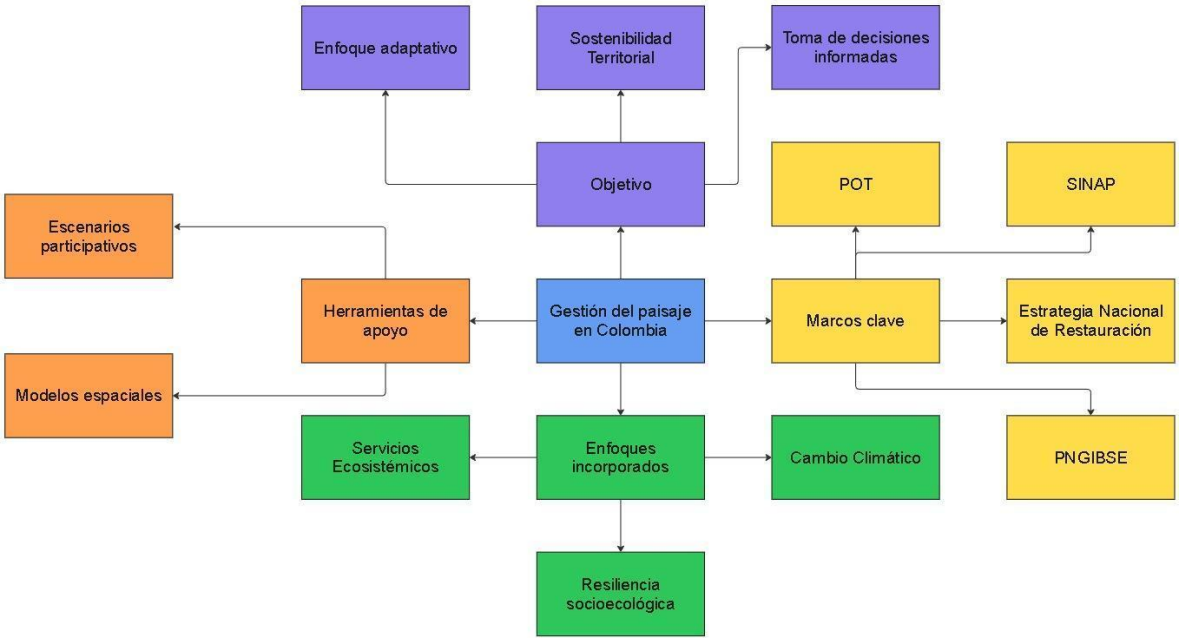
La gestión del paisaje es un enfoque integrado que busca orientar el uso del territorio hacia la sostenibilidad ecológica, social y económica, mediante acciones planificadas que puedan contribuir en mantener o restaurar la funcionalidad ecológica de dicho paisaje. Este enfoque reconoce que los paisajes son sistemas socioecológicos complejos, en los que interactúan componentes naturales y humanos, y que su gestión debe integrar múltiples escalas, actores y disciplinas (Berkes et al, 2003).

Una gestión del paisaje basada en principios ecológicos requiere: (1) identificar unidades funcionales de paisaje, como cuencas hidrográficas o corredores ecológicos; (2) implementar zonificaciones ecológicas, que permitan asignar usos compatibles con la capacidad ecológica del territorio; (3) diseñar redes de conservación y restauración, incluyendo áreas núcleo, corredores y zonas de amortiguación; (4) aplicar soluciones basadas en la naturaleza, como restauración ecológica, agroforestería, silvopastoreo o manejo adaptativo del fuego; y (5) fomentar la gobernanza territorial inclusiva, con participación de comunidades locales, autoridades ambientales, sector privado y academia (Lee et al., 2021; Zerbe, 2022b)

En Colombia, instrumentos como los Planes de Ordenamiento Territorial (POT), la Estrategia Nacional de Restauración, el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) y la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE) son marcos clave para implementar una gestión del paisaje (Figura 19). La incorporación de enfoques como el de servicios ecosistémicos, resiliencia socioecológica y cambio climático, junto con herramientas como escenarios participativos y modelos espaciales, fortalece la toma de decisiones informada y adaptativa para la sostenibilidad territorial (Andrade et al, 2018).

Figura 19

Diagrama de Gestión del paisaje en Colombia.



2.4.6 Fragmentación del Paisaje

La fragmentación del paisaje se entiende como el proceso mediante el cual un hábitat originalmente continuo se divide en fragmentos cada vez más pequeños y aislados, lo que altera tanto su estructura como su funcionalidad ecológica. Esta transformación compromete la capacidad del paisaje para mantener la biodiversidad y afecta directamente su integridad ecológica. A nivel global, se reconoce como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, debido a sus efectos sobre las dinámicas poblacionales, los procesos ecológicos y la viabilidad de los ecosistemas (Fahrig, 2003).

Las consecuencias ecológicas de la fragmentación son múltiples y se manifiestan de distintas formas. Una de las más directas es la pérdida de hábitat, que reduce el espacio disponible para especies sensibles, muchas de las cuales requieren áreas extensas y continuas para mantener sus poblaciones viables. También se produce el aislamiento de

poblaciones, lo cual limita el intercambio genético y puede generar efectos como la deriva genética, la endogamia y, en consecuencia, una reducción en la diversidad genética. Otro efecto importante son las alteraciones en los bordes o límites entre los fragmentos, donde las condiciones microclimáticas tienden a cambiar de forma abrupta. Estas áreas de borde suelen ser más vulnerables a perturbaciones, invasiones biológicas y cambios en los regímenes de temperatura, humedad o exposición (Figura 20).

Figura 20

Paisajes en proceso de fragmentación, como consecuencia del uso agropecuario, en los Andes Colombianos. Fotos: JI Barrera-Cataño.



Además, la fragmentación reduce la conectividad ecológica del paisaje, lo que dificulta la movilidad de muchas especies y restringe flujos clave como la polinización, la dispersión de semillas o el ciclo de nutrientes. Esta desconexión de los elementos funcionales del paisaje limita la resiliencia ecológica y puede acelerar procesos de degradación ambiental a largo plazo (Martin et al., 2021).

Ante este escenario, se han propuesto diversas estrategias para mitigar los efectos negativos de la fragmentación. Una de ellas consiste en la restauración de corredores ecológicos que faciliten el movimiento de especies entre fragmentos, permitiendo así la

recuperación de flujos biológicos esenciales. Otra medida clave es el aumento de la permeabilidad del paisaje, promoviendo usos del suelo que resulten menos hostiles para la biodiversidad y que ofrezcan condiciones mínimas de tránsito y refugio. Asimismo, la conservación de remanentes estratégicos de vegetación natural puede funcionar como nodos de biodiversidad, contribuyendo a la conectividad general del sistema. Finalmente, el diseño de matrices funcionales, que integren espacios productivos con criterios de sostenibilidad ecológica, permite establecer una coexistencia viable entre conservación y actividades humanas (Zerbe, 2022b)

Referencias

Andrade, G. I., Chaves, M. E., Corzo, G., & Tapia, C. (Eds.). (2018). *Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio en el territorio continental colombiano: Primera aproximación*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Antrop, M. (2021). Landscape mosaics and the patch-corridor-matrix model. En *The Routledge Handbook of Landscape Ecology* (pp. 25–48). Taylor & Francis. https://doi.org/10.4324/9780429399480-3

Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (Eds.). (2003). *Navigating social-ecological systems: Building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press.

Etter, A. (1991). *Introducción a la Ecología del Paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34*, 487–515. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Forman, R., & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons.

Giakoumi, S., Richardson, A. J., Doxa, A., Moro, S., Andrello, M., Hanson, J. O., ... & Katsanevakis, S. (2025). Advances in systematic conservation planning to meet global biodiversity goals. *Trends in Ecology & Evolution, 40*(4), 395–410. https://doi.org/10.1016/j.tree.2024.12.002

IDEAM. (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra: Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.

Lee, F., Zhang, J., Simpkins, C. E., Becker, J. A., & Perry, G. L. W. (2021). Spatially structured ecosystems, connectivity, and movement. En *The Routledge Handbook of Landscape Ecology* (pp. 91–117). Taylor & Francis. https://doi.org/10.4324/9780429399480-7

Martin, A. E., Bennett, J. R., & Fahrig, L. (2021). Habitat fragmentation. En *The Routledge Handbook of Landscape Ecology* (pp. 118–139). Taylor & Francis. https://doi.org/10.4324/9780429399480-8

Mukhopadhyay, A., Hati, J. P., Acharyya, R., Pal, I., Tuladhar, N., & Habel, M. (2024). Global trends in using the InVEST model suite and related research: A systematic review. *Ecohydrology & Hydrobiology.* https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2024.06.002

Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). Ecosystem processes in heterogeneous landscapes. En *Landscape Ecology in Theory and Practice* (2a ed., pp. 287–332). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4_8

With, K. A. (2019). An introduction to landscape ecology: Foundations and core concepts. En *Essentials of Landscape Ecology* (pp. 1–13). Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/oso/9780198838388.003.0001

Zerbe, S. (2022a). Traditional cultural landscapes – A theoretical framework. En *Restoration of Multifunctional Cultural Landscapes* (1a ed., pp. 3–17). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-95572-4_1

Zerbe, S. (2022b). Types of traditional cultural landscapes throughout the world. En *Restoration of Multifunctional Cultural Landscapes* (pp. 19–76). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-95572-4_2

2.5 Ecosistemas

2.5.1 El concepto

El ecosistema constituye la unidad fundamental de estudio en ecología. Su definición fue propuesta por Arthur Tansley en 1935, quien lo describió como un conjunto integrado por organismos vivos, o biocenosis, que interactúan entre sí y con el medio físico en el que habitan, conocido como biotopo. Esta visión sentó las bases para comprender la vida como un sistema complejo y articulado, en el que cada organismo desempeña un papel dentro de un entorno determinado.

Con el paso del tiempo, esta noción fue ampliada por diversos autores, entre ellos Eugene Odum, quien en 1971 planteó que los ecosistemas se sostienen gracias al flujo constante de energía y materia, producto de las relaciones entre los organismos y de estos con su entorno físico. Estas interacciones, organizadas en redes tróficas donde cada especie ocupa un lugar específico, permiten que los recursos circulen de forma eficiente, contribuyendo a la autorregulación y estabilidad del sistema.

Desde una perspectiva más amplia, Noss (1990) propuso entender la biodiversidad como un conjunto jerárquico de niveles de organización, dentro del cual el ecosistema representa una unidad clave. Este enfoque facilita el análisis estructural y funcional de los sistemas naturales y proporciona herramientas conceptuales útiles para su estudio y gestión.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica, adoptado por la Organización de las Naciones Unidas en 1992, definió el ecosistema como un "*complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos en su medio no viviente, que interactúan como una unidad funcional materializada en un territorio, la cual se caracteriza por presentar una homogeneidad en sus condiciones biofísicas y antrópicas*". Esta definición reconoce explícitamente que un ecosistema no solo está constituido por componentes vivos y físicos, sino también por las dinámicas sociales que se desarrollan en el territorio.

El funcionamiento adecuado de un ecosistema depende de la interacción entre elementos físicos, bióticos y sociales, lo que permite procesos como la circulación de nutrientes, la producción de biomasa primaria y secundaria, la conformación de cadenas y redes tróficas, la articulación de redes de especies y la existencia de gradientes y ecotonos, es decir, zonas de transición entre ecosistemas distintos (Begon et al., 1999; Donato, 2015) (Figura 21).

En Colombia, uno de los principales retos para el análisis y la gestión de ecosistemas ha sido la disponibilidad de información cartográfica precisa y actualizada. Con el fin de superar esta limitación, el presente estudio adopta como base técnica el Mapa de Ecosistemas Terrestres, Marinos y Costeros de Colombia, elaborado en 2017 y actualizado en 2024 a escala 1:100.000. Este instrumento incorpora la definición adoptada por el Convenio sobre la Diversidad Biológica y permite identificar los ecosistemas como unidades funcionales dinámicas, caracterizadas por condiciones biofísicas y antrópicas relativamente homogéneas (Ideam, IAvH, Invemar e IGAC, 2017; IGAC, 2007).

Figura 21

Fotografía que muestra la zona de borde entre dos sistemas (bosque altoandino no disturbado y un parche disturbado), entre dichos sistemas pueden ocurrir diferentes tipos de interacciones y procesos, tales como dispersión de semillas, flujo de nutrientes, regeneración natural, disminución de la erosión, entre otros.



Comprender qué es un ecosistema y cómo se estructura resulta esencial para el estudio de la biodiversidad, ya que constituye el punto de partida para diseñar estrategias de manejo, conservación y restauración orientadas a promover la sostenibilidad ecológica y la resiliencia de los territorios.

2.5.2 Tipos de ecosistemas

La gran variedad de ecosistemas presentes en el planeta es resultado de un proceso evolutivo de larga duración, influenciado por múltiples eventos geológicos, climáticos y por factores externos al propio sistema terrestre. Esta trayectoria ha dado lugar a configuraciones ecológicas únicas en cada región del mundo, adaptadas a sus condiciones particulares.

En el caso colombiano, la diversidad ecosistémica es especialmente alta. Según el Mapa de Ecosistemas Terrestres, Marinos y Costeros elaborado por el Ideam, el Instituto Humboldt, Invemar e IGAC (2017), se han identificado 91 ecosistemas generales, de los cuales 70 corresponden a ecosistemas naturales. Esta riqueza responde a múltiples factores interrelacionados, entre los que destacan la presencia de las tres cordilleras de los Andes, una marcada variación altitudinal, la localización en el trópico y dentro del continente suramericano, la influencia de los océanos Pacífico y Atlántico, así como un régimen climático regionalmente diverso (Figura 22).

Figura 22

Grupo de fotografías que muestran: a) un gradiente de diferentes ecosistemas desde el páramo hasta el sistema acuático, b) comunidad de herbáceas en primera etapa sucesional, c) individuo de Espeletiopsis corymbosa.



El reconocimiento de los ecosistemas del país ha sido posible gracias a la aplicación de herramientas como imágenes satelitales, fotografías aéreas, vuelos con drones y salidas de campo. Estas metodologías permiten identificar los ecosistemas a partir de atributos como el tipo de vegetación o cobertura, las propiedades del suelo, las condiciones climáticas, el relieve y la fauna asociada. Esta información resulta fundamental para establecer límites funcionales y definir tipologías adecuadas para su análisis y gestión.

La creciente necesidad de proteger los ecosistemas ha llevado al desarrollo de sistemas de clasificación que permiten su estudio comparado y sistemático. Entre los sistemas más reconocidos se encuentra el de formaciones vegetales de la Tierra, desarrollado por la UNESCO con base en los trabajos de Mueller-Dombois y Ellenberg, el sistema de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), que organiza los ecosistemas en grupos funcionales y coberturas para facilitar la elaboración de listas rojas de ecosistemas amenazados, y el Sistema de Clasificación de Cubiertas de la Tierra propuesto por la FAO, ampliamente utilizado en investigaciones relacionadas con los bosques, la agricultura y el cambio climático.

Para construir el mapa de ecosistemas terrestres de Colombia, se adoptó un enfoque que integró factores ecológicos clave. El proceso se fundamentó en una regionalización basada en la teoría de biomas, incorporando variables climáticas, geopedológicas y geomorfológicas, que resultan determinantes para la estructura y dinámica de los ecosistemas. Bajo este esquema, cada ecosistema se definió como un tipo general compuesto por combinaciones particulares de paisaje, clima, relieve y suelo.

Posteriormente, con base en el análisis espacial de estas variables, se llevó a cabo la clasificación de las topologías de los ecosistemas colombianos, clasificándolos en dos grandes grupos: ecosistemas naturales y ecosistemas transformados. Esta clasificación se fundamentó en criterios biofísicos y de uso del suelo, los cuales se detallan en la cartografía técnica nacional (Tabla 3). De acuerdo con dichas topologías, el mapa de ecosistemas identifica un total de 22 tipos de ecosistemas naturales y seis transformados, lo que proporciona una base sólida para el estudio, conservación y planificación del territorio.

Tabla 3

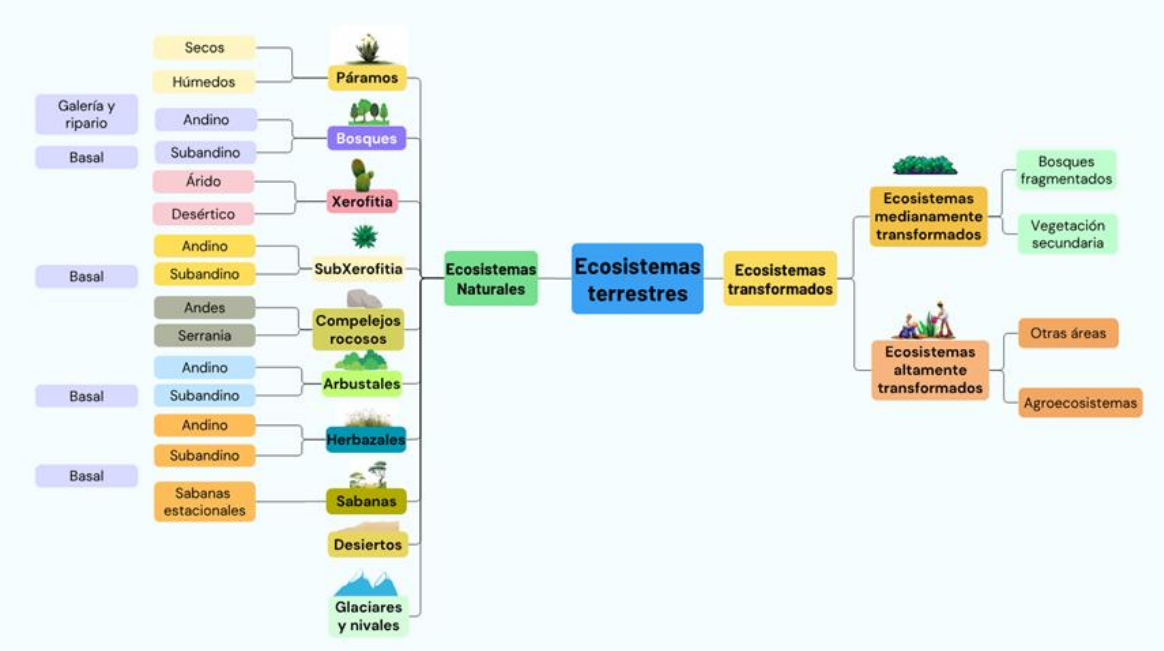
Criterios utilizados para la clasificación de los tipos generales de ecosistemas en el Mapa Nacional de Ecosistemas Terrestres, Marinos y Costeros de Colombia (Ideam, IAVH, Invemar e IGAC, 2017).

CATEGORÍA DE ECOSISTEMASL	CLIMA	GEOPEDOLOGIA	COBERTURAS
Ecosistemas naturales del mapa de ecosistemas: Bosque, páramo, Glaciares, desierto, xerofitia, subxerofitia, Sabanas, complejos rocosos, arbustal, herbazal	Clasificación caldas lang, según ubicación a nivel nacional	Paisaje: Altiplanicie, lomerio, peniplanicie, planicie aluvial y valle; en las pendientes: a,b, c y d.. Ambientes edafogeneticos 11, 11 y 8 , 11 y 9, Paisaje Macizo; Tipo de relieve Cerros Residuales.	Nivel 3 Corine Land Cover Nivel 4 Corine Land Cover Nivel 5 Corine Land Cover
Ecosistemas transformados del mapa de ecosistemas: Bosque fragmentado, vegetación secundaria, agroecosistema, territorios artificializados	Clasificación caldas lang en todos los pisos	Todos los paisajes y ambientes edafogenéticos	Nivel 1 CLC: Territorio artificializado Nivel 2 CLC: Territorios agrícolas

A partir de estos criterios, el Mapa Nacional de Ecosistemas identifica un total de 22 tipos de ecosistemas naturales y seis tipos de ecosistemas transformados, representados en la Figura 23.

Figura 23

Tipología de los ecosistemas terrestres identificados en el Mapa Nacional de Ecosistemas Terrestres, Marinos y Costeros de Colombia (Ideam, IAVH, Invemar e IGAC, 2017).



2.5.3 Atributos de los ecosistemas

Según Noss (1990), los ecosistemas presentan tres atributos fundamentales: la composición, la estructura y la función. Estos atributos permiten comprender tanto los elementos que conforman un ecosistema —como las especies, los hábitats y los procesos físicos— como las relaciones que sostienen su funcionamiento ecológico. Abordar estos atributos resulta clave para el análisis, monitoreo y manejo de los sistemas.

La evaluación de estos atributos puede realizarse mediante diversas herramientas metodológicas, entre las que se destacan los indicadores ecológicos y los modelos cuantitativos, seleccionados en función de la calidad y disponibilidad de la información (González, 2019; Pham, 2019). Estas aproximaciones permiten analizar aspectos como la diversidad biológica, la configuración espacial del ecosistema y los procesos ecológicos que lo sostienen.

En el presente estudio, el análisis se basa en información proveniente del Mapa de Ecosistemas Terrestres, Marinos y Costeros de Colombia, una fuente cartográfica consolidada que representa espacialmente las unidades ecológicas del país. Esta información se complementa con los mapas de coberturas del suelo elaborados bajo la

metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia, los cuales proporcionan datos actualizados sobre el uso, cobertura y transformación del territorio.

La composición a nivel ecosistémico se refiere a la identidad y variedad de elementos que integran un ecosistema. Esta incluye la presencia de distintos tipos de cobertura del suelo, comunidades biológicas y características físicas. Indicadores como la riqueza de ecosistemas o la cantidad de unidades de cobertura en un área determinada permiten cuantificar este atributo (Ortiz, 2005).

La estructura corresponde a la organización física del ecosistema, es decir, a los patrones de distribución espacial de la vegetación, la biomasa y los estratos verticales, en relación con el hábito de las especies y su densidad. En este contexto, la estructura hace referencia también al paisaje, ya que incorpora la forma en que se organizan los distintos tipos de cobertura en el territorio. Las coberturas de la tierra permiten aproximarse a este atributo, al ofrecer información sobre la distribución de coberturas naturales y antrópicas, y sobre el tipo de vegetación presente en áreas de interés.

La función está asociada a los procesos ecológicos que ocurren en el ecosistema y que hacen posible su sostenibilidad. Entre estos procesos se encuentran la fotosíntesis, que transforma la energía lumínica en energía química, esencial para la formación de carbohidratos a partir de dióxido de carbono (CO_2) y agua, y que permite a las plantas generar la energía necesaria para mantener sus funciones metabólicas. Este proceso da origen a la productividad primaria, entendida como la cantidad de energía transformada en biomasa vegetal. La función ecosistémica también incluye los ciclos biogeoquímicos de elementos clave como el carbono, el nitrógeno y el fósforo, la tasa de descomposición de materia orgánica, y la transferencia de energía a lo largo de las cadenas alimenticias. En este sentido, el papel que desempeñan las especies en estos procesos —es decir, sus funciones ecológicas dentro de los grupos funcionales— resulta determinante para mantener el equilibrio del ecosistema (Chapin III, 2002).

En conjunto, estos atributos permiten caracterizar los ecosistemas no solo por su composición biológica y espacial, sino también por los procesos que regulan su dinámica. Comprenderlos resulta esencial para diseñar estrategias de manejo y conservación que se ajusten a las condiciones ecológicas de cada territorio.

2.5.4 Procesos en los ecosistemas

Los procesos ecológicos comprenden las acciones o etapas sucesivas mediante las cuales se mantiene el flujo de materia y energía dentro de un ecosistema. Estos procesos sostienen la autorregulación de los sistemas naturales y permiten la existencia de las especies que los habitan (Chapin III, 2002). Su continuidad es fundamental para

garantizar la salud ecológica, la productividad y la resiliencia de los ecosistemas, así como para sustentar el bienestar humano, ya que se encuentran estrechamente vinculados con la provisión de servicios ecosistémicos (Constanza, 2017).

Estos procesos operan en múltiples escalas y niveles de la biodiversidad, incluyendo no solo las especies y sus comunidades, sino también los paisajes donde se desarrollan. A través de sus interacciones, generan condiciones favorables para la vida y regulan funciones clave del medio natural.

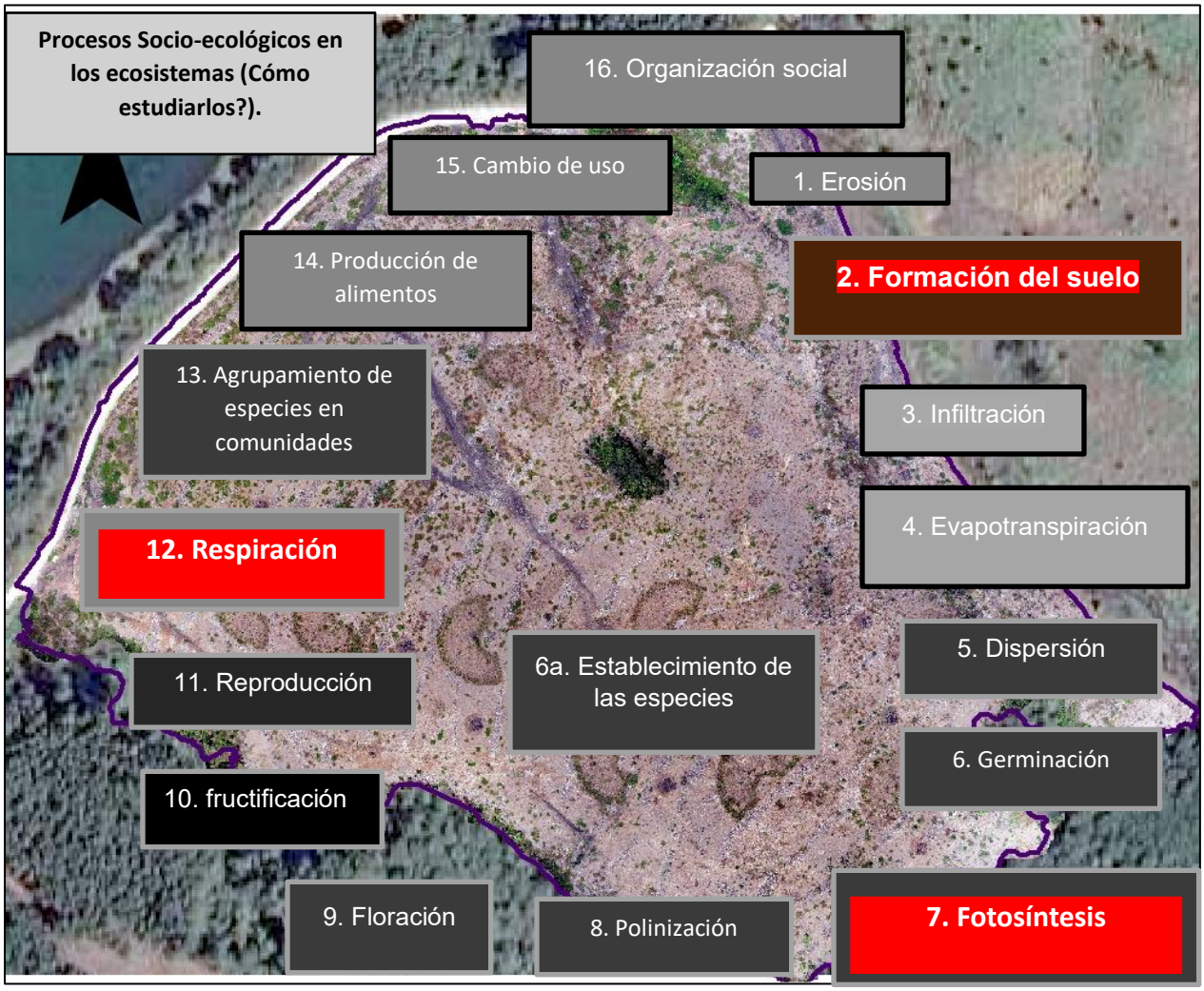
Uno de los procesos centrales es la fotosíntesis, mediante el cual las plantas, algas y algunos microorganismos capturan la energía solar y la transforman en energía química, almacenada en compuestos orgánicos como los carbohidratos. Este proceso permite fijar dióxido de carbono (CO_2) atmosférico y constituye la base energética de los ecosistemas. Como resultado de este proceso se obtiene la productividad primaria, entendida como la cantidad de biomasa generada por los organismos fotosintéticos en un determinado periodo de tiempo. Esta productividad alimenta las redes tróficas y permite la acumulación de energía en el ecosistema.

Otro proceso esencial es el ciclaje de nutrientes, que comprende el movimiento, transformación y disponibilidad de elementos esenciales como el carbono, el nitrógeno y el fósforo. Estos elementos participan en funciones vitales como la síntesis de biomoléculas, la respiración y la regulación de procesos metabólicos. El ciclaje de nutrientes incluye varias etapas interrelacionadas, entre ellas la producción de biomasa, la descomposición de la materia orgánica, la mineralización, la captura de carbono, la regulación climática y el control del ciclo hidrológico (Chapin III, 2002; González, 2019).

Estos procesos no solo permiten el mantenimiento interno de los ecosistemas, sino que también determinan su capacidad para adaptarse a los cambios, resistir perturbaciones y sostener la biodiversidad. Por ello, comprenderlos resulta clave para el diseño de estrategias de restauración ecológica y planificación ambiental con enfoque ecosistémico (Figura 24).

Figura 24

Figura que evidencia diferentes procesos en los ecosistemas y que permiten la vida en el planeta. Imagen por: JI Barrera-Cataño.



2.5.5 Gestión de los ecosistemas

La gestión de los ecosistemas se refiere al conjunto de acciones orientadas a aprovechar de manera responsable los bienes y servicios que estos ofrecen, asegurando su mantenimiento y funcionalidad a lo largo del tiempo. Esta gestión implica no solo su conservación, sino también su uso sostenible y, cuando sea necesario, su restauración ecológica (Figura 25). Lograr que los ecosistemas perduren y continúen prestando servicios esenciales requiere establecer estrategias que incluyan restricciones de uso,

mecanismos de protección y acciones de manejo adaptativo, orientadas a prevenir su degradación (Constanza, 2017; MEA, 2005).

Figura 25

Fincas con uso agropecuario en los andes centrales de Colombia. a) Finca con uso agropecuario en zonas con fuertes pendientes, b) zonas de recarga hídrica de la finca con procesos de deforestación del bosque nativo.



Una gestión adecuada debe partir del conocimiento profundo de los atributos del ecosistema —composición, estructura y función—, así como de su estado de conservación, sus principales amenazas, la historia de uso del territorio y las prácticas actuales. Este conocimiento debe complementarse con la comprensión del marco normativo que regula dichos ecosistemas y con la percepción de las comunidades locales que interactúan con ellos. Incluir la dimensión social y cultural resulta fundamental para garantizar la efectividad y legitimidad de las decisiones de manejo (Constanza, 2017).

Entre las estrategias más consolidadas para la conservación in situ de los ecosistemas se encuentran las áreas protegidas. Estas son definidas como zonas designadas, reguladas y administradas por una autoridad ambiental competente con el fin de alcanzar objetivos específicos de conservación. En Colombia, el concepto de área protegida fue incorporado al marco normativo mediante la adhesión al Convenio sobre la Diversidad Biológica, a través de la Ley 165 de 1994. Esta ley establece tres objetivos centrales: conservar la diversidad biológica, garantizar el uso sostenible de sus componentes y asegurar una participación justa y equitativa en los beneficios derivados de su utilización. La normatividad nacional, a través del artículo 2.2.2.1.1.2 del Decreto 1076 de 2015, desarrolla estos principios al establecer los lineamientos para su gestión y manejo (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2024).

Además de las áreas protegidas, Colombia ha adoptado el concepto de ecosistemas estratégicos, entendidos como unidades que integran elementos naturales, sociales y económicos, cuya interacción coordinada permite mantener el equilibrio ecológico y promover el desarrollo sostenible. Dentro de esta categoría se encuentran los páramos, reglamentados por la Ley 1930 de 2018, los humedales, reconocidos por la Ley 357 de 1997 en el marco del Convenio de Ramsar, y los bosques secos tropicales, por su alto grado de transformación y relevancia ecológica.

Asimismo, el ordenamiento jurídico colombiano identifica otros ecosistemas de importancia ambiental que, sin estar formalmente clasificados como estratégicos, cumplen funciones críticas para la sostenibilidad territorial. Entre estos se incluyen las áreas de recarga hídrica, los nacimientos de agua y las rondas hídricas, todos ellos contemplados en el Decreto 1076 de 2015. Estos ecosistemas prestan servicios clave como la regulación del ciclo hidrológico, la provisión de agua y la conservación de la biodiversidad, por lo que su inclusión en planes de manejo, conservación o restauración debe ser prioritaria.

La articulación entre enfoques normativos, conocimiento técnico y participación comunitaria es fundamental para avanzar hacia una gestión integral de los ecosistemas. Esta perspectiva no solo permite proteger el patrimonio natural del país, sino también garantizar los beneficios que de él derivan para las generaciones presentes y futuras.

2.5.6 Bienes y servicios ecosistémicos

El concepto de bienes y servicios ecosistémicos se refiere a los beneficios que los seres humanos obtienen directa o indirectamente de los ecosistemas. Esta definición ha sido ampliamente aceptada y consolidada en trabajos como los de Costanza et al. (1997) y

Rincón-Ruiz et al. (2014), quienes han contribuido a establecer las bases conceptuales para su valoración ecológica, económica y social.

De acuerdo con la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), los servicios ecosistémicos se clasifican en cuatro categorías principales. En primer lugar, los servicios de provisión, que incluyen la obtención directa de bienes como alimentos, agua, madera, fibras y fuentes de energía. En segundo lugar, los servicios de regulación, que comprenden funciones ecológicas como la purificación del agua, la regulación del clima, la polinización, el control biológico y la regulación del ciclo hidrológico. En tercer lugar, se encuentran los servicios culturales, relacionados con los beneficios no materiales que las personas obtienen de los ecosistemas, como la recreación, la espiritualidad, la educación ambiental o la identidad cultural. Finalmente, los servicios de soporte son aquellos que hacen posible la existencia de los otros servicios, como el ciclo de nutrientes, la formación del suelo y la fotosíntesis (MEA, 2005).

En relación con este enfoque, Costanza (2017) introduce el concepto de capital natural, definido como el conjunto de activos naturales que producen flujos continuos de bienes y servicios ecosistémicos indispensables para el bienestar humano y el funcionamiento de los sistemas económicos. Este capital incluye componentes como el suelo, el agua, la biodiversidad, la atmósfera y los procesos ecológicos que integran los ecosistemas. El capital natural, al igual que el capital físico o financiero, tiene la capacidad de generar beneficios a lo largo del tiempo, aunque con la diferencia de que su reposición depende directamente de los ciclos naturales y de la integridad ecológica.

Entre los servicios que proporciona el capital natural se destacan la regulación climática, la regulación hídrica, la polinización, la producción de alimentos, la purificación del agua, la protección contra desastres naturales y la captura de carbono (Figura 26). La calidad y cantidad de estos servicios está estrechamente vinculada al estado de salud de los ecosistemas que los originan. Ecosistemas degradados tienden a ofrecer servicios de menor calidad o de forma más limitada, lo que repercute negativamente en el bienestar humano y en la capacidad de los territorios para sostener actividades productivas de forma sostenible.

Por esta razón, la gestión del capital natural debe asumirse como una prioridad estratégica. Su conservación y uso sostenible representan una condición necesaria para mantener la base ecológica que soporta la vida y las economías humanas. Tal como lo plantea Costanza (2017), la pérdida o deterioro del capital natural no solo implica consecuencias ambientales, sino que también compromete el desarrollo económico, la seguridad alimentaria y la equidad intergeneracional. Valorar adecuadamente los bienes y servicios ecosistémicos es fundamental para incorporar estos elementos en la toma de decisiones públicas y privadas, y para promover políticas que reconozcan su papel como soporte esencial de la sociedad.

Figura 26

Clasificación de los servicios ecosistémicos según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005). Fuente: Milenio, 2005.



2.5.7 Ecosistemas antrópicos (socioecosistemas)

Los socioecosistemas se definen como sistemas complejos que integran a las personas, sus instituciones y culturas, junto con los componentes naturales del entorno, en una red de interacciones y retroalimentaciones mutuas (Borrini-Feyerabend, 2014) (Figura 27). Esta concepción reconoce que los sistemas sociales y ecológicos no son entidades separadas, sino profundamente interdependientes.

El enfoque socioecosistémico constituye una perspectiva integradora para el análisis y la gestión ambiental, ya que incorpora simultáneamente dimensiones sociales, ecológicas y económicas. Este enfoque permite entender cómo las comunidades humanas interactúan con los ecosistemas a través del uso de recursos, la ocupación del territorio, las prácticas culturales y la toma de decisiones colectivas. Reconoce, además, que la sostenibilidad de los sistemas naturales depende de la forma en que se gestionan dichas interacciones, promoviendo la resiliencia y la capacidad de adaptación frente a dinámicas de cambio ambiental, social o económico.

Las organizaciones sociales, al interactuar con la base natural del territorio, pueden generar efectos tanto positivos como negativos sobre la biodiversidad y el funcionamiento ecológico. Estas relaciones pueden provocar impactos como la fragmentación del hábitat, la invasión biológica o la degradación ambiental, pero también pueden contribuir al manejo sostenible del territorio mediante acciones de conservación, restauración ecológica o protección comunitaria. Ejemplos de ello son las áreas protegidas gestionadas por comunidades locales o las iniciativas de restauración participativa que integran conocimientos tradicionales con criterios científicos (Western, 2020).

Dentro de este contexto, surge el concepto de ecosistemas emergentes, entendido como nuevos tipos de ecosistemas originados a partir de la intervención humana sobre los sistemas naturales. Estos ecosistemas no existían previamente con la misma estructura, composición o funcionalidad, y se desarrollan como resultado de transformaciones en el uso del suelo, abandono de actividades productivas, restauraciones ecológicas activas o impactos derivados del cambio climático (Hobbs et al., 2006; Morse, 2014).

Un ecosistema emergente puede manifestarse, por ejemplo, en zonas rurales donde la agricultura intensiva ha sido abandonada, permitiendo que especies vegetales y animales recolonicen el área, lo que genera nuevas configuraciones ecológicas con funciones parcialmente restauradas. También puede originarse en procesos de restauración planificada, donde la intervención humana busca acelerar la sucesión ecológica para recuperar la funcionalidad del ecosistema degradado (Backstrom, 2019).

Existen también ecosistemas emergentes derivados de sistemas productivos de bajo impacto, que integran componentes naturales y culturales. Ejemplos de estos incluyen agroecosistemas biodiversos, humedales artificiales, corredores verdes urbanos o paisajes rurales en transición. Estos sistemas, aunque modificados, pueden prestar nuevos servicios ecosistémicos, generar hábitats para especies y favorecer la conectividad ecológica (Kowarik, 2011; Backstrom, 2019).

Es importante señalar que los ecosistemas emergentes no equivalen, en términos de biodiversidad o funcionalidad, a los ecosistemas originales que reemplazan o suceden. Sin embargo, pueden adquirir valor ecológico, social y adaptativo, especialmente en contextos donde los ecosistemas naturales han sido fuertemente transformados. Por ello, su reconocimiento resulta relevante en la planificación ambiental, la gestión del territorio y el diseño de estrategias de conservación y uso sostenible. Incluir estos sistemas en los marcos de análisis permite ampliar las opciones para una restauración ecológica realista y adaptativa, en un contexto global marcado por el cambio ambiental acelerado (Aronson et al., 2013; Backstrom, 2019).

Figura 27

Ecosistemas antropizados en los andes centrales de Colombia. a) paisaje donde se evidencian plantaciones forestales, pasturas en ladera, corredores riparios; b) plantación de pino pátula; c) aprovechamiento de madera de madera en plantación de eucalipto.



Referencias

(MEA), Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.

Andrade, G. I., Chaves, M. E., Corzo, G., & Tapia, C. (Eds.). (2018). *Transiciones socioecológicas hacia la sostenibilidad. Gestión de la biodiversidad en los procesos de cambio en el territorio continental colombiano*. Instituto Humboldt.

Aronson, J., & Alexander, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293–296.

Backstrom, A., & Bäck, H. (2019). Novel ecosystems and resilience: Exploring management strategies in the face of change. *Environmental Management*, 64(4), 407–419.

Begon, M., Harper, J. L., & Townsend, C. R. (1999). *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades* (4.ª ed.). Oxford University Press.

Borrini-Feyerabend, G. (2014). *Gobernanza de áreas protegidas: De la comprensión a la acción*. UICN.

Chapin III, F. S., Matson, P. A., & Mooney, H. A. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer.

Constanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... & Turner, R. K. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1–16.

Convenio sobre la Diversidad Biológica. (1992). *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Naciones Unidas. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf

Donato, C. (2015). *Fundamentos de ecología: Un enfoque ecosistémico*. Universidad Nacional de Colombia.

FAO. (2001). *Global ecological zoning for the Global Forest Resources Assessment 2000* (Final report). Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/3/ac730e/ac730e00.htm

González, C. A. (2019). Operationalization and measurement of social-ecological resilience: A systematic review. *Sustainability*, 11(2), 230.

Ideam, IAVH, Invemar, & IGAC. (2017). *Memoria técnica. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos Colombia (MEC), escala 1:100.000*. Bogotá: Ideam.

IGAC. (2007). *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Bogotá: Imprenta Nacional.

Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., Kingsford, R. T., & Mac Nally, R. (2020). *IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. IUCN. https://www.iucn.org/resources/publication/iucn-global-ecosystem-typology-20-descriptive-profiles-biomes-and-ecosystem-functional-groups

Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8), 1974–1983.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2024). *Producto Orden 1 Numeral 1.1.1. Sentencia de Ventanilla minera*. Bogotá: MADS.

Morse, N. B., Pellissier, P. A., Cianciola, E. N., Brereton, R. L., Sullivan, M. M., Shonka, N. K., ... & McDowell, W. H. (2014). Novel ecosystems in the Anthropocene: A revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, 19(2), 12.

Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons.

Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364.

Odum, E. P. (1971). *Fundamentals of ecology* (3rd ed.). Saunders.

Ortiz, N. M. (2005). *Línea base de la biodiversidad en la Jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca - CAR*. Instituto Humboldt - CAR.

Pham, T. D. (2019). Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. *Remote Sensing*, 11(2), 230.

Tansley, A. G. (1935). The use and abuse of vegetational terms and concepts. *Ecology*, 16(3), 284–307.

Western, D., & Tyrrell, P. (2020). Conservation from the inside-out: Winning space and a place for wildlife in working landscapes. *People and Nature*, 2(2), 279–291.

2.6 Especie (Poblaciones)

2.6.1 El concepto de especie desde una perspectiva ecológica y evolutiva

El concepto de especie ha sido objeto de debate y reformulación constante en diversas disciplinas de las ciencias biológicas, desde la sistemática y la paleontología hasta la ecología y la biología evolutiva. Esta diversidad de enfoques responde a los distintos contextos y tipos de evidencia disponibles para delimitar lo que constituye una especie. En el marco de la restauración ecológica participativa, comprender cómo se define una especie resulta fundamental, ya que esta definición influye directamente en la caracterización de la biodiversidad, la priorización de acciones de conservación, y la interpretación de procesos ecológicos y evolutivos.

Una propuesta integradora que ha cobrado relevancia en años recientes es la del concepto de especie basado en linajes independientes, el cual sostiene que las especies representan segmentos de linajes evolutivos que se desarrollan de manera autónoma respecto a otros linajes (Martin et al., 2024; Owen-Smith, 2025). Esta independencia evolutiva puede surgir, por ejemplo, mediante el aislamiento geográfico, permitiendo que los genomas diverjan progresivamente y que eventualmente se establezcan barreras reproductivas o fisiológicas (Owen-Smith, 2025).

No obstante, en la práctica, especialmente en contextos como la paleontología o la gestión de la biodiversidad, esta definición se apoya comúnmente en evidencias indirectas, tales como diferencias morfológicas (forma y estructura corporal) o genéticas (divergencia del ADN) (Owen-Smith, 2025). Estas diferencias, aunque útiles, no siempre reflejan una separación funcional o ecológica real entre poblaciones (de Queiroz, 2007).

Desde una perspectiva ecológica, resulta esencial incorporar un criterio adicional para considerar válida la coexistencia de dos especies: la diferenciación de nichos ecológicos. De acuerdo con el principio de exclusión competitiva, dos especies no pueden ocupar el mismo nicho en el mismo espacio y tiempo de forma sostenida (Hardin, 1960; Owen-Smith, 2025). Esto implica que, para considerarse especies distintas, las poblaciones deben presentar diferencias claras en aspectos como el uso de recursos, la fisiología, el comportamiento trófico, o la respuesta frente a depredadores y perturbaciones (Owen-Smith, 2025). Esta visión permite vincular la delimitación taxonómica con procesos ecológicos observables.

Aplicar este enfoque implica también una lectura crítica frente a la proliferación de etiquetas taxonómicas, especialmente en grupos con registros fósiles fragmentarios como los homíninos (Villmoare & Kimbell, 2024). En muchos casos, lo que se han considerado distintas especies podrían ser simplemente formas regionales o transitorias dentro de un mismo linaje evolutivo continuo (Owen-Smith, 2025). De ahí que se recomiende una postura de parquedad o moderación al proponer nuevas especies

cuando no hay suficiente evidencia de separación ecológica o reproductiva sostenida (Villmoare & Kimbell, 2024).

Así que, una especie puede entenderse como un grupo de seres vivos que comparten un origen común y han seguido su propio camino evolutivo, diferenciándose de otros grupos con los que ya no se cruzan ni se mezclan. Esta separación ocurre cuando desarrollan características propias —como diferencias en su forma, comportamiento o alimentación— y ocupan un nicho ecológico distinto, es decir, tienen un rol específico dentro del ecosistema que no comparten exactamente con otras especies. Reconocer a una especie no depende solo de cómo se ve o de sus genes, sino también de cómo vive y se relaciona con su entorno.

Esta comprensión es clave en procesos de restauración ecológica participativa, ya que integra la independencia evolutiva con criterios ecológicos funcionales, permitiendo comprender no solo la historia evolutiva de los organismos, sino también su rol en los ecosistemas. Esta comprensión es clave para garantizar que los esfuerzos de restauración consideren adecuadamente la diversidad biológica y su capacidad adaptativa frente a escenarios socioambientales cambiantes.

2.6.2 Interacciones entre especies: intraespecíficas e interespecíficas

En ecología, las interacciones entre organismos son fundamentales para comprender la dinámica de las comunidades biológicas. Tradicionalmente, estas se han clasificado como intraespecíficas, cuando ocurren entre individuos de la misma especie, e interespecíficas, cuando involucran individuos de especies distintas. Esta distinción ha sido útil en la formulación de conceptos clave, como la competencia intraespecífica por recursos o la depredación interespecífica. Sin embargo, investigaciones recientes cuestionan la rigidez de esta clasificación y sugieren una integración conceptual más amplia (Oliveira & Bshary, 2021; Nakazawa, 2020).

Las interacciones intraespecíficas abarcan fenómenos como la competencia por recursos limitados, el apareamiento, el cuidado parental y la cooperación social. Estas interacciones son particularmente relevantes para la dinámica poblacional y la selección natural, ya que los individuos comparten un acervo génico y, por tanto, compiten directamente por la reproducción y la supervivencia. Ejemplos notables incluyen las jerarquías de dominancia, la canibalismo filial y las alianzas reproductivas, fenómenos que moldean la estructura social y evolutiva de las poblaciones.

Por otro lado, las interacciones interespecíficas han sido tradicionalmente restringidas a categorías como la depredación, el parasitismo, el mutualismo y la competencia. No obstante, Oliveira y Bshary (2021) argumentan que muchas de estas interacciones también poseen un carácter social y cognitivo comparable al observado en relaciones intraespecíficas. Por ejemplo, especies como los peces limpiadores (Labroides dimidiatus) establecen interacciones complejas de cooperación con múltiples especies clientes, las cuales requieren reconocimiento individual, aprendizaje social y mecanismos

de castigo y reconciliación—atributos típicamente reservados para comportamientos sociales intraespecíficos.

La revisión de Nakazawa (2020) complementa esta visión al cuestionar el uso del término "interacción entre especies" como un fenómeno meramente a nivel de especie. Sostiene que todas las interacciones ocurren en realidad entre individuos, y que la noción de especies homogéneas oculta la relevancia de la variación intraespecífica, como el sexo, la edad o el genotipo. Este enfoque resalta la necesidad de concebir las interacciones ecológicas no solo en términos de categorías taxonómicas amplias, sino reconociendo el papel de la heterogeneidad individual en la configuración de las comunidades (Figura 28).

Desde una perspectiva funcional y evolutiva, la distinción entre interacciones intra- e interespecíficas pierde relevancia en muchos contextos. Ambos tipos de interacción pueden implicar consecuencias similares para la aptitud de los individuos, requerir habilidades cognitivas comparables y estar sujetas a presiones selectivas semejantes. Por ejemplo, la agresión heterospecífica puede influir en la evolución del reconocimiento de color en cíclidos sudamericanos (Lehtonen et al., 2015), mientras que el parasitismo de cría en aves ha conducido a sofisticadas adaptaciones cognitivas tanto en los parásitos como en sus hospedadores (Davies, 2000).

En el contexto de la restauración ecológica, comprender estas interacciones en su complejidad es esencial. La recuperación de comunidades ecológicas no puede basarse únicamente en la reintroducción de especies o la restauración de hábitats, sino que debe considerar también las redes de interacción entre individuos, su plasticidad conductual y los procesos sociales inter e intraespecíficos que estructuran los ecosistemas. Adoptar un enfoque que reconozca la continuidad entre ambos tipos de interacción permitirá desarrollar estrategias más realistas, inclusivas y eficaces para la restauración ecológica.

Figura 28

Tipos de interacciones ecológicas entre individuos: intraespecíficas e interespecíficas.

La figura ilustra los dos grandes tipos de interacciones ecológicas entre organismos: intraespecíficas, que ocurren entre individuos de la misma especie, e interespecíficas, que se dan entre individuos de diferentes especies. En ambos casos, las interacciones son entre individuos, no entre especies como unidades homogéneas.



2.6.3 Especies clave (Keystone species) y conjunto de especies disponibles (Species pool): fundamentos para la restauración ecológica participativa

En el contexto de la restauración ecológica, comprender los mecanismos que estructuran las comunidades biológicas es esencial para diseñar intervenciones efectivas y sostenibles. Dos conceptos particularmente útiles en este marco son el de keystone

species (especies clave) y species pool (conjunto de especies disponibles), ambos con implicaciones prácticas y teóricas para la recuperación de la biodiversidad y el funcionamiento ecosistémico.

Especies clave: nodos de interacción en la comunidad

El concepto de especie clave fue introducido por Paine (1969) para describir a aquellos organismos cuya eliminación provoca cambios desproporcionadamente grandes en la estructura y diversidad de su comunidad. Estas especies, que pueden ocupar diferentes niveles tróficos, se caracterizan por su fuerte efecto ecológico relativo, ya sea como depredadores, presas, mutualistas, modificadores del hábitat o recursos clave (Mills, Soulé & Doak, 1993). Por ejemplo, la desaparición del depredador estelar Pisaster ochraceus en comunidades intermareales puede llevar a la dominancia de unos pocos bivalvos, reduciendo drásticamente la diversidad local.

Desde una perspectiva de restauración, las especies clave pueden ser consideradas como herramientas de diseño ecológico. Al facilitar funciones críticas —como el control poblacional, la dispersión de semillas o la modificación del microhábitat— su introducción o conservación puede acelerar la recuperación funcional de los ecosistemas (Conway, 1989). Sin embargo, como advierten Mills et al. (1993), su identificación debe abordarse con cautela: el término ha sido aplicado de forma ambigua y su definición operacional varía entre estudios. Por ello, proponen que se priorice el estudio de la fuerza de las interacciones antes que la simple clasificación binaria de especies como “clave” o “no clave”.

Conjunto de especies disponibles: potencial biótico para la restauración

El concepto de species pool hace referencia al conjunto de especies que, bajo ciertas condiciones ecológicas, tienen la posibilidad de colonizar y persistir en un sitio determinado. Este conjunto se define en varios niveles jerárquicos: el pool regional (especies presentes en una región amplia con condiciones compatibles), el pool local (especies en paisajes adyacentes al sitio de interés) y el pool comunitario (especies presentes en el sitio, incluyendo aquellas en bancos de semillas o como propágulos latentes) (Zobel, van der Maarel & Dupré, 1998).

Para la restauración ecológica, el concepto de species pool permite evaluar tanto la disponibilidad como la viabilidad de especies para recolonizar un área degradada. Variables como la similitud ecológica con la comunidad objetivo, la distancia a las poblaciones fuente, la capacidad de dispersión, la germinabilidad de diásporas y la viabilidad de semillas en bancos edáficos son determinantes clave del grado de pertenencia de una especie a un pool dado (Zobel et al., 1998).

En este sentido, un diseño restaurativo exitoso debe partir del diagnóstico del species pool realista para el sitio objetivo, considerando no solo la presencia potencial de especies, sino también sus limitaciones ecológicas y demográficas. Estudios de siembra, plantación y trasplante han demostrado que, en muchos casos, la riqueza de especies

está limitada por la disponibilidad de propágulos y no por la idoneidad del hábitat (Tilman, 1997).

Ambos conceptos, especies clave (*Keystone species*) y conjunto de especies disponibles (*Species pool*), ofrecen herramientas complementarias para la planificación y ejecución de la restauración ecológica participativa. Mientras las especies clave aportan funciones críticas que pueden facilitar la regeneración natural y la estabilidad ecosistémica, el análisis del conjunto de especies disponibles permite evaluar la factibilidad ecológica de dicha regeneración.

En un contexto participativo, estos enfoques pueden articularse para orientar decisiones colectivas sobre qué especies introducir, conservar o monitorear, considerando tanto su rol funcional como su disponibilidad biogeográfica y ecológica (Figura 29). Además, reconocer que las comunidades se estructuran a partir de interacciones dinámicas —y no simplemente por la presencia de especies— permite fomentar una restauración más adaptativa, resiliente y arraigada en el conocimiento local y científico.

Figura 29

Especies clave y conjunto de especies disponibles: fundamentos ecológicos para la restauración ecológica.



2.6.4 El ciclo de vida de las especies y su relevancia en la restauración ecológica participativa

El ciclo de vida de una especie vegetal representa la secuencia completa de etapas que atraviesa un organismo desde su germinación hasta la reproducción y muerte. En ecología, el concepto de ciclo de vida no se limita a una descripción biológica, sino que integra aspectos funcionales, adaptativos y evolutivos que condicionan la persistencia y dinámica de las especies en sus ecosistemas (Grime, 1977; Harper, 1977). Estos ciclos están moldeados por filtros ambientales —como la estacionalidad climática, la disponibilidad de recursos y las interacciones bióticas— que determinan en qué momento una planta puede germinar, crecer, establecerse y reproducirse con éxito.
En el contexto de la restauración ecológica participativa, entender el ciclo de vida permite establecer estrategias que alinean las intervenciones con los procesos ecológicos subyacentes, lo cual es esencial para promover resultados sostenibles, adaptativos y culturalmente apropiados (Clewell & Aronson, 2013; McDonald et al., 2016).

Fases del ciclo de vida y su relación con la restauración.

- Germinación y establecimiento

La germinación representa un momento crítico en el ciclo de vida, influenciado por variables como la temperatura, la humedad, la luz y la calidad del sustrato. Estudios como el de Frischie y Rowe (2011) demostraron que la sincronización de la siembra con los momentos naturales de maduración y caída de semillas —especialmente en especies de maduración temprana— mejora significativamente el establecimiento, la diversidad y la resiliencia inicial de las comunidades restauradas.

Estas evidencias subrayan la importancia de respetar el “ritmo ecológico” de las especies: sembrar en verano puede replicar las condiciones naturales que requieren muchas especies para romper la dormancia, mejorar su viabilidad y facilitar la competencia con especies invasoras en etapas tempranas

- Desarrollo radicular y adquisición de recursos

El desarrollo del sistema radicular es esencial para la supervivencia post-germinación, especialmente en ambientes degradados. Conceptualmente, el desarrollo radicular permite a la planta superar el segundo filtro ambiental clave: el acceso a recursos edáficos (agua, nitrógeno, fósforo).

Cross et al. (2018) mostraron que en sustratos post-minería con condiciones extremas (e.g., pH > 8.5, bajo contenido de nitrógeno, pobres comunidades microbianas), las raíces de especies nativas presentan un desarrollo significativamente reducido —hasta 67 % menos que en topsoil—, lo cual limita la absorción de nutrientes y la estabilidad estructural

Este punto es crucial para procesos de restauración ecológica, ya que muchas comunidades locales basan sus acciones en la recolección de semillas y siembra directa, sin considerar la compatibilidad del sustrato con los requerimientos radiculares de las especies.

- Reproducción y permanencia

El ciclo de vida culmina con la reproducción sexual o vegetativa, que asegura la persistencia genética y ecológica de la especie. Desde el punto de vista restaurativo, lograr que las especies sembradas o plantadas lleguen a la madurez reproductiva es señal de un sistema funcionalmente viable. Sin embargo, como se ha evidenciado en restauraciones de pradera templada, la siembra o plantación inadecuada (por ejemplo, en invierno) puede retrasar este proceso por varias temporadas, o incluso impedirlo (Frischie & Rowe, 2011). Esto subraya la necesidad de monitoreo a largo plazo e intervención adaptativa durante las primeras fases del ciclo de vida.

En los ecosistemas degradados, los ciclos de vida de las plantas están condicionados por una serie de restricciones conocidas en ecología como “filtros ecológicos” (Keddy, 1992). Estos filtros actúan como barreras que limitan la germinación, el establecimiento o la reproducción de las especies, y su efecto es particularmente severo en ambientes que han sufrido alteraciones profundas por actividades humanas, como la minería, la agricultura intensiva o la urbanización.

Uno de los principales factores que interfiere con los ciclos vitales de las plantas en estos contextos son las condiciones edáficas extremas. Suelos salinos, compactados o con un pH fuertemente alcalino dificultan no solo el crecimiento radicular, sino también la absorción eficiente de nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo o hierro. Estas limitaciones edáficas han sido documentadas ampliamente en estudios sobre restauración en sustratos post-minería, donde incluso especies nativas adaptadas a condiciones áridas muestran un crecimiento comprometido en términos de biomasa radicular y éxito de establecimiento (Cross et al., 2018).

Además, el clima impredecible propio de muchos ecosistemas degradados representa un segundo filtro ecológico relevante. Cambios bruscos en la disponibilidad hídrica, temperaturas extremas fuera de temporada o eventos climáticos anómalos pueden desincronizar los momentos óptimos de germinación y crecimiento. Esta desincronización afecta especialmente a especies con fenologías marcadas o dependientes de señales ambientales específicas para completar sus etapas reproductivas.

Un tercer obstáculo clave es la ausencia de mutualistas. Muchas especies vegetales dependen de interacciones simbióticas para su éxito ecológico, como las micorrizas arbusculares, que facilitan la captación de fósforo, o las bacterias fijadoras de nitrógeno, esenciales para leguminosas y otras especies con estrategias especializadas de nutrición (Lambers et al., 2008). En suelos degradados, empobrecidos en biodiversidad microbiana y funcionalidad ecosistémica, estas asociaciones mutualistas suelen estar ausentes o muy reducidas, lo que reduce la viabilidad de muchas especies nativas.

En conjunto, estos factores operan de manera sinérgica, interfiriendo en momentos críticos del ciclo de vida de las plantas y condicionando profundamente el éxito de cualquier esfuerzo de restauración ecológica. Por ello, comprender y anticipar estos filtros ecológicos es clave para diseñar intervenciones adaptadas y efectivas, especialmente en enfoques de restauración participativa que buscan soluciones localmente pertinentes y ecológicamente informadas.

2.6.5 Aplicaciones en la restauración ecológica

En la práctica de la restauración ecológica participativa, incorporar el conocimiento sobre los ciclos de vida de las especies representa una herramienta clave para diseñar intervenciones más acertadas y sostenibles. Este enfoque permite alinear las acciones de restauración con los ritmos naturales de los ecosistemas y con las capacidades locales. Por ejemplo, una adecuada planificación fenológica facilita la recolección y siembra de semillas en los momentos óptimos del ciclo reproductivo, lo que incrementa las probabilidades de éxito. De igual manera, la priorización de especies funcionales, como aquellas pioneras que se adaptan a condiciones edáficas adversas, permite preparar el terreno para la llegada de otras especies, actuando como facilitadoras en los procesos sucesionales.

Además, el uso de enmiendas o inoculantes, tales como mejoradores del suelo o microorganismos simbióticos, contribuye significativamente al establecimiento de las plantas en sitios degradados, mejorando las condiciones para su desarrollo. Este conocimiento técnico debe complementarse con procesos de educación ecológica local, en los cuales se capacita a las comunidades sobre las etapas del ciclo de vida vegetal y su vínculo con las condiciones del entorno, promoviendo una restauración más informada y participativa.

En conclusión, considerar los ciclos de vida —desde la germinación hasta la reproducción— como unidad de análisis en la restauración participativa no solo mejora la efectividad de las intervenciones, sino que fortalece la relación entre las comunidades y su territorio. Este enfoque, basado en el manejo adaptativo, contribuye a consolidar paisajes restaurados más resilientes y a empoderar a las comunidades como actores fundamentales en la gestión ecológica del territorio.

Referencias

Clewell, A. F., & Aronson, J. (2013). *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession* (2nd ed.). Island Press.

Conway, W. (1989). The practical value of birds. In H. Ouellet (Ed.), *Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici* (pp. 1–12). University of Ottawa Press.

Cross, A. T., Stevens, J. C., Sadler, R., & Dixon, K. W. (2018). The establishment of a native plant community in post-mined land: The importance of belowground mutualisms. *Restoration Ecology, 26*(S2), S253–S260. https://doi.org/10.1111/rec.12711

Davies, N. B. (2000). *Cuckoos, cowbirds and other cheats*. T & AD Poyser.

de Queiroz, K. (2007). Species concepts and species delimitation. *Systematic Biology, 56*(6), 879–886. https://doi.org/10.1080/10635150701701083

Domínguez-Rodrigo, M. (2019). Is paleoanthropology scientific? *Evolutionary Anthropology, 28*(2), 66–70. https://doi.org/10.1002/evan.21774

Frischie, S. L., & Rowe, H. I. (2011). Reintroducing native grasses in tallgrass prairie restorations: Do propagation methods and planting season affect establishment? *Restoration Ecology, 20*(1), 51–59. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00730.x

Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist, 111*(982), 1169–1194.

Hardin, G. (1960). The competitive exclusion principle. *Science, 131*(3409), 1292–1297. https://doi.org/10.1126/science.131.3409.1292

Harper, J. L. (1977). *Population biology of plants*. Academic Press.

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

Lambers, H., Raven, J. A., Shaver, G. R., & Smith, S. E. (2008). Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology & Evolution, 23*(2), 95–103. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.008

Lehtonen, T. K., Lindström, K., & Wong, B. B. M. (2015). Colour biases in aggression and courtship in a cichlid fish: A role of sexual and social selection. *Behavioral Ecology and Sociobiology, 69*, 1675–1684. https://doi.org/10.1007/s00265-015-1980-y

Martin, D. P., Freeman, C. A., & Singh, V. (2024). Evolutionary independence and species delimitation: A synthesis across phylogenetic perspectives. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 55*, 73–95.

Martin, J. M., Leece, A. B., Baker, S. E., Herries, A. I. R., & Strait, D. S. (2024). A lineage perspective on hominin taxonomy and evolution. *Evolutionary Anthropology, 33*, e22018.

McDonald, T., Gann, G. D., Jonson, J., & Dixon, K. W. (2016). *International standards for the practice of ecological restoration–Including principles and key concepts*. Society for Ecological Restoration.

Mills, L. S., Soulé, M. E., & Doak, D. F. (1993). The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience, 43*(4), 219–224. https://doi.org/10.2307/1312122

Nakazawa, T. (2020). Individual interaction and species interaction: A conceptual framework for community ecology. *Ecological Research, 35*(1), 3–14. https://doi.org/10.1111/1440-1703.12047

Oliveira, R. F., & Bshary, R. (2021). Cooperation across species: A comparative perspective on cognition. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 376*(1838), 20200303. https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0303

Owen-Smith, N. (2025). *Reconciling species concepts: An ecological perspective*. *American Journal of Biological Anthropology, 186*, e70047. https://doi.org/10.1002/ajpa.70047

Owen-Smith, N. (2025). *Species: Evolutionary lineages and ecological functions*. Cambridge University Press.

Paine, R. T. (1969). A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist, 103*(929), 91–93.

Pontzer, H. (2017). Energy expenditure in humans and other primates: A new synthesis. *Annual Review of Anthropology, 46*, 169–187. https://doi.org/10.1146/annurev-anthro-102116-041448

Tilman, D. (1997). Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology, 78*(1), 81–92. https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0081:CIRLAG]2.0.CO;2

Villmoare, B., & Kimbell, A. (2024). Reevaluating taxonomic inflation in hominin paleontology. *Evolutionary Anthropology, 33*(2), 82–91.

Villmoare, B., & Kimbell, W. (2024). On the scientific credibility of paleoanthropology. *Evolutionary Anthropology, 33*(4), e22037.

Zobel, M., van der Maarel, E., & Dupré, C. (1998). Species pool: The concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science, 1*(1), 55–66. https://doi.org/10.2307/1479085

2.7 Suelo

2.7.1 El concepto (Qué es el suelo)

Desde una perspectiva pedológica, el suelo se define como un cuerpo natural complejo, dinámico y multifuncional. Una de las definiciones más aceptadas es la formulada por el Soil Survey Staff (1999), actualizada posteriormente por el Soil Science Division Staff (2017) y reafirmada por el Soil Survey Staff (2022), que establece:

> *"El suelo, en este texto, es un cuerpo natural compuesto de sólidos (minerales y materia orgánica), líquido y gases que se produce en la superficie terrestre, ocupa espacio y se caracteriza por uno o ambos de los siguientes atributos: i) horizontes o capas, que se distinguen del material inicial o parental, como resultado de adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia, y ii) la capacidad de sustentar plantas enraizadas en un ambiente natural"* (Soil Survey Staff, 2022, p. 1).

Esta definición delimita el suelo como un sistema con componentes sólidos, líquidos y gaseosos, cuya estructura y capacidad funcional lo diferencian de otros materiales superficiales. Además, establece límites espaciales precisos: el límite superior corresponde al contacto con el aire, aguas poco profundas o vegetación viva o en descomposición incipiente; el límite inferior se define según la capacidad del suelo para sustentar raíces. En consecuencia, *"se considera que las áreas no tienen suelo si la superficie está permanentemente cubierta por agua a una profundidad demasiado profunda (normalmente más de 2,5 m) para el crecimiento de plantas con raíces*" (Soil Survey Staff, 2022, p. 1) (Figura 30).

Figura 30

Imágenes de suelos que evidencian: a) un perfil de suelo en zona ladera con uso ganadero, b) calicata en zona de Guanquica en el Parque Forestal Embalse del Neusa. En ambos casos se evidencia la pobreza en MO. Fotos: JI Barrera-Cataño.



Una actualización importante de esta definición incluye el reconocimiento de la variabilidad temporal del suelo. Ya no se asocia exclusivamente a cambios estacionales, sino que se reconocen fluctuaciones en rangos temporales cortos, incluso diarios y horarios. Esto refleja el carácter dinámico del suelo y su sensibilidad a factores externos.

El suelo se forma como resultado de la interacción entre factores formadores activos —como el clima y los organismos— y pasivos —como el relieve, el material parental y el tiempo—. Esta combinación determina los atributos biofísicos del suelo, que varían según el sitio. Por ello, no es posible establecer estándares universales de calidad. Solo en condiciones específicas, como la presencia de altos niveles de aluminio, conductividad eléctrica elevada o valores extremos de pH, puede justificarse la definición de umbrales críticos para evaluar su condición (Thakur et al., 2022; Bünemann et al., 2018).

Más allá de su composición física, el suelo es un sistema con múltiples funciones ecológicas. Se le ha descrito como "*el biomaterial más complicado del planeta*" (Young & Crawford, 2004), ya que actúa como base estructural, regulador de procesos y soporte del mundo superficial (Lin, 2014) (Figura 31). Además, desempeña un papel fundamental en la regulación de procesos ecosistémicos en ambientes terrestres, dulceacuícolas e incluso costeros (Adewopo et al., 2014).

Figura 31

Concepto del suelo como sistema natural compuesto por minerales, materia orgánica, líquidos y gases.



Desde una visión sistémica, el suelo se considera un sistema complejo, caracterizado por múltiples entradas y salidas de materia, energía e información, así como interacciones no lineales que generan propiedades emergentes. Lin (2011) lo define como un sistema "*termodinámicamente abierto y usualmente en desequilibrio*", en el cual fluyen continuamente materia y energía. Esto implica que su comportamiento ecológico es dinámico e incierto, lo cual debe ser tomado en cuenta al diseñar estrategias de manejo y restauración ecológica (Degioanni et al., 2008; Zapata-Hernández, 2006; Durán Dueñas, 2018).

También se reconoce su carácter semiviviente, bien sea desde su origen (Richter, 2007), su heterogeneidad biogeoquímica (Wanzek et al., 2018), o su funcionamiento como ecosistema complejo (Crawford et al., 2011). En palabras de Johnson et al. (2005), el suelo es *"la más compleja y poco pausada de todas las entidades naturales, siendo la interfase litosférica, atmosférica, hidrosférica y biosférica de nuestro planeta*".

Junto a estas dimensiones físico-biogeoquímicas, el suelo posee una dimensión cultural e histórica. Según Durán Dueñas (2028), *"además de ser un cuerpo natural e hipercomplejo, el suelo es un cuerpo histórico-cultural del que dependen todas las formas de vida de los ecosistemas terrestres (y acuáticos, principalmente continentales), convergen factores genéticos y es posible apreciar la interacción e interrelación con las distintas actividades humanas y los demás componentes de los ecosistemas*".

Esta visión sugiere que los suelos deben considerarse no solo como recursos biofísicos, sino también como elementos que forman parte del tejido sociocultural de los territorios. En este sentido, Teuber et al. (2017) afirman que "*una perspectiva cultural sobre los suelos podría impulsar la protección del suelo y el uso sostenible de la tierra en un ámbito técnico y político*". Para ello, proponen un enfoque interdisciplinario que combine ciencias del suelo, sociología, antropología, historia, arqueología y climatología, entre otras disciplinas, con el fin de promover un uso resiliente y sostenible que evite impactos negativos sobre el suelo, la biodiversidad, la producción y el conocimiento.

De manera que, el suelo debe comprenderse como un sistema natural, complejo, dinámico, semiviviente y culturalmente significativo. Su adecuado conocimiento y manejo son fundamentales para la restauración ecológica, la sostenibilidad ambiental y el desarrollo territorial a largo plazo.

2.7.2 Suelos y restauración ecológica[1]

El vínculo entre la restauración ecológica y el suelo puede analizarse desde dos enfoques complementarios. Por un lado, se encuentra la degradación del suelo causada por disturbios de origen antrópico o natural; por otro, la gestión orientada a mitigar dichos

[1] Para un mayor contexto tanto de la conceptualización del suelo, como de su interacción con la restauración ecológica se sugiere la lectura del capítulo "4.4 Implicaciones del abordaje al suelo en los proyectos de restauración ecológica de ecosistemas terrestres en Colombia" de Durán Dueñas (2018).

efectos, mantener la calidad edáfica y permitir el restablecimiento funcional del ecosistema, especialmente en lo relacionado con la cobertura vegetal.

En los ecosistemas degradados, el suelo suele verse afectado de forma directa o indirecta por diversos disturbios asociados a actividades como la agricultura extensiva, la ganadería, la minería a cielo abierto, así como por procesos como incendios forestales, tala indiscriminada, invasiones biológicas, descapote del suelo y descarga de sustancias contaminantes (Figura 32).

Figura 32

Paisaje montañoso de lo andes centrales que evidencia: a) la poca cobertura arbórea y el uso ganadero extensivo, y b) apique de suelo con poco contenido de MO. Fotos JI Barrera-Cataño.



La política colombiana para la Gestión Sostenible del Suelo (MinAmbiente, 2016) identifica varios procesos y eventos de degradación, entre ellos la erosión, la contaminación, los movimientos en masa la compactación, la salinización, la acidificación, la desertificación y el desbalance de nutrientes. Si bien algunos de estos procesos pueden estar interrelacionados —por ejemplo, la erosión y la desertificación comparten mecanismos de pérdida de suelo—, cada uno presenta dinámicas y efectos específicos que justifican su análisis independiente. De manera particular, la pérdida de materia orgánica puede presentarse sin que exista un proceso de erosión o remoción en masa evidente, y sus impactos ameritan un tratamiento técnico propio.

A continuación, se presentan algunas definiciones clave tomadas de la misma política y otras fuentes asociadas:

- Erosión: la pérdida físico-mecánica del suelo, con afectación en sus funciones y servicios ecosistémicos, que produce, entre otras, la reducción de la capacidad productiva de los mismos (Lal, 2001, citado por MinAmbiente, 2016). La erosión puede ser hídrica, eólica o asociarse a remociones en masa.

- Contaminación del suelo: ocurre por la descarga en exceso de diferentes tipos de materiales o elementos orgánicos e inorgánicos (como metales pesados, hidrocarburos, plaguicidas, detergentes, patógenos, enmiendas), que afectan la biota del suelo, las aguas subterráneas y, por ende, la salud humana (Universidad Nacional, 2009, citado por MinAmbiente, 2016).
- Movimiento en masa: proceso por el cual un volumen de material constituido por roca, suelo, tierras, detritos o escombros se desplaza ladera abajo por acción de la gravedad, conocido también como deslizamiento, remoción en masa o falla de taludes (IDIGER).
- Pérdida de materia orgánica: proceso que implica la disminución del carbono orgánico del suelo. Se manifiesta en campo como pérdida del color oscuro del horizonte superficial, pérdida de estructura, y textura empolvada o apelmazada.
- Desbalance de nutrientes: asociado a la pérdida de fertilidad del suelo, entendida como la pérdida de su capacidad para sostener cultivos y ecosistemas saludables. Se manifiesta por el crecimiento de plantas débiles y más susceptibles a enfermedades.
- Compactación: efecto de la presión ejercida por maquinaria o el pisoteo animal, que reduce la porosidad del suelo e incrementa su densidad, dificultando el desarrollo radicular. Los suelos compactados se caracterizan por ser duros y por dificultar el trabajo de campo (MinAmbiente, 2016).
- Salinización: proceso de acumulación de sales minerales u orgánicas en el suelo, que afecta la disponibilidad de agua y la absorción de nutrientes (MinAmbiente, 2016).
- Acidificación: proceso de reducción del pH del suelo por debajo de los niveles históricos, típicamente por debajo de pH 6. Cabe aclarar que algunos suelos naturales, como los andinos, presentan acidez edáfica de origen geogénico, lo que no implica necesariamente degradación, salvo cuando esta acidez es inducida o exacerbada por el uso del suelo.
- Desertificación: pérdida extrema de las funciones y servicios ecosistémicos del suelo, especialmente en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas. Se considera la manifestación más grave del proceso de degradación edáfica (MinAmbiente, 2016).

Todos estos procesos afectan de forma variable los atributos del suelo. Entre los indicadores que pueden verse comprometidos se encuentran el contenido de carbono orgánico y nitrógeno total, la disponibilidad de fósforo y potasio, la capacidad de retención de agua, la diversidad microbiana, la estructura del suelo, la estabilidad de agregados, la porosidad, la salinidad y la resistencia mecánica, entre otros (Durán Dueñas, 2018).

El segundo gran eje de la relación entre suelo y restauración ecológica corresponde a la gestión y manejo edáfico. Esto implica diseñar e implementar prácticas que recuperen o mantengan la capacidad funcional del suelo en el contexto de un proceso de restauración. Tales prácticas deben favorecer la regeneración de los procesos biogeoquímicos, la mejora de la estructura y fertilidad, y la sostenibilidad de las coberturas vegetales a largo plazo.

Para el desarrollo de este plan, se llevó a cabo un análisis bibliométrico sobre la relación entre restauración ecológica y suelo en la literatura científica. El objetivo de este análisis fue identificar los indicadores más comúnmente utilizados para evaluar la eficacia de las intervenciones restaurativas sobre el suelo. Entre los indicadores destacados se encuentran: los stocks de carbono, la actividad enzimática, el contenido de carbono y materia orgánica, la biodiversidad edáfica y el nitrógeno disponible.

Estos resultados confirman la necesidad de abordar la restauración desde el concepto de calidad del suelo, el cual debe evaluarse a través de múltiples atributos físico-químicos y biológicos. Además, este enfoque no solo contribuye a la recuperación funcional del ecosistema, sino que también se alinea con los compromisos globales en materia de adaptación al cambio climático, debido al papel que cumple el suelo como sumidero de carbono y regulador hidrológico.

En síntesis, el suelo constituye tanto una víctima de la degradación como una pieza clave para la restauración. Su recuperación debe entenderse como un proceso técnico, ecológico y estratégico, que demanda conocimiento interdisciplinario y una gestión adaptativa basada en evidencia científica y criterios biofísicos del territorio.

2.7.3 ¿Qué se entiende por calidad del suelo?

El concepto de calidad del suelo ha sido objeto de debate y evolución, y aunque no existe un consenso absoluto, ha sido ampliamente adoptado en estudios científicos y técnicos relacionados con el manejo sostenible del suelo y la restauración ecológica. Una de las definiciones más citadas es la propuesta por Doran y Parkin (1994[2]), quienes afirman que:

> *"la calidad del suelo es la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema y del uso de la tierra para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud vegetal y animal".*

Esta definición ha sido retomada y desarrollada por múltiples autores en las últimas décadas, como Zhao et al. (2024), Maguzu et al. (2024), Slade y Wells (2022) y Bünemann et al. (2018), entre otros, que coinciden en vincular el concepto con la funcionalidad ecológica del suelo y su papel como soporte para los servicios ecosistémicos.

[2] Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA, Madison, WI, pp. 3-21.

Figura 33

Conceptualización de la calidad del suelo como eje funcional y multidimensional en la restauración ecológica, vinculada a sus funciones ecológicas, servicios ecosistémicos, indicadores funcionales y acciones de manejo.



La calidad del suelo puede analizarse tanto en contextos de agroecosistemas como en ecosistemas naturales, en los cuales la meta principal no es la productividad agrícola, sino la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de la calidad ambiental. En este sentido, la calidad del suelo se considera uno de los tres pilares de la calidad ambiental, junto con la del aire y del agua (Figura 33).

Su evaluación resulta especialmente compleja, debido a que el suelo cumple múltiples funciones ecológicas, productivas y reguladoras, y presenta una gran heterogeneidad en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Esta complejidad se acentúa por la necesidad de vincular sus atributos con los servicios ecosistémicos que presta, y con los diversos usos del territorio en los que participa (Bünemann et al., 2018).

Dado el carácter específico de cada ecosistema y el enfoque funcional que se desee evaluar, la calidad del suelo debe medirse mediante un índice adaptado a la función de interés. En el contexto de la restauración ecológica, esto implica seleccionar indicadores que reflejen la capacidad del suelo para recuperar procesos clave, como la acumulación de materia orgánica, el reciclaje de nutrientes, la actividad biológica y la estabilidad estructural (Milazzo et al., 2023).

La selección de estos indicadores plantea un reto técnico importante, ya que no es posible definir valores objetivos universales para todos los suelos. Esto se debe a la alta variabilidad espacial y funcional que presentan los sistemas edáficos. No obstante, algunos rangos de referencia pueden establecerse en relación con valores críticos o condiciones ecológicas deseables, siempre considerando las particularidades del sitio (Thakur et al., 2022; Bünemann et al., 2018).

En este contexto, la restauración ecológica no solo se apoya en la calidad del suelo, sino que también puede contribuir activamente a su recuperación. Zhao et al. (2018) reportan que *"la aplicación de medidas de remediación artificial puede acelerar la restauración de la calidad del suelo y reparar ecosistemas perturbados en regiones afectadas por obras de ingeniería*". Este tipo de intervenciones mejora propiedades clave del suelo, permitiendo su recuperación funcional.

De igual manera, Hemati et al. (2020) observaron que el aumento de la diversidad vegetal, el uso de cultivos intercalados y el manejo forestal basado en prácticas agrícolas tradicionales presentaron efectos positivos sobre la calidad del suelo. Estos resultados indican que las decisiones de manejo pueden influir de forma significativa en la recuperación edáfica y deben considerarse al diseñar estrategias de restauración.

En conclusión, la calidad del suelo es un concepto funcional y multidimensional, aplicable tanto a contextos productivos como conservacionistas. En el marco de la restauración ecológica, su evaluación requiere herramientas flexibles, indicadores específicos y criterios adaptados a los objetivos del proyecto. Esta visión permite orientar el monitoreo y la toma de decisiones hacia el restablecimiento de la funcionalidad del suelo como base para la regeneración de ecosistemas sostenibles.

2.7.4 Criterios para evaluar la calidad del suelo

La calidad del suelo depende de su capacidad para cumplir funciones ecológicas clave en un ecosistema. En este contexto, Bünemann et al. (2018) afirman que un componente importante de la evaluación de la calidad del suelo es la identificación de un conjunto de atributos sensibles que reflejen su capacidad para funcionar y puedan usarse como indicadores. Esta aproximación permite evaluar los cambios en el suelo derivados de procesos naturales o de manejo, y resulta especialmente útil en escenarios de restauración ecológica.

En el marco de la restauración ecológica, el análisis de la calidad del suelo debe centrarse en propiedades dinámicas, es decir, en atributos que responden de forma sensible a las intervenciones realizadas y que reflejan el progreso o retroceso de los procesos de recuperación. Bünemann et al. (2018) sugieren enfocar la evaluación en el horizonte superficial del suelo, ya que allí se concentra la mayor parte de la actividad biológica, la materia orgánica y las transformaciones fisicoquímicas más relevantes.

Con el propósito de identificar los indicadores más utilizados para evaluar la calidad del suelo en contextos de restauración, se realizó una revisión de estudios desarrollados en

diferentes países, incluyendo China, Cuba, Etiopía, Tanzania, Indonesia, Irán, España y Estados Unidos. Los resultados de esta búsqueda se presentan en la Tabla 4, donde se destacan los indicadores priorizados por diversos autores.

Tabla 4

Indicadores de calidad del suelo priorizados por diferentes autores.

Fuente	Físicos								Químicos														Biológicos						
	DA	Co	ES	PO	Are	Arc	HU	CC	NT	ND	CK	KT	KD	PD	CaC	CMg	ST	MOS	COS	COT	pH	SB	CIC	Sal	CAT	Pmic	URE	Nen	Art	Bac	CMA
Zhao et al. (2024)	■									■		■	■												■	■	■				
Quan et al. (2024)			■		■														■					■							
Hemati et al. (2020)									■								■			■								■	■		
Hernández-Arboláez et al. (2023)																															■
Leul et al. (2023)	■							■					■	■	■			■			■										
Maguzu et al. (2024)				■	■	■					■			■		■			■		■										
Mesfin et al. (2023)	■																				■										
Ramadhan et al. (2022)	■																		■			■									
Samaei et al. (2022)		■																	■											■	
Segura et al. (2021)							■		■				■						■												
Slade & Wells (2022)			■						■									■					■								

Abreviaturas: DA = Densidad Aparente; Co = Compactación; ES = Estabilidad estructural / de agregados del suelo; PO = Porosidad; Are = Contenido de arena; Arc = Contenido de arcilla; HU = Humedad del suelo; CC = Capacidad de Campo; NT = Nitrógeno Total; ND = Nitrógeno Disponible; CK = Concentración de Potasio; KT = Potasio Total; KD = Potasio Disponible / Cambiable; PD = Fósforo disponible; CaC = Calcio Cambiable; CMg = Concentración de Magnesio; ST = Azufre total; MOS = Materia orgánica del Suelo; COS = Carbono orgánico del suelo; Carbono Orgánico Total = COT; pH = pH; SB = Saturación de bases; CIC = Capacidad de intercambio catiónico; Sal = Salinidad; AT = Catalasa; Pmic = Fósforo de Biomasa Microbiana; URE = Ureasa; Nen = Abundancia de Nemátodos; Art = Abundancia de Artrópodos; Bac = Conteo bacteriano; y CMA = Conteo de Micro artrópodos (ácaros y colémbolos).

Entre los indicadores más recurrentes en la literatura revisada se encuentran: el carbono orgánico del suelo, la densidad aparente, el nitrógeno total, el potasio disponible y el pH. Estos atributos físicos y químicos tienden a ser los más utilizados para evaluar el estado funcional del suelo. Además, existe una coincidencia parcial entre estos indicadores y aquellos identificados en el análisis de clústers, donde se incluyen también la actividad enzimática, la materia orgánica, la biodiversidad y el nitrógeno.

Dado el enfoque participativo previsto para la restauración ecológica en el territorio CAR, y considerando que las actividades de monitoreo involucrarán a comunidades locales, uno de los principales desafíos consiste en seleccionar y adaptar indicadores que no solo resulten pertinentes y técnicamente válidos, sino que además sean comprensibles, prácticos y aplicables en campo. Esta adaptación debe garantizar que los indicadores conserven su valor predictivo y su utilidad para el seguimiento de la calidad del suelo en el contexto de los procesos de restauración, rehabilitación y recuperación ecológica.

Referencias

Adewopo, J. B., Vanlauwe, B., Roobroeck, D., & Giller, K. E. (2014). Sustainable intensification and soil health: A focus on Africa. Food Security, 6, 535–546. https://doi.org/10.1007/s12571-014-0350-3

Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., de Deyn, G., de Goede, R., ... & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105–125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Crawford, J. W., Harris, J. A., Ritz, K., & Young, I. M. (2011). Towards an evolutionary ecology of life in soil. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(11), 589–596. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.07.009

Degioanni, A. J., Stellato, M. R., & Petri, D. (2008). El suelo como sistema natural: un enfoque didáctico para la educación media. *Revista de Educación en Biología*, 11(1), 31–41.

Durán Dueñas, J. C. (2018). *Análisis Ambiental del Suelo en Proyectos de Restauración Ecológica de Ecosistemas Terrestres en Colombia (2003–2016)*. Universidad Nacional de Colombia.

Hemati, Z., Selvalakshmi, S., Xia, S., & Yang, X. (2020). Identification of indicators: Monitoring the impacts of rubber plantations on soil quality in Xishuangbanna, Southwest China. *Ecological Indicators*, 116, 106491. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106491

IDIGER. (s.f.). Glosario de gestión del riesgo. Instituto Distrital de Gestión de Riesgos y Cambio Climático. https://www.idiger.gov.co

Johnson, M. G., Kelley, J. J., John, B., & Levia, D. F. (2005). Soil: The final frontier. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6), 1989–1991.

Lal, R. (2001). Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 12(6), 519–539.

Lin, H. (2011). Three principles of soil change and pedogenesis in time and space. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2049–2070. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0130

Lin, H. (2014). Soil science in a changing world. *Soil Science*, 179(10–11), 437–438. https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000084

Maguzu, J., Maliondo, S. M., Ulrik, I., & Katani, J. Z. (2024). Identification of key soil quality indicators for predicting mean annual increment in Pinus patula forest plantations in Tanzania. *Forests*, 15(11), 2042. https://doi.org/10.3390/f15112042

Milazzo, F., Francksen, R. M., Abdalla, M., Ravetto Enri, S., Zavattaro, L., Pittarello, M., ... & Vanwalleghem, T. (2023). An overview of permanent grassland grazing management

practices and the impacts on principal soil quality indicators. *Agronomy*, 13(5), 1366. https://doi.org/10.3390/agronomy13051366

Minambiente. (2016). *Política para la Gestión Sostenible del Suelo*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, D.C. ISBN: 978-958-8901-24-4

Quan, H., Wu, L., Sun, J., Zhang, T., Wu, L., Siddique, K. H., ... & Wang, B. (2024). Film mulching can alleviate soil quality decrease and produce high maize yield under different irrigation strategies. *Agricultural Water Management*, 306, 109221. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.109221

Ramadhan, S., Rusman, B., & Yasin, S. (2022). The effects of forest conversion to oil palm plantation on soil quality in the Kaos sub-watershed, Indonesia. *Soil Science Annual*, 73(4). https://doi.org/10.37501/soilsa/160073

Richter, D. D. (2007). Humanity's transformation of Earth's soil: Pedology's new frontier. *Soil Science*, 172(12), 957–967. https://doi.org/10.1097/ss.0b013e31815bb7d0

Samaei, F., Emami, H., & Lakzian, A. (2022). Assessing soil quality of pasture and agriculture land uses in Shandiz County, northwestern Iran. *Ecological Indicators*, 139, 108974. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108974

Segura, C., Jiménez, M. N., Fernández-Ondoño, E., & Navarro, F. B. (2021). Effects of afforestation on plant diversity and soil quality in semiarid SE Spain. *Forests*, 12(12), 1730. https://doi.org/10.3390/f12121730

Slade, H., & Wells, L. (2022). Soil quality enhancement with orchard age in pecan orchards of the southeastern US coastal plain. *HortScience*, 57(9), 1099–1105. https://doi.org/10.21273/HORTSCI16584-22

Soil Science Division Staff. (2017). *Soil survey manual* (C. Ditzler, K. Scheffe, & H. C. Monger, Eds.). U.S. Department of Agriculture, Handbook 18. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/The-Soil-Survey-Manual.pdf

Soil Survey Staff. (1999). *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys* (2nd ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-06/Soil%20Taxonomy.pdf

Soil Survey Staff. (2022). *Keys to Soil Taxonomy* (13th ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/Keys-to-Soil-Taxonomy.pdf

Teuber, S., Ahlrichs, J., Henkner, J., Knopf, T., Kühn, P., & Scholten, T. (2017). Soil cultures – The adaptive cycle of agrarian soil use in Central Europe: An interdisciplinary study using soil scientific and archaeological research. *Ecology and Society*, 22(4). https://doi.org/10.5751/ES-09698-220443

Thakur, P., Paliyal, S. S., Dev, P., & Datt, N. (2022). Methods and approaches – Soil quality indexing, minimum data set selection & interpretation – A critical review. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 53(15), 1849–1864. https://doi.org/10.1080/00103624.2022.2092462

Wanzek, T., Schäfer, D., & Broll, G. (2018). Soils—Semiliving matter and the need for sustainability. *Sustainability*, 10(9), 3015. https://doi.org/10.3390/su10093015

Young, I. M., & Crawford, J. W. (2004). Interactions and self-organization in the soil-microbe complex. *Science*, 304(5677), 1634–1637. https://doi.org/10.1126/science.1097394

Zapata-Hernández, G. (2006). Suelo: Una mirada desde la complejidad. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 38(2), 47–60.

Zhao, B., Gao, R., Zhang, X., Xia, L., Zhang, L., Xia, D., ... & Xu, W. (2024). Comparison of soil quality assessment methods for different vegetation eco-restoration techniques at engineering disturbed areas. *PeerJ*, 12, e18033. https://doi.org/10.7717/peerj.18033

Zhao, Y., Li, X., Pan, Y., & Liu, J. (2018). Effects of vegetation restoration on soil quality in a desert area of northern China. *Scientific Reports*, 8, 2732. https://doi.org/10.1038/s41598-018-21071-3.

2.8 Vegetación

2.8.1 El concepto

La flora se define como el listado sistemático del conjunto de especies de plantas que habitan en una región geográfica o que existieron en un periodo geológico determinados. En esencia, la flora es un inventario taxonómico que cataloga la diversidad de linajes vegetales - familias, géneros y especies- que componen el acervo genético de un territorio. Las enumera, describe e índica dónde se crían (Font Quer, 2001). Su estudio se enfoca en la identidad de los taxones, sin que se aborden necesariamente su abundancia, dominancia u organización estructural de los individuos en el ecosistema.

En contraste, la vegetación es un concepto ecológico y fisionómico que describe las características vegetales que abarcan un espacio determinado. Su análisis no se centra en las especies individuales, sino en la estructura, composición y distribución de las comunidades de plantas en su conjunto, es decir, en el patrón colectivo formado por las especies vegetales. El estudio de la vegetación evalúa atributos como las formas de vida dominantes (árboles, arbustos, hierbas) y su estratificación vertical y horizontal. En este sentido, la vegetación es resultado de la interacción espacial de la flora con las condiciones abióticas (clima, suelo) y bióticas (competencia, herbivoría) de un sitio, conformando unidades funcionales y estructurales reconocibles como bosques, arbustales, pastizales, entre otras formaciones (Van der Maarel, 2005).

2.8.2 Atributos de la Vegetación

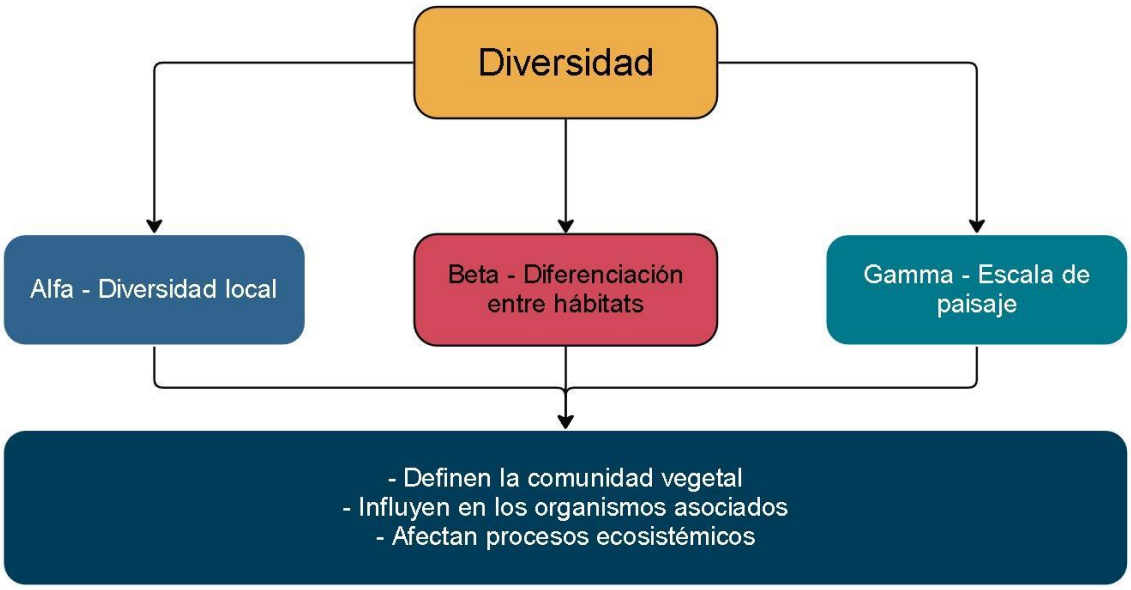
Los atributos de la vegetación son las características que permiten describir su estructura, composición y funcionamiento dentro de los ecosistemas. Estos atributos son fundamentales para entender cómo la vegetación influye en los procesos ecológicos y en la provisión de servicios ecosistémicos (Schulze et al., 2019a). La composición se refiere a la identidad y número de las diferentes entidades biológicas vegetales presentes en un sistema. En términos generales, esto hace referencia al concepto de flora. Primordialmente, se cuantifica mediante el número de unidades taxonómicas, siendo la riqueza de especies vegetales (el número total de especies de plantas en un área) la métrica más utilizada. Sin embargo, una descripción completa requiere considerar también la abundancia relativa de cada especie y la uniformidad de su distribución (Magurran, 2021).

Existen diversos índices matemáticos que integran riqueza y uniformidad para obtener una medida compuesta de la diversidad. La comparación de la composición florística entre diferentes sitios o comunidades se realiza mediante coeficientes de similitud o disimilitud basados en la presencia/ausencia o abundancia de especies compartidas y únicas. La diversidad composicional debe analizarse considerando diferentes escalas espaciales, desde la diversidad local (alfa) hasta la diferenciación entre hábitats (beta) y la diversidad a escala de paisaje (gamma) (Figura 34). La composición específica de la

vegetación no solo define la comunidad vegetal en sí, sino que también influye directamente en la diversidad de organismos asociados y en la dinámica de los procesos ecosistémicos, dada la variación funcional entre especies (Whittaker, 1972).

Figura 34

La diversidad específica y su manera de abordarla dependiendo de la escala.

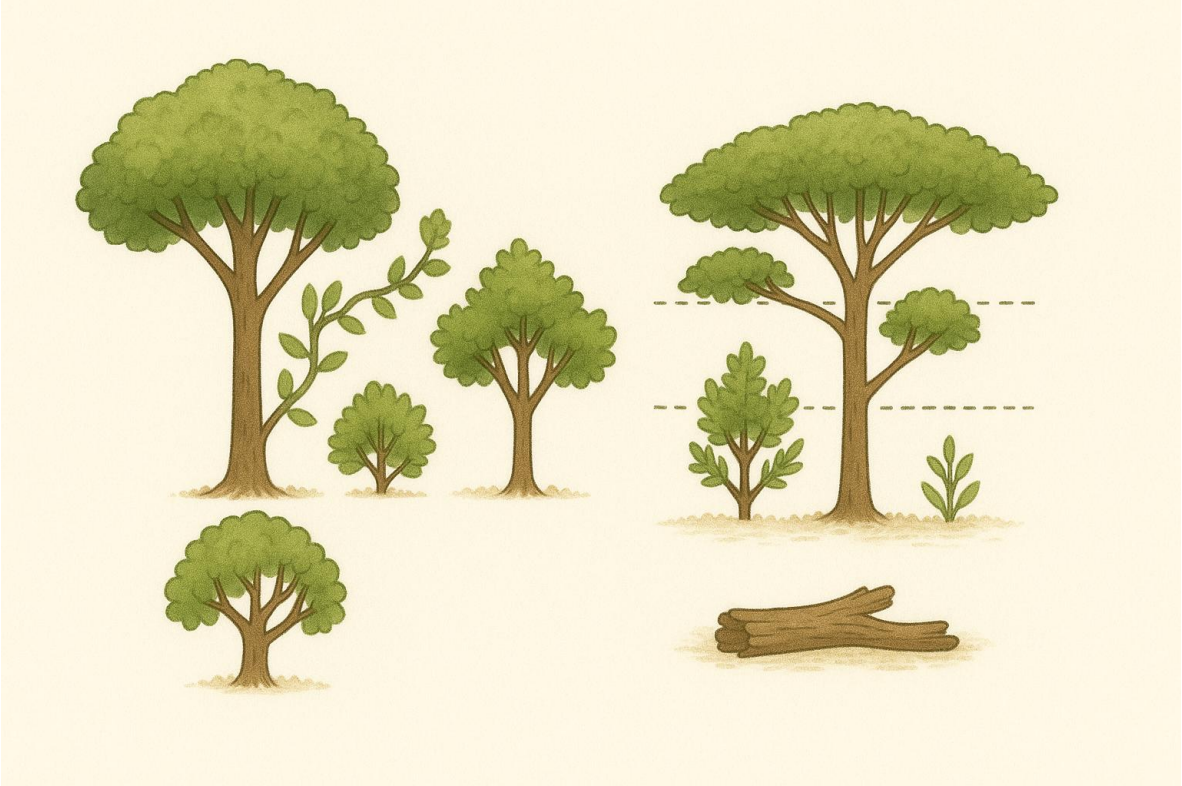


La estructura describe la organización física tridimensional de la vegetación. Comprende la variedad de formas de vida presentes (árboles, arbustos, hierbas, lianas, etc.), la estratificación vertical (la disposición del follaje en distintas capas de altura), la complejidad de la arquitectura de las plantas individuales (como la ramificación o forma de la copa), y la presencia de otros elementos estructurales como la madera muerta (Schulze et al., 2019a) (figura 35).

Una mayor complejidad estructural de la vegetación crea una mayor heterogeneidad de microhábitats y disponibilidad de recursos, lo cual puede sustentar una mayor diversidad de otros organismos (Coverdale & Davies, 2023). Además, la estructura física de la cubierta vegetal es fundamental para modular las interacciones entre la biosfera y la atmósfera, influyendo en el microclima local, el balance hídrico y el intercambio de gases. A escalas más amplias, la diversidad estructural del paisaje se refiere a la configuración espacial y heterogeneidad de los distintos tipos de vegetación y usos del suelo (Turner & Gardner, 2015).

Figura 35

Diversidad estructural de la vegetación. La figura ejemplifica la manera como la vegetación se puede organizar especialmente en el territorio.

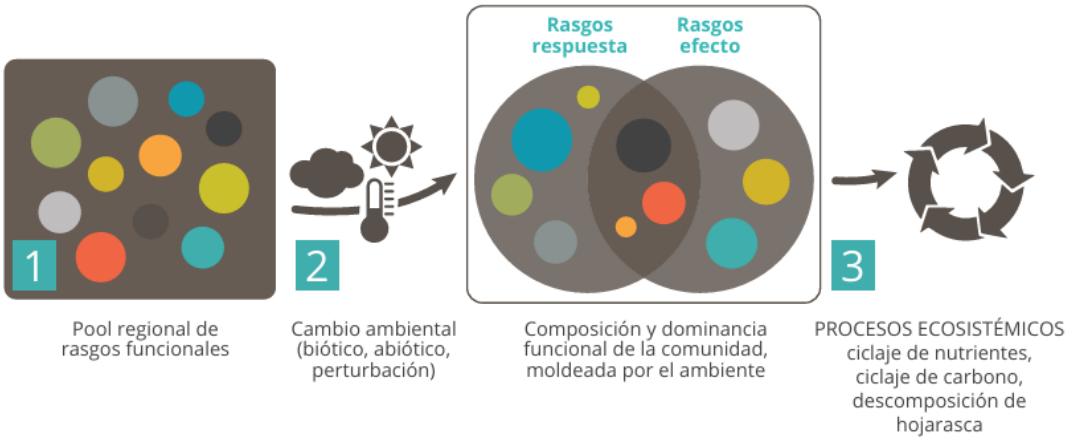


Por otra parte, los atributos funcionales se enfocan en el valor, rango y abundancia relativa de los rasgos funcionales de las plantas dentro de una comunidad y cómo estos rasgos influyen en cómo opera o funciona el ecosistema (Petchey & Gaston, 2002). Los rasgos funcionales son atributos morfológicos, fisiológicos o fenológicos medibles a nivel individual (como el área foliar específica, la altura de la planta, el tamaño de la semilla, el contenido de nutrientes en los tejidos, la eficiencia en el uso del agua o la estrategia fotosintética) que afectan el rendimiento de la planta (su crecimiento, supervivencia y reproducción) y determinan su rol e impacto en el ecosistema.

Los rasgos reflejan las estrategias ecológicas de las plantas para adquirir y utilizar recursos, competir y persistir en su ambiente (Figura 36). Se pueden distinguir rasgos de respuesta, que determinan cómo las plantas reaccionan a los factores ambientales, y rasgos de efecto, que describen cómo las plantas modifican su entorno e influyen en los procesos ecosistémicos, aunque frecuentemente un mismo rasgo cumple ambas funciones (Violle et al., 2007; Salgado-Negret & Paz, 2015).

Figura 36

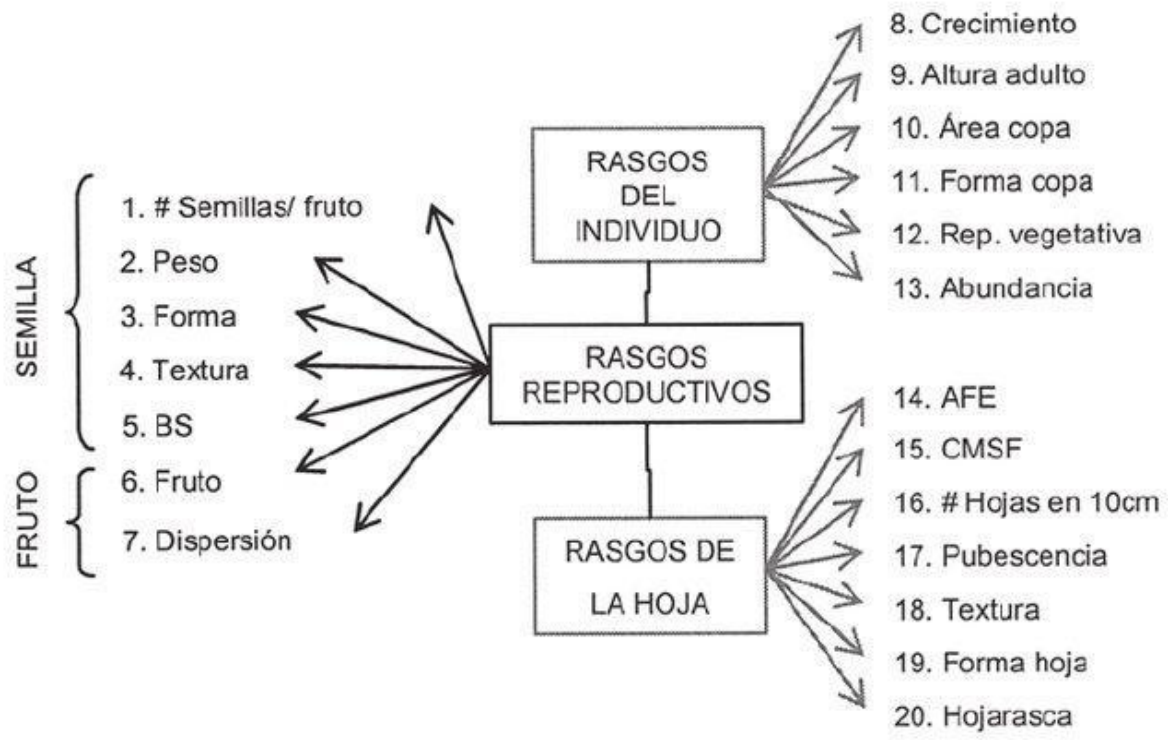
Marco conceptual para rasgos respuesta y rasgos efecto. Tomado de: Salgado-Negret & Paz, 2015.



La diversidad funcional puede ser evaluada categorizando las especies en grupos funcionales de plantas que reúnen especies con atributos o respuestas ecológicas similares (Laughlin, 2023; Montenegro & Vargas, 2008). Alternativamente, se pueden utilizar índices continuos que miden directamente la distribución de los valores de los rasgos en un espacio multidimensional, capturando la riqueza funcional (amplitud del espacio de rasgos ocupado), la uniformidad funcional (regularidad de la distribución de abundancias dentro de ese espacio) y la divergencia funcional (grado en que las especies más abundantes poseen rasgos extremos). Los valores medios de rasgos ponderados por la comunidad también sirven como importantes indicadores de la estructura funcional predominante y su relación con las funciones del ecosistema (de Bello et al., 2021) (Figura 37).

Figura 37

Descripción de algunos rasgos funcionales de plantas. Tomado de Montenegro & Vargas (2008).



2.8.3 Interacciones Planta-Suelo y Planta-Fauna

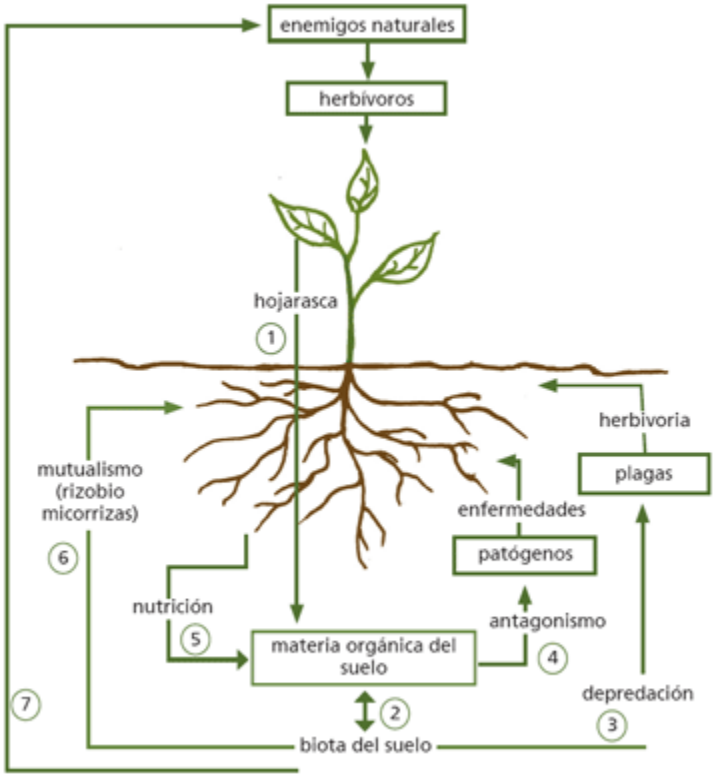
a) Interacciones Planta-Suelo

Las interacciones planta-suelo comprenden el conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos recíprocos que ocurren entre la vegetación y el componente edáfico del ecosistema. El conocimiento detallado de estas interacciones y ciclos es fundamental para comprender la estructura, estabilidad y funcionamiento general de los ecosistemas, incluyendo procesos clave como el secuestro de carbono y los flujos de energía mediados por la biota del suelo (Schulze et al., 2019b).

Las interacciones entre las plantas y el suelo son bidireccionales. Las plantas absorben nutrientes del suelo, incorporándose a su biomasa, y los retornan a través de la caída de tejidos (hojarasca, raíces finas) y la liberación de exudados radiculares, cerrando así los ciclos de nutrientes. El sistema radicular modifica físicamente el suelo, mejorando la estructura, la porosidad y la infiltración de agua, y creando hábitats para la microbiota (Nicholls & Altieri, 2020). Los exudados radiculares son una fuente de carbono crucial para los microorganismos del suelo, modulando la composición y actividad de la comunidad microbiana en la rizosfera (la zona de influencia directa de la raíz) y fomentando relaciones simbióticas (e.g., micorrizas, fijación de nitrógeno) que mejoran la nutrición y resistencia de la planta (Zhao & Riaz, 2024) (Figura 38).

Figura 38

Interacciones planta-suelo. Tomado de Nicholls & Altieri (2020).



Las plantas contribuyen significativamente al secuestro de carbono, tanto en su biomasa aérea y subterránea como en la materia orgánica del suelo. Además, la cubierta vegetal y las raíces estabilizan el suelo, reduciendo la erosión hídrica y eólica. Existe una retroalimentación importante donde las características específicas de las especies vegetales (e.g., química de la hojarasca, tasas de absorción de nutrientes) influyen en las tasas de los ciclos biogeoquímicos, y a su vez, las propiedades del suelo condicionan la distribución de las especies (Clark, 2002).

b) Interacciones Planta-Fauna

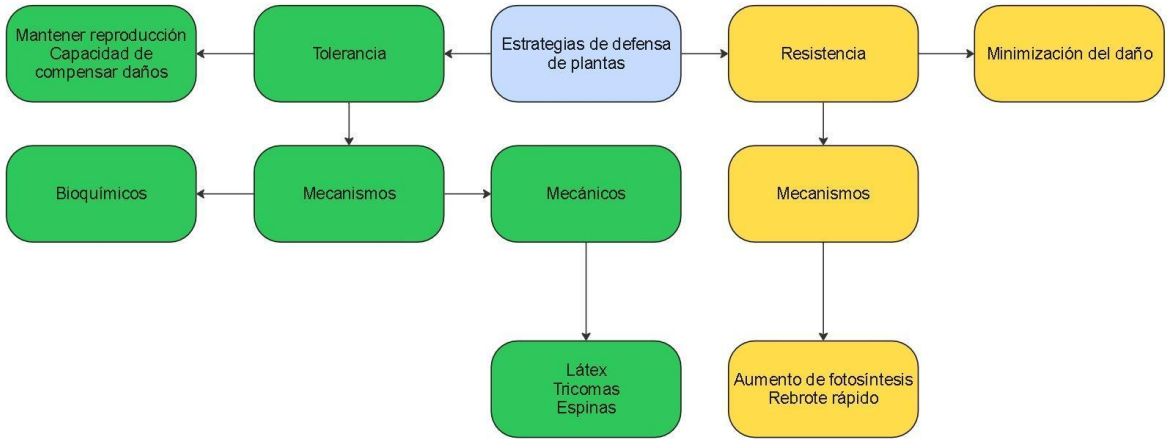
Los organismos vegetales y animales se encuentran relacionados a través de interacciones que conforman complejas redes tróficas y de interdependencia a nivel de comunidad y ecosistema producto de su coevolución. Un ejemplo de esto es la dependencia animal de especies vegetales específicas para su subsistencia, al igual que la dependencia de numerosas plantas con flores de vectores animales para la polinización y, particularmente en bosques tropicales, la dispersión zoócora de sus semillas (Schulze et al., 2019b).

Las interacciones planta-fauna más comunes se pueden clasificar en cinco grandes categorías conocidas como herbivoría, carnivoría vegetal, polinización, dispersión y simbiosis micorrícica. La herbivoría, es decir el consumo de biomasa vegetal por

animales, es un proceso ecológico clave que afecta la aptitud individual de las plantas, la dinámica poblacional, y la composición, estructura y diversidad de las comunidades vegetales. Los efectos varían con la intensidad del pastoreo (ej., baja intensidad puede aumentar la diversidad al reducir especies dominantes; alta intensidad favorece especies tóxicas o espinosas). Las plantas han desarrollado dos estrategias principales para afrontar la herbivoría: tolerancia y resistencia. La tolerancia se refiere a la capacidad de compensar el daño y mantener la reproducción (ej., rebrote rápido, aumento de fotosíntesis) mientras que la resistencia se refiere al desarrollo de rasgos en las plantas que reducen la cantidad de daño sufrido (ej., defensas mecánicas como espinas, tricomas, látex; defensas bioquímicas) (Moura et al., 2021) (Figura 39).

Figura 39

Estrategias de defensa de plantas.



Por otra parte, la carnivoría vegetal se refiere a aquellas adaptaciones morfológicas de las plantas para atraer, capturar y digerir presas animales (principalmente insectos), absorbiendo sus nutrientes. Los mecanismos incluyen trampas de caída, pegajosas, de succión o de cierre rápido (Fotografía 1). La carnivoría es típica de hábitats pobres en nutrientes (especialmente nitrógeno), sugiriendo que es una adaptación para la adquisición de nutrientes más que de energía. Las plantas carnívoras utilizan señuelos como néctar, colores y compuestos volátiles (Freund et al., 2022).

Fotografía 1

Las plantas carnívoras utilizan señuelos como néctar, colores y compuestos volátiles (Freund et al., 2022).



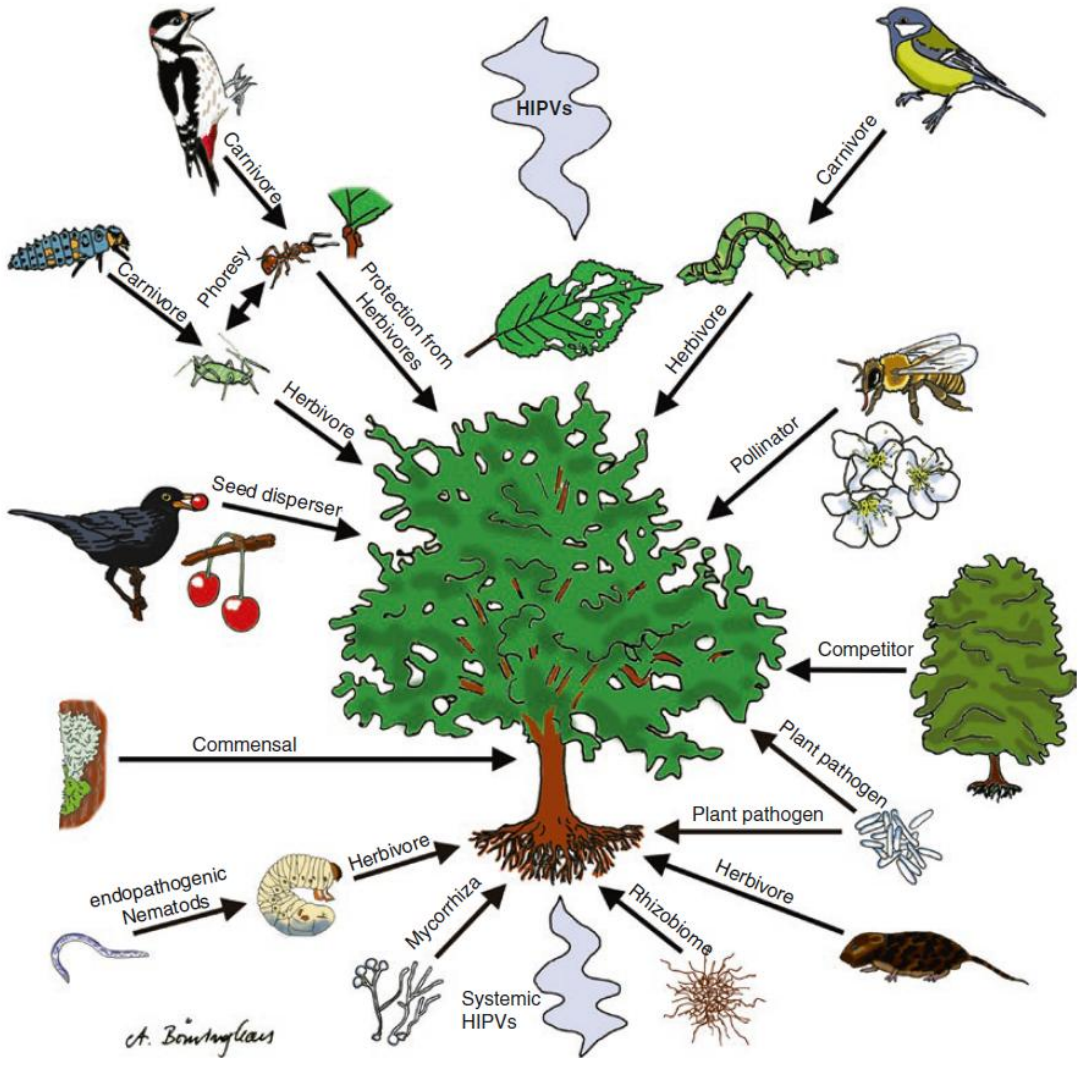
La polinización es la transferencia de polen mediada principalmente por viento o animales y tiene como propósito el intercambio genético. La polinización por animales, aunque generalmente cubre distancias menores, puede ser más eficiente debido al comportamiento dirigido de los animales hacia los recursos florales (recompensas como néctar, polen, aceites, resinas). Los polinizadores aprenden a asociar fenotipos florales con recompensas, lo que puede llevar a visitas preferenciales a un tipo de flor, beneficiando a la planta al aumentar la probabilidad de transferencia de polen. La morfología floral actúa como un filtro importante, determinando qué animales pueden acceder a las recompensas y afectando la eficiencia de la transferencia de polen. La especificidad del polinizador y su tipo de interacción puede conducir al aislamiento etológico y contribuir a la especiación vegetal (Torezan-Silingardi et al., 2021).

La dispersión de semillas lejos de la planta madre es crucial para las plantas, puesto que permite escapar de la competencia denso-dependiente, depredadores/patógenos asociados a la planta madre (hipótesis de Janzen-Connell) y colonizar nuevos hábitats (Comita et al., 2014; Janzen, 1970). Los animales frugívoros pueden dispersar semillas a distancias variables (desde metros hasta kilómetros), y su movimiento no aleatorio a través del paisaje puede depositar semillas en microhábitats favorables para el establecimiento (Corlett, 2021). Sin embargo, la zoocoria también puede llevar a la agregación de semillas o a la depredación. La dispersión secundaria por animales que almacenan semillas puede ser significativa. De igual forma, rasgos funcionales de los frutos cumplen el rol de atraer dispersores legítimos (mediante nutrientes como lípidos y carbohidratos) y disuadir a consumidores no deseados (microorganismos, insectos frugívoros, mamíferos depredadores de semillas) mediante compuestos secundarios defensivos (Restrepo, 2002) (Figura 40).

Por último, la simbiosis micorrícica es una asociación mutualista entre plantas y hongos del suelo que implica un intercambio de recursos (carbohidratos de la planta por nutrientes minerales y protección del hongo). Esta asociación difiere de la polinización y dispersión en que la planta tiene un mayor control sobre la elección del hongo (Reverchon & Méndez-Bravo, 2021).

Figura 40

Diferentes interacciones entre las plantas y la fauna. Dentro de las más destacadas se resaltan la polinización, dispersión de semillas, simbiosis micorrízicas y herbivoría. Tomado de (Schulze et al., 2019).



2.8.4 Procesos de la Vegetación: Regeneración Natural y limitaciones en el reclutamiento

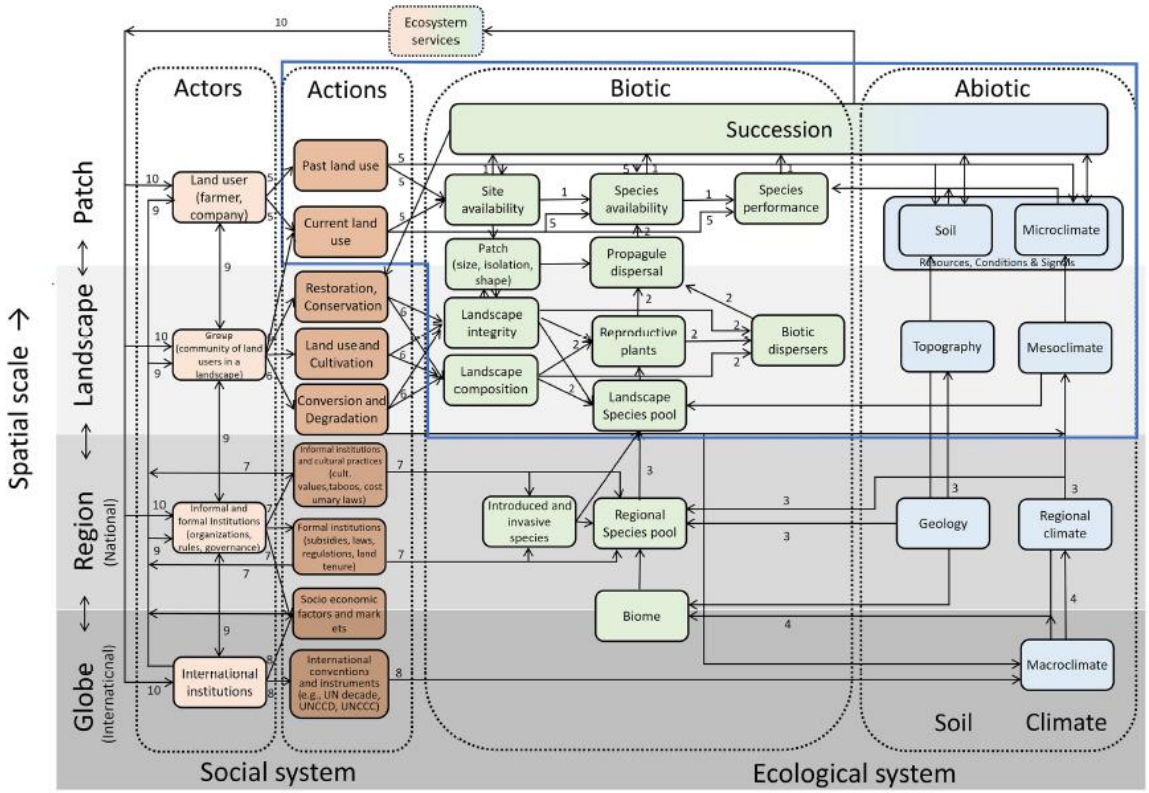
Los procesos de la vegetación son los mecanismos mediante los cuales las comunidades vegetales se desarrollan, se mantienen o se transforman en el tiempo. Entre estos procesos se destaca la regeneración natural, esencial para la resiliencia y continuidad ecológica de los ecosistemas (Chapin et al., 2011). La regeneración natural se refiere a los procesos mediante los cuales las comunidades vegetales se recuperan tras eventos de disturbios. Esta recuperación se manifiesta como sucesión vegetal, un proceso

ecológico fundamental caracterizado por cambios en la composición de especies, la estructura de la comunidad y las propiedades del ecosistema a lo largo del tiempo (Guariguata & Ostertag, 2002).

La sucesión es determinada por un conjunto de filtros ecológicos y ambientales en el reclutamiento (Holl et al., 2000; Nuttle et al., 2004; Temperton & Hobbs, 2004; Palma et al., 2021) (Figura 41). Estos filtros determinan qué potenciales colonizadores lograrán establecerse y persistir exitosamente. Los filtros dependerán de los sitios viables para la llegada de propágulos y, en segundo lugar, a la germinación, supervivencia y crecimiento temprano de las plántulas bajo las condiciones prevalecientes en el sitio. La comprensión de cómo operan estos filtros es esencial para descifrar la dinámica sucesional y predecir sus trayectorias. En general estos filtros y limitaciones estarán dadas por la disponibilidad de sitios, la disponibilidad de especies y el desempeño de estas (Poorter et al., 2024).

Figura 41

Marco para la sucesión de la vegetación. Tomado de Poorter et al. (2024)



La disponibilidad de sitios es generada primordialmente por disturbios. Estos eventos pueden ser de origen natural (ej. deslizamientos de tierra, incendios, inundaciones) o antropogénicos (principalmente asociados al uso pasado y actual del suelo). Un disturbio (Pickett & White, 1985; Pickett et al, 1989) se define como un evento discreto y relativamente súbito que elimina parcial o totalmente la biomasa aérea y/o el suelo,

modificando así las condiciones abióticas locales y creando espacios abiertos para el establecimiento vegetal (Poorter et al., 2024).

Los disturbios tienen diferentes atributos de acuerdo con su tipo y características y la naturaleza de la sucesión dependerá críticamente de los legados biológicos remanentes. La sucesión secundaria ocurrirá en sitios con legados significativos (suelo, propágulos), siendo generalmente más rápida. La sucesión primaria se inicia sobre sustratos nuevos o recientemente expuestos sin memoria ecológica, siendo mucho más lenta (Chapin et al., 2011).

Aparte del legado biológico, características del disturbio como su tipo, tamaño, intensidad, frecuencia y patrón temporal del disturbio determinan las condiciones iniciales e influyen en las trayectorias sucesionales. Así mismo el origen de la perturbación debido a actividades humanas (cambio climático, uso del suelo) modifican los regímenes de perturbación natural. La intensidad de uso del suelo, pasada y actual es un factor antropogénico clave que determinará la calidad del sitio (ej. Propiedades físicas y químicas asociadas a su fertilidad) y agotará el pool de propágulos locales, afectando la velocidad y dirección de la sucesión (Poorter et al., 2024).

- **Disponibilidad de Especies**

Una vez está disponible el sitio, la disponibilidad de especies es crucial y estará determinada por la llegada y presencia de propágulos viables. Este proceso está frecuentemente restringido por la limitación por semillas, es decir, la cantidad o calidad de propágulos que alcanzan un sitio es insuficiente para el establecimiento exitoso, incluso con condiciones favorables. La disponibilidad de especies dependerá de la dispersión de propágulos en el paisaje y la disponibilidad de propágulos en el sitio (van Breugel et al., 2024).

La dispersión de Propágulos desde sitios vecinos dependerá de la cantidad y calidad de las fuentes de propágulos disponibles, es decir, su presencia, abundancia, fecundidad y proximidad de plantas reproductivas en el paisaje. La fragmentación del paisaje o baja abundancia en el paisaje aumentan su limitación. Asimismo, una polinización restringida puede reducir indirectamente la disponibilidad de semillas. De igual forma, la presencia y tipo de dispersores (ej. Zoocoria o anemocoria) imponen una fuerte limitación, especialmente para especies dependientes o de larga distancia (Corlett, 2021; Palma et al., 2021; Restrepo, 2002).

Por otra parte, la disponibilidad de Propágulos en el sitio estará determinada por la lluvia de propágulos interna, su banco de propágulos, su banco de plántulas y plantas remanentes. El banco de semillas es la reserva persistente, crucial para especies pioneras y su agotamiento intensifica la limitación. Mientras que el banco de plántulas y plantas remanentes pueden ser útiles para tener un punto avanzado de regeneración natural y se útiles como plantas nodrizas que pueden eludir parcialmente la limitación por semillas. De igual forma, los rebrotes, es decir la regeneración vegetativa, ayuda a mitigar la limitación por semillas (Poorter et al., 2024).

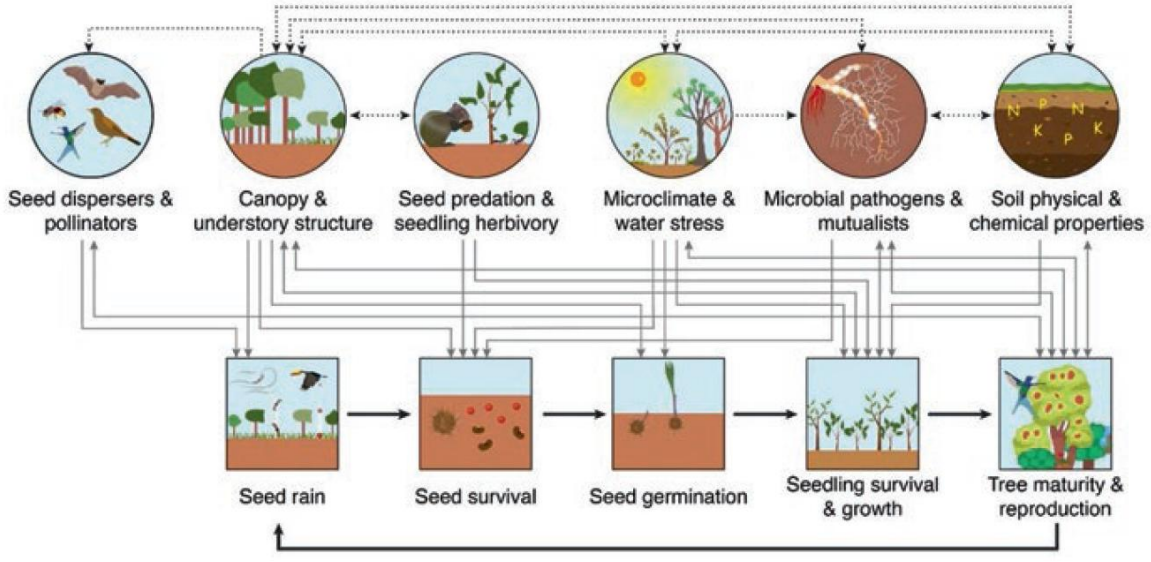
- **Desempeño de las Especies**

El éxito final de los propágulos que llegan depende del desempeño de las especies en las etapas tempranas (germinación, establecimiento, supervivencia inicial) (van Breugel et al., 2024). Este desempeño está frecuentemente restringido por la limitación por establecimiento, es decir, donde las condiciones del sitio o interacciones bióticas impiden que semillas viables o plántulas prosperen. La limitación en el establecimiento dependerá del ambiente biótico de los sitios, tales como disponibilidad de recursos como agua o suelos, así como por las condiciones desfavorables que pueden ocurrir (sequía, temperaturas extremas, toxicidad) (Poorter et al., 2024) (Figura 42).

Otro factor fundamental que determina el desempeño de las especies es su tipo de rasgos funcionales y de historia de vida, los cuales determinan su capacidad para germinar, sobrevivir y crecer (Tucker et al., 2023). Ejemplo de lo anterior es el tamaño de la semillas, tolerancia a condiciones adversas y la defensa a las tensiones o amenazas, entre otras. La falta de rasgos adecuados para las condiciones del sitio resulta en limitación por establecimiento. Además, estos rasgos influyen sobre las interacciones planta-planta, a través de competencia temprana, alelopatía y facilitación por nodrizas; interacciones planta-animal, mediante la depredación de semillas post dispersión y herbivoría de plántulas, e interacciones planta-microbio, debido a patógenos o ausencia de micorrizas mutualistas que puede limitar el establecimiento, principalmente en suelos pobres (Schulze et al., 2019b).

Figura 42

Condiciones de sitio y limitación al desarrollo de plantas en distintas etapas. Tomado de Tucker et al. (2023).



2.8.5 Patrones de Distribución de las Especies de Plantas en el Ecosistema y el Paisaje

Los patrones de distribución espacial en plantas describen la disposición geográfica de los individuos de una especie. Estos patrones son el resultado emergente de los mecanismos de dispersión de propágulos inherentes a cada especie, interactuando con un conjunto complejo de factores ambientales. Estos patrones no son estáticos, puesto que exhiben una variabilidad temporal significativa, influenciada por la dinámica cambiante de factores abióticos y bióticos en escalas de tiempo diversas (Schulze et al., 2019c) (Figura 43).

Los patrones de distribución espacial de las plantas se clasifican generalmente en tres categorías principales: 1) agregada, 2) regular y 3) aleatoria. La distribución agrupada suele ser común en la vegetación natural. Esto se atribuye principalmente a la heterogeneidad espacial de los recursos abióticos y bióticos necesarios para el establecimiento y crecimiento vegetal. Dado que estos recursos a menudo presentan una estructura en mosaico, las especies y comunidades vegetales tienden a concentrarse en áreas favorables, resultando en una distribución agregada. A menor escala, la agregación espacial puede ser consecuencia de una sombra de semillas restringida (limitación en la dispersión) o de patrones de dispersión secundaria por animales (zoocoria) donde la deposición de semillas ocurre cerca de la fuente. En ecosistemas tropicales, investigaciones han documentado una proporción significativamente mayor de especies arbóreas con distribución agregada frente a aleatoria, sugiriendo una fuerte influencia de la dispersión por animales en estos ecosistemas.

Figura 43

Tipos de distribución espacial. Tomado de Vásquez & Tovar (2007).



Por otra parte, la distribución regular se caracteriza por una disposición espacial uniforme de los individuos, donde los propágulos se dispersan de manera equidistante en el área. Este no es un patrón común en condiciones naturales. Su ocurrencia puede asociarse a condiciones ambientales que cambian de forma regular a lo largo de un gradiente (e.g.,

comunidades vegetales a lo largo de riberas fluviales, influenciada por la hidrología y las propiedades de los suelos) o a interacciones competitivas intensas entre individuos por un recurso limitante, como el agua en ecosistemas áridos o semiáridos. Cabe destacar que muchos ejemplos de regularidad aparente en la naturaleza son, de hecho, de origen antropogénico, como en plantaciones forestales o cultivos agrícolas.

Por último, la distribución aleatoria es aquella donde la posición de cada individuo es independiente de la posición de los demás. Su ocurrencia es también infrecuente y requiere el cumplimiento condiciones como que la especie debe ser generalista, poseyendo un nicho ecológico amplio en términos de requerimientos de recursos, y la distribución espacial de dichos recursos debe ser relativamente homogénea. Bajo estas condiciones, tanto los factores abióticos como los bióticos, y consecuentemente los individuos de la especie, se distribuyen de manera impredecible en el espacio. Vectores de dispersión como el viento (anemocoria) y ciertos animales pueden contribuir a la generación de patrones aleatorios bajo las condiciones adecuadas.

2.8.6 Gestión de la Vegetación y su Relevancia en el Bienestar Humano

La gestión de la vegetación comprende las acciones y enfoques planificados para conservar, restaurar o aprovechar sosteniblemente los recursos naturales, principalmente de la vegetación. Dentro de estas acciones, una de las más importantes es la gestión del paisaje, entendida como el conjunto de prácticas y estrategias aplicadas para mantener, mejorar o restaurar la cubierta vegetal y sus funciones ecológicas asociadas, con el objetivo último de asegurar la provisión sostenible de bienes y servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano. Este enfoque reconoce que los paisajes son mosaicos de usos del suelo interconectados (forestales, agrícolas, asentamientos, cuerpos de agua) y que la gestión efectiva de la vegetación requiere considerar estas interacciones y la dinámica socioecológica a largo plazo (Zerbe, 2022).

En el marco de la gestión, la restauración del paisaje forestal (RPF) se conceptualiza como un proceso intencional y a largo plazo enfocado en recuperar la funcionalidad ecológica y mejorar el bienestar humano en paisajes forestales deforestados o degradados (Mansourian, 2021). Este enfoque, junto con enfoques como la restauración productiva, por ejemplo, son acercamientos muy destacados para la restauración. Fundamentalmente, la RPF opera a escala de *paisaje* (cuencas hidrográficas, jurisdicciones, biomas), tanto en sitios o áreas individuales como múltiples, buscando restaurar un mosaico de usos del suelo que ofrezca múltiples beneficios (ecológicos, sociales, económicos) y se adapte a las necesidades presentes y futuras. La FLR aborda desafíos críticos como la seguridad hídrica y alimentaria, la mitigación y adaptación al cambio climático, la reducción del riesgo de desastres y la conservación de la biodiversidad, contribuyendo al cumplimiento de objetivos globales de sostenibilidad y neutralidad en la degradación de la tierra. Su implementación se guía por principios clave que incluyen el manejo adaptativo, la adaptación al contexto local (social, cultural, económico, ecológico), la restauración de múltiples funciones, el mantenimiento y mejora

de ecosistemas naturales dentro del paisaje, y la participación de los actores locales (Lamb et al., 2012).

2.8.7 Gestión y Restauración de la Vegetación en Paisajes

Las intervenciones de (RPF) es una propuesta que envuelve varias aproximaciones a la restauración, aplicables tanto en paisajes culturales tradicionales como en otros contextos degradados, se clasifican según el tipo de uso del suelo predominante y el objetivo de la gestión de la vegetación. Los tres principales tipos de clasificación son: i) la gestión y restauración de tierras forestales, ii) tierras agrícolas y tierras de protección, y iii) zonas de amortiguamiento (Mcbreen & Jewell, 2023).

La gestión y restauración de Tierras Forestales ocurre en paisajes donde la vegetación dominante es o debería ser el bosque, la gestión se enfoca tanto en el uso sostenible de los bosques existentes como en la restauración de áreas degradadas o deforestadas. Los paisajes forestales tradicionales se caracterizan por el manejo para la obtención de madera y una amplia gama de Productos Forestales No Maderables (PFNM), cruciales para los medios de vida locales. Las intervenciones de FLR en estas tierras incluyen la regeneración natural asistida, los bosques plantados y la silvicultura sostenible.

La Regeneración Natural Asistida es una estrategia de bajo costo que acelera la sucesión forestal natural eliminando barreras (e.g., competencia de malezas, incendios, pastoreo no controlado) y facilitando el establecimiento y crecimiento de especies arbóreas nativas. Puede incluir técnicas como la plantación de enriquecimiento con especies deseadas o el fomento de dispersores de semillas (Shono et al., 2007).

Por otra parte, los bosques plantados y parcelas forestales incluyen el establecimiento activo de árboles en tierras previamente deforestadas, con fines diversos como producción de leña, madera, postes, frutos, o para iniciar la rehabilitación ecológica en sitios muy degradados, facilitando la posterior colonización por especies nativas.

La silvicultura sostenible mientras tanto, se encarga de la aplicación de prácticas silvícolas en bosques existentes (incluyendo bosques degradados) para mejorar su calidad, estructura, composición y función (enfocada en aumento de biomasa) (e.g., aclareos, manejo de la regeneración, control de especies invasoras), asegurando la provisión continua de bienes y servicios y aumentando el almacenamiento de carbono.

La gestión y restauración en tierras agrícolas es recomendable en paisajes dominados por la agricultura. Allí, la gestión de la vegetación busca integrar elementos leñosos y/o mejorar las prácticas agrícolas para aumentar la sostenibilidad, la resiliencia y la productividad, beneficiando directamente el bienestar humano a través de la seguridad alimentaria y la diversificación de ingresos. Las intervenciones clave incluyen sistemas agroforestales, mejora de la gestión de tierras productivas y manejo mejorado de barbechos.

Los sistemas agroforestales son una estrategia de manejo donde se da la integración intencional de árboles y arbustos en tierras de cultivo o pastoreo. Estos sistemas, son comunes en muchos paisajes agroforestales tradicionales y ofrecen múltiples beneficios (productos diversificados como alimentos, madera, forraje; mejora de la fertilidad del suelo; control de la erosión; microclima favorable; hábitat para biodiversidad). Existen diversas modalidades como sistemas lineales (cercas vivas, cortavientos), cultivos bajo sombra, huertos caseros tradicionales (alta diversidad y múltiples estratos), sistemas Taungya y agroforestería sucesional (que imita la sucesión natural). Los sistemas Taungya son una forma de agroforestería donde agricultores locales cultivan cosechas agrícolas durante los primeros años de una plantación forestal, entre las hileras de árboles jóvenes. Esta práctica reduce los costos de establecimiento y mantenimiento de la plantación, a la vez que proporciona alimentos e ingresos a las comunidades locales hasta que los árboles crecen y cierran el dosel (Nair et al., 2021). La selección de especies (tanto leñosas como agrícolas) debe complementar el crecimiento mutuo y adaptarse a las condiciones y mercados locales.

Por su parte, la mejora de la gestión de tierras productivas es la adopción de prácticas de agricultura de conservación (e.g., labranza reducida, cultivos de cobertura, manejo integrado de nutrientes) en tierras de cultivo, incluyendo aquellas dentro de sistemas agroforestales o en paisajes tradicionalmente agrícolas. Esto busca conservar la fertilidad del suelo a largo plazo, aumentar la resiliencia a la variabilidad climática y sostener los medios de vida.

El manejo mejorado de barbechos se da en sistemas de agricultura no permanente a través de la gestión activa de la vegetación durante el periodo de descanso para acelerar la recuperación de la fertilidad del suelo y, potencialmente, obtener productos adicionales (e.g., mediante control de incendios, plantación selectiva de especies leñosas).

Por último, la gestión de la vegetación en tierras de protección y zonas de amortiguamiento se enfoca en áreas críticas para la protección contra riesgos naturales o para la conservación de recursos vitales. La gestión adecuada de la vegetación en estas zonas (e.g., laderas empinadas, riberas de ríos, áreas propensas a inundaciones) es crucial para la seguridad humana, la protección de infraestructuras y la calidad del agua. Las intervenciones incluyen el establecimiento o mejora de cubiertas forestales protectoras, el control de la erosión mediante técnicas de bioingeniería y la creación o restauración de zonas de amortiguamiento ribereñas con vegetación nativa.

Referencias

Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). Temporal Dynamics. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, 339–367. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9_12

Clark, D. (2002). Los factores edaficos y la distribution de las plantas. En M. Guariguata & G. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (1a ed., Vol. 1, pp. 193–221).

Comita, L. S., Queenborough, S. A., Murphy, S. J., Eck, J. L., Xu, K., Krishnadas, M., Beckman, N., & Zhu, Y. (2014). Testing predictions of the Janzen–Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance- and density-dependent seed and seedling survival. *Journal of Ecology*, *102*(4), 845–856. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12232

Corlett, R. T. (2021). Frugivory and Seed Dispersal. En K. Del Claro & H. Torezan-Silingardi (Eds.), *Plant-Animal Interactions: Source of Biodiversity* (pp. 175–204). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_7

Coverdale, T. C., & Davies, A. B. (2023). Unravelling the relationship between plant diversity and vegetation structural complexity: A review and theoretical framework. *Journal of Ecology*, *111*(7), 1378–1395. https://doi.org/10.1111/1365-2745.14068;CTYPE:STRING:JOURNAL

de Bello, F., Carmona, C. P., Dias, A. T. C., Götzenberger, L., Moretti, M., & Berg, M. P. (2021). Handbook of Trait-Based Ecology: From Theory to R Tools. En *Handbook of Trait-Based Ecology: From Theory to R Tools*. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781108628426

Font Quer, P. (2001). Diccionario de botánica. Ed. *Península, Barcelona*.

Freund, M., Graus, D., Fleischmann, A., Gilbert, K. J., Lin, Q., Renner, T., Stigloher, C., Albert, V. A., Hedrich, R., & Fukushima, K. (2022). The digestive systems of carnivorous plants. *Plant Physiology*, *190*(1), 44–59. https://doi.org/10.1093/PLPHYS/KIAC232

Guariguata, M., & Ostertag, R. (2002). Sucesión secundaria. En M. Guariguata & M. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (1a ed., Vol. 1, pp. 591–623). https://www.researchgate.net/publication/235942869

Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*, *8*(4), 339–349. https://doi.org/10.1046/J.1526-100X.2000.80049.X

Janzen, D. (1970). Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. *American Naturalist*, *104*(940), 501–528. https://www.researchgate.net/profile/Daniel-Janzen/publication/232128658_Janzen_D_H_Herbivores_and_number_of_tree_species_in_tropical_forests_American_Naturalist/links/544100410cf2e6f0c0f45e38/Janzen-D-H-Herbivores-and-number-of-tree-species-in-tropical-forests-American-Naturalist.pdf

Lamb, D., Stanturf, J., & Madsen, P. (2012). What Is Forest Landscape Restoration? En D. Lamb, J. Stanturf, & P. Madsen (Eds.), *Forest landscape restoration* (pp. 3–23). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5326-6_1

Laughlin, D. (2023). *Plant strategies : the demographic consequences of functional traits in changing environments*. Oxford University Press. https://global.oup.com/academic/product/plant-strategies-9780192867957

Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology*, *31*(19), R1174–R1177. https://doi.org/10.1016/J.CUB.2021.07.049

Mansourian, S. (2021). From landscape ecology to forest landscape restoration. *Landscape Ecology*, *36*(8), 2443–2452. https://doi.org/10.1007/S10980-020-01175-6/METRICS

Mcbreen, J., & Jewell, N. (2023). *Forest landscape restoration interventions Mano River Union*. www.iucn.org

Montenegro, A. L., & Vargas, O. (2008). Atributos vitales de especies leñosas en bordes de bosque altoandino de la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, *56*(2), 705-720.

Moura, R. F., Colberg, E., Alves-Silva, E., Mendes-Silva, I., Fagundes, R., Stefani, V., & Del-Claro, K. (2021). Biotic Defenses Against Herbivory. En K. Del Claro & H. Torezan-Silingardi (Eds.), *Plant-Animal Interactions: Source of Biodiversity* (pp. 93–118). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_5

Nair, P.K.R., Kumar, B. M., Nair, V. D., Nair, P. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2021). Shifting cultivation and taungya. *An Introduction to Agroforestry.* 61-86.

Nicholls, C., & Altieri, M. (2020). Suelos saludables, plantas saludables: la evidencia agroecológica. *LEISA revista de agroecología*, *36*(4), 13-15.

Nuttle, T., Hobbs, R. J., Temperton, V. M., & Halle, S. (2004). Assembly rules and ecosystem restoration: where to from here. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*, *5*, 410.

Palma, A. C., Goosem, M., Fensham, R. J., Goosem, S., Preece, N. D., Stevenson, P. R., & Laurance, S. G. W. (2021). Dispersal and recruitment limitations in secondary forests. *Journal of Vegetation Science*, *32*(1), e12975. https://doi.org/10.1111/JVS.12975;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER

Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, *5*(3), 402–411. https://doi.org/10.1046/J.1461-0248.2002.00339.X

Pickett, S. T., Pickett, S. T., & White, P. S. (Eds.). (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press.

Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J., & Collins, S. L. (1989). The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, 129-136.

Poorter, L., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., Hordijk, I., Kok, J., Laurance, S. G. W., Martínez-Ramos, M., Matsuo, T., Meave, J. A., Muñoz, R., Peña-Claros, M., van Breugel, M., Herault, B., Jakovac, C. C., Lebrija-Trejos, E., Norden, N., & Lohbeck, M. (2024). A comprehensive framework for vegetation succession. *Ecosphere*, *15*(4), e4794. https://doi.org/10.1002/ECS2.4794;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:21508925;WGROUP:STRING:PUBLICATION

Restrepo, C. (2002). Frugivoría. En M. Guariguata & M. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (1a ed., Vol. 1, pp. 531–557). https://tlselab.uprrp.edu/documents/Restrepo_2002.pdf

Reverchon, F., & Méndez-Bravo, A. (2021). Plant-Mediated Above- Belowground Interactions: A Phytobiome Story. En K. Del Claro & H. Torezan-Silingardi (Eds.), *Plant-Animal Interactions: Source of Biodiversity* (pp. 205–231). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_8

Salgado-Negret, B., & Paz, H. (2015). Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos In Salgado-Negret B.(Ed.), La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones (pp. 12–35). *Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.*

Shono, K., Cadaweng, E. A., & Durst, P. B. (2007). Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. Restoration Ecology, 15(4), 620-626. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00274.x

Schulze, E.-D., Beck, E., Buchmann, N., Clemens, S., Müller-Hohenstein, K., & Scherer-Lorenzen, M. (2019a). Biodiversity. En *Plant Ecology* (pp. 743–823). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8_20

Schulze, E.-D., Beck, E., Buchmann, N., Clemens, S., Müller-Hohenstein, K., & Scherer-Lorenzen, M. (2019b). Interactions Between Plants, Plant Communities and the Abiotic and Biotic Environment. En *Plant Ecology* (pp. 689–741). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8_19

Schulze, E.-D., Beck, E., Buchmann, N., Clemens, S., Müller-Hohenstein, K., & Scherer-Lorenzen, M. (2019c). Spatial Distribution of Plants and Plant Communities. En *Plant Ecology* (pp. 657–688). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8_18

Temperton, V. M., & Hobbs, R. J. (2004). The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*, *5*, 34.

Torezan-Silingardi, H. M., Silberbauer-Gottsberger, I., & Gottsberger, G. (2021). Pollination Ecology: Natural History, Perspectives and Future Directions. En *Plant-Animal Interactions: Source of Biodiversity* (pp. 119–174). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_6

Tucker, N. I., Elliott, S., Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2023). Restoring tropical forests: Lessons learned from case studies on three continents. In *Ecological Restoration: Moving Forward using Lessons Learned* (pp. 63-101). Springer International Publishing.

Turner, M. G., & Gardner, R. H. (2015). Ecosystem Processes in Heterogeneous Landscapes. En *Landscape Ecology in Theory and Practice* (2a ed., pp. 287–332). Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4_8

van Breugel, M., Bongers, F., Norden, N., Meave, J. A., Amissah, L., Chanthorn, W., Chazdon, R., Craven, D., Farrior, C., Hall, J. S., Hérault, B., Jakovac, C., Lebrija-Trejos, E., Martínez-Ramos, M., Muñoz, R., Poorter, L., Rüger, N., van der Sande, M., & Dent, D. H. (2024). Feedback loops drive ecological succession: towards a unified conceptual framework. *Biological Reviews*, *99*(3), 928–949. https://doi.org/10.1111/BRV.13051

van der Maarel, E. (2005). Vegetation ecology–an overview. *Vegetation ecology*, *3*, 1-51.

Vásquez, P., & Tovar, C. (2007). La fauna silvestre en la Reserva Nacional Pacaya Samiria: Una guía para el manejo comunal. Centro de Datos para la Conservación-Universidad Nacional Agraria la Molina, ProNaturaleza. *The Nature Conservancy, USAID, Lima, Peru*.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, *116*(5), 882–892. https://doi.org/10.1111/J.0030-1299.2007.15559.X;WGROUP:STRING:PUBLICATION

Whittaker, R. (1972). EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY. *TAXON*, *21*(2–3), 213–251. https://doi.org/10.2307/1218190

Zerbe, S. (2022). Types of Traditional Cultural Landscapes Throughout the World. En *Restoration of multifunctional cultural landscapes* (pp. 19–76). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-95572-4_2

Zhao, S., & Riaz, M. (2024). Plant–Soil Interactions and Nutrient Cycling Dynamics in Tropical Rainforests. En *Environment, Climate, Plant and Vegetation Growth* (pp. 229–264). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69417-2_8

2.9 Fauna

2.9.1 El concepto

La fauna constituye uno de los compartimentos fundamentales de los ecosistemas, desempeñando funciones ecológicas esenciales que integran la dimensión biológica, espacial y funcional del territorio. Como organismos heterótrofos, los animales no producen su propio alimento, sino que dependen de otros compartimentos —como los productores primarios y los descomponedores— para su nutrición. Esta condición determina su papel como reguladores tróficos, transformadores de materia y energía, y vectores de conectividad ecológica tanto a escala local como de paisaje.

En los ecosistemas naturales y disturbados, la fauna participa activamente en procesos clave como la dispersión de semillas, polinización, control biológico, regulación de poblaciones, reciclaje de nutrientes, estructuración del suelo y modulación de microhábitats. Desde una perspectiva funcional, estos procesos son esenciales para mantener la resiliencia ecosistémica, facilitar la sucesión ecológica, y garantizar el flujo y equilibrio entre los distintos componentes del ecosistema.

Como compartimento, la fauna ocupa un espacio ecológico y funcional cuya ausencia genera vacíos críticos. Por ejemplo, la extinción local de especies dispersoras puede interrumpir los ciclos de regeneración vegetal; la pérdida de depredadores puede provocar explosiones poblacionales de herbívoros o especies plaga; y la desaparición de polinizadores puede colapsar la reproducción de plantas nativas clave. La fauna del suelo contribuye al ciclaje de nutrientes, incorporando en el suelo estructura y fertilidad. Adicionalmente, el restablecimiento de la fauna contribuye a activar retroalimentaciones positivas, acelerar la restauración natural y restablecer la integridad ecosistémica.

Desde una mirada del ecosistema como sistema abierto y dinámico, la fauna también representa una interfase entre escalas ecológicas. Sus patrones de movimiento, dispersión y uso del hábitat articulan procesos ecológicos a lo largo de gradientes espaciales, conectando fragmentos, parches y corredores dentro del paisaje. En este sentido, la restauración ecológica no puede ser entendida únicamente como la rehabilitación de una parcela o sitio específico, sino como un proceso de reconfiguración de la matriz paisajística en la que la fauna juega un papel articulador.

Adicionalmente, la fauna refleja la historia de uso del territorio, las presiones antrópicas y los cambios en la funcionalidad ecosistémica. Su presencia, abundancia y composición son indicadores sensibles del estado de degradación o de restablecimiento de los ecosistemas. Por ello, su monitoreo permite inferir tanto la efectividad de las acciones de restauración como las limitaciones funcionales persistentes.

Finalmente, la interacción entre fauna y sociedad no puede ser soslayada. La restauración de hábitats para la fauna puede generar beneficios culturales, simbólicos y ecológicos, pero también puede derivar en conflictos si no se acompaña de estrategias

de coexistencia. En este contexto, se requiere un enfoque de gobernanza adaptativa que reconozca los vínculos entre conservación de la fauna, sostenibilidad territorial y bienestar humano.

Esta sección integra aportes conceptuales y metodológicos provenientes de literatura científica reciente, tesis académicas, experiencias de campo y lineamientos técnicos nacionales e internacionales. Su propósito es ofrecer una base sólida para incorporar de forma rigurosa y eficaz la dimensión faunística en los procesos de restauración ecológica, especialmente en ecosistemas de montaña, cuencas hidrográficas y paisajes transformados.

2.9.2 Atributos de la fauna

Los atributos de la fauna pueden organizarse bajo tres ejes complementarios: **composición**, **estructura** y **función**. Esta clasificación permite una comprensión integral de su rol en los ecosistemas y es clave para el diseño, implementación y monitoreo de procesos de restauración ecológica. La caracterización de estos atributos en áreas disturbadas y en proceso de restauración permite evaluar el restablecimiento de la biodiversidad, la complejidad del sistema y su capacidad de autorregulación.

La caracterización de los atributos de las comunidades faunísticas es fundamental para evaluar el estado de un ecosistema, su trayectoria de recuperación, y para orientar estrategias de restauración ecológica basadas en procesos funcionales (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021). Los principales atributos a considerar incluyen: composición estructura y función.

2.9.2.1 Composición: riqueza taxonómica y presencia de especies indicadoras

La **riqueza taxonómica**, entendida como el número total de especies presentes en una comunidad o ecosistema, es un indicador clave de la **composición faunística** de un ecosistema. Esta riqueza suele incrementarse a lo largo de los procesos de **sucesión ecológica**, en la medida en que se restablecen las condiciones estructurales y funcionales del hábitat. En ambientes naturales bien conservados, la riqueza tiende a ser alta y estable, mientras que en **ambientes antropizados** o altamente disturbados se ve reducida, con predominancia de especies generalistas y oportunistas.

Una mayor riqueza de especies, especialmente si incluye especies especializadas, endémicas o sensibles a cambios en el hábitat, suele estar asociada con una mayor **resiliencia ecológica**, es decir, la capacidad del sistema para recuperarse o mantenerse funcional frente a disturbios. En contraste, los ecosistemas con baja riqueza pueden presentar inestabilidad funcional, menor diversidad de interacciones y mayores riesgos de colapso trófico.

Por ejemplo, en el ecosistema de paramo, se ha documentado que los sitios en proceso avanzado de restauración presentan hasta 15 especies de anfibios, mientras que en áreas altamente disturbadas se encuentran apenas 3 (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2021, Ariza López, 2024). Este patrón sugiere que el restablecimiento de la riqueza faunística

está estrechamente ligado al avance sucesional y a la recuperación de las condiciones hidrológicas, térmicas y estructurales del ecosistema.

Un componente importante de la composición es la **presencia de especies indicadoras**. Estas son especies especialmente sensibles a cambios en el ambiente y pueden ser utilizadas como señales del estado del ecosistema. Por ejemplo:

- *Hyloxalus spp.* (anuros): asociados a suelos húmedos, con cobertura vegetal densa y condiciones hidrológicas estables.
- *Tangara vassorii* (ave insectívora): indicadora de bosques nublados bien estructurados.
- Micromamíferos insectívoros: sensibles a la cobertura del sotobosque y al contenido de materia orgánica del suelo (Díaz-Pulido et al., 2021).

La presencia de estas especies puede integrarse a programas de monitoreo como herramienta para evaluar el progreso del restablecimiento ecosistémico.

2.9.2.2 Estructura: gremios tróficos, organización funcional y relaciones planta-animal

La estructura faunística describe la forma en que las especies animales se organizan dentro de un ecosistema, tanto en términos de su función ecológica como de sus relaciones tróficas y espaciales (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021). Esta estructura refleja el nivel de complejidad, conectividad y estabilidad del sistema, y constituye un componente clave para la evaluación de procesos de restauración ecológica.

Desde una perspectiva funcional, la fauna no solo contribuye a la dinámica interna del ecosistema, sino que también media múltiples interacciones con la vegetación, lo cual influye directamente en la recuperación de la estructura y funcionalidad del sistema.

a) Organización trófica: gremios

Los gremios tróficos agrupan a las especies de fauna de acuerdo con su dieta y su papel dentro de la red alimentaria (Ariza, 2024). Estos gremios permiten caracterizar el funcionamiento trófico de un ecosistema e identificar señales de avance en procesos sucesionales. Los principales gremios observables en contextos de restauración son:

- Frugívoros, que consumen frutos y dispersan semillas (e.g., Artibeus lituratus, Sturnira lilium).
- Granívoros, consumidores de semillas (e.g., Zonotrichia capensis).
- Insectívoros, depredadores de insectos (e.g., Tadarida brasiliensis, Micronycteris minuta).
- Carnívoros, depredadores de vertebrados (e.g., Leopardus tigrinus).

- Saprófagos, descomponedores y recicladores de materia orgánica (e.g., escarabajos Scarabaeinae, roedores como Proechimys spp.).

Durante las primeras etapas de la sucesión, suelen establecerse gremios como frugívoros e insectívoros, que contribuyen a la colonización vegetal y a la regulación de plagas. La aparición de gremios de niveles tróficos superiores, como carnívoros y saprófagos, suele indicar una mayor complejidad ecológica y progresos en la funcionalidad del sistema.

b) Organización funcional y relaciones planta-fauna

Además del rol trófico, las especies faunísticas pueden clasificarse en función de los procesos ecológicos que median dentro del ecosistema. Esta dimensión funcional permite evaluar la contribución directa de la fauna a la autorregulación y sostenibilidad del sistema. Algunas de las funciones clave incluyen:

- Dispersión de semillas.
- Polinización.
- Regulación de poblaciones (depredación, control de herbívoros).
- Reciclaje de nutrientes (decomposición, coprofilia).
- Mantenimiento de propiedades edáficas (bioturbación, aireación, formación de poros).
- Contribución a la fertilidad del suelo (depósito de excretas, incorporación de materia orgánica).

Un ejemplo representativo es el de los murciélagos frugívoros, como Carollia brevicauda y Platyrrhinus albericoi, que simultáneamente cumplen funciones de dispersión de semillas y fertilización del suelo, al depositar heces ricas en materia orgánica y semillas viables.

La identificación de estas funciones permite establecer indicadores específicos para evaluar la recuperación ecológica en áreas intervenidas, considerando el papel integrador de la fauna en los flujos de energía y nutrientes.

c) Estructura espacial y temporal

La fauna también se organiza espacial y temporalmente dentro de los ecosistemas. En el plano espacial, se observa la utilización de distintos estratos o microhábitats (suelo, sotobosque, dosel), así como la segregación vertical o lateral entre especies. En el plano temporal, se reconocen patrones de actividad que pueden ser diurnos, nocturnos, crepusculares o estacionales, en respuesta a factores ambientales o a la presión de depredadores y competidores.

Estas estructuras espaciales y temporales son claves para la partición de recursos y para la coexistencia de especies, pero pueden verse alteradas por la fragmentación del hábitat y la intervención antrópica. Por esta razón, su monitoreo resulta relevante para la

planificación de estrategias de restauración que busquen favorecer el restablecimiento de la fauna en su diversidad funcional y trófica.

El análisis de la estructura faunística desde sus dimensiones trófica, funcional y espacio-temporal proporciona insumos fundamentales para evaluar el estado y avance de los procesos de restauración ecológica. Su incorporación en los sistemas de monitoreo permite diseñar estrategias más integrales y adaptativas para la recuperación de la biodiversidad y sus funciones ecosistémicas.

2.9.2.3 Función: diversidad funcional y papel de la fauna como heterótrofos

La diversidad funcional se refiere a la variedad de funciones ecológicas que cumplen los organismos dentro de un ecosistema. Este concepto permite comprender cómo las distintas especies contribuyen a los procesos de flujo de materia y energía, más allá de su identidad taxonómica. En este contexto, la fauna terrestre —vertebrada e invertebrada— cumple un rol central como componente heterótrofo, es decir, como grupo que depende de materia orgánica producida por otros organismos para su subsistencia. Su función resulta esencial para el cierre de los ciclos ecológicos y para el mantenimiento de la dinámica ecosistémica.

En términos funcionales, la fauna interviene en procesos como la transferencia de energía entre niveles tróficos, la regulación de poblaciones, la dispersión de semillas, la polinización, el reciclaje de nutrientes y la formación del suelo (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Castaño-Uribe et al., 2016; Ariza, 2024). Estos procesos permiten la autorregulación del sistema y facilitan el restablecimiento de funciones ecosistémicas durante la sucesión ecológica (Tabla 5).

Una comunidad faunística con alta diversidad funcional:

a) Contribuye con redundancia ecológica, al contar con varias especies que cumplen funciones similares, lo cual reduce el riesgo de pérdida de procesos por extinción local.
b) Aumenta la resiliencia funcional, al mantener el desempeño ecosistémico incluso ante perturbaciones.
c) Favorece el restablecimiento progresivo de funciones clave durante el proceso sucesional.

Durante la sucesión ecológica, es posible observar una secuencia funcional en la aparición de gremios faunísticos. En las primeras etapas, dominan especies oportunistas, de alta movilidad y tolerantes a perturbaciones, como insectívoros y frugívoros generalistas. Estos gremios cumplen funciones iniciales clave, como la dispersión de semillas pioneras o el control de insectos herbívoros. Conforme el ecosistema madura, se incorporan especies más especializadas y sensibles, como depredadores tope, saprófagos o formadores de suelo, lo que sugiere una mayor complejidad funcional y trófica.

Los principales gremios funcionales identificados, con ejemplos representativos, incluyen:

a) Dispersores: Artibeus lituratus, Platyrrhinus albericoi, Sturnira bidens (quirópteros y aves frugívoras).
b) Polinizadores: abejas nativas del género Melipona, mariposas y colibríes.
c) Formadores y mejoradores del suelo: escarabajos coprófagos (Dichotomius spp.), lombrices de tierra, micromamíferos excavadores.
d) Controladores de plagas: murciélagos insectívoros, aves rapaces como Buteo spp.
e) Recicladores de materia orgánica: roedores saprófagos (Proechimys spp.), insectos detritívoros, coleópteros y dípteros.

Estos gremios no solo reflejan el estado funcional del ecosistema, sino que aportan retroalimentaciones positivas para la recuperación de su estructura y composición. Por ejemplo, los frugívoros dispersan semillas que contribuyen al establecimiento de nuevas plantas; los saprófagos y detritívoros aceleran el reciclaje de nutrientes, y los excavadores mejoran la porosidad y aireación del suelo, lo cual favorece la regeneración vegetal.

El análisis de la diversidad funcional y del papel de la fauna como heterótrofos permite valorar el avance de los procesos de restauración más allá de la mera presencia de especies. Este enfoque facilita la identificación de funciones críticas, el seguimiento del proceso sucesional y el diseño de intervenciones orientadas a fortalecer la resiliencia del ecosistema restaurado.

Tabla 5

Funciones ecológicas clave de la fauna en restauración ecológica

Función Ecológica	Grupo Faunístico Principal	Efecto en Restauración	Ejemplo de Especies
Dispersión de semillas	Aves frugívoras	Promueve la colonización de especies nativas	*Turdus fuscater, Tangara spp.*
Dispersión de semillas	Murciélagos frugívoros	Facilita el reclutamiento vegetal y sucesión secundaria	*Artibeus lituratus, Sturnira lilium*
Polinización	Abejas nativas y colibríes	Mantiene la reproducción de especies vegetales clave en páramos y bosques andinos	*Melipona spp., Colibri coruscans*

Función Ecológica	Grupo Faunístico Principal	Efecto en Restauración	Ejemplo de Especies
Control de plagas	Murciélagos insectívoros	Regula poblaciones de insectos y herbívoros	*Tadarida brasiliensis, Micronycteris minuta*
Control de plagas	Aves rapaces	Controla presas y estabiliza redes tróficas	*Buteo spp., Glaucidium jardinii*
Reciclaje de nutrientes	Coleópteros saprófagos, roedores	Mejora fertilidad del suelo y procesos de formación de suelo	*Scarabaeus spp., Proechimys spp.*
Modulación de estructura trófica	Carnívoros medianos y grandes	Mantiene el equilibrio poblacional y funcionalidad de redes tróficas	*Puma concolor, Tremarctos ornatus*
Indicadores de recuperación	Anfibios, aves, micromamíferos	Permiten evaluar la calidad del hábitat y la progresión sucesional	*Hyloxalus spp., Tangara spp.*

2.9.3 Procesos ecológicos mediados por la fauna

La fauna desempeña funciones ecológicas esenciales en los ecosistemas, actuando como motor de procesos que facilitan el restablecimiento de la **composición, estructura y funcionalidad** de sistemas ecológicos disturbados. Su rol como heterótrofos en la red trófica les permite redistribuir energía y materia entre niveles organizativos, desde el microhábitat del suelo hasta el paisaje. En restauración ecológica, la reaparición y consolidación de comunidades faunísticas funcionales no solo es una meta deseada, sino también un catalizador del éxito a largo plazo del proceso restaurativo (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Castaño-Uribe et al., 2016) (Figura 44).

La fauna en el contexto de la sucesión ecológica

A lo largo de la sucesión ecológica —la secuencia de cambios en la estructura y composición de la biota tras un disturbio—, la fauna cumple funciones diferenciadas y

evoluciona en paralelo con el desarrollo de la vegetación. En las etapas iniciales, los ecosistemas presentan condiciones extremas de insolación, escasez de alimento y hábitat simplificado, lo que favorece la presencia de **especies generalistas, oportunistas y de ciclo de vida corto**, como muchos roedores, reptiles, insectos pioneros (hymenópteros, coleópteros, dípteros) y aves de borde (León et al., 2021; Ariza López, 2024).

A medida que avanza la sucesión y se restablece la **heterogeneidad estructural**, la complejidad del sotobosque y la oferta trófica, se favorece el ingreso y establecimiento de especies **especialistas, con mayores requerimientos ecológicos**, como anfibios sensibles a la humedad edáfica, aves insectívoras de sotobosque, murciélagos frugívoros, mamíferos medianos y grandes, y comunidades de invertebrados del suelo y la hojarasca.

Este avance sucesional de la fauna no solo refleja la mejoría en las condiciones ecológicas, sino que **promueve retroalimentaciones positivas**: la llegada de nuevos dispersores y polinizadores, por ejemplo, incrementa la regeneración de plantas nativas, mientras que la reaparición de depredadores estabiliza la red trófica (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021).

Procesos ecológicos mediados por la fauna

Los principales procesos mediados por la fauna en restauración incluyen:

• Dispersión de semillas (zoocoria)

Fundamental en estadios iniciales y medios, la zoocoria facilita la llegada de semillas a áreas sin banco edáfico o con fuerte limitación de propagación natural. Los murciélagos frugívoros (*Artibeus lituratus*, *Sturnira* spp.), aves como *Turdus fuscater*, y mamíferos como *Proechimys spp.* son claves en la colonización vegetal. Esta función ha sido documentada en ecosistemas altoandinos, donde se ha demostrado que la presencia de estos dispersores incrementa la riqueza y cobertura vegetal (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Ariza López, 2024).

• Polinización

Aumenta en importancia en estadios medios y avanzados de sucesión, cuando las especies arbustivas y arbóreas comienzan a florecer. Colibríes (*Colibri coruscans*), abejas nativas (*Melipona spp.*), mariposas y escarabajos florícolas actúan como polinizadores que aseguran el flujo génico. La pérdida de estos agentes puede representar un cuello de botella en la restauración (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015Aguilar-Garavito, 2023).

• Regulación de poblaciones y control biológico

La reaparición de depredadores como *Leopardus tigrinus*, *Buteo spp.*, y murciélagos insectívoros regula poblaciones de herbívoros e insectos plaga, protegiendo la

vegetación en regeneración y equilibrando la red trófica. Este control permite que las especies vegetales sensibles puedan establecerse (Castaño-Uribe et al., 2016).

• Reciclaje de nutrientes

Escarabajos coprófagos (*Scarabaeinae*), lombrices, roedores, aves carroñeras y otros saprófagos descomponen materia orgánica y mejoran la fertilidad edáfica. Esta función ocurre durante toda la sucesión, pero se incrementa con el aumento de biomasa y materia orgánica. Es vital para el restablecimiento de procesos biogeoquímicos y del microbioma del suelo (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015, León et al., 2021).

• Formación y mejoramiento del suelo

La fauna edáfica —invertebrados como lombrices, coleópteros, hormigas, y vertebrados como roedores excavadores— crea porosidad, mezcla el suelo y facilita el establecimiento de raíces y microorganismos. Su presencia es clave para restablecer la funcionalidad del suelo y acelerar la restauración, especialmente en ecosistemas donde la estructura edáfica ha sido degradada (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015, Aguilar-Garavito, 2023).

Indicadores faunísticos de calidad ecológica y avance de restauración

La fauna —por su sensibilidad a las condiciones del hábitat, su movilidad y su diversidad funcional— permite evaluar el **grado de restablecimiento del ecosistema**. Su análisis no solo proporciona información sobre la biodiversidad recuperada, sino sobre la integridad ecológica, la madurez sucesional y la efectividad de las acciones de restauración.

- **En estadios iniciales**, predominan especies generalistas y oportunistas, como roedores colonizadores (*Zygodontomys brevicauda*), lagartijas de borde (*Anolis spp.*), aves como *Zonotrichia capensis*, y dípteros carroñeros.

- **En etapas intermedias**, aparecen murciélagos frugívoros, aves insectívoras del sotobosque como *Myioborus miniatus*, y escarabajos coprófagos como *Canthon* spp.

- **En fases avanzadas**, se observa el retorno de especies bioindicadoras como *Hyloxalus spp.* (anfibios de microhábitats húmedos), *Tangara vassorii* (aves de bosque nublado), o carnívoros como *Leopardus pardalis*.

Tanto la **riqueza específica**, como la **composición de gremios tróficos** y la **diversidad funcional** son parámetros clave que deben monitorearse para evaluar los avances y ajustar las estrategias de manejo. El uso de métodos complementarios como trampas cámara, redes de niebla, trampas de caída (pitfall) y recolecta activa permite integrar información sobre fauna vertebrada e invertebrada en distintos niveles tróficos y escalas de evaluación (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015, Ariza López, 2024; León et al., 2021).

Figura 44

Relación entre fauna, procesos ecológicos y éxito de la restauración.



2.9.4 Importancia de la fauna en la restauración ecológica

La fauna constituye el **compartimento heterótrofo** de los ecosistemas y paisajes, y representa un componente fundamental en el restablecimiento de la **estructura, composición y funcionalidad** de los ecosistemas en restauración. Su papel es insustituible en la mediación de procesos ecológicos fundamentales, en la regulación de las dinámicas tróficas, y en la retroalimentación positiva de la sucesión ecológica (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021; Reid & Holl, 2013) (Figura 45 y 46).

En términos funcionales, la fauna desempeña múltiples roles esenciales en los ecosistemas restaurados:

- **Dispersión de semillas**: aves frugívoras, murciélagos y pequeños mamíferos son clave para la recolonización vegetal, especialmente en etapas tempranas de la sucesión ecológica, al facilitar el reclutamiento de especies nativas (Aguilar-Garavito et al., 2015; Ariza López, 2024).

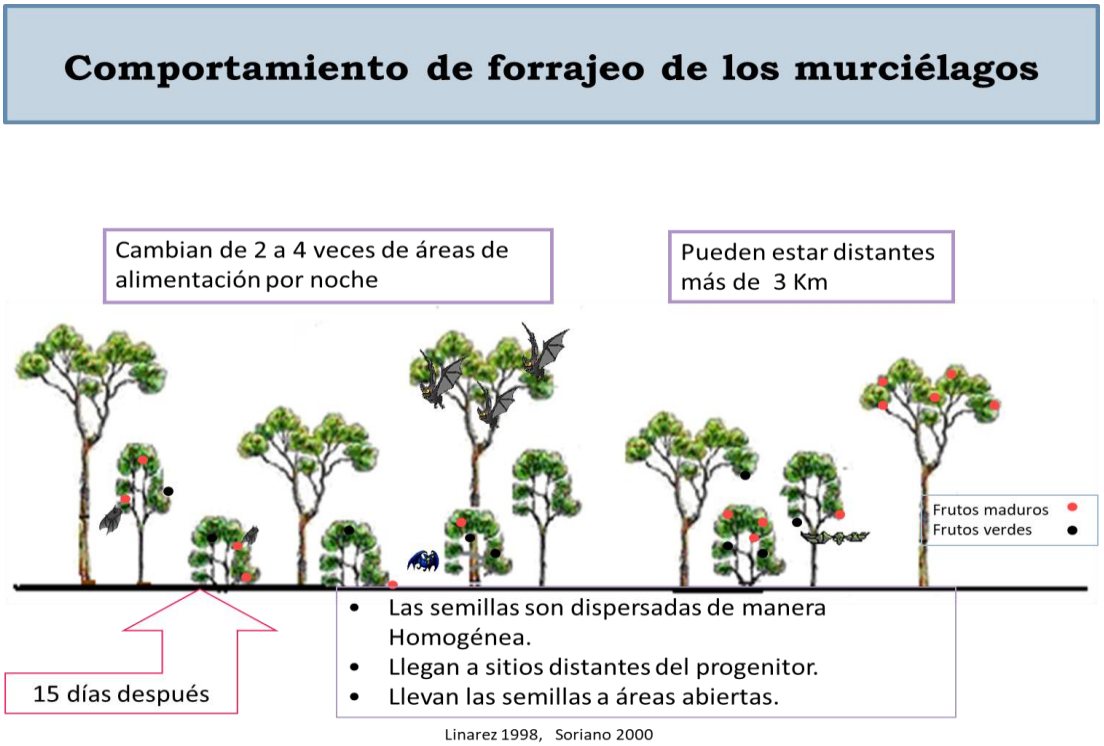
Figura 45

Proceso de identificación, transporte y consumo de semillas por parte de murciélagos frugívoros. Fuente: Aguilar-Garavito (2025)



Figura 46

Comportamiento de forrajeo y dispersión de semillas por murciélagos. Fuente: Aguilar-Garavito (2025)



- **Polinización**: insectos como las abejas nativas (Meliponini), mariposas y colibríes mantienen la reproducción de plantas clave para la estructuración del hábitat

(Aguilar-Garavito, 2023).

- **Control biológico**: murciélagos insectívoros, aves rapaces y pequeños carnívoros regulan poblaciones de herbívoros e insectos plaga, contribuyendo a la estabilidad funcional de los ecosistemas (Unidad 5).

- **Reciclaje de nutrientes y formación de suelo**: organismos saprófagos como escarabajos coprófagos, roedores y lombrices mejoran la estructura del suelo, la aireación y el retorno de nutrientes al sistema (Barrera-Cataño et al., 2010).

- **Modulación de las redes tróficas**: carnívoros medianos y grandes mantienen el equilibrio poblacional, previenen explosiones demográficas y refuerzan las relaciones ecológicas clave (Castaño-Uribe et al., 2016).

- **Regulación hídrica y edáfica**: muchas especies de anfibios, invertebrados del suelo y micromamíferos influyen en la porosidad del suelo, la retención de agua y la regeneración vegetal (León et al., 2021).

En ecosistemas alterados, la pérdida de estos componentes faunísticos puede bloquear la sucesión ecológica o ralentizar el avance hacia estados más maduros y estables. La ausencia de polinizadores o dispersores, por ejemplo, limita la diversidad vegetal; la falta de depredadores puede desestabilizar redes tróficas; y la carencia de organismos edáficos reduce la capacidad del suelo para sostener la regeneración (Aguilar-Garavito, 2023; Ariza López, 2024; Reid & Holl, 2013).

Por el contrario, el **restablecimiento de comunidades faunísticas diversas y funcionalmente activas** impulsa procesos de autorregulación, favorece la conectividad ecológica y fortalece la resiliencia frente a disturbios antrópicos o naturales. Así, la fauna actúa como un **motor ecológico** que estimula la trayectoria sucesional, promueve la heterogeneidad estructural y contribuye al equilibrio ecosistémico.

En paisajes como los de las cuencas de la CAR Cundinamarca, históricamente afectados por la transformación del hábitat, la cacería y la fragmentación, el debilitamiento de las comunidades faunísticas ha reducido la capacidad del sistema para restablecerse naturalmente. Por esta razón, **los procesos de restauración ecológica deben considerar explícitamente a la fauna no sólo como indicador, sino como sujeto y agente de restauración** (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Castaño-Uribe et al., 2016; Vargas & León, 2021).

Este reconocimiento debe traducirse en acciones específicas: restauración de corredores biológicos, implementación de refugios, aumento de la conectividad funcional del paisaje, oferta de recursos tróficos y manejo de amenazas directas como la cacería o los conflictos con comunidades humanas. Además, muchas especies faunísticas tienen **alto valor simbólico, ecológico y cultural**, lo que facilita su incorporación como **fauna bandera** en procesos de sensibilización, educación ambiental y apropiación social del territorio (Botero-Cruz et al., 2016).

En conclusión, **la restauración ecológica integral no puede lograrse sin la presencia y funcionalidad de la fauna silvestre**. Restaurar la vegetación sin restablecer las comunidades animales equivale a dejar incompleto el ciclo de retroalimentación ecosistémica. La fauna no es solo un indicador del éxito de la restauración, sino una condición esencial para su **sostenibilidad, estabilidad y resiliencia** en el largo plazo (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021; Barrera-Cataño et al., 2010).

2.9.5 Acciones de restauración específicas para la fauna

El restablecimiento de las comunidades faunísticas es una condición crítica para el éxito de los procesos de restauración ecológica. La fauna cumple roles ecológicos insustituibles y su ausencia prolongada impide la reactivación de funciones ecosistémicas clave como la dispersión, polinización, control trófico y reciclaje de nutrientes (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021; Reid & Holl, 2013). Sin embargo, la recuperación de la fauna no ocurre automáticamente con la revegetación, sino que exige acciones deliberadas, planificadas y adaptadas a cada ecosistema, fase sucesional y grupo funcional (Ariza López, 2024).

Las siguientes acciones se presentan en orden de prioridad, desde aquellas estructurantes e indispensables hasta estrategias complementarias que fortalecen la resiliencia y la autorregulación ecológica.

Restauración del hábitat funcional para la fauna

- **Diseño estructural del hábitat** que responda a requerimientos de alimentación, refugio, anidación y reproducción de grupos faunísticos clave (aves, mamíferos, anfibios, insectos). Esto implica conservar o restaurar la heterogeneidad vertical (estratos arbóreos, arbustivos y herbáceos), microhábitats como troncos en descomposición, bancos de arena, lianas, cavidades y cuerpos de agua (Figura 47).

- **Selección de especies vegetales funcionales**, preferiblemente nativas, que generen frutos, néctar, semillas o follaje para alimentación, o estructuras específicas para anidación (e.g. yarumos para perchas de aves, *Cecropia*, *Inga*, *Ficus*).

- La restauración debe tener en cuenta las **fases sucesionales** y evitar uniformidades estructurales que dificultan el asentamiento de fauna especializada (Ariza López, 2024; Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015).

Figura 47

Recreación de hábitats para avifauna en humedales en proceso de restauración. Foto M.Aguilar



Restauración y aseguramiento de la conectividad ecológica

- **Conectividad estructural y funcional** a través de corredores ecológicos, nodos de hábitat, franjas ribereñas, setos vivos y pasos de fauna que permitan los movimientos tróficos, reproductivos y migratorios (Figura 48).

- Reducción del aislamiento mediante restauración de mosaicos con distinta madurez sucesional, promoviendo gradientes ecológicos para fauna con diferentes tolerancias al borde (Castaño-Uribe et al., 2016).

- Esta conectividad es prioritaria para especies con grandes rangos de acción como *Puma concolor*, *Tremarctos ornatus*, o murciélagos del género *Artibeus*, así como para mantener el flujo genético de pequeños vertebrados (presentación "Restauración de hábitats para la fauna").

Figura 48

Pasos para fauna superior. Fuente.https://www.abc.es/antropia/pasos-fauna-red-carreteras-animales-20230911075244-nt.html.



Eliminación y control de amenazas directas

- **Regulación de la cacería y el tráfico de fauna silvestre** a través de vigilancia, educación comunitaria y acuerdos territoriales.

- **Manejo de especies invasoras y exóticas** que compiten, depredan o desplazan fauna nativa (e.g. perros ferales, ganado errante, ratas, peces invasores).

- **Reducción de la fragmentación y barreras físicas** (carreteras, cercas electrificadas, infraestructura) que obstaculizan la dispersión o causan mortalidad directa (Aguilar-Garavito, 2023; Vargas & León, 2021).

Inclusión de la fauna en el diseño del plan de restauración

- Evaluar desde el inicio la **fauna objetivo** por su rol funcional, valor ecológico, estado de conservación o significado cultural.
- Incorporar objetivos explícitos relacionados con la restauración del componente faunístico: aumento de riqueza, abundancia, reaparición de gremios tróficos, etc.

- Identificar indicadores faunísticos de efectividad para el **monitoreo adaptativo**, como la presencia de dispersores, controladores, bioindicadores de calidad de hábitat o especies bandera (León et al., 2021; Barrera-Cataño et al., 2010).

Instalación de estructuras auxiliares y enriquecimiento del hábitat

- Construcción de **cajas nido, refugios, plataformas, charcas artificiales, estructuras de sombra o humedad** para facilitar el asentamiento de fauna con limitaciones de hábitat (Figura 49).

- Enriquecimiento trófico mediante la siembra dirigida de plantas con función específica (alimenticias, hospederas, refugio), útil para insectos, aves y murciélagos.

- Conservación o recuperación de **suelos fértiles, hojarasca, mantillo y microhábitats edáficos** esenciales para invertebrados, anfibios y procesos de descomposición (Aguilar-Garavito, 2014).

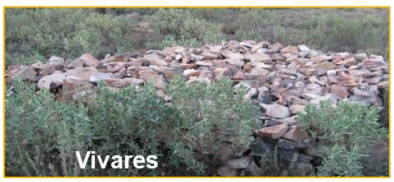
Figura 49

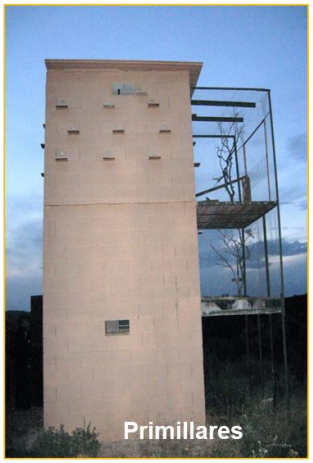
Artilugios y estructuras auxiliares para la mejora de hábitat para la fauna. Fuente Aguilar-Garavito, 2025.











Actuación
Instalar artilugios artificiales: • Nidales • Comederos • Bebederos • Refugios • Perchas • Posaderos • Vivares



Grupos afectados
Todos

Reintroducción y translocación de fauna funcional

- En casos justificados ecológica y éticamente, implementar **programas de reintroducción** de especies clave para restaurar funciones perdidas (e.g. dispersión, polinización).

- Las translocaciones deben seguir protocolos sanitarios, genéticos y ecológicos, y solo realizarse si no hay posibilidad de recolonización natural (Reid & Holl, 2013).

- Ejemplos incluyen reintroducción de colibríes en zonas de alta montaña, o murciélagos frugívoros en zonas restauradas pero aisladas.

Educación, participación y apropiación social del componente faunístico

- Articulación con comunidades rurales para el reconocimiento del valor ecológico, cultural y simbólico de la fauna.

- Promoción de especies **bandera o paraguas** que favorezcan la conservación de hábitats más amplios (e.g. oso andino, colibríes, armadillos).

- Integración de procesos de restauración con turismo ecológico, monitoreo participativo, escuelas ambientales y saberes locales.

Estas acciones no deben entenderse como compartimentos aislados, sino como un conjunto articulado de estrategias que buscan **reactivar las redes tróficas, mejorar la resiliencia del sistema y restablecer la autorregulación ecosistémica** (Tabla 6). Su implementación requiere planificación territorial, trabajo interdisciplinario, diálogo de saberes y un monitoreo riguroso que permita evaluar la recuperación de la fauna en términos de **composición, estructura y funcionalidad** (Aguilar-Garavito, 2023; Ariza López, 2024).

Tabla 6

Acciones específicas de restauración ecológica orientadas a la fauna.

Tipo de Acción de Restauración	Grupo Faunístico Principal Beneficiado	Efectos Esperados en Restauración
Restauración del hábitat funcional para la fauna	Aves, mamíferos, insectos, herpetofauna	Aumento de la riqueza y abundancia faunística; restablecimiento de nichos ecológicos y condiciones estructurales básicas.
Restauración y aseguramiento de la conectividad funcional del paisaje	Mamíferos medianos y grandes, murciélagos, aves frugívoras, micromamíferos	Facilitación de movimientos, dispersión, flujo genético y recolonización de áreas disturbadas.
Eliminación y control de amenazas directas	Todas las especies afectadas por caza, competencia, fragmentación, especies invasoras	Reducción de la mortalidad y mejora de la recolonización y persistencia de poblaciones.
Inclusión de la fauna en el diseño del plan de restauración	Todos los grupos faunísticos con funciones ecológicas relevantes	Priorización de funciones clave, monitoreo y enfoque ecosistémico en la planificación y evaluación.
Instalación de estructuras auxiliares y enriquecimiento del hábitat	Aves, murciélagos, anfibios, insectos	Incremento de hábitats funcionales y microhábitats específicos (cajas nido, perchas, refugios, cuerpos de agua, etc.).

2.9.6 Fauna emblemática y restauración ecológica: del símbolo a la acción

En los procesos de restauración ecológica, la fauna no solo cumple funciones ecológicas clave, sino que también desempeña un papel simbólico y estratégico para la apropiación

social, la sensibilización comunitaria y el fomento de una gobernanza ambiental inclusiva. Este es el caso de las denominadas **especies bandera** (*flagship species*) y las **especies carismáticas**, términos provenientes de la biología de la conservación y adaptados cada vez más a los marcos de restauración ecológica con participación social (Reid & Holl, 2013; Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021).

Las especies bandera son aquellas seleccionadas por su atractivo visual, valor simbólico o cultural, alto perfil mediático o capacidad de generar empatía, lo que permite movilizar apoyo social y político hacia las iniciativas de conservación o restauración (Leader-Williams & Dublin, 2000). Su presencia ayuda a canalizar recursos, atención institucional y participación comunitaria. Por su parte, las **especies carismáticas** se definen por su capacidad de inspirar emociones positivas en el público general, frecuentemente asociadas a mamíferos grandes, aves vistosas, o especies amenazadas y endémicas.

En el contexto colombiano y particularmente en la región andina, algunos ejemplos de especies bandera utilizadas en procesos de restauración incluyen:

- **Oso de anteojos** (*Tremarctos ornatus*), presente en los Andes tropicales, es considerado especie sombrilla y bandera por su carisma, amplitud territorial y papel como regulador trófico. En la cuenca del río Bogotá se ha utilizado como símbolo de campañas de restauración participativa (Ariza López, 2024).

- **Tigrillo** (*Leopardus tigrinus*) y el **mico nocturno** (*Aotus lemurinus*), mamíferos nativos de fragmentos de bosque, han sido integrados como especies sombrilla en planes de restauración en áreas periurbanas (Liévano & López, 2015; Sánchez et al., 2015).

- En ecosistemas de humedal, especies como la **tingua bogotana** (*Rallus semiplumbeus*) cumplen roles ecológicos e identitarios, siendo fundamentales en programas de restauración ecológica urbana (Zuluaga-Carrero, 2023).

- El **capitán bogotano** (*Grundulus bogotensis*), un pez endémico, ha sido símbolo de restauración de ecosistemas acuáticos altoandinos debido a su sensibilidad a la contaminación y su representación del patrimonio biológico local (Ramírez & Fennell, 2014).

Estas especies, además de representar íconos culturales y ecológicos, ayudan a visibilizar conflictos ambientales, recuperar la identidad territorial y fortalecer los vínculos entre comunidades y ecosistemas. Tal como señala Ariza López (2024), el uso de fauna bandera en procesos educativos y comunicativos contribuye a la apropiación del territorio restaurado y a consolidar una visión compartida sobre la importancia del mantenimiento de los procesos ecológicos.

Además, las especies bandera pueden ser utilizadas **como base para la formulación de metas y objetivos de restauración** tanto a nivel de áreas protegidas como a escala del paisaje. Al ser especies con requerimientos ecológicos amplios y funciones

ecosistémicas críticas, permiten diseñar **planes de restauración espacialmente explícitos**, orientados a la recuperación de hábitats, corredores ecológicos y paisajes funcionales que garanticen su viabilidad a largo plazo. Este enfoque es especialmente útil para articular la restauración con la conectividad y la resiliencia socioecológica, integrando instrumentos como los planes de manejo, los esquemas de ordenamiento territorial y los modelos de conservación comunitaria (Aguilar-Garavito, 2023; Barrera-Cataño et al., 2010; Vargas & León, 2021).

En síntesis, las especies bandera no solo aportan valor ecológico por su función en los ecosistemas, sino que también son herramientas poderosas de sensibilización, planificación y articulación social, y deben ser consideradas estratégicamente en los programas de restauración ecológica participativa y multiescalar.

2.9.7 Patrones de distribución de las especies de fauna en el ecosistema y en el paisaje

La distribución espacial de las especies faunísticas no es aleatoria, sino que responde a patrones ecológicos derivados de la disponibilidad de hábitat, la heterogeneidad del paisaje, la conectividad funcional, y las presiones antrópicas. Comprender estos patrones resulta fundamental para planificar acciones de restauración ecológica que favorezcan el restablecimiento de las comunidades faunísticas y los procesos ecosistémicos que ellas median.

En el nivel del ecosistema, las especies de fauna presentan distintos grados de especificidad y tolerancia frente a la estructura del hábitat. Algunas especies especialistas dependen de condiciones microclimáticas, coberturas vegetales o recursos tróficos muy particulares —como los anfibios del género *Hyloxalus* o mamíferos arborícolas como *Potos flavus*— y tienden a desaparecer rápidamente ante la simplificación estructural o pérdida del dosel (Aguilar-Garavito, 2025). Por el contrario, otras especies generalistas, como *Didelphis marsupialis* o *Cerdocyon thous*, pueden persistir en ambientes alterados o disturbados, aunque no necesariamente cumpliendo funciones ecológicas equivalentes.

A escala de paisaje, los patrones de distribución están determinados por el grado de fragmentación, la calidad de la matriz, y la presencia de elementos de conectividad como corredores riparios, cercas vivas, relictos de bosque o gradientes altitudinales continuos. Muchas especies, especialmente las de mediana y gran movilidad, como el oso andino (*Tremarctos ornatus*) o aves migratorias, requieren extensiones territoriales amplias y conectadas para completar su ciclo vital y cumplir funciones ecológicas como la dispersión de semillas y el control trófico (Castaño-Uribe et al., 2016; León et al., 2021).

En contextos de restauración ecológica, identificar estos patrones permite:

- **Priorizar áreas estratégicas** para la reconexión ecológica.
- **Diseñar paisajes funcionales**, donde se restablezcan gradualmente las redes de movimiento, colonización y flujo génico de las especies.

- **Identificar cuellos de botella** para ciertas especies clave o indicadoras cuyo restablecimiento se ve limitado por barreras físicas o ausencia de hábitat crítico (Ariza López, 2024).

La literatura y los lineamientos técnicos recientes (Plan Nacional de Restauración, 2015; Vargas & León, 2021) recomiendan implementar acciones como:

- **Restauración de corredores biológicos**, especialmente en zonas de conectividad altitudinal, ribereña o entre fragmentos.
- **Rehabilitación de bosques de galería y bordes ribereños**, fundamentales para mamíferos medianos y fauna acuática.
- **Establecimiento de mosaicos funcionales** de uso del suelo, integrando agroecosistemas amigables con la fauna, áreas núcleo de conservación y zonas de transición.

Además, en paisajes altamente fragmentados o transformados, es necesario complementar la restauración estructural del hábitat con medidas que **mitiguen presiones antrópicas persistentes** como la cacería, el tráfico de fauna, la expansión urbana y la contaminación lumínica o sonora.

El monitoreo espacial de la fauna mediante herramientas como cámaras trampa, análisis de movimiento (GPS), o modelamiento de idoneidad de hábitat, ha permitido visualizar **patrones dinámicos de recolonización** en función del avance sucesional, la conectividad ecológica y las intervenciones de restauración. En zonas de la CAR Cundinamarca, por ejemplo, se ha documentado el retorno progresivo de micromamíferos, murciélagos frugívoros y aves especialistas en sitios que alcanzan coberturas superiores al 60 % con vegetación nativa estructuralmente compleja (Aguilar-Garavito, 2023).

Comprender y gestionar los patrones de distribución de la fauna permite no solo **maximizar la efectividad ecológica** de los procesos de restauración, sino también contribuir a metas más amplias de conservación biocultural y sostenibilidad territorial.

2.9.8 Conflictos entre fauna silvestre y comunidades humanas: desafíos para una restauración ecológica justa y efectiva

La relación entre las comunidades humanas y la fauna silvestre es compleja y profundamente influenciada por transformaciones en el uso del suelo, patrones socioeconómicos, pérdida de hábitat y percepciones culturales. Los **conflictos humano-fauna silvestre (CHFS)** surgen cuando los intereses humanos y la presencia o comportamiento de animales silvestres se enfrentan, generando daños reales o percibidos sobre personas, cultivos, ganado o infraestructura, y deteriorando simultáneamente la tolerancia hacia la vida silvestre (IUCN, 2023; UNEP, 2021).

En los contextos de restauración ecológica, donde uno de los objetivos es precisamente el restablecimiento de hábitats funcionales y de comunidades faunísticas, estos conflictos pueden intensificarse si no son anticipados y gestionados adecuadamente, poniendo en riesgo la sostenibilidad y legitimidad de los procesos restaurativos (Aguilar-Garavito, 2023; León et al., 2021).

Causas estructurales del conflicto

Los CHFS no se deben simplemente a la presencia de animales silvestres, sino a un conjunto de causas estructurales interrelacionadas:

- Pérdida y fragmentación del hábitat, que fuerza a las especies a desplazarse hacia áreas humanizadas.
- Cambios en las dinámicas ecológicas, como el colapso de presas naturales o fuentes de alimento, que empujan a depredadores a incursionar en áreas agropecuarias.
- Desarrollo de infraestructura lineal, como carreteras, líneas eléctricas o cercas, que aumentan la mortalidad por atropellamiento o electrocución, como ocurre con serpientes, osos perezosos o aves rapaces en Colombia (Mongabay, 2018).
- Colonización reciente y expansión de la frontera agrícola, particularmente en zonas de alta biodiversidad.
- Percepciones culturales negativas, donde ciertas especies son estigmatizadas por creencias tradicionales (como los murciélagos o los búhos).

Ejemplos relevantes en Colombia y Cundinamarca

- En Cundinamarca, en los bordes de áreas como el PNN Chingaza, el conflicto por osos andinos (*Tremarctos ornatus*) es frecuente: se reportan daños a cultivos de maíz, papas y huertas, así como presunta depredación de animales menores. Esto ha derivado en persecución directa, aunque existen estrategias de mitigación comunitaria en marcha (WWF, 2023).
- En áreas periurbanas de Bogotá, especies como zarigüeyas, zorros (*Cerdocyon thous*) y aves frugívoras se enfrentan a atropellamientos, pérdida de hábitat y rechazo social.
- En los Andes orientales, primates y tigrillos han sido víctimas de retaliación por depredación de aves de corral o simplemente por entrar a zonas agrícolas, a pesar de ser especies protegidas (Ariza López, 2024).
- En zonas de reforestación y restauración, se han observado conflictos con pecaríes, venados y cusumbos, que ingresan a predios agrícolas causando daños,

lo cual afecta la aceptación local de los procesos de restauración.

Implicaciones para la restauración ecológica

Desde la restauración, es fundamental comprender que el restablecimiento de la fauna no es solo un beneficio ecológico, sino también un riesgo potencial si no se acompaña de estrategias de gobernanza, educación ambiental y participación comunitaria (Barrera-Cataño et al., 2010; Aguilar-Garavito, 2023). Estos conflictos pueden:

- Desencadenar resistencias comunitarias al establecimiento de corredores ecológicos o zonas de exclusión.
- Desincentivar el apoyo local a las iniciativas de restauración.
- Generar pérdidas económicas y sociales que afecten la percepción de justicia y equidad ambiental.

Por tanto, restaurar implica también restaurar relaciones entre humanos y animales, así como anticipar las tensiones que puedan emerger en paisajes compartidos.

Enfoques integrales de manejo y prevención

Según la FAO (2021), WWF (2023) y la IUCN (2023), los enfoques eficaces deben ser participativos, adaptativos y multidimensionales (Tabla 7). Algunas estrategias clave incluyen:

Tabla 7

Enfoques para abordar el conflicto con la fauna nativa

Estrategia	Descripción
Educación ambiental	Cambiar percepciones y actitudes hacia la fauna silvestre, incluyendo su rol ecológico.
Planificación territorial sensible	Incorporar zonas de amortiguamiento, corredores biológicos y áreas de refugio para reducir la fricción espacio-temporal.

Estrategia	Descripción
Sistemas de alerta y monitoreo comunitario	Monitoreo participativo para detectar patrones de incursión de fauna y promover respuestas no violentas.
Diseño de paisajes resilientes	Crear matrices paisajísticas que consideren el uso múltiple, la conectividad y la reducción de riesgo (Barrera-Cataño et al., 2010).
Compensaciones e incentivos	Por ejemplo, pagos por servicios ecosistémicos o seguros por pérdidas causadas por fauna, adaptados al contexto local.
Infraestructura de mitigación	Como pasos de fauna, señalización en carreteras, cercados selectivos, iluminación estratégica (Mongabay, 2018).

2.9.9 Restauración y coexistencia: una nueva narrativa

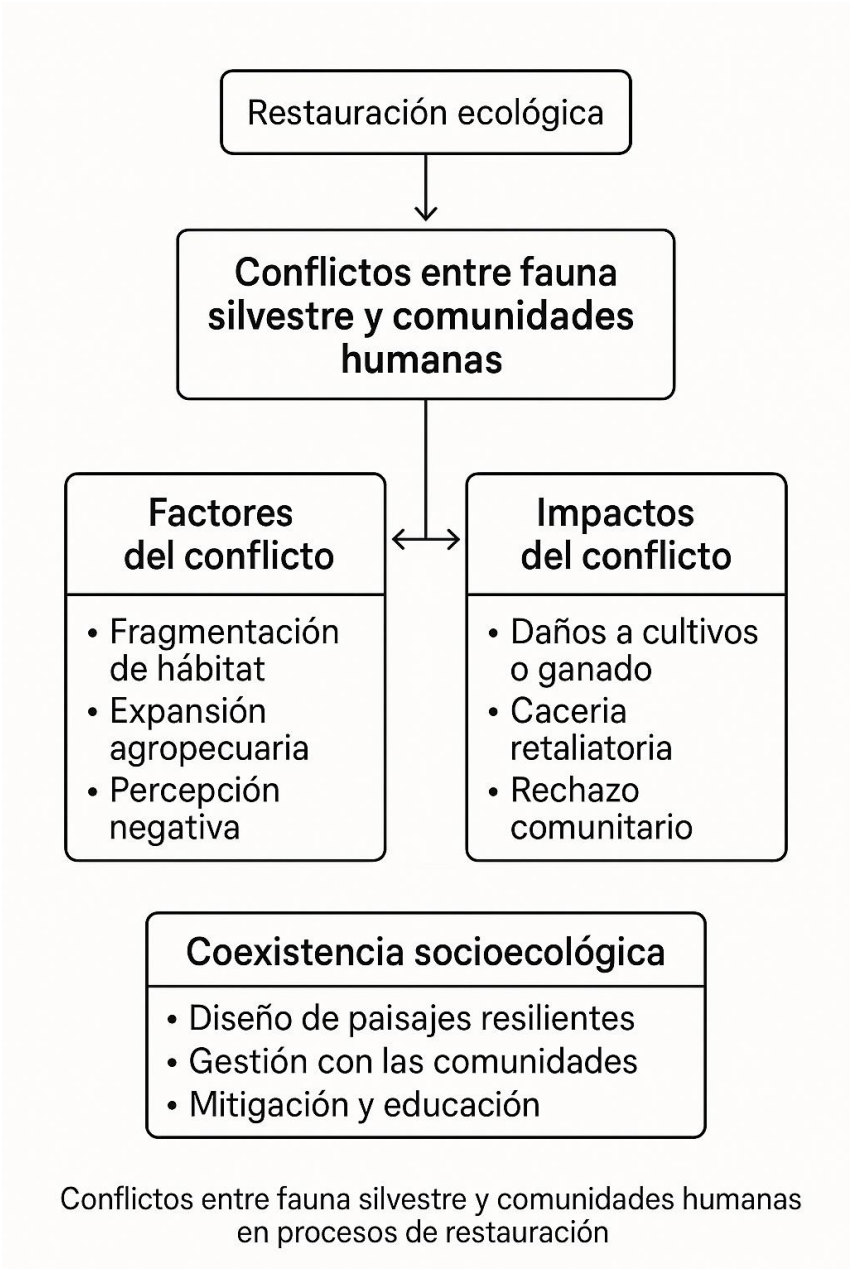
El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2021) advierte que los conflictos humano-fauna son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y que, si no se abordan de manera efectiva, comprometieron no solo los procesos de restauración, sino también la integridad ecológica de paisajes enteros.

Una restauración verdaderamente transformadora no puede excluir a la fauna ni ignorar sus interacciones con las personas. Se requiere una transición hacia modelos de coexistencia socioecológica, que reconozcan el derecho de las especies a habitar el territorio, pero también el derecho de las comunidades a vivir sin miedo ni pérdidas injustas.

Esta coexistencia debe ser construida sobre un pacto territorial que articule restauración, desarrollo rural, equidad y conservación, y que fortalezca la capacidad de los ecosistemas y las comunidades para autorregularse y convivir armónicamente en medio de la diversidad (Figura 50).

Figura 50

Conflictos entre fauna silvestres y comunidades humanas en procesos de restauración ecológica.



Conflictos entre fauna silvestre y comunidades humanas en procesos de restauración

2.9.10 Restauración y mejora de hábitat para la fauna

Esta sección está organizada con el objetivo de ofrecer una guía conceptual y técnica sobre los fundamentos, condiciones y estrategias necesarias para la restauración del hábitat orientada a la recuperación de la fauna silvestre. Se abordan los principios

ecológicos que sustentan esta práctica, las condiciones mínimas requeridas, los objetivos específicos, y se introduce el uso de la ecuación básica de dinámica poblacional como herramienta para la toma de decisiones. Además, se presenta una tipología de escenarios de restauración según el estado de las poblaciones animales y del hábitat. Esta información resulta útil para técnicos, investigadores, planificadores y tomadores de decisiones en procesos de restauración ecológica, tanto en áreas protegidas como en paisajes productivos. Los contenidos han sido construidos a partir de la experiencia de campo del autor, y se basan en fuentes clave como Aguilar-Garavito (2025), Reid y Holl (2013), Vargas y León (2021), León et al. (2021), y el trabajo de Ariza López (2024).

¿Qué es la restauración de fauna y cuándo debe realizarse?

La restauración de fauna consiste en restablecer las condiciones ecológicas que permiten la permanencia, el crecimiento y la reproducción de las poblaciones animales silvestres dentro de los ecosistemas en proceso de recuperación. A diferencia de las acciones directas sobre individuos (como reintroducciones o traslocaciones), la restauración de fauna se centra en el diseño y manejo del hábitat y del paisaje, para permitir que los organismos regresen, se establezcan y cumplan sus funciones ecológicas.

De acuerdo con Aguilar-Garavito (2025), este proceso debe emprenderse cuando se evidencian las siguientes situaciones:

1. Se han degradado o perdido componentes fundamentales del hábitat necesarios para una o varias especies animales (alimento, refugio, sitios de reproducción).

2. Las poblaciones animales han disminuido significativamente, han desaparecido localmente, o se mantienen sin posibilidad de reproducción o crecimiento poblacional.

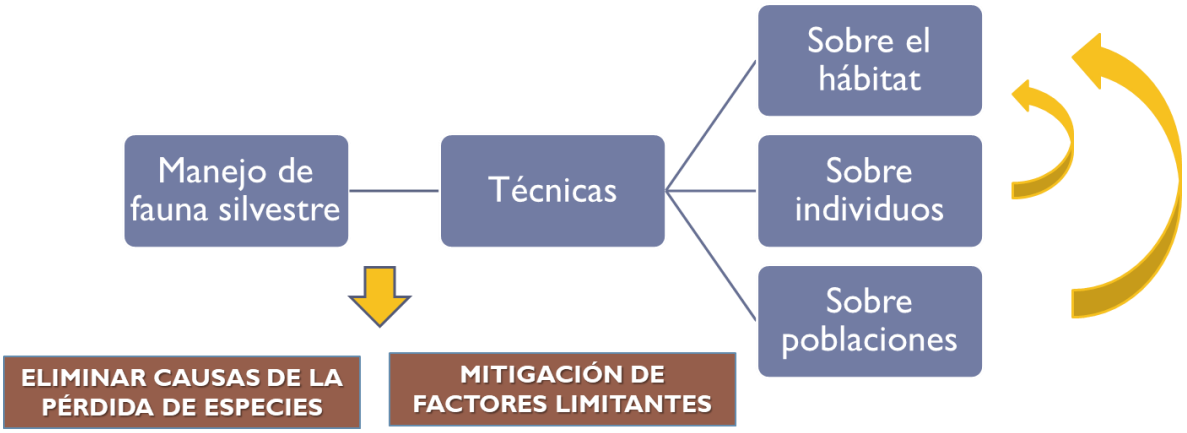
3. Los procesos ecológicos mediados por la fauna —como dispersión de semillas, polinización, control de plagas o reciclaje de nutrientes— han sido interrumpidos.

4. Existen metas explícitas de conservación, restauración o conectividad ecológica que requieren del restablecimiento funcional de la fauna, por ejemplo, en áreas protegidas, corredores biológicos o zonas de restauración productiva.

La restauración de fauna no debe verse como un complemento opcional del proceso de restauración ecológica, sino como un componente central que condiciona el restablecimiento de la estructura, composición y funcionalidad del ecosistema (Figura 51).

Figura 51

Marco de la restauración y mejora de hábitat para la fauna.



Fundamentos teóricos y marco conceptual

Desde la ecología de poblaciones y de comunidades, se comprende que la fauna depende estrechamente de los atributos estructurales y funcionales del hábitat. Es decir, su distribución, abundancia, comportamiento y viabilidad dependen de la disponibilidad de recursos esenciales, del grado de fragmentación del paisaje, del acceso a refugios o corredores y de las interacciones ecológicas que establecen con la vegetación y otros organismos.

En este marco, la restauración de fauna se sustenta en tres principios fundamentales:

1. La fauna como compartimento heterótrofo del ecosistema: los animales, al no producir su propio alimento, dependen de la vegetación y de otros organismos como fuente de energía, lo que los hace sensibles a la estructura y dinámica del hábitat.

2. La autorregulación demográfica: la viabilidad de una población silvestre depende de que los procesos de natalidad e inmigración superan a los de mortalidad y emigración (Aguilar-Garavito, 2025).

3. El papel de la fauna en la funcionalidad ecosistémica: la fauna no solo es un componente pasivo del ecosistema, sino un motor clave en procesos como el flujo de materia y energía, la dispersión de semillas, la regeneración vegetal, la formación de suelos y la regulación trófica (Reid & Holl, 2013; Vargas & León, 2021; León et al., 2021).

La ecuación elemental de la ecología de poblaciones

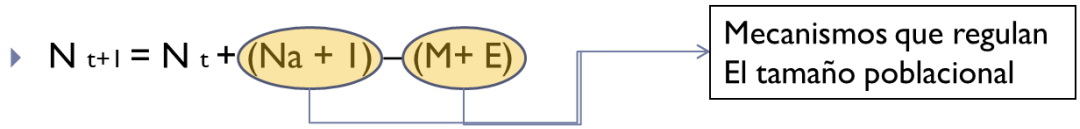
La dinámica básica de una población silvestre se expresa mediante:

$N_{t+1} = N_t$ + (nacimientos + inmigración) - (muertes + emigración)

Esta ecuación es una herramienta fundamental para entender la viabilidad poblacional y tiene aplicaciones concretas en restauración de fauna:

- Baja natalidad puede deberse a falta de sitios de reproducción adecuados → restaurar elementos estructurales o florísticos.
- Alta mortalidad puede estar asociada a la presencia de amenazas activas o falta de refugios → implementar medidas de protección y cobertura.
- Emigración puede indicar que el sitio restaurado no satisface requerimientos mínimos → rediseñar el hábitat.
- Falta de inmigración puede ser producto del aislamiento paisajístico → establecer conectividad ecológica.

De esta forma, la restauración de fauna puede abordarse como una estrategia de gestión de hábitat para modificar los términos de esta ecuación poblacional, creando condiciones más favorables para el crecimiento y la estabilidad de las poblaciones silvestres (Aguilar-Garavito, 2025).



- N t+1 = No individuos de la población en el tiempo t+1
- N t = No individuos de la población en el tiempo t
- Na = Natalidad (individuos nacidos que se incorporan a la natalidad en ese intervalo de tiempo)
- M = Mortalidad (individuos muertos en ese intervalo de tiempo.
- I = Inmigración (llegada de nuevos individuos desde otras poblaciones)
- E = Emigración (Salida de nuevos individuos a otras poblaciones)

- Restauración de hábitats busca favorecer alguno de los cuatro parámetros demográficos

Uso de la ecuación fundamental de la ecología de poblaciones en la restauración del hábitat para la fauna

En ecología de poblaciones, una herramienta básica pero poderosa para analizar la dinámica de una especie en un ecosistema es la ecuación fundamental:

$$\Delta N = (N_t + N_{ingresos}) - N_{egresos}$$

donde:

- ΔN\Delta NΔN es el cambio neto en el tamaño poblacional de una especie,
- NtN_tNt es la población actual o inicial,
- NingresosN_{ingresos}Ningresos incluye los nacimientos (natalidad) y los individuos que llegan al área (inmigración),
- NegresosN_{egresos}Negresos corresponde a las muertes (mortalidad) y a la salida de individuos del área (emigración).

En restauración de hábitats para fauna, esta ecuación permite entender qué factores del entorno están limitando el crecimiento, la permanencia o la recolonización de una especie y, por tanto, orientar acciones específicas sobre el hábitat.

Por ejemplo:

- Si el ingreso natural por reproducción es bajo, puede ser que no existan sitios adecuados de anidación o refugio, lo que exige intervenir con estructuras o condiciones que promuevan la reproducción.
- Si la emigración o mortalidad son altas, puede que el hábitat no provea suficiente alimento, protección o conectividad, lo que demanda restaurar cobertura vegetal, conectividad funcional o eliminar amenazas.
- Si no hay inmigración, es probable que el paisaje no tenga corredores funcionales ni conectividad ecológica.

Por tanto, esta ecuación sirve como base diagnóstica y de seguimiento para establecer metas de restauración y evaluar el éxito en función de la respuesta poblacional de especies clave o sensibles. Su uso integrado en la planificación permite adaptar acciones según se pretenda favorecer la recolonización, el crecimiento poblacional o la permanencia de poblaciones viables.

Condiciones necesarias para la restauración de hábitats para la fauna

Restaurar hábitats para la fauna no es viable ni ecológicamente responsable en cualquier circunstancia. Según Aguilar-Garavito (2025), deben cumplirse tres condiciones mínimas para plantear acciones orientadas a la restauración de fauna:

1. **Existencia de poblaciones fuente viables**, que puedan recolonizar el sitio o ser consideradas para procesos de reintroducción.

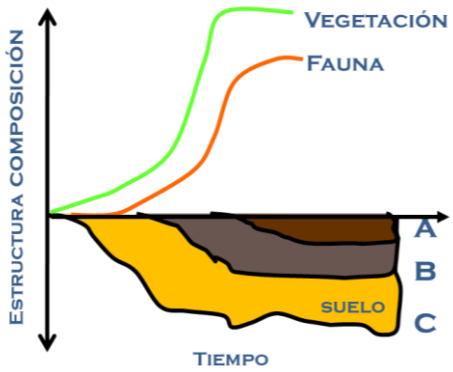
2. **Disponibilidad o restauración de hábitat funcional**, es decir, hábitats que cumplan con los requerimientos mínimos de alimentación, refugio y reproducción.

3. **Reducción de amenazas y causas de pérdida**, como la caza, la fragmentación, la contaminación o la presencia de especies invasoras.

Estas condiciones deben ser evaluadas de manera previa al diseño de acciones específicas, y deben acompañarse de un diagnóstico ecológico y social claro (Figura 52).

Figura 52

Esquema en dos dimensiones que representa el momento ideal para iniciar un proceso de restauración de hábitats para la fauna.



Mínimos ecológicos para fauna en restauración

El funcionamiento de un área restaurada como hábitat efectivo para la fauna depende del cumplimiento de ciertos mínimos ecológicos. Estos requisitos definen las condiciones básicas que permiten el asentamiento, la reproducción y el desarrollo de poblaciones animales, así como su contribución a los procesos ecológicos del ecosistema.

Los mínimos ecológicos comprenden cuatro componentes esenciales:

- Disponibilidad de alimento: El ecosistema debe ofrecer recursos alimenticios adecuados en cantidad, calidad y diversidad, ajustados a los requerimientos de las especies presentes. Esta disponibilidad debe mantenerse durante todo el ciclo de vida de las especies, especialmente en períodos críticos como la reproducción, la crianza o la migración. La estacionalidad de los recursos constituye un factor determinante para muchas especies, por lo que debe considerarse en el diseño de las acciones de restauración.
- Refugio y cobertura protectora: Las especies requieren espacios que ofrezcan protección frente a depredadores y condiciones climáticas adversas. Esto incluye la existencia de microhábitats como hojarasca, rocas, cavidades, troncos caídos, vegetación densa o sotobosque. La cobertura vegetal estructurada también cumple funciones de termorregulación y amortiguación ambiental, fundamentales para el bienestar de la fauna.
- Sitios reproductivos específicos: La disponibilidad de lugares aptos para la reproducción resulta indispensable. Estos pueden incluir cavidades arbóreas, bancos de arena, cuerpos de agua estacionales, troncos en descomposición o áreas abiertas para cortejo. La ausencia de estos elementos limita la viabilidad poblacional y restringe la posibilidad de establecer ciclos reproductivos sostenibles.
- Conectividad estructural y funcional del paisaje: El hábitat restaurado debe mantener vínculos con otras áreas naturales o seminaturales que permitan el desplazamiento de individuos, el intercambio genético y la recolonización de áreas vacías. La conectividad puede lograrse mediante corredores ecológicos, matrices permeables o mosaicos heterogéneos que faciliten el movimiento de fauna, tanto a escala local como regional.

Además de estos elementos estructurales, el entorno debe cumplir condiciones básicas de calidad ambiental. Entre ellas destacan una cobertura vegetal suficiente, niveles bajos de contaminación química y acústica, y mecanismos de control de especies invasoras o domésticas que puedan interferir con la fauna nativa.

La ausencia de uno o más de estos factores puede obstaculizar la recolonización natural, afectar tasas demográficas clave como la natalidad, mortalidad o inmigración, y limitar el restablecimiento funcional del ecosistema. Por esta razón, los mínimos ecológicos deben considerarse desde las primeras etapas del diseño e implementación de cualquier estrategia de restauración enfocada en la fauna (Aguilar-Garavito, 2025; Reid & Holl, 2013) (Tabla 8).

Tabla 8

Comparación entre Mínimos Ecológicos y Condiciones Ideales en la Restauración de Hábitat para la Fauna

Categoría	Mínimos Ecológicos	Condiciones Ideales
Recursos alimenticios	Disponibilidad básica de alimentos para los principales grupos tróficos	Diversidad alta y constante de recursos alimenticios naturales durante el año
Sitios de refugio	Presencia de elementos estructurales (troncos, matorrales, rocas) para refugio	Complejidad estructural del hábitat con múltiples estratos y refugios seguros
Espacios reproductivos	Ambientes con características mínimas para anidación, madrigueras u otros	Ambientes estables, abundantes y con condiciones específicas para reproducción exitosa
Conectividad ecológica	Existencia de pasos o corredores biológicos funcionales básicos	Conectividad funcional y estructural entre múltiples hábitats dentro del paisaje
Calidad ambiental	Cobertura vegetal mínima, calidad del agua y reducción de impactos directos	Alta calidad ambiental con estabilidad ecológica, microclimas apropiados y baja perturbación
Regulación de amenazas	Control de especies invasoras y reducción de amenazas humanas inmediatas	Gestión activa de amenazas crónicas, con participación comunitaria y monitoreo adaptativo

Objetivos de la restauración de hábitat para la fauna

La restauración del hábitat para la fauna tiene como propósito restablecer las condiciones ecológicas necesarias para que las especies silvestres puedan desarrollar sus funciones vitales, tales como la supervivencia, la reproducción y la dispersión, dentro de un ecosistema o paisaje determinado. Estos objetivos deben integrarse con los principios

fundamentales de la restauración ecológica, los cuales comprenden la restitución de la estructura, la composición y la funcionalidad de los ecosistemas.

En la práctica, cumplir estos objetivos implica asegurar la existencia de hábitats adecuados, promover la conectividad ecológica entre fragmentos, facilitar el flujo de organismos y genes, y garantizar la permanencia de poblaciones viables a largo plazo. Además, los objetivos deben contemplar tanto a especies generalistas como especialistas, considerando sus gremios funcionales, su diversidad ecológica y sus requerimientos particulares.

En contextos de planificación multiescalar, los objetivos de restauración pueden orientarse al diseño de paisajes funcionales que beneficien especies clave, sensibles o con valor ecológico o sociocultural. Simultáneamente, deben contribuir al restablecimiento de procesos ecológicos críticos como la dispersión de semillas, la polinización, el reciclaje de nutrientes y el control biológico.

Para una mejor organización, los objetivos pueden clasificarse en dos escalas:

A. Escala ecosistémica

- Restituir atributos estructurales, composicionales y funcionales del hábitat.
- Reactivar procesos ecológicos mediados por interacciones fauna-planta-suelo.
- Incrementar la resiliencia ecológica y la estabilidad del ecosistema frente a perturbaciones.

B. Escala poblacional

- Facilitar la recolonización y el establecimiento de especies clave en el ecosistema restaurado.
- Favorecer condiciones que aumenten la probabilidad de reproducción, supervivencia y dispersión.
- Reducir el riesgo de extinciones locales por efectos de aislamiento, fragmentación o pérdida de hábitat.

Estos objetivos deben definirse en función del contexto ecológico, el estado de degradación, el paisaje circundante y la disponibilidad de información sobre las especies focales. Su cumplimiento requiere una planificación cuidadosa, monitoreo continuo y ajuste adaptativo a lo largo del proceso de restauración.

Factores del hábitat según su función vital y su relación con la ecuación de población

La restauración del hábitat para la fauna exige comprender que el hábitat no es una entidad homogénea, sino un conjunto de condiciones ecológicas y estructurales que permiten que las especies animales cumplan con sus funciones vitales. Esta sección se organiza en torno a la identificación de los factores clave del hábitat según su función ecológica —supervivencia, crecimiento/reproducción y conectividad— y su articulación

con la ecuación elemental de la dinámica poblacional. Este enfoque permite definir criterios funcionales para el diseño, evaluación y monitoreo de procesos de restauración orientados a fauna. La información aquí presentada se basa en los fundamentos de la ecología de poblaciones, los principios de restauración ecológica, y en las guías presentadas en Aguilar-Garavito (2025) y Ariza López (2024).

El hábitat se puede descomponer funcionalmente en **factores clave asociados a tres procesos vitales fundamentales para la fauna**, que influyen directamente en los componentes de la ecuación básica de dinámica poblacional:

ΔN=Nt+1−Nt=N+(Na+Ni)−(M+E)\Delta N = N_{t+1} - N_t = N + (N_a + N_i) - (M + E)ΔN=Nt+1−Nt=N+(Na+Ni)−(M+E)

donde:

- NNN: número de individuos iniciales,
- NaN_aNa: nacimientos,
- NiN_iNi: inmigración,
- MMM: mortalidad,
- EEE: emigración.

A continuación, se describen estos factores y su relación con la ecuación:

1. Supervivencia: factores que reducen la mortalidad (M)

La supervivencia de la fauna depende de la disponibilidad de recursos y condiciones mínimas que reduzcan las tasas de mortalidad. Esto incluye:

- Refugio y cobertura vegetal que protejan contra depredadores y condiciones climáticas extremas.
- Fuentes de agua limpia y permanente.
- Alimento básico disponible, aunque limitado en diversidad.

Cuando estos factores están ausentes o degradados, las tasas de mortalidad aumentan, y la restauración no logra sostener poblaciones estables. Por ejemplo, micromamíferos como *Proechimys spp.* requieren estructuras densas en el sotobosque para evadir depredadores.

2. Crecimiento individual y reproducción: factores que inciden en los nacimientos (N_a)

La reproducción y el crecimiento están determinados por la calidad del hábitat. Se requieren:

- Recursos energéticos de alta calidad para alcanzar la madurez sexual.
- Estructuras específicas como cavidades, cuevas o cuerpos de agua adecuados para la reproducción.
- Condiciones microclimáticas estables, como humedad, temperatura y cobertura adecuada.

La ausencia de estos factores impide el reclutamiento poblacional. Por ejemplo, la restauración de hábitat para colibríes polinizadores como *Colibri coruscans* debe incluir especies florales de floración escalonada durante el año.

3. Dispersión y conectividad: factores que modulan inmigración (N_i) y emigración (E)

La fauna no permanece aislada, y sus poblaciones dependen de la movilidad entre hábitats. Esto incluye:

- Corredores biológicos funcionales, como cercas vivas, franjas de vegetación o quebradas conectadas.
- Matriz del paisaje permeable, es decir, mosaicos de uso del suelo que permitan tránsito seguro.
- Estructuras de paso, como perchas, bordes vegetales, islotes y otros elementos que facilitan la dispersión.

La falta de conectividad lleva a procesos de aislamiento genético, disminución de flujo génico y reducción del potencial de recolonización. Especies como *Tremarctos ornatus* o *Puma concolor* requieren grandes áreas continuas o interconectadas para mantener su viabilidad.

Cuando uno o más de estos factores están ausentes o degradados, la dinámica poblacional se ve afectada negativamente. Así, la restauración del hábitat debe ir más allá de la simple recuperación de cobertura vegetal y centrarse en el restablecimiento de funciones ecológicas del hábitat que afectan directamente la supervivencia, reproducción y movilidad de la fauna (Aguilar-Garavito, 2025; Ariza López, 2024) (Figura 53).

Por ejemplo, restaurar un fragmento de bosque sin asegurar la presencia de cavidades para anidación ni una oferta floral continua para los polinizadores no permite la reproducción de especies clave como murciélagos nectarívoros (*Glossophaga soricina*) o aves frugívoras (*Turdus fuscater*). Tampoco bastará con establecer vegetación si no se aseguran corredores que permitan la llegada o dispersión de estos animales.

Cuando en un área restaurada solo se recuperan algunos factores del hábitat (por ejemplo, cobertura vegetal pero sin alimento ni sitios de reproducción), es muy probable que la población de fauna no logre aumentar ni estabilizarse. Solo cuando las condiciones del hábitat permiten simultáneamente sobrevivir, reproducirse, alimentarse y desplazarse, se puede lograr una dinámica poblacional positiva y autosostenible (Tabla 9).

Por tanto, aplicar esta ecuación de manera práctica implica:

- Diagnosticar el estado del hábitat en términos de sus funciones vitales.
- Estimar si el hábitat está contribuyendo o limitando cada uno de los términos poblacionales.
- Focalizar acciones de restauración en los factores más limitantes.

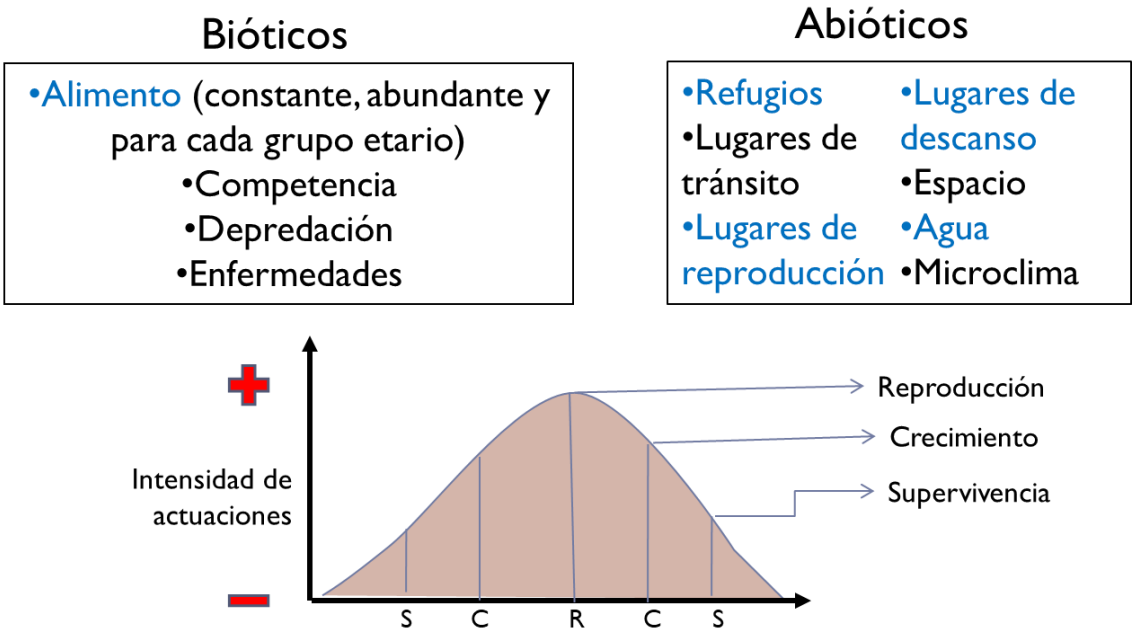
Tabla 9

Relación entre funciones vitales de la fauna, factores clave del hábitat y acciones de restauración sugeridas

Función vital	Factor clave del hábitat	Ejemplo de acción de restauración	Intensidad sugerida
Reproducción	Sitios de anidación o cría	Plantación de especies con cavidades, instalación de nidos artificiales	Alta
Supervivencia	Cobertura y protección	Densificación de sotobosque, control de perros ferales	Alta
Crecimiento / alimentación	Disponibilidad trófica	Enriquecimiento con especies vegetales nativas de interés alimenticio	Media

Figura 53

Factores que constituyen el hábitat para la fauna que se deben controlar para mejorar la reproducción, crecimiento o supervivencia.



Tipos de situaciones en la restauración de hábitat para la fauna

En los procesos de restauración ecológica, no todas las áreas presentan las mismas condiciones ni desafíos. La restauración de hábitat para la fauna debe partir del reconocimiento de tipos de situaciones que caracterizan el estado de degradación, las capacidades ecológicas remanentes y las posibilidades de respuesta de la fauna objetivo. Estas situaciones permiten ajustar el enfoque técnico, la intensidad de las intervenciones y la temporalidad de las acciones, conforme a los atributos actuales del ecosistema y a los requerimientos vitales de las especies.

A partir de la clasificación propuesta por Aguilar-Garavito (2025), pueden identificarse al menos cinco situaciones tipo, que funcionan como guías para priorizar esfuerzos y definir estrategias adaptadas:

1. Ecosistemas conservados con presencia de fauna clave

En estas situaciones, el ecosistema mantiene altos niveles de integridad ecológica y funcionalidad, incluyendo la presencia de especies indicadoras, amenazadas o clave en procesos como la dispersión, polinización o control biológico. Aquí, la restauración no implica reconstrucción sino mantenimiento y manejo adaptativo, enfocado en la prevención de amenazas emergentes, el monitoreo, y la conectividad. Es crucial conservar hábitats críticos para especies como *Tremarctos ornatus* o *Harpia harpyja*, cuyas necesidades espaciales y tróficas requieren paisajes funcionales y seguros.

2. Ecosistemas alterados pero con presencia de fauna persistente

Este tipo de situación ocurre cuando hay degradación estructural o pérdida de cobertura, pero aún persisten poblaciones de fauna, incluso si están disminuidas o restringidas. Aquí, la restauración debe enfocarse en el fortalecimiento del hábitat remanente, el incremento de la disponibilidad de recursos y refugios, y la reducción de amenazas como la fragmentación. Las acciones pueden incluir enriquecimiento estructural, restauración de microhábitats, o recuperación de la cobertura arbustiva que sirve de refugio para pequeños mamíferos o aves insectívoras.

3. Áreas degradadas sin fauna observable pero con hábitat potencial

En este escenario, la fauna ha desaparecido o es escasa, pero las condiciones del sitio permiten pensar en una restauración viable si se restablecen los componentes clave del hábitat. Es fundamental evaluar los factores limitantes para la dispersión natural o la reintroducción, y diseñar paisajes que permitan el restablecimiento progresivo de funciones ecológicas. La restauración del hábitat se convierte en el prerrequisito para el regreso de la fauna, como ocurre en zonas altoandinas donde la cobertura de páramo ha sido transformada por ganadería, pero persiste un banco de semillas y condiciones climáticas aptas para la regeneración.

4. Ambientes hostiles o con cambios irreversibles

Estos casos incluyen suelos contaminados, áreas sometidas a incendios recurrentes, urbanización o minería, donde la capacidad de soporte del ecosistema está severamente reducida. La restauración en estos contextos exige acciones de rehabilitación ecológica, con intervenciones intensivas en suelo, agua y cobertura vegetal. Para fauna, es probable que solo especies generalistas o de alta tolerancia puedan recolonizar estos espacios. Aquí, las metas deben ser graduales, enfocadas en mejorar la aptitud del entorno y favorecer especies pioneras o facilitadoras de procesos sucesionales.

5. Sitios prioritarios para la restauración funcional de paisajes

Estos espacios pueden no tener atributos sobresalientes localmente, pero son clave por su posición estratégica en el paisaje, ya sea como nodos de conectividad, corredores de dispersión o puentes entre fragmentos de hábitat. Su restauración responde a una lógica de restablecimiento del funcionamiento del paisaje, más que a la recuperación puntual de la biodiversidad. La fauna objetivo aquí no está necesariamente presente aún, pero puede recolonizar si se facilita la conectividad. Estas zonas son fundamentales en la planificación de redes ecológicas funcionales, especialmente en regiones montañosas o áreas periurbanas de alta fragmentación.

2.9.11 Consideraciones finales

La identificación y comprensión de las condiciones ecológicas y funcionales del hábitat permiten priorizar acciones de restauración según su urgencia, complejidad y potencial de recuperación. Esta clasificación resulta fundamental para ajustar de manera realista los objetivos, tiempos y recursos disponibles en los procesos de planificación.

Del mismo modo, estas consideraciones brindan una base sólida para establecer indicadores de éxito que respondan a las posibilidades reales de recuperación ecológica, así como a la persistencia y viabilidad de las poblaciones faunísticas objetivo. Reconocer los límites ecológicos y operativos del territorio es clave para definir metas alcanzables en contextos específicos.

Asimismo, la participación de actores locales, la evaluación previa de riesgos ecológicos y la integración de información técnica confiable fortalecen el diseño adaptativo de las estrategias de restauración. Estos elementos permiten ajustar las intervenciones a lo largo del tiempo, mejorar su efectividad y garantizar que las acciones implementadas generen beneficios sostenibles para la biodiversidad y los ecosistemas restaurados.

Referencias

Aguilar-Garavito, M. (2025). *Restauración de hábitat para la fauna* [Notas de clase]. Curso Restauración de Ecosistemas, Pontificia Universidad Javeriana.

Aguilar-Garavito, M. (2023). *Conservación y restauración ecológica de robledales andinos afectados por incendios* [Tesis doctoral, Universidad de Alicante]. Repositorio Institucional Universidad de Alicante.

Aguilar-Garavito, M., & Ramírez-Hernández, W. (2021). *Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica en el páramo andino*. Instituto Humboldt.

Aguilar-Garavito, M., Ríos, R. I., & Cárdenas, D. (2015). Seed dispersal and regeneration processes in Andean forests. *Biota Colombiana, 15*(Suppl. 2), 81–93.

Ariza López, J. D. (2024). *Técnicas de restauración ecológica que promueven la zoocoria en áreas neotropicales disturbadas: Revisión sistemática y metaanálisis* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Javeriana].

Barrera-Cataño, J. I., et al. (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Secretaría Distrital de Ambiente, PUJ.

Botero-Cruz, M., et al. (2016). *Conflictos socioambientales en la macrocuenca del Orinoco*. Instituto Humboldt.

Castaño-Uribe, C., et al. (2016). *Conflictos entre felinos y humanos en América Latina*. Instituto Humboldt.

Díaz-Pulido, A., Lizcano, D. J., & Gómez-Valencia, B. (2021). *Protocolo de monitoreo de biodiversidad: fundamentos para la evaluación de fauna silvestre*. Instituto Humboldt.

FAO. (2021). *Human–wildlife conflict: A compendium of tools for decision-makers*. FAO. Recuperado de https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb3561en

Hoogesteijn, R., et al. (1991). *Strategies for mitigation of jaguar and puma livestock depredation*.

IUCN. (2023). *Conflictos humano-fauna silvestre: resumen informativo*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Recuperado de https://www.iucn.org/es/resources/resumen-informativo/conflictos-humano-vida-silvestre

León, J., Vargas, J., & Díaz, C. (2021). Monitoreo de fauna y restauración ecológica: Una perspectiva funcional. *Revista Ecología Aplicada, 20*(1), 45–67.

Mongabay. (2018). Colombia: los animales silvestres más atropellados en las carreteras. Recuperado de https://es.mongabay.com/2018/11/colombia-animales-atropellados-carreteras/

Plan Nacional de Restauración. (2015). *Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Degradadas en Colombia 2015–2035*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Reid, J. L., & Holl, K. D. (2013). Seed dispersal by birds and the recruitment of tropical forest trees. *Biotropica, 45*(6), 720–728.

SER (Society for Ecological Restoration). (2019). *International principles and standards for the practice of ecological restoration* (2nd ed.).

UNEP. (2021). *El conflicto entre humanos y vida silvestre es una de las mayores amenazas para la fauna silvestre del mundo*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Recuperado de https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/el-conflicto-entre-humanos-y-vida-silvestre-es-una-de

Valderrama-Vásquez, C. A., et al. (2016). Depredación de ganado por pumas (Puma concolor) en los Andes colombianos. En Castaño-Uribe, C., et al. (Eds.), *Conflictos entre felinos y humanos en América Latina* (pp. 122–137). Instituto Humboldt.

Vargas, J., & León, J. (2021). Conectividad ecológica y restauración: estrategias para la gestión del paisaje. *Revista Colombiana de Ecología, 29*(2), 201–218.

WWF Colombia. (2023). *Tres casos que muestran que podemos coexistir con la vida silvestre*. WWF Colombia. Recuperado de https://www.wwf.org.co/?369654/Tres-casos-que-nos-muestran-que-podemos-coexistir-con-la-vida-silvestre

2.10 Alteración, Degradación y Transformación De Ecosistemas: Fundamentos para el Diagnóstico, la Planificación y Monitoreo de la Restauración Ecológica.

La planificación efectiva de los procesos de restauración ecológica exige un marco conceptual sólido que permita interpretar con claridad el estado de los ecosistemas, sus trayectorias de cambio y las posibilidades de recuperación en el contexto territorial. Este capítulo tiene como objetivo establecer los fundamentos conceptuales para diferenciar entre alteración, degradación y transformación de los ecosistemas, aportando así herramientas clave para el diagnóstico, la priorización de acciones y el diseño de estrategias de restauración en las cuencas bajo la jurisdicción de la CAR Cundinamarca.

En primer lugar, es fundamental comprender que los ecosistemas no son entidades estáticas, sino sistemas dinámicos que responden a múltiples factores de presión —naturales y antrópicos— a través de procesos de disturbio, reorganización, pérdida de funcionalidad o cambio estructural. Estos procesos se manifiestan a lo largo de un gradiente de afectación, cuya lectura rigurosa permite identificar el tipo de intervención más apropiada, desde la restauración pasiva hasta la rehabilitación o incluso el reemplazo ecológico.

Este enfoque basado en gradientes se apoya en un conjunto robusto de referencias conceptuales y técnicas. A nivel internacional, los aportes de Pickett & White (1985), White & Jentsch (2001), y la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER, 2019) ofrecen una base teórica sobre disturbios, resiliencia y trayectorias ecosistémicas. A nivel nacional, documentos como la Guía metodológica del MADS (2015) y los desarrollos recientes de Aguilar-Garavito & Ramírez-Hernández (2021) adaptan estas conceptualizaciones al contexto colombiano, incluyendo consideraciones sobre biodiversidad, servicios ecosistémicos y participación comunitaria.

Desde esta perspectiva, los disturbios son definidos como eventos puntuales o recurrentes que modifican la estructura, la composición o las funciones de un ecosistema. Aunque pueden ser parte de la dinámica natural, su frecuencia, intensidad o persistencia asociadas a actividades humanas —como la deforestación, la contaminación, el cambio de uso del suelo o la fragmentación— pueden sobrepasar la capacidad de recuperación del sistema. Cuando esto ocurre, se habla de degradación, entendida como una pérdida progresiva de funcionalidad ecológica, que afecta procesos clave como la regeneración natural, el reciclaje de nutrientes, la estabilidad edáfica o la regulación hídrica.

En un grado más profundo se encuentra la transformación, que implica un cambio sustantivo en la identidad ecológica del sistema. En estos casos, el ecosistema original ha sido reemplazado por uno nuevo —como un monocultivo, una infraestructura urbana o un cuerpo de agua artificial— cuyas dinámicas ecológicas, biológicas y sociales difieren radicalmente de las condiciones de referencia. Esta categoría, que algunos autores también denominan “sistemas noveles” (sensu Hobbs et al., 2009), demanda enfoques de intervención que reconocen la irreversibilidad del cambio y se orientan más hacia la mitigación, la adaptación o la rehabilitación funcional.

Uno de los principales aportes de este capítulo es la propuesta de una tipología operacional de los ecosistemas afectados, basada en sus niveles de integridad y en los factores limitantes para su recuperación. Este enfoque permite:

a) Distinguir ecosistemas conservados, alterados, degradados y transformados;
b) Establecer rutas de restauración diferenciadas según el contexto biofísico y social;
c) Formular indicadores específicos para el monitoreo del cambio y la efectividad de las acciones;
d) Evitar soluciones homogéneas que ignoren la complejidad territorial.

La integración de estos conceptos en el diseño del Plan de Restauración Ecológica de Cuencas de la CAR es clave para orientar decisiones técnicas, asignar recursos con mayor eficiencia y fomentar la apropiación social del proceso. La delimitación clara de estados ecosistémicos, su reconocimiento por parte de las comunidades locales, y la articulación con políticas de ordenamiento ambiental y gestión del recurso hídrico, contribuirán a una restauración efectiva, adaptativa y sostenible.

Este marco conceptual no solo define una base teórica para la restauración, sino que también permite construir una gramática común entre técnicos, comunidades y tomadores de decisiones, indispensable para afrontar los retos ecológicos y sociales del siglo XXI.

2.10.1 Degradación de los ecosistemas y su diferenciación con transformación, daño y destrucción

La degradación ecológica es un proceso progresivo mediante el cual un ecosistema pierde, total o parcialmente, su capacidad para mantener su biodiversidad, estructura, funcionalidad y servicios ecosistémicos (Barrera-Cataño & Valdés, 2007; SER, 2019; MADS, 2015). Esta pérdida puede ser causada por múltiples factores, tanto naturales como antrópicos, y no implica necesariamente la desaparición completa del ecosistema, sino un deterioro en su integridad ecológica que compromete su resiliencia y capacidad de autorregeneración.

Es fundamental distinguir conceptualmente entre **daño**, **degradación**, **transformación** y **destrucción**, ya que cada uno representa diferentes niveles de afectación ecológica, y sus diferencias determinan los enfoques de restauración más apropiados:

- **Daño**: se refiere a una alteración puntual o localizada en componentes estructurales o funcionales del ecosistema, que puede ser reversible si cesan los factores causantes (Pickett & White, 1985). Puede deberse, por ejemplo, a un deslizamiento menor o a una corta selectiva.

- **Degradación**: representa una pérdida paulatina de calidad ecológica, afectando la biodiversidad, los procesos ecológicos y las interacciones biológicas, aunque aún se conserva el potencial de recuperación mediante estrategias de restauración activa o pasiva (SER, 2019; MADS, 2015; White & Jentsch, 2001).

- **Transformación**: implica un cambio radical y persistente del ecosistema original, producto de alteraciones profundas que dan lugar a un nuevo sistema ecológico con diferentes condiciones abióticas, composición y funcionamiento (SER, 2019; Barrera-Cataño & Valdés, 2007). Ejemplos incluyen zonas urbanizadas, embalses o áreas agrícolas industriales.

- **Destrucción**: hace referencia a la pérdida casi total del ecosistema o de elementos esenciales para su recuperación, como el suelo o los ciclos hidrológicos, lo cual demanda procesos complejos de rehabilitación ecológica, o incluso reemplazo por sistemas alternativos funcionales (MADS, 2015; Aguilar-Garavito & Ramírez-Hernández, 2021).

Este conjunto de conceptos se articula con la noción de **gradiente de degradación-transformación** (Brown & Lugo, 1994), útil para clasificar los ecosistemas según su nivel de afectación y orientar decisiones técnicas en los planes de restauración.

Gradiente de degradación–transformación

La degradación y transformación de los ecosistemas no son estados dicotómicos, sino extremos de un **continuo o gradiente** que describe progresivamente el deterioro de la estructura, función y biodiversidad de un ecosistema. Este enfoque permite reconocer transiciones intermedias, lo cual es fundamental para definir trayectorias y estrategias diferenciadas de restauración (SER, 2019; MADS, 2015; Aguilar-Garavito & Ramírez-Hernández, 2021).

En la tabla 10 se presenta el gradiente de degradación y transformación, permite conceptualizar el deterioro de los ecosistemas como un proceso continuo, y no como una condición binaria. Esta herramienta facilita la comprensión de las transiciones entre estados de conservación y transformación total, proporcionando una base para el diagnóstico, priorización y diseño de estrategias diferenciadas de restauración ecológica. Identificar el estado en que se encuentra cada unidad del paisaje permite seleccionar intervenciones ajustadas a la capacidad de regeneración del ecosistema, optimizando recursos y expectativas de recuperación.

Tabla 10

Gradiente de degradación-transformación.

Estado	Descripción ecológica	Ejemplo típico	Implicaciones para la restauración
Ecosistema conservado	Ecosistema en equilibrio, mínima alteración, funcionalidad y biodiversidad conservadas.	Bosque maduro, humedal intacto	Priorizar conservación y monitoreo
Levemente degradado	Cambios reversibles, afectación parcial de estructura o función.	Senderos, ganadería extensiva puntual	Restauración pasiva o asistida leve
Moderadamente degradado	Pérdida significativa de biodiversidad o estructura, aunque con capacidad de regeneración si se remueve presión	Áreas con invasoras, sobrepastoreo	Requiere restauración asistida y control de factores limitantes
Severamente degradado	Ecosistema funcionalmente colapsado, cobertura muy alterada o ausente, suelos degradados.	Potreros abandonados, zonas erosionadas	Restauración activa intensiva o rehabilitación ecológica
Ecosistema transformado	Sustitución completa del ecosistema original por otro tipo de uso o cobertura con pérdida funcional irreversible	Cultivos intensivos, zonas urbanizadas	Imposibilidad de restauración total; enfoque en rehabilitación

Este enfoque no solo ayuda a priorizar áreas, sino a establecer expectativas realistas sobre el tipo de restauración aplicable (ecológica, funcional o híbrida), el tiempo necesario para la recuperación, y los indicadores de seguimiento más apropiados (Figura 54) (Tabla 11).

Figura 54

Esquema conceptual del gradiente de degradación-transformación.

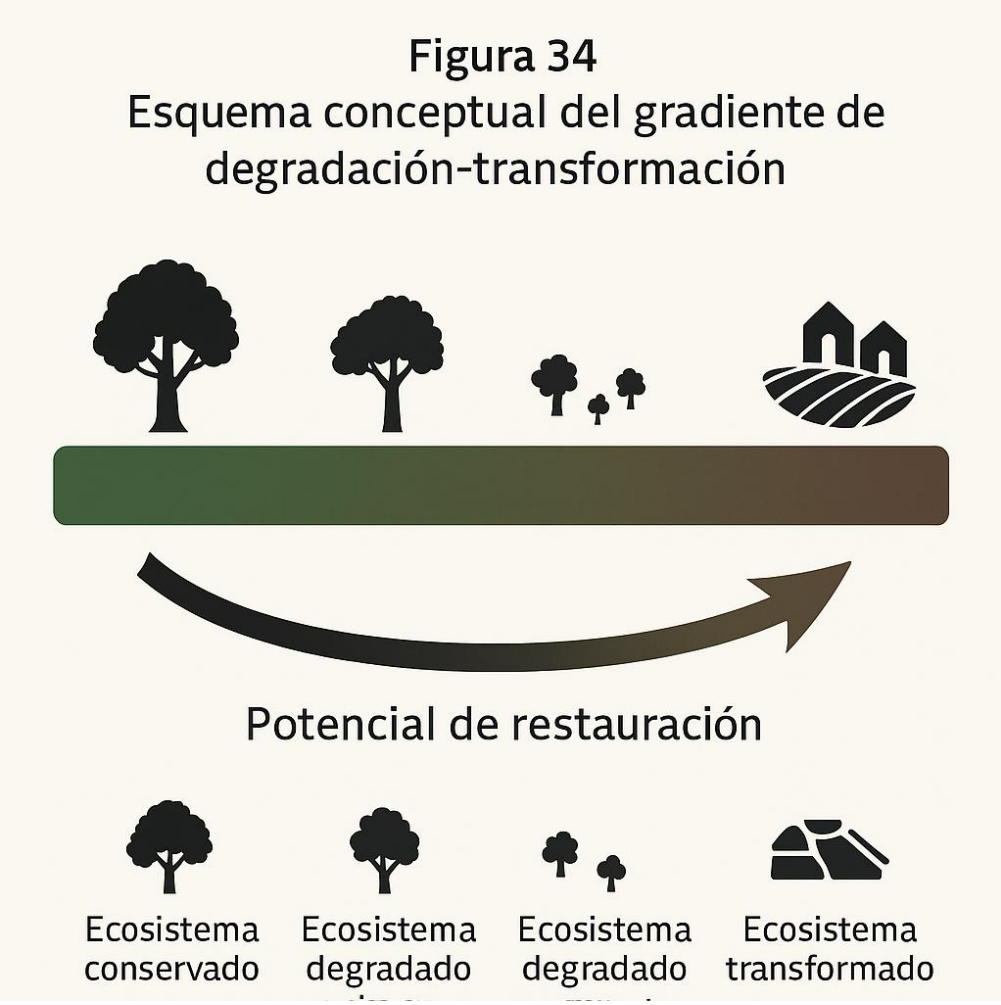


Tabla 11

Clasificación del estado de los ecosistemas y acciones de manejo asociadas.

Estado del ecosistema	Características principales	Capacidad de autorregeneración	Tipo de intervención necesaria
Ecosistema conservado	Alta integridad ecológica, procesos funcionales intactos, cobertura nativa continua	Alta	Conservación, prevención, monitoreo

Estado del ecosistema	Características principales	Capacidad de autorregeneración	Tipo de intervención necesaria
Ecosistema degradado leve	Pérdida parcial de estructura o composición, procesos funcionales en marcha, regeneración natural posible	Media-alta	Restauración pasiva o asistida leve
Ecosistema degradado severo	Estructura alterada, pérdida de biodiversidad, presencia de especies invasoras, procesos funcionales limitados	Baja	Restauración asistida o activa
Ecosistema transformado	Cambio de uso del suelo, pérdida de estructura y composición original, nueva matriz ecológica o productiva	Muy baja o nula	Restauración activa intensiva o rehabilitación ecológica

En la Tabla 12 se presenta una clasificación de disturbios ecológicos que organiza los principales tipos de alteraciones que afectan los ecosistemas, considerando su origen (natural o antrópico), magnitud o severidad, y ejemplos representativos. Esta tipología constituye una herramienta clave para la evaluación de impactos ecológicos en el territorio, al permitir una lectura sistemática de los factores que alteran la estructura, composición y funcionalidad de los sistemas naturales. El reconocimiento explícito de la causa y la intensidad del disturbio es esencial para definir el enfoque de restauración más adecuado, ya sea a través de intervenciones pasivas, asistidas o activas intensivas. Asimismo, contribuye a planificar acciones coherentes con la dinámica ecológica del sitio y con las posibilidades reales de recuperación de los ecosistemas intervenidos.

Tabla 12

Clasificación de disturbios según causa, origen, magnitud

Tipo de disturbio	Origen	Magnitud / Severidad	Ejemplos típicos	Notas sobre restauración
Natural leve	Natural	Leve	Incendios por rayos, lluvias intensas sin pérdida estructural	Puede favorecer sucesión; restauración pasiva puede bastar
Natural severo	Natural	Alta	Inundaciones prolongadas, deslizamientos masivos	Puede requerir restauración estructural y revegetación
Antrópico leve	Humano	Leve	Caminos de paso, recolección selectiva de leña	Restauración asistida, control de acceso
Antrópico moderado	Humano	Moderada	Sobrepastoreo, introducción de especies invasoras	Restauración activa con manejo de factores limitantes
Antrópico severo	Humano	Alta	Tala rasa, minería a cielo abierto, expansión urbana	Restauración activa intensiva o rehabilitación ecológica

2.10.2 Disturbio, perturbación y áreas disturbadas en la restauración ecológica

Desde la ecología contemporánea, el **disturbio** se entiende como un evento discreto en el tiempo que altera significativamente la estructura, función o dinámica de una comunidad o ecosistema, al modificar su tasa de mortalidad, su composición o los flujos de energía y materia (Pickett & White, 1985; White & Jentsch, 2001). Este concepto ha evolucionado para reconocer que muchos ecosistemas requieren disturbios para mantener su diversidad y funcionalidad, siendo estos una fuerza fundamental en la configuración de la sucesión ecológica.

¿Qué es un disturbio?

Un **disturbio** es definido como un evento discreto en el tiempo y el espacio que interrumpe la estructura, función o composición de un ecosistema, alterando los flujos de energía, nutrientes o las condiciones abióticas, y modificando la disponibilidad de recursos, la tasa de mortalidad o los procesos de regeneración (Pickett & White, 1985;

White & Jentsch, 2001). Puede ser de origen natural (por ejemplo, un incendio o una inundación) o antrópico (como una tala, agricultura intensiva o urbanización).

Los disturbios no siempre son negativos; en muchos ecosistemas, como los bosques secos o los pastizales tropicales, ciertos disturbios naturales han moldeado la biodiversidad y mantienen su dinámica. Así, los disturbios como la sucesión ecológica son parte esencial del componente dinámico del ecosistema, y su análisis permite comprender las trayectorias de sucesión y los límites de resiliencia ecológica (Brown & Lugo, 1994; Jentsch & White, 2019).

Régimen de disturbios

El régimen de disturbios hace referencia al patrón característico con que ocurren los disturbios en un ecosistema a lo largo del tiempo. Este régimen se describe por parámetros como:

- **Frecuencia**: cuán a menudo ocurre el disturbio.
- **Magnitud**: cantidad de energía o fuerza aplicada durante el evento.
- **Severidad**: grado de daño o pérdida en la estructura y función del ecosistema.
- **Duración**: tiempo que dura el evento.
- **Extensión espacial**: área afectada.

El régimen de disturbios define la historia evolutiva y adaptativa de las especies. Por ejemplo, especies de zonas propensas a incendios o avalanchas pueden tener adaptaciones para resistir o aprovechar estos eventos. Cuando el régimen se ve alterado por acciones humanas, el ecosistema puede entrar en desequilibrio, lo cual incrementa su vulnerabilidad a la degradación y pérdida de biodiversidad (White & Jentsch, 2001; Hilderbrand et al., 2005).

Perturbación: uso conceptual y matices

Aunque en muchos textos se emplean “perturbación” y “disturbio” como sinónimos, algunos autores —especialmente en el contexto latinoamericano y en estudios de restauración— diferencian ambos términos. Según la escuela europea la perturbación se asocia a una alteración persistente, multifactorial y más difusa, mientras que el disturbio es un evento puntual y reconocible. En ecología de paisajes, la perturbación puede referirse también a presiones territoriales más continuas como el cambio de uso del suelo, fragmentación o ganadería extensiva. En este sentido, la perturbación actúa como

contexto permanente, mientras que el disturbio se manifiesta como evento detonante o acelerador de la degradación.

En contextos de investigación experimental, la perturbación hace referencia a una alteración deliberada y controlada del ecosistema o comunidad con el fin de estudiar respuestas ecológicas específicas (Barrera-Cataño & Valdés, 2007). Por ejemplo, se puede remover parcialmente la vegetación o manipular niveles de nutrientes para evaluar la resiliencia o la respuesta de ciertas especies.

De este modo, la perturbación tiene una intención científica explícita, y se realiza en condiciones controladas y replicables. Es importante evitar confundir este uso con el de disturbios no controlados en paisajes degradados. Además, en la restauración ecológica, lo habitual es trabajar con disturbios reales ocurridos en el territorio, no inducidos experimentalmente.

Áreas disturbadas

Las áreas disturbadas son espacios del territorio donde el ecosistema ha sido parcial o totalmente alterado por disturbios recientes o históricos. Estas áreas pueden presentar diferentes grados de afectación: desde cambios sutiles en la cobertura vegetal hasta la pérdida total de funcionalidad ecológica. En ellas, los procesos de sucesión natural pueden estar en marcha, interrumpidos o bloqueados. Identificar estas áreas y su historia de disturbios es fundamental para establecer trayectorias de restauración viables y escalonadas (SER, 2019; MADS, 2015).

Descriptores del disturbio y su tipología

Para comprender adecuadamente los efectos ecológicos de los disturbios y diseñar estrategias de restauración ajustadas a las condiciones locales, es fundamental caracterizar los disturbios mediante una serie de descriptores clave. Estos descriptores permiten identificar no solo la causa y el tipo del disturbio, sino también su intensidad, duración, extensión espacial y frecuencia, entre otros atributos relevantes. La sistematización de estos descriptores facilita la clasificación de los disturbios, el análisis comparativo entre áreas afectadas, la predicción de respuestas ecológicas y la selección de técnicas de restauración apropiadas. A continuación, se presenta una tabla que resume los principales descriptores del disturbio utilizados en ecología y restauración, destacando su utilidad para el diagnóstico y el diseño de intervenciones.

Para caracterizar los disturbios en el contexto de la restauración ecológica es importante analizar los siguientes **descriptores de la tabla 13**:

Tabla 13

Descriptores ecológicos clave para caracterizar disturbios en ecosistemas.

Descriptor	Descripción
Origen	Natural (e.g., incendios, tormentas) o antrópico (e.g., tala, urbanización).
Frecuencia	Número de veces que ocurre en un intervalo de tiempo determinado.
Magnitud	Cantidad de energía liberada o impacto físico del disturbio.
Severidad	Grado de alteración ecológica inducida (superficial o profunda).
Duración	Tiempo que permanece activo el evento de disturbio.
Extensión	Superficie del territorio afectada por el disturbio.
Recurrencia	Probabilidad de que el disturbio se repita en un área determinada.
Tasa de recuperación	Velocidad y capacidad del ecosistema para recuperarse tras el disturbio.

Tipos de disturbios según su origen

- Naturales: incendios por rayos, deslizamientos, sequías, erupciones volcánicas, plagas.
- Antrópicos: tala, fragmentación, expansión agropecuaria, sobrepastoreo, minería, carreteras, obras civiles, especies invasoras.

Los disturbios antrópicos tienden a ser más frecuentes, severos y persistentes, rompiendo los regímenes naturales y disminuyendo las capacidades adaptativas de los ecosistemas (White & Jentsch, 2001; Aguilar-Garavito, 2023).

Motores de pérdida de biodiversidad: su vínculo con los disturbios

El concepto de motores de pérdida de biodiversidad (drivers of biodiversity loss) proviene del marco conceptual de evaluaciones globales como la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) y la Plataforma IPBES. Se refiere a procesos subyacentes que generan o amplifican los disturbios ecológicos y desencadenan transformaciones a gran escala.

Los principales motores reconocidos son:

a) Cambio de uso del suelo y transformación de hábitats.

b) Sobreexplotación de especies.

c) Contaminación.

d) Especies invasoras.

e) Cambio climático.

Estos motores no siempre son disturbios en sí, pero generan las condiciones para que ocurran disturbios más frecuentes o intensos, o impiden la recuperación después de ellos. En Colombia, estos motores están presentes de forma simultánea y amplificada por factores sociales como el conflicto armado, la expansión ilegal de cultivos, la tenencia informal de la tierra y la falta de gobernanza territorial (Barrera-Cataño & Valdés, 2007; MADS, 2015; SER, 2019).

En consecuencia, la restauración ecológica debe considerar tanto los disturbios como los motores subyacentes, para abordar las causas estructurales de la degradación.

2.10.3 Factores tensionantes y limitantes

En el marco de la restauración ecológica, resulta clave diferenciar entre factores tensionantes y factores limitantes, dado que ambos inciden directamente en la trayectoria sucesional, la capacidad de recuperación del ecosistema y la selección de estrategias de restauración (Pickett et al., 1989; SER, 2019).

Los factores tensionantes son presiones externas, de origen natural o antrópico, que actúan de manera recurrente o persistente sobre un ecosistema, afectando negativamente su estructura, composición, funcionalidad o trayectoria de recuperación. Entre estos se incluyen procesos como incendios, ganadería intensiva, extracción de recursos, contaminación, tránsito vehicular, turismo no regulado, entre otros (Barrera & Valdés, 2007; ONU, 2024). Su carácter perturbador continuo puede generar estados de degradación crónica, impedir la regeneración natural o incrementar la vulnerabilidad del ecosistema a otros disturbios.

Por su parte, los factores limitantes corresponden a condiciones ecológicas del sitio —frecuentemente resultantes de disturbios pasados o procesos prolongados de deterioro— que restringen o impiden el restablecimiento de las especies y funciones del ecosistema (Pickett & White, 1985; Aguilar-Garavito & Ramírez-Hernández, 2021). Estos factores son especialmente importantes cuando se han sobrepasado los umbrales de resiliencia y la recuperación natural se torna improbable o demasiado lenta.

Entre los principales factores limitantes se encuentran:

- Compactación del suelo
- Erosión y pérdida de horizontes fértiles
- Disminución de bancos de semillas o fuentes de propágulos
- Alteración del régimen hídrico (drenaje, inundación, desecación)
- Cambios en la fertilidad, acidez o salinidad del suelo
- Modificación del microclima local
- Ausencia de interacciones clave como polinización o dispersión

Limitaciones al reclutamiento

Un aspecto crítico dentro de los factores limitantes es la limitación al reclutamiento, que hace referencia a los obstáculos que enfrentan las plantas nativas en su proceso de establecimiento, desde la llegada de semillas hasta la supervivencia de las plántulas (Aguilar-Garavito, 2023). Estas limitaciones pueden clasificarse en:

- Limitaciones por disponibilidad de semillas: derivadas de la fragmentación del paisaje, aislamiento de fuentes, o pérdida de dispersores.
- Limitaciones a la germinación: condiciones edáficas inapropiadas, ausencia de requerimientos específicos de luz, temperatura, humedad o escarificación.
- Limitaciones al establecimiento: competencia con especies invasoras, herbivoría, estrés abiótico, escasa cobertura protectora.
- Limitaciones microambientales: alteración del banco de semillas, pérdida de refugios, degradación del sustrato.
- Limitaciones por pérdida de interacciones bióticas: como la desaparición de micorrizas, polinizadores u otros mutualistas clave.

Estas barreras ecológicas reducen drásticamente la capacidad de recuperación natural de muchas áreas degradadas, especialmente en ecosistemas como los bosques altoandinos. Por ello, su identificación y superación son fundamentales para diseñar estrategias eficaces de restauración (MADS, 2015; SER, 2019).

Factores tensionantes biofísicos

Los factores tensionantes biofísicos comprenden aquellos elementos del entorno natural que impiden o alteran negativamente la regeneración ecológica, el desarrollo sucesional o la estabilidad funcional de un ecosistema degradado. Estos pueden ser resultado de disturbios previos, procesos ecológicos alterados o intervenciones humanas persistentes, y están estrechamente ligados a las condiciones ambientales del sitio.

Entre los principales factores tensionantes biofísicos se encuentran:

- Compactación del suelo: Reduce la porosidad y permeabilidad, afectando la infiltración de agua, la aireación y el desarrollo de raíces. Común en áreas sobrepastoreadas o donde ha transitado maquinaria pesada (Barrera & Valdés, 2007; Aguilar-Garavito, 2023).

- Baja fertilidad del suelo: Ya sea por erosión, lixiviación o pérdida de materia orgánica, limita la disponibilidad de nutrientes esenciales para las plantas pioneras y dificulta el establecimiento de comunidades vegetales funcionales (SER, 2019).

- Contaminación del suelo, aire o agua: Presencia de metales pesados, plaguicidas, hidrocarburos u otros compuestos tóxicos que afectan directamente a la biota o alteran las condiciones fisicoquímicas de los ecosistemas (Unidad 3.2, 2024).

- Alteración del régimen hídrico: Cambios en el caudal de ríos, drenaje de humedales o compactación de suelos que reducen la disponibilidad o retención de agua en el ecosistema. Esto incide en la supervivencia de especies y en el desarrollo de comunidades hidrófitas o higrófilas (MADS, 2015).

- Ausencia o baja disponibilidad de propágulos: Si no hay fuentes cercanas de semillas, esporas o fragmentos vegetativos de especies nativas, o si la fauna dispersora está ausente, la regeneración natural se ve severamente limitada (Aguilar-Garavito, 2023).

- Presión de herbivoría o depredación: En sitios con sobrepoblación de herbívoros (domésticos o silvestres) o sin control de depredadores, se dificulta la regeneración de plántulas y se altera la estructura trófica del ecosistema.

- Dominancia de especies invasoras: Plantas o animales exóticos que desplazan a la biota nativa por competencia, depredación, alteración del microhábitat o

modificación de ciclos ecológicos clave (SER, 2019).

- Alteración del microclima: Reducción de cobertura vegetal y fragmentación generan condiciones extremas de temperatura, humedad y exposición que dificultan la recolonización de especies sensibles (Pickett & White, 1985; Aguilar-Garavito, 2023).

Estos factores biofísicos actúan como barreras a la restauración, interfiriendo con los procesos de sucesión ecológica, dispersión de especies, establecimiento de comunidades estables y retorno de funciones ecosistémicas (ONU, 2024). Identificarlos con precisión en el diagnóstico permite decidir entre restauración activa, rehabilitación u otras estrategias, así como priorizar tratamientos de suelo, control de invasoras o revegetación asistida.

2.10.4 Factores tensionantes sociales, políticos y económicos

En Colombia y otros países de América Latina, los procesos de degradación ecológica no pueden entenderse únicamente desde una perspectiva biofísica. Existen factores tensionantes de carácter social, político y económico que interactúan con las condiciones ecológicas y que, en muchos casos, las agravan o incluso determinan completamente. Estos factores son particularmente importantes para la planificación e implementación de proyectos de restauración ecológica, pues influyen directamente en la viabilidad, la sostenibilidad y la apropiación social de las acciones (Barrera & Valdés, 2007; MADS, 2015; ONU, 2024).

1. Tenencia de la tierra y conflictos por el uso del suelo

Una de las principales barreras para la restauración en Colombia es la inseguridad jurídica sobre la propiedad o tenencia de la tierra, especialmente en áreas rurales y de posconflicto. La falta de claridad en los derechos de uso y propiedad genera conflictos entre actores locales, limita las posibilidades de implementar proyectos de largo plazo, y desincentiva la adopción de prácticas sostenibles (MADS, 2015; SER, 2019). Además, en regiones donde existe alta presión por expansión agrícola, minera o urbanística, los conflictos por el uso del suelo se intensifican.

2. Presiones económicas y modelos de desarrollo extractivo

La dependencia de economías extractivas (minería, monocultivos, ganadería extensiva) representa un factor tensionante persistente. Estas actividades no solo generan disturbios directos al ecosistema, sino que también limitan las opciones productivas sostenibles para las comunidades, aumentando su vulnerabilidad socioambiental. En muchos casos, los proyectos de restauración compiten con intereses económicos de alto impacto y rentabilidad inmediata, lo que genera resistencias institucionales y sociales.

3. Pobreza, desigualdad y carencias estructurales

La pobreza multidimensional en zonas rurales se manifiesta en limitaciones de acceso a educación, salud, infraestructura y oportunidades económicas. Esta situación muchas

veces obliga a las comunidades a recurrir a prácticas extractivas o insostenibles para asegurar su subsistencia (ONU, 2024). La restauración ecológica, en este contexto, debe ser también un instrumento de restauración social y económica, generando empleo, fortaleciendo capacidades locales y promoviendo alternativas productivas.

4. Debilidad institucional y gobernanza ambiental fragmentada

En muchas regiones del país, la falta de articulación entre las instituciones ambientales, sociales y territoriales, junto con la escasa capacidad técnica y financiera de las entidades locales, genera vacíos en la planificación y control del uso del suelo. A esto se suma una fragmentación normativa, superposición de competencias y, en ocasiones, captura institucional por intereses privados. Todo ello dificulta la implementación de procesos integrales de restauración y conservación.

5. Violencia, conflicto armado y economías ilegales

El conflicto armado interno y la persistencia de grupos armados ilegales y economías ilícitas (cultivos de uso ilícito, minería ilegal, contrabando de fauna y flora) han transformado vastas extensiones del territorio nacional. Estas dinámicas no solo degradan directamente los ecosistemas, sino que también limitan el acceso para el diagnóstico, la implementación de proyectos, el monitoreo y el seguimiento, generando zonas de exclusión para la restauración (MADS, 2015; Aguilar-Garavito, 2023). Incluso en escenarios de posconflicto, los riesgos de reactivación de estas economías o de reasentamiento sin planificación pueden mantener las presiones sobre los ecosistemas.

6. Déficit de participación y apropiación comunitaria

La falta de mecanismos efectivos de participación social en la planificación territorial y en la toma de decisiones sobre restauración ecológica es otro factor tensionante relevante. Sin procesos de concertación, fortalecimiento organizativo y educación ambiental, las comunidades pueden percibir la restauración como una imposición externa o como una amenaza a sus medios de vida, lo que pone en riesgo su sostenibilidad.

Interacción entre factores tensionantes y limitantes

En muchos casos, los factores tensionantes no solo afectan directamente a los ecosistemas, sino que también agravan o perpetúan los factores limitantes. Por ejemplo, la ganadería extensiva —un factor tensionante común en zonas andinas— puede provocar compactación del suelo, pérdida de cobertura vegetal y erosión, convirtiéndose en un factor limitante para la regeneración (Figura 55). Esta interacción refuerza la necesidad de abordar ambos tipos de factores en el diagnóstico y planificación de la restauración (Tabla 14).

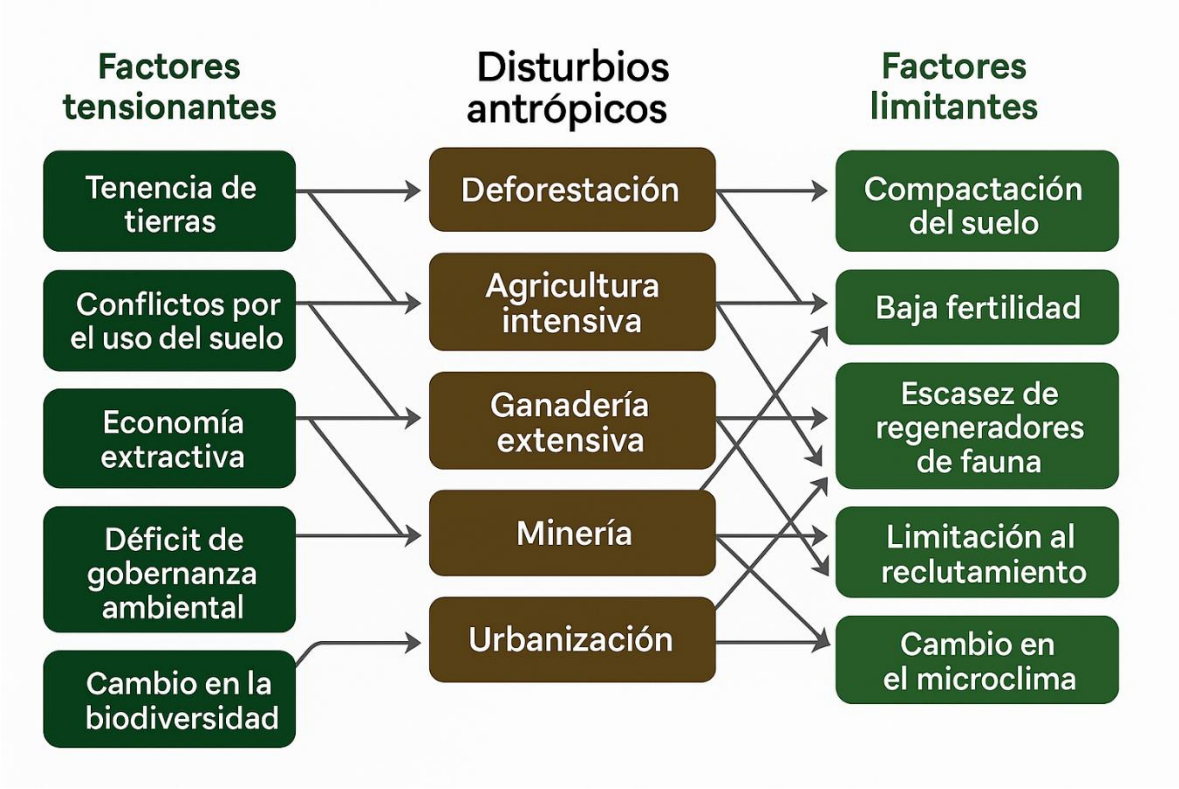
Tabla 14

Relación entre disturbios antrópicos, factores tensionantes y factores limitantes en restauración ecológica.

Disturbio antrópico	Factores tensionantes	Factores limitantes	Ejemplos concretos
Deforestación	Fragmentación del hábitat, pérdida de conectividad, erosión social, aumento de bordes	Suelo compactado, pérdida de horizonte orgánico, baja disponibilidad de propágulos	Paisajes ganaderos con relictos de bosque aislados en la región del Alto Magdalena
Ganadería extensiva	Sobrepastoreo, pérdida de cobertura vegetal, compactación del suelo, conflictos por uso del suelo	Escasa regeneración natural, reducción del banco de semillas, erosión superficial	Áreas del altiplano cundiboyacense con potrerización de antiguos bosques
Agricultura intensiva	Uso excesivo de agroquímicos, alteración de ciclos biogeoquímicos, pérdida de diversidad funcional	Contaminación del suelo y agua, pérdida de microbiota edáfica, suelos con alta salinización o acidificación	Zonas de cultivo de papa y cebolla en la cuenca alta del río Bogotá
Incendios provocados	Aumento de especies pirófitas e invasoras, reducción de cobertura, alteración del microclima	Suelo hidrofóbico, pérdida de hojarasca, escasa regeneración natural	Bosques altoandinos del Parque Nacional Natural Los Nevados después de incendios
Expansión urbana	Fragmentación del hábitat, tráfico vehicular (atropellamiento), presión sobre áreas remanentes	Aislamiento genético, pérdida de especies clave, contaminación lumínica y sonora	Franja periurbana de Bogotá en los Cerros Orientales

Disturbio antrópico	Factores tensionantes	Factores limitantes	Ejemplos concretos
Minería a cielo abierto	Pérdida total de cobertura, contaminación de cuerpos de agua, modificación drástica del relieve	Suelos removidos o contaminados, ausencia total de semillas o microorganismos	Zonas mineras en la cuenca del río Bogotá y municipios de Ubalá y Gachalá
Construcción de infraestructura	Cortes de pendiente, aislamiento de parches, aumento del acceso humano y especies invasoras	Alteración de drenajes naturales, compactación extrema, eliminación del banco de semillas	Carreteras en la cuenca del río Suárez que interrumpen conectividad ecológica
Introducción de especies exóticas	Competencia por recursos, depredación, modificación de interacciones ecológicas	Supresión de la regeneración nativa, transformación del sotobosque	Invasión de Ulex europaeus en páramos de la CAR y de Thunbergia alata en bosques andinos orientales

Figura 55
Relación entre disturbios antrópicos y algunos factores limitantes y tensionantes.



2.10.5 Degradación de tierras

La **degradación de tierras** constituye una manifestación crítica y particularmente visible de los procesos de degradación ecosistémica, con énfasis en el deterioro de la cobertura vegetal, la funcionalidad del suelo y la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos. Este concepto ha sido central en el ámbito internacional, especialmente en el marco de la *Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD)*, que lo posiciona como un eje prioritario para la sostenibilidad ambiental y la lucha contra el cambio climático, en consonancia con la **meta 15.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)**: lograr un mundo con degradación neutra del suelo.

Desde un enfoque ecológico, la degradación de tierras refleja una pérdida progresiva de la capacidad del sistema edáfico y vegetal para sostener procesos como la infiltración de agua, la ciclicidad de nutrientes, la productividad biológica y la estabilidad del paisaje. Este fenómeno resulta particularmente relevante en contextos de **cuencas hidrográficas**, **zonas agrícolas** y **transiciones rural-urbanas**, donde confluyen múltiples presiones antrópicas y vulnerabilidades ecológicas.

Definición y alcances del concepto

De acuerdo con la UNCCD (1994), la degradación de tierras es definida como:

"la reducción o pérdida, en áreas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, de la productividad biológica o económica de las tierras debido a procesos inducidos por el ser humano, tales como la erosión del suelo, la pérdida de nutrientes, la salinización, el deterioro de la cubierta vegetal o la contaminación".

No obstante, en ecosistemas tropicales húmedos y altoandinos, esta definición ha sido ampliada para incluir la pérdida de funciones **reguladoras** y **soporte ecológico**, como la **estabilidad del paisaje**, la **retención de carbono**, la **regulación hídrica** y la **resiliencia ante disturbios** (SER, 2019; MADS, 2015). Así, la degradación de tierras se convierte en un **indicador transversal de deterioro ecosistémico**, con implicaciones directas para la planificación, priorización y monitoreo de procesos de restauración ecológica.

Causas de la degradación de tierras

La degradación de tierras no obedece a un único factor, sino a una **combinación de causas biofísicas, socioeconómicas y político-institucionales** que actúan de forma acumulativa o sinérgica. Entre las principales se destacan:

- **Uso no sostenible del suelo**, como la agricultura intensiva, el sobrepastoreo, la tala indiscriminada y la urbanización sin ordenamiento.
- **Prácticas extractivas de alto impacto**, tales como la minería metálica y no metálica, hidrocarburos y extracción de materiales para construcción.
- **Pérdida de cobertura vegetal y conectividad ecológica**, que disminuye la infiltración de agua, reduce la fertilidad natural del suelo y aumenta su vulnerabilidad a la erosión.
- **Disturbios antrópicos recurrentes**, como incendios forestales, contaminación puntual y difusa, e invasiones biológicas.
- **Presiones sociales y económicas**, entre las que se incluyen la pobreza rural, el acceso inequitativo a la tierra, la presión sobre zonas marginales y la débil institucionalidad en materia de planificación del uso del suelo.

Manifestaciones comunes de la degradación de tierras y sus implicaciones para la restauración

Las manifestaciones biofísicas de la degradación de tierras permiten identificar el nivel de deterioro del sistema ecológico y orientan el tipo de intervención requerida (Tabla 15). A continuación, se presentan las más relevantes y su relación con los procesos de restauración:

1. Erosión del suelo

Pérdida progresiva de las capas fértiles del suelo por acción del agua, el viento o prácticas inadecuadas de uso del suelo. Genera pérdida de nutrientes, exposición de horizontes improductivos, compactación y mayor escorrentía.
Implicación: requiere estabilización del terreno, revegetación con especies pioneras y establecimiento de barreras vivas o físicas.

2. Compactación del suelo

Disminución de la porosidad y aumento de la densidad aparente del suelo por tránsito de maquinaria o ganado. Afecta la infiltración, el desarrollo radicular y el intercambio gaseoso.
Implicación: implica escarificación mecánica o biológica, incorporación de materia orgánica y control del pisoteo.

3. Salinización y alcalinización

Acumulación de sales solubles o intercambio de cationes en suelos irrigados o mal drenados, particularmente en zonas áridas.
Implicación: exige lavado controlado de sales, uso de cultivos tolerantes y mejora del drenaje.

4. Contaminación química

Presencia de metales pesados, plaguicidas, hidrocarburos u otras sustancias tóxicas. Puede generar toxicidad directa a plantas, fauna edáfica o alteración microbiana.
Implicación: remediación con fitoextracción, biorremediación o retiro del sustrato contaminado.

5. Pérdida de cobertura vegetal

Reducción de la biomasa aérea y radicular, que genera exposición del suelo, pérdida de hábitat y ciclos alterados.
Implicación: revegetación, exclusión del uso, y restauración de mosaicos de hábitat.

6. Disminución del banco de semillas y limitación al reclutamiento

Ausencia o escasez de propágulos viables y de condiciones para la germinación y establecimiento, causada por degradación severa, fragmentación o disturbios intensos.
Implicación: introducción de semillas o plántulas, mejoramiento de micrositios y control de especies competidoras.

7. Desertificación

Etapa extrema de degradación en zonas áridas o semiáridas donde se pierde casi completamente la capacidad productiva del suelo, la vegetación y el régimen hídrico.
Implicación: requiere intervenciones integrales, uso de especies nativas resistentes, manejo del agua y restauración de paisajes.

Tabla 15

Causas, manifestaciones y estrategias de restauración por tipo de degradación de tierras.

Tipo de degradación	Causas principales	Manifestaciones observables	Acciones de restauración recomendadas
Erosión hídrica o eólica	Deforestación, sobrepastoreo, cultivos en pendiente, lluvias intensas	Surcos, cárcavas, pérdida de capa fértil, sedimentación en cuerpos de agua	Control de escorrentía, barreras vivas, revegetación con especies pioneras, terrazas
Compactación del suelo	Tráfico de ganado o maquinaria, pérdida de cobertura vegetal	Suelo endurecido, poca infiltración, raíces superficiales, escorrentía	Escarificación, control de acceso, siembra de especies con raíces profundas, acolchado
Salinización / alcalinización	Mala irrigación, drenaje deficiente, uso excesivo de fertilizantes	Costras blancas, bajo crecimiento, manchas en hojas, alta conductividad eléctrica	Lavado con agua dulce, drenaje subterráneo, enmiendas con yeso, rotación con especies tolerantes
Contaminación química	Actividades industriales, minería, vertimiento de residuos, uso de pesticidas	Mortalidad vegetal, olores, pH extremos, metales pesados en análisis de suelos	Fitorremediación, biorremediación, remoción de suelo contaminado, encapsulamiento
Pérdida de cobertura vegetal	Incendios, deforestación, uso intensivo, fragmentación	Suelo desnudo, aumento de temperatura, erosión, invasión de especies oportunistas	Siembra directa, exclusión de perturbaciones, recuperación de corredores ecológicos

Tipo de degradación	Causas principales	Manifestaciones observables	Acciones de restauración recomendadas
Limitación al reclutamiento	Degradación severa, pérdida de fauna dispersora, compactación, banco de semillas agotado	Falta de regeneración, escasa diversidad, dominancia de pastos o especies invasoras	Dispersión manual o mecanizada, protección de plántulas, adición de materia orgánica, control de invasoras
Desertificación	Cambio climático, sobreexplotación, uso extensivo del agua en zonas áridas	Suelos desnudos, dunas móviles, pérdida de productividad, migración de fauna	Restauración del paisaje, reforestación con especies nativas adaptadas, manejo del agua, exclusión ganadera

Degradación de tierras, disturbios y barreras a la restauración

La degradación de tierras es una manifestación crítica de la pérdida de integridad ecológica en paisajes afectados por usos intensivos, extractivos o no sostenibles. Se refiere al deterioro de la capacidad del suelo y del ecosistema asociado para mantener sus funciones ecológicas, productivas y sociales, comprometiendo la regeneración natural, la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar humano.

Este fenómeno es resultado acumulativo de disturbios antrópicos—como la tala rasa, el sobrepastoreo, la minería o la expansión urbana—y, al mismo tiempo, se convierte en una barrera biofísica en sí misma para la restauración. La degradación severa del suelo genera condiciones como compactación, pérdida de banco de semillas, escasez de propágulos, alteración de la microbiota del suelo, cambios en el microclima, o desequilibrios hidrológicos que dificultan la regeneración ecológica espontánea (Pickett et al., 1989; Aguilar-Garavito, 2023; ONU, 2024).

En este contexto, la degradación de tierras interactúa directamente con los disturbios y las barreras a la restauración, configurando una retroalimentación negativa que puede atrapar al ecosistema en estados degradados estables o llevarlo a una transformación irreversible.

Disturbios como motores de degradación de tierras

Los disturbios antrópicos no solo interrumpen el estado y función del ecosistema, sino que también generan condiciones que aceleran o perpetúan la degradación de tierras. Actividades como el cultivo en ladera sin control de erosión, el pastoreo intensivo o la construcción de infraestructura vial sin medidas de mitigación constituyen motores directos de pérdida de biodiversidad y de deterioro edáfico, afectando los ciclos de nutrientes, el balance hídrico y la cobertura vegetal.

Estos disturbios incrementan la probabilidad de que se generen barreras ecológicas, como suelos sin cubierta, erosión laminar o gully erosion, que afectan la colonización de especies nativas, reducen la resiliencia del ecosistema y favorecen especies oportunistas o invasoras.

Barreras a la restauración generadas por la degradación

La degradación de tierras intensifica las barreras abióticas y bióticas al restablecimiento ecológico, generando una mayor dependencia de intervenciones restaurativas intensas. Entre las barreras más comunes se encuentran:

- Compactación del suelo y pérdida de estructura.
- Disminución o ausencia de semillas y propágulos de especies nativas.
- Cambios drásticos en la microbiota del suelo.
- Erosión del horizonte fértil y escasa retención de humedad.
- Alteraciones microclimáticas, como incremento de la temperatura superficial y pérdida de sombra.

En muchos casos, estos elementos configuran trampas de degradación que solo pueden ser superadas con planificación integral y restauración activa.

2.10.6 Implicaciones para la restauración ecológica

Desde la perspectiva de la restauración ecológica, la degradación de tierras no puede ser abordada como un fenómeno homogéneo ni lineal, sino como el resultado de múltiples trayectorias, causas y manifestaciones que deben ser comprendidas en toda su complejidad ecológica y socioambiental. Esta comprensión permite diseñar estrategias diferenciadas de intervención, ajustadas al contexto biofísico y a las condiciones socioterritoriales de cada paisaje.

Entre las acciones más relevantes para la restauración de tierras degradadas se destacan:

a) Revegetación con especies nativas tolerantes a suelos degradados, priorizando especies facilitadoras o pioneras, capaces de modificar las condiciones edáficas y microclimáticas y así abrir paso a procesos sucesionales más avanzados.

b) Mejoramiento de suelos mediante técnicas como abonos verdes, cobertura vegetal viva, aplicación de materia orgánica, inoculación con micorrizas, uso de biochar, y restauración de funciones hidrológicas esenciales (infiltración, retención de humedad, regulación del escurrimiento).
c) Diseño de paisajes funcionales, enfocado en reducir la fragmentación de hábitats, aumentar la conectividad ecológica, y favorecer la movilidad de flora y fauna entre parches y corredores.
d) Restauración productiva y comunitaria, que integre saberes tradicionales, fortalezca medios de vida sostenibles, y genere mecanismos de apropiación y mantenimiento a largo plazo de los logros restaurativos.
e) La degradación de tierras constituye uno de los principales desafíos para la sostenibilidad ecológica y social en paisajes rurales y periurbanos, y su abordaje desde la restauración ecológica es clave para garantizar la viabilidad ecológica de los territorios y la seguridad socioambiental de las comunidades que los habitan.

En el contexto de las cuencas hidrográficas de la CAR Cundinamarca, identificar, mapear y clasificar las zonas con distintos grados de degradación del suelo es un paso estratégico para:

- Establecer prioridades de intervención,
- Diseñar trayectorias de restauración viables,
- Integrar acciones de rehabilitación ecológica, conservación funcional y uso productivo sostenible del territorio.
- Esta integración es esencial para avanzar en los compromisos del país en materia de restauración de ecosistemas, ordenamiento territorial, adaptación al cambio climático y desarrollo rural sostenible.

2.10.7 Comprender para restaurar: bases ecológicas y socioambientales para intervenir territorios degradados

La restauración ecológica parte necesariamente de una comprensión profunda de los procesos que han generado la degradación de los ecosistemas. Este capítulo ha planteado una síntesis conceptual que permite interpretar los distintos niveles de afectación ecológica, identificar sus causas subyacentes, y fundamentar intervenciones adaptativas, técnicas y socialmente pertinentes.

Desde un enfoque ecosistémico, la degradación no es una condición puntual, sino un gradiente dinámico que representa pérdidas acumulativas —en composición, estructura, función e interacción ecológica—, y que puede derivar en estados de transformación irreversibles. En este marco se proponen categorías como daño, degradación, destrucción y transformación, que permiten caracterizar los niveles de deterioro y establecer la factibilidad de restauración (SER, 2019; MADS, 2015; Barrera & Valdés, 2007).

Un elemento clave en este enfoque es el papel de los disturbios ecológicos. Entendidos como eventos que alteran de manera significativa la estructura o el funcionamiento de un

ecosistema (Pickett & White, 1985), los disturbios definen en gran medida las trayectorias de sucesión, la resiliencia ecológica y los umbrales de recuperación. Su análisis requiere considerar atributos como origen (natural o antrópico), frecuencia, magnitud, duración y extensión, lo cual permite dimensionar su impacto y establecer respuestas de restauración acordes (White & Jentsch, 2001; Jentsch & White, 2019).

En esta línea, los disturbios deben entenderse no solo como causas pasadas de la degradación, sino también como procesos activos en el paisaje que deben ser gestionados —y no ignorados— durante la planificación e implementación de la restauración. Esto es particularmente relevante en paisajes sujetos a incendios recurrentes, presión urbana o eventos climáticos extremos, como sucede en varios sectores del territorio CAR.

Además, los procesos de restauración enfrentan factores limitantes (biofísicos) y tensionantes (sociales) que interfieren con la recuperación. Entre los primeros se incluyen la compactación del suelo, la pérdida del banco de semillas, la alteración del microclima y la ruptura de redes simbióticas (como las interacciones planta-polinizador o planta-microbiota del suelo) (Aguilar-Garavito, 2023; ONU, 2024). Entre los segundos destacan condiciones estructurales como la pobreza rural, la falta de acceso a tierra, la débil institucionalidad, o los conflictos sociales y ambientales que reproducen las causas de la degradación aún en escenarios de restauración activa.

En consecuencia, la restauración ecológica debe ser concebida como un proceso socioecológico, donde se articulan intervenciones técnicas con cambios en las formas de gobernanza, los usos del territorio y las relaciones entre actores. Este enfoque reconoce que el éxito restaurativo no depende exclusivamente del número de árboles sembrados o de la recuperación de coberturas, sino de la claridad conceptual, la solidez diagnóstica y la capacidad de transformación institucional y comunitaria con que se enfrente la restauración.

Referencias

Aguilar-Garavito, M. (2023). *Conservación y restauración ecológica de robledales andinos afectados por incendios recurrentes* (Tesis de doctorado). Universidad de Alicante, España.

Aguilar-Garavito, M., & Ramírez-Hernández, W. (Eds.). (2021). *Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica en el páramo andino*. Instituto Humboldt.

Barrera, J. I., & Valdés, M. (2007). Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum, 12*(Ed. Esp. II), 11–24.

Barrera-Cataño, J. I., Contreras-Rodríguez, S. M., Garzón-Yepes, N. V., Moreno-Cárdenas, A. C., & Montoya-Villarreal, S. P. (2010). *Manual para la restauración*

ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ).

Brown, S., & Lugo, A. E. (1994). Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology, 2*(2), 97–111.

Hilderbrand, R. H., Watts, A. C., & Randle, A. M. (2005). The myths of restoration ecology. *Ecology and Society, 10*(1), 19. https://doi.org/10.5751/ES-01255-100119

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2015). *Plan nacional de restauración ecológica: hacia la recuperación de ecosistemas transformados*.

ONU. (2024). *Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas: Documento Técnico*.

Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J., & Collins, S. L. (1989). The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos, 54*(2), 129–136.

Pickett, S. T. A., & White, P. S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.

Society for Ecological Restoration (SER). (2019). *Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica*.

2.11 Conceptos asociados a la Restauración ecológica

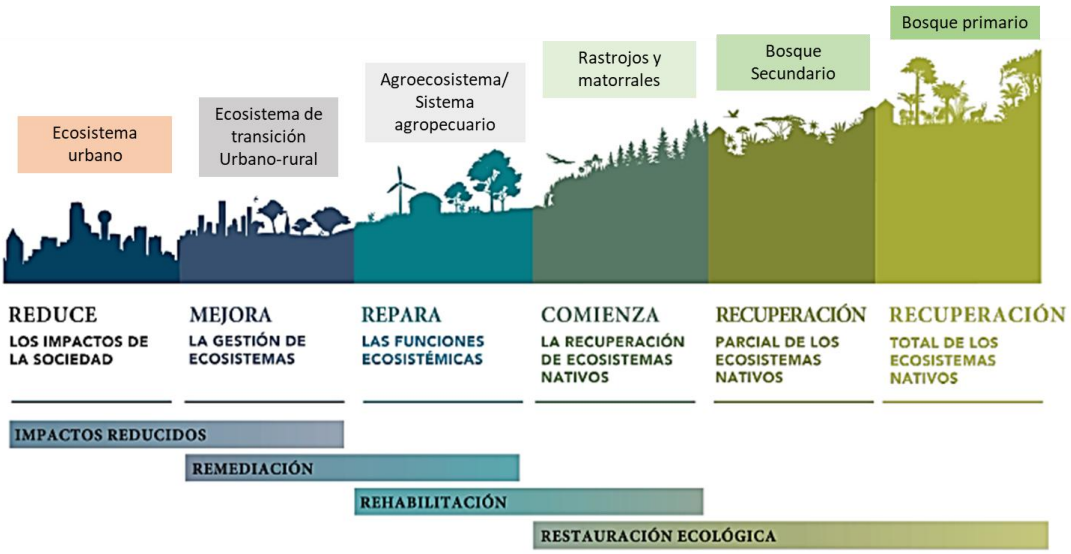
Al igual que ocurre con el concepto de degradación ecológica, la **restauración ecológica** se relaciona con un conjunto amplio de conceptos derivados de distintas disciplinas, lo que refleja su carácter integrador y su reciente consolidación como campo técnico y científico. Esta se define como el proceso mediante el cual se asiste la recuperación de un ecosistema que ha sido alterado, dañado o transformado (SER, 2002; van Andel & Grootjans, 2006; Barrera-Cataño et al., 2010; Gann et al., 2019).

La restauración se aplica sobre sistemas que han perdido de manera parcial o total sus atributos ecológicos fundamentales: la composición biológica, la estructura ecosistémica y la funcionalidad. En estos casos, también se ve comprometida su capacidad para sostener procesos naturales y para proveer bienes y servicios ecosistémicos esenciales (figura 1).

Los Estándares Internacionales de Restauración Ecológica (Gann et al., 2019) proponen un gradiente de intervención basado en el nivel de alteración de los ecosistemas. Este marco conceptual establece que los sistemas urbanos, periurbanos y rurales productivos, al haber perdido buena parte de su funcionalidad ecológica, requieren apoyos permanentes o subsidios antrópicos para mantener ciertas condiciones (Figura 56). Por el contrario, los sistemas naturales que conservan elementos de su configuración original —como especies clave, estructuras del suelo o dinámica hidrológica— conservan una "memoria ecológica" que puede facilitar su retorno progresivo a estados funcionales autorregulados.

Figura 56

Esquema que evidencia el proceso de alteración desde un ecosistema no alterado (bosque nativo) hasta un ecosistema transformado (sistema urbano) y las acciones de restauración (recuperación, rehabilitación y restauración ecológica propiamente dicha) para lograr su restablecimiento. Modificado de Gann et al (2019).



Con base en el esquema que representa el gradiente de alteración y restauración ecológica, es fundamental que el restaurador comprenda con claridad el nivel de recuperación que puede alcanzarse en función del tipo de ecosistema intervenido. Esto implica reconocer si el sistema, tras ser objeto de intervención, llegará a un estado de remediación, rehabilitación o restauración plena. Cada uno de estos estados representa una meta diferenciada dentro del continuo de recuperación, y exige acciones específicas para su mantenimiento en el tiempo. A continuación, se presentan los conceptos que definen estos niveles o categorías, los cuales orientan tanto el diseño como la evaluación de las estrategias aplicadas sobre ecosistemas que han sido transformados, dañados o degradados.

2.11.1 Restauración ecológica

La restauración ecológica propiamente dicha se entiende como el proceso realizado sobre un sistema que ha sido transformado, dañado o alterado, con el fin de restablecer la **totalidad de sus atributos perdidos** —composición, estructura y función—, así como los **procesos ecológicos** y los **bienes y servicios ecosistémicos**. La definición de esta meta se establece a partir del diagnóstico del sistema degradado, y con base en la **zonificación y priorización** de áreas para la restauración ecológica.

Alcanzar la meta de un sistema restaurado puede tomar entre **25 y 100 años**, dependiendo de que no se presenten nuevos disturbios durante el proceso, que exista un aporte adecuado de propágulos desde sitios vecinos, y que las condiciones climáticas respondan a las necesidades de los distintos estados sucesionales.

Una vez implementadas las actividades o acciones planificadas, es necesario llevar a cabo **acciones de monitoreo**, las cuales permitirán al restaurador determinar si es necesario aplicar **manejo adaptativo**. Cuando este monitoreo se realiza con el acompañamiento de la comunidad —o directamente por ella—, se fortalece la **apropiación del proceso** y se incrementan las posibilidades de éxito.

Un aspecto fundamental para asegurar el cumplimiento de la meta final —el estado de **autorregulación** del ecosistema— es que la comunidad adyacente asuma un rol activo como **custodios o guardianes de la restauración ecológica**. Esto contribuirá a evitar tensiones o disturbios antrópicos que puedan interrumpir el proceso sucesional (figura 57).

Figura 57

Núcleos y conectores recién implementados para la restauración ecológica de áreas con plantación de especies exóticas afectadas por incendios forestales. Fuente: Ecodes Ingeniería.



2.11.2 Rehabilitación ecológica

La rehabilitación ecológica tiene como objetivo asistir el restablecimiento de un sistema que ha sido degradado, dañado o transformado, buscando recuperar algunas funciones y procesos del ecosistema natural. Un ecosistema se considera rehabilitado cuando logra realizar ciertas funciones ecológicas básicas, mantiene procesos esenciales del ecosistema y cuenta con una composición mínima de especies nativas que le permite continuar su sucesión ecológica hacia un posible estado de autorregulación.

En los casos en que el objetivo del proyecto de rehabilitación sea mantener la sucesión detenida en un estado intermedio —es decir, un ecosistema rehabilitado pero no plenamente restaurado—, los restauradores deben diseñar estrategias de aprovechamiento o “cosecha” de especies vegetales y faunísticas. Para ello, es indispensable contar con un plan de monitoreo y manejo adaptativo, que oriente los tiempos y formas de intervención sin comprometer la estabilidad ecológica alcanzada.

Según el gradiente de alteración propuesto en los Estándares de Restauración Ecológica de la Sociedad para la Restauración Ecológica (Gann et al., 2019), en el caso de bosques secos, subandinos, andinos y altoandinos que han sido degradados, se considera que han alcanzado la meta de ecosistemas rehabilitados cuando la sucesión ecológica se encuentra dominada por especies arbustivas nativas (figura 58). Este estado puede lograrse en un periodo estimado de entre 6 y 15 años, dependiendo de las condiciones del sitio y del tipo de disturbio previo.

Figura 58

Ejemplos de bosques altoandinos en proceso de rehabilitación. a) Nucleación para rehabilitación del bosque altoandino, b) especie de arbusto (amargoso) de los matorrales altoandinos.



2.11.3 Remediación (reclamation)

La remediación es un concepto ampliamente utilizado en disciplinas como la microbiología, la edafología y la ingeniería ambiental, y se refiere a las acciones dirigidas a corregir condiciones físico-químicas adversas en suelos o cuerpos de agua. Su uso es frecuente en contextos altamente degradados, por ejemplo, cuando se aplican enmiendas orgánicas, como los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de recuperar suelos afectados por minería a cielo abierto, escombreras o áreas intervenidas por obras de infraestructura, como vías abandonadas (Barrera-Cataño et al., 2007).

Dentro del gradiente de alteración ecológica propuesto por la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER) en sus Principios y Estándares Internacionales para la Práctica de la Restauración Ecológica (2019), la remediación ocupa un lugar específico en los extremos más degradados del paisaje, particularmente en sistemas que han perdido totalmente su funcionalidad ecológica. Se trata, por tanto, de una estrategia apropiada para escenarios en los que el ecosistema original ha sido destruido o transformado de manera profunda, como ocurre en áreas urbanas, zonas industriales contaminadas o terrenos extractivos severamente alterados.

La remediación incluye intervenciones como la creación de un nuevo suelo en sitios donde el perfil edáfico ha desaparecido, la estabilización de escombreras, la

rehabilitación de espacios urbanos o rurales contaminados, y la descontaminación de cuerpos de agua mediante procesos físico-químicos o biológicos. También comprende la eliminación o neutralización de contaminantes como metales pesados, detergentes, compuestos tóxicos o agentes patógenos.

Desde un punto de vista semántico y práctico, el término remediación implica literalmente "remover un daño" o "colocar un remedio" sobre un sistema afectado, lo cual coincide con su definición más general según la Real Academia Española (RAE, 2025). En el esquema del gradiente de alteración de la SER, estas acciones se ubican en la transición entre áreas urbanizadas o fuertemente modificadas y los sistemas agropecuarios, y representan una fase previa necesaria para facilitar procesos posteriores de rehabilitación o restauración ecológica, según sea el caso (figura 59).

Figura 59

Ecosistemas fuertemente alterados. a) Sistema de transición urbano rural, b) sistema afectado por las aplicaciones de dosis altas herbicidas.



Finalmente, en los Estándares de Restauración (2019) se aclara que el concepto de **Restauración Ecológica** se aplica para la actividad o conjunto de actividades emprendidas para asistir el proceso de recuperación de un ecosistema degradado, dañado o transformado. Por su parte, el concepto de **Recuperación Ecológica** se aplica más al resultado obtenido en el proceso de restauración con base en las acciones implementadas. El gradiente de recuperación (ruta opuesta al gradiente de alteración), se puede evidenciar cómo, desde los sistemas más antropizados, con las acciones de restauración los sistemas degradados pueden ir alcanzando diferentes estados de recuperación hasta lograr condiciones muy similares al sistema de referencia.

2.11.4 Regeneración Natural

La regeneración natural de los bosques o de los ecosistemas naturales es un tema ampliamente trabajado en disciplinas como la ecología, la ingeniería forestal, la fisiología vegetal y la botánica. Grubb (1976), define la regeneración natural "como el proceso en el que los organismos vegetales maduros son reemplazados por nuevos de la siguiente generación a través de la producción de semillas, dispersión, germinación, emergencia de plántulas y supervivencia, y reproducción vegetativa" (figura 60). Más recientemente, otros estudiosos del tema la entienden como un proceso vital o clave para la renovación de las especies de plantas de un ecosistema a lo largo del tiempo (Tripathi & Khan 2007, Martinez-Ramos et al. 2016).

El proceso consiste en varias etapas que pueden ocurrir de manera secuencial o simultánea, así:

a) generación de un claro o un parche al interior de un bosque o del ecosistema.
La generación del claro o parche ocurre por la caída de los árboles más antiguos del bosque maduro o la ocurrencia de un disturbio natural mayor, como por ejemplo un incendio forestal.

b) activación del banco de semillas y plántulas al interior por la formación del claro o parche.
La activación de los bancos de semillas y de plántulas ocurre por los cambios microclimáticos generados al interior del bosque como consecuencia de la caída de árboles o las quemas. De manera generalizada, ocurre una mayor luminosidad, variaciones de temperatura más fuertes y una mayor exposición más directa a las aguas lluvias.

c) generación y activación de rebrotes
Los cambios en las condiciones microclimáticas, con la generación de claro, favorecen también la activación de la generación y crecimiento de rebrotes. Muchas de las especies rebrotadoras aumentan rápidamente su cobertura producto de la reproducción vegetativa.

d) Incremento del arribo de semillas o propágulos desde los ecosistemas vecinos.
Con la formación del claro en el ecosistema receptor es más fácil la entrada de propágulos o semillas desde los sitios vecinos, ya sea por dispersión anemocora o zoocora.

Por lo general el proceso de regeneración se ve afectado negativamente por la historia del disturbio del ecosistema mismo, así como por el estado de degradación o alteración de los sitios vecinos.

Figura 60

Proceso de regeneración natural en zona de subpáramo. Reserva Forestal Protectora Parque Neusa.



2.11.5 Reforestación

La reforestación, como lo indica su nombre, es la acción de volver a poblar con vegetación forestal aquellas zonas que han sido previamente deforestadas (RAE, 2022). Desde la perspectiva de la silvicultura, se define como el proceso destinado a recuperar áreas boscosas que han perdido su cobertura vegetal debido a procesos de deforestación tanto recientes como históricos (Pemán et al., 2017). En términos operativos, la reforestación comprende un conjunto de actividades planificadas, ejecutadas y supervisadas con el fin de establecer nuevamente una masa forestal en un sitio determinado (SERMANAT, 2010). Estas acciones incluyen desde la planeación de especies y métodos de siembra hasta el control y monitoreo del desarrollo de la vegetación plantada (figura 61).

Si bien el objetivo principal de la reforestación ha sido históricamente el restablecimiento de la cobertura forestal, en la actualidad se reconocen otros propósitos igualmente importantes. Entre ellos se destacan la recuperación de la biodiversidad perdida, la captura y reducción de dióxido de carbono en la atmósfera, la mitigación de la erosión del suelo, la regulación del ciclo hidrológico, la mejora del bienestar humano y la producción sostenible de madera para fines industriales y domésticos. Estos fines han ampliado la visión de la reforestación más allá de su función productiva o estética, integrándola en las estrategias de manejo del paisaje y conservación ambiental.

No obstante, es fundamental distinguir entre el concepto de reforestación y el de restauración ecológica. Mientras que la reforestación se centra en restituir la masa forestal, generalmente mediante la plantación de árboles, la restauración ecológica abarca un enfoque más integral. Esta última considera no solo la vegetación, sino también

las interacciones entre plantas y suelos, las relaciones entre plantas y fauna, y los procesos ecológicos que sustentan la funcionalidad del ecosistema, como la formación del suelo, el ciclo hidrológico, la dispersión de semillas y la regeneración natural.

Figura 61

Reforestación de áreas afectadas por incendios forestales.



2.11.6 Entre planes y proyectos de restauración ecológica

En el campo de la restauración ecológica, es fundamental distinguir entre los conceptos de *plan* y *proyecto*, ya que, aunque están relacionados, cumplen funciones, escalas y propósitos distintos dentro de los procesos de recuperación de ecosistemas. Los *planes de restauración ecológica* constituyen instrumentos de ordenamiento estratégico que orientan de manera integral las acciones de restauración dentro de un territorio definido. Su objetivo principal es establecer prioridades de intervención con base en criterios como el estado de alteración de los ecosistemas, la disponibilidad de recursos financieros y humanos, la conectividad ecológica, y las necesidades locales en términos de servicios ecosistémicos y resiliencia climática.

A diferencia de los proyectos, los planes tienen un alcance más amplio y una visión de largo plazo. Actúan como marcos de referencia que permiten coordinar, articular y optimizar los distintos esfuerzos de restauración, de modo que cada intervención local contribuya a una ganancia acumulativa en términos de salud e integridad ecosistémica. Además, los planes permiten identificar zonas críticas para la restauración, definir metas

realistas y establecer cronogramas que respondan tanto a la dinámica ecológica como a las capacidades operativas de los actores involucrados.

Por su parte, los *proyectos de restauración ecológica* son unidades operativas específicas que se ejecutan dentro del marco general definido por los planes. Tienen una delimitación geográfica concreta, una duración determinada y objetivos precisos en términos de acciones y resultados. En este sentido, los proyectos son las herramientas mediante las cuales se materializan las estrategias establecidas en el plan, ya sea a través de acciones de revegetación, control de erosión, rehabilitación de suelos, restauración de humedales, o implementación de sistemas agroecológicos sostenibles.

El vínculo entre planes y proyectos es fundamental para garantizar eficiencia y efectividad en los procesos de restauración. Un territorio que cuente con un *plan de restauración ecológica* bien estructurado puede canalizar mejor sus recursos, evitar duplicidad de esfuerzos, facilitar la articulación interinstitucional y maximizar los beneficios ecológicos y sociales de cada proyecto implementado. Además, la planificación a gran escala permite identificar sinergias entre diferentes iniciativas, adaptarse a escenarios de cambio climático y promover procesos de restauración más resilientes y sostenibles.

Mientras los proyectos de restauración son las acciones concretas en terreno, los planes de restauración son el instrumento rector que los ordena, jerarquiza y orienta hacia un horizonte común. La diferencia entre ambos radica no solo en su escala y nivel de detalle, sino también en su capacidad de generar impactos acumulativos y sostenibles cuando se ejecutan de forma articulada en el marco de una estrategia territorial integral.

2.11.7 Atributos de los Sistemas Restaurados (especies, comunidades, ecosistemas y paisajes).

En el contexto de la restauración ecológica, los atributos de los sistemas restaurados se entienden como las propiedades o características que deben ser evaluadas para determinar el grado de recuperación de la biodiversidad en sus distintos niveles de organización: especies, comunidades, ecosistemas y paisajes. Estos atributos se analizan a partir de tres dimensiones fundamentales —composición, estructura y función—, que permiten valorar no solo la presencia de organismos o componentes, sino también la forma en que interactúan y sostienen los procesos ecológicos.

Para una mejor comprensión, se propone analizar los atributos del ecosistema mediante la división en compartimentos o subsistemas clave, tales como la vegetación, el suelo y la fauna, lo cual permite observar de manera más clara el flujo de materia y energía entre estos componentes.

La composición se refiere a la variedad y tipo de elementos presentes en cada subsistema. En el caso de la vegetación, por ejemplo, involucra el número y tipo de especies según su hábito de crecimiento (herbáceas, arbustivas, arbóreas); en el suelo, incluye los microorganismos, minerales y contenido de materia orgánica; en la fauna,

hace referencia a la diversidad de especies animales presentes, sus gremios ecológicos y su rol funcional.

La estructura alude a la forma en que dichos elementos están organizados espacial y funcionalmente. En la vegetación, esto se traduce en la estratificación vertical del bosque, la distribución de edades, la densidad y el arreglo espacial de las especies; en el suelo, puede observarse en la agregación de partículas, la porosidad y la distribución de raíces; y en la fauna, en la organización trófica y en la complejidad de interacciones entre especies.

La función, por su parte, se refiere al papel que cumplen estos componentes en los procesos ecológicos que sostienen al ecosistema. En las plantas, se manifiesta en su rol como productores primarios, en la captación de carbono, en la retención de agua y en la estabilización del suelo. En los suelos, implica procesos como la descomposición, la ciclicidad de nutrientes o la infiltración hídrica. En la fauna, se vincula con funciones como la polinización, la dispersión de semillas, la regulación de poblaciones o la participación en cadenas tróficas.

Cuando un ecosistema ha sido alterado o degradado por un disturbio —ya sea de origen natural o antrópico—, estos atributos pueden verse comprometidos. La pérdida de especies clave, la simplificación estructural del hábitat y la interrupción de funciones ecológicas son síntomas comunes del deterioro. Por lo tanto, los procesos de restauración deben orientarse a recuperar, en la medida de lo posible, la integridad de estos atributos.

Es importante tener en cuenta que los atributos no se recuperan de manera simultánea ni con la misma velocidad. Por ejemplo, es posible que la composición vegetal inicial se recupere antes que la estructura faunística o que las funciones del suelo tarden más en restablecerse completamente. Por ello, la evaluación del éxito de un proceso de restauración debe considerar indicadores específicos para cada atributo y subsistema, así como su interacción dentro del ecosistema como un todo.

Comprender y monitorear los atributos de composición, estructura y función en los distintos niveles de organización ecológica es fundamental para diseñar, implementar y evaluar procesos de restauración eficaces y adaptativos. Esta comprensión permite orientar las estrategias hacia el restablecimiento de ecosistemas funcionales, resilientes y capaces de sostener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos a largo plazo.

2.11.8 Monitoreo a proyectos de restauración ecológica y medidas adaptativas

El monitoreo de proyectos de restauración ecológica constituye una fase esencial dentro del ciclo de planificación e implementación de dichos procesos. Su propósito principal es evaluar la respuesta del ecosistema intervenido en relación con los objetivos previamente definidos, identificar posibles desviaciones respecto a las trayectorias esperadas, y tomar

decisiones informadas que permitan ajustar las estrategias mediante el enfoque de manejo adaptativo (Hilderbrand et al., 2005; Ruiz-Jaen & Aide, 2005).

A diferencia de una simple verificación de actividades, el monitoreo ecológico implica la medición sistemática de indicadores que reflejan cambios en la **composición, estructura y función** del ecosistema a lo largo del tiempo (SER, 2019). Estos indicadores pueden ser biofísicos (como la cobertura vegetal, la diversidad de especies, el contenido de materia orgánica del suelo o la calidad del agua), funcionales (como la tasa de infiltración, productividad primaria o presencia de fauna funcional), o sociales (como el nivel de apropiación comunitaria o la participación en actividades de seguimiento).

La Sociedad para la Restauración Ecológica (SER, 2019) establece que el monitoreo debe estar alineado con los objetivos ecológicos del proyecto y ser suficientemente sensible para detectar cambios relevantes, tanto positivos como negativos. En este sentido, un diseño robusto de monitoreo incluye la definición clara de **líneas base**, el uso de **indicadores comparables a lo largo del tiempo**, la identificación de **umbrales ecológicos** y la selección de **escalas espaciales y temporales** adecuadas.

En Colombia, el **Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS)** ha enfatizado la necesidad de integrar el monitoreo dentro de los planes de restauración ecológica, proponiendo indicadores mínimos de seguimiento relacionados con el establecimiento de la cobertura vegetal, la persistencia de especies nativas, el mejoramiento de condiciones edáficas y el restablecimiento de funciones ecológicas clave (MADS, 2015).

Además del monitoreo ecológico, se reconoce la importancia del **monitoreo participativo**, en el cual comunidades locales, juntas de acción comunal y organizaciones sociales contribuyen activamente a la recolección de datos, interpretación de resultados y vigilancia del territorio restaurado. Esta participación fortalece la apropiación social del proceso, reduce costos y mejora la sostenibilidad de las acciones en el largo plazo (Ramos et al., 2020).

Los resultados del monitoreo deben alimentar un sistema de **manejo adaptativo**, entendido como un proceso iterativo en el que las decisiones de gestión se ajustan a partir de la evidencia empírica. Cuando los indicadores muestran que los resultados están por debajo de las expectativas, se deben activar medidas correctivas, como el replanteamiento de densidades de siembra, la introducción de especies facilitadoras, el manejo de herbívoros o la mejora de prácticas silviculturales (Hobbs & Harris, 2001).

El manejo adaptativo no solo permite corregir fallas, sino que convierte a cada proyecto en una oportunidad de aprendizaje para futuras intervenciones. En regiones como la jurisdicción CAR Cundinamarca, donde los contextos socioecológicos son diversos y cambiantes, el enfoque adaptativo permite responder de manera flexible a eventos como sequías, incendios, presión antrópica o conflictos de uso del suelo.

Finalmente, se recomienda que todo plan de restauración ecológica cuente con un protocolo de monitoreo y evaluación que detalle los indicadores a medir, la frecuencia de evaluación, los responsables, los instrumentos metodológicos y los mecanismos de toma

de decisiones. Este protocolo debe ser dinámico, participativo y transparente, y estar integrado dentro de los sistemas regionales de información ambiental.

El abordaje integral de los conceptos asociados a la restauración ecológica permite entender que esta disciplina no opera de forma aislada, sino en estrecha relación con otros enfoques técnicos, ecológicos y sociales. Comprender las diferencias entre restauración, rehabilitación, remediación, reforestación y regeneración natural es fundamental para tomar decisiones adecuadas frente a distintos niveles de alteración de los ecosistemas.

Así mismo, el vínculo entre planes y proyectos de restauración refuerza la necesidad de pensar la restauración ecológica no como un conjunto de acciones aisladas, sino como parte de un sistema de planificación territorial estratégico. Evaluar los atributos de los sistemas restaurados y establecer mecanismos de monitoreo con enfoque adaptativo resulta indispensable para garantizar procesos efectivos, resilientes y sostenibles.

En contextos complejos como el de la jurisdicción CAR Cundinamarca, donde convergen presiones antrópicas, dinámicas ecológicas diversas y múltiples actores sociales, la restauración ecológica debe entenderse como una herramienta técnica y política para la reconstrucción de paisajes funcionales, la conservación de la biodiversidad y la mejora de la calidad de vida de las comunidades.

Referencias

Barrera-Cataño, J., & Valdés, A. (2007). Aplicación de lodos residuales para remediación de suelos en minas. *Revista de Suelos y Ambiente*.

Barrera-Cataño, J., & Valdés, A. (2010). Restauración ecológica en Colombia: Retos y perspectivas. *Revista Colombia Forestal*.

Daniel García-Villalobos, Avella, A., Hurtado, A. B., Muñoz, M. C., Umaña, M. N., Nieto, J., Salinas, V., Idárraga-Piedrahíta, Á., López, R., & Norden, N. (2020). *Regeneración natural de los bosques secos: Aportes para su restauración ecológica*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Dixon, K. W., & Clewell, A. (2019). *Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica* (2.ª ed.). Society for Ecological Restoration.

Grubb, P. J. (1976). The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, 52(1), 107–145. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1976.tb01347.x

Hilderbrand, R. H., Watts, A. C., & Randle, A. M. (2005). The myths of restoration ecology. *Ecology and Society*, 10(1), 19. https://doi.org/10.5751/ES-01294-100119

Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239–246. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.009002239.x

Martínez-Ramos, M., Pingarroni, A., Rodríguez-Velázquez, J., Toledo-Chelala, L., Zermeño-Hernández, I., & Bongers, F. (2016). Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 48(6), 745–757. https://doi.org/10.1111/btp.12382

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2015). *Lineamientos para la restauración ecológica en Colombia*. Bogotá D.C., Colombia.

Pemán, J., Serrada, R., & Pardos, J. A. (2017). *La restauración forestal en España: Ciencia y práctica*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Ramos, D., Ochoa-Tocachi, B., et al. (2020). Participatory monitoring in ecological restoration: Lessons from Latin America. *Ecological Solutions and Evidence*, 1(2), e12024. https://doi.org/10.1002/2688-8319.12024

Real Academia Española (RAE). (2022). *Reforestación*. https://dle.rae.es/reforestación

Real Academia Española (RAE). (2025). *Remediación*. https://dle.rae.es/remediación

Ruiz-Jaen, M. C., & Aide, T. M. (2005). Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3), 569–577. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SERMANAT). (2010). *Manual para la reforestación en zonas degradadas*. México.

Society for Ecological Restoration (SER). (2002). *Primer on Ecological Restoration*. SER.

Society for Ecological Restoration (SER). (2019). *International Principles and Standards for the Practice of Ecological Restoration* (2nd ed.). SER.

Tripathi, R. S., & Khan, M. L. (2007). Regeneration dynamics of natural forest: A review. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 73(3), 167–195.

van Andel, J., & Grootjans, A. P. (2006). *Restoration ecology: The new frontier*. Blackwell Publishing.

2.12 Comunidades Humanas y Gestión del Territorio

2.12.1 Concepto de comunidad y territorio.

Los conceptos de "comunidad" y "territorio" han sido objeto de múltiples aproximaciones desde diversas disciplinas como la geografía, la sociología, la psicología, la ecología y la antropología, entre otras. Aunque en muchos contextos ambos términos se emplean de manera intercambiable, poseen connotaciones y alcances distintos que vale la pena diferenciar. En ambos casos, el sentido de pertenencia y los procesos identitarios son fundamentales para comprender la forma en que los grupos humanos se relacionan con su entorno y construyen colectividades con características particulares.

Históricamente, la geografía ha sido la disciplina que más ha desarrollado el concepto de territorio, generalmente vinculado al espacio físico —ya sea ocupado o no por población—, delimitado políticamente o descrito desde sus atributos biofísicos. Por su parte, la demografía y las ciencias sociales han centrado su atención en el concepto de comunidad, que alude principalmente al grupo humano que habita dicho espacio, pero que, además, comparte elementos culturales, sociales o económicos comunes, esenciales para su cohesión y sentido de pertenencia.

Desde una perspectiva política, el territorio es entendido como una unidad geográfica sobre la cual se ejerce soberanía o autoridad. En un sentido ecológico, el territorio puede ser concebido como un espacio ambientalmente caracterizado, compuesto por sus atributos naturales, como el suelo, el relieve, la vegetación, la fauna, la atmósfera, la topografía, la hidrología y también los impactos de la actividad humana, pasados y presentes. Este enfoque lo define como una unidad compleja en la que confluyen componentes biofísicos, culturales y sociales, todos ellos determinantes en la forma en que el espacio es utilizado, apropiado y gestionado.

En contraste, el concepto de comunidad se ha enriquecido con diversas definiciones que giran en torno a dos dimensiones clave: la estructural y la funcional. Las aproximaciones estructurales consideran a la comunidad como un grupo localizado geográficamente que se organiza en torno a estructuras políticas, sociales y económicas, como barrios, municipios o naciones. Las perspectivas funcionales, en cambio, destacan las relaciones entre los individuos, sus redes de cooperación, sus intereses comunes y la interacción social intensa que permite la cohesión interna y la acción colectiva.

Así, una comunidad no solo comparte un espacio geográfico, sino también una serie de símbolos, significados y relaciones que fortalecen su identidad colectiva. Esta identidad se construye a partir de elementos tangibles —como el espacio físico o los recursos naturales— e intangibles —como la historia compartida, los valores y las representaciones simbólicas del territorio.

En este sentido, mientras el territorio puede existir sin presencia humana, la comunidad implica una construcción social compleja basada en la convivencia, la organización, la

participación y la interacción significativa entre sus miembros. La comunidad, entonces, no es solo una agregación de individuos, sino un tejido social que genera cohesión, resiliencia y capacidad de agencia frente a sus necesidades e intereses comunes.

La organización comunitaria, entendida como el proceso mediante el cual los miembros de una comunidad identifican sus problemas, coordinan esfuerzos y movilizan recursos para alcanzar objetivos comunes, es un componente central del desarrollo territorial. Según Dunham (1976), citado por Velásquez (1997), se trata del "arte de descubrir necesidades sociales y de crear, coordinar y sistematizar los agentes instrumentales a través de los cuales los talentos y recursos de los grupos pueden ser dirigidos hacia la realización de los ideales del mismo grupo y hacia el desarrollo de las potencialidades de sus miembros".

En la práctica, esto se traduce en la conformación de organizaciones comunitarias como las Juntas de Acción Comunal, que representan a la comunidad y canalizan sus aspiraciones mediante figuras de liderazgo como presidentes, tesoreros y fiscales. Estas organizaciones actúan como interlocutores entre la comunidad y otras instancias institucionales, promoviendo el diseño y ejecución de proyectos sociales, ambientales y económicos.

Toda organización comunitaria debe cumplir con principios básicos como la participación democrática, la identificación de intereses colectivos, la orientación hacia el beneficio social, el mejoramiento de la calidad de vida y la gestión autónoma de los recursos. La flexibilidad de estas organizaciones permite que sus objetivos evolucionen con el tiempo, en respuesta a los cambios sociales, culturales y ambientales.

En las últimas décadas ha cobrado especial importancia la promoción de comunidades resilientes y autosuficientes, capaces de enfrentar contextos de incertidumbre y transformaciones profundas. El desarrollo comunitario se concibe entonces como un proceso participativo mediante el cual las personas trabajan colectivamente para identificar sus necesidades, fortalecer sus capacidades, mejorar sus condiciones materiales y construir vínculos sociales duraderos.

Block (2008) señala que el desarrollo comunitario se sostiene en un fuerte sentido de pertenencia, el cual se nutre cuando los miembros de la comunidad sienten que sus voces son escuchadas y que sus aportes son valorados. Este proceso no se limita a la satisfacción de necesidades básicas, sino que incluye la creación de espacios de diálogo, de reconocimiento mutuo y de construcción de un proyecto colectivo compartido.

Bauman (2001), por su parte, destaca que las comunidades funcionan como refugios en tiempos de incertidumbre. Su resiliencia no solo depende de los recursos materiales disponibles, sino de su capacidad para generar sentido, cohesión y estrategias adaptativas que les permitan sobrevivir y prosperar en contextos cambiantes.

En conclusión, aunque territorio y comunidad son conceptos interrelacionados, sus diferencias radican en la presencia de elementos sociales y simbólicos en el caso de la comunidad. Esta última contiene y resignifica el territorio, lo transforma y le atribuye un valor cultural, emocional y funcional. Reconocer esta relación compleja es fundamental

para diseñar estrategias de intervención, gestión y desarrollo sostenible que tengan en cuenta no solo los recursos biofísicos del espacio, sino también las dinámicas sociales, identitarias y organizativas de las poblaciones que lo habitan.

2.12.2 Apropiación del territorio

El concepto de apropiación del territorio no puede entenderse sin hacer referencia a la apropiación del espacio, ya que es en este donde lo territorial se constituye, adquiere significado y se convierte en una referencia identitaria para las comunidades. Desde una perspectiva socio-antropológica propia de la geografía cultural o la geo-cultura, el espacio, según Giménez (2005), puede concebirse como la "materia prima" sobre la cual se erige el territorio. En este sentido, el territorio es entendido como aquel espacio que ha sido apropiado por un grupo social con el objetivo de asegurar su reproducción tanto material como simbólica, así como la satisfacción de sus necesidades vitales.

La apropiación del territorio, por tanto, trasciende el mero uso físico o funcional del espacio. Se trata de un proceso social, cultural y político en el que se entretejen significados, prácticas y memorias colectivas que permiten generar procesos simbólicos de identificación. Tales vínculos se construyen tanto de manera individual como colectiva, y son claves para el fortalecimiento del sentido de pertenencia y arraigo de los individuos y comunidades respecto al espacio que habitan.

En este marco, Sosa Velásquez (2012) señala que la apropiación está ligada al valor que se le asigna al territorio, el cual no solo considera dimensiones instrumentales —como el aprovechamiento económico o la importancia geoestratégica— sino que incorpora también elementos culturales y simbólicos. Estos elementos permiten a la colectividad enriquecer, transformar y resignificar el territorio, en función de sus propias narrativas y necesidades.

Chaparro (2018), en su trabajo sobre la apropiación social del territorio, retoma los aportes de Newman (2008) para identificar cuatro condiciones fundamentales que hacen posible dicho proceso:

a) Inalienable: se refiere al acto intencional y activo del sujeto que se apropia.
b) Ajenos: la apropiación implica tomar algo que no es originalmente propio.
c) Recodificación: se da una reinterpretación activa del objeto o espacio apropiado desde un nuevo código cultural o simbólico.
d) Heterotópica: el sujeto se sitúa desde un punto de vista alterno o externo para reinterpretar lo apropiado.

Estas condiciones reflejan que la apropiación del territorio es un acto complejo y multifacético, que implica tanto el reconocimiento del otro como la resignificación del espacio habitado desde perspectivas culturales diferenciadas.

Desde un enfoque socio-político vinculado a la ecología política, Rosano y Legorreta (2017) definen la apropiación territorial como un proceso abierto y en permanente construcción, en el que un grupo social ocupa, controla y transforma una porción del espacio con el fin de aprovechar los recursos naturales que este le ofrece. Este proceso

no solo implica un uso funcional del territorio, sino que genera mecanismos de acceso y control, y también produce marcos simbólicos y culturales que fortalecen la relación entre comunidad y espacio.

Así, la apropiación territorial se convierte en un acto mediante el cual las comunidades no solo habitan un lugar, sino que lo hacen suyo, construyendo sentidos, significados y estrategias de sostenibilidad. Este vínculo se manifiesta en las prácticas cotidianas, en los sistemas de producción local, en las formas de organización comunitaria y en los discursos que legitiman su presencia y su derecho al territorio.

2.12.3 Gestión del territorio.

La gestión del territorio ha sido conceptualizada desde distintos enfoques disciplinarios e institucionales, lo que ha derivado en una multiplicidad de interpretaciones. Para Boisier (2001), se trata de una “ingeniería de las intervenciones territoriales”, mientras que González Fuenzalida (2011) la concibe como un método de acción sobre el territorio. Rivera Pabón (2013) la asocia con el cumplimiento progresivo de políticas públicas de largo plazo, articuladas mediante una lógica de proyectos para el desarrollo. Espinosa Cuervo (2006), por su parte, la vincula con procesos de concertación entre entidades territoriales para generar condiciones de gobernabilidad. Otras visiones, como la de Dalla-Torre (2017), la definen como un modelo emergente aún en consolidación; y López Trigal (2015) la interpreta como un conjunto de acciones institucionales aplicadas sobre el territorio. En el ámbito de la Unión Europea, Farinós Dasí (2008) resalta su relación con los principios de coherencia y gobernanza territorial.

Pese a la variedad conceptual, existe consenso en que la gestión territorial implica un enfoque integrador, donde la planificación, la participación y la articulación institucional convergen para intervenir el espacio de manera estratégica y sostenible. Esta gestión puede darse a distintas escalas —nacional, regional, local o microterritorial—, pero es particularmente útil cuando se ancla en unidades geográficas naturales, como las cuencas hidrográficas. Estas permiten un abordaje sistémico del territorio, ya que se constituyen en unidades funcionales que integran dinámicas ecológicas, sociales y económicas.

En el contexto de la restauración ecológica, la cuenca se convierte en una base territorial clave para articular procesos de gestión ambiental orientados hacia la sostenibilidad. Al tratarse de un sistema interconectado de flujo hídrico, con relaciones aguas arriba–aguas abajo, su abordaje exige una planificación integral que considere la diversidad de actores, usos del suelo, dinámicas productivas, conflictos latentes y valores culturales asociados al paisaje.

Sin embargo, en las últimas décadas, y en parte como consecuencia de la globalización económica y la mercantilización de los bienes comunes, se han agudizado tensiones en torno a la gestión de recursos estratégicos como el agua. En este sentido, el enfoque de gestión de cuencas ha enfrentado contradicciones entre objetivos de corto plazo (muchas veces ligados a intereses económicos) y las metas de mediano y largo plazo asociadas a la conservación, el uso equitativo y el restablecimiento funcional de los ecosistemas. A

menudo, el agua —concebida legalmente como un bien de uso público— tiende a ser tratada en la práctica como una mercancía, lo que erosiona las posibilidades de establecer una gestión territorial justa y sostenible.

Frente a estos desafíos, se ha fortalecido una perspectiva de gestión de cuencas basada en la corresponsabilidad, la cooperación intersectorial y la participación activa de múltiples actores sociales. Esta concepción, conocida como gestión conjunta, compartida y colaborativa, reconoce que el éxito de los procesos territoriales requiere de alianzas entre gobiernos locales, comunidades, organizaciones de base, instituciones académicas, empresas privadas, ONGs y entidades del nivel nacional. A través de esta articulación, se busca desarrollar estrategias que integren conocimientos tradicionales y científicos, recursos financieros y capacidades técnicas para generar impactos positivos sobre el uso del suelo, la calidad del agua, la biodiversidad y el bienestar humano.

Un componente esencial en esta forma de gestión es la complementariedad y armonización de los distintos roles, funciones y responsabilidades de los actores involucrados. La gestión territorial no se reduce a la imposición de un modelo técnico-administrativo desde arriba, sino que se construye mediante procesos deliberativos que consideran la diversidad de intereses, las desigualdades de poder y los posibles conflictos socioambientales. En este sentido, el establecimiento de espacios de diálogo, concertación y participación en condiciones de equidad se convierte en un requisito fundamental para la gobernanza efectiva del territorio.

Desde esta mirada, gestionar el territorio a escala de cuenca en procesos de restauración ecológica implica más que una acción técnica o ecológica: es una apuesta por reconciliar la conservación de la biodiversidad con las dinámicas humanas, bajo un enfoque integral que incorpora dimensiones sociales, culturales, institucionales y ambientales. Se trata de fomentar relaciones más armónicas entre las sociedades y los ecosistemas, promoviendo un uso responsable de los recursos naturales y fortaleciendo la resiliencia territorial frente a amenazas como el cambio climático, la degradación ambiental y la pérdida de identidad comunitaria.

2.12.4 Apropiación social del conocimiento

La apropiación social del conocimiento constituye hoy uno de los ejes centrales para avanzar hacia una sociedad más equitativa, inclusiva y ambientalmente sostenible. Aunque su incorporación formal en el diseño de política pública en Colombia es reciente —particularmente a través de la formulación de la *Política Pública de Apropiación Social del Conocimiento en el marco de la Ciencia, la Tecnología y la Innovación* (Minciencias, 2021)—, sus fundamentos teóricos y prácticos se han venido consolidando desde hace varias décadas en el marco de los enfoques de ciencia abierta, ciencia ciudadana y ciencia pública. Estos enfoques promueven una relación más horizontal entre el conocimiento científico y la sociedad, cuestionando el modelo tradicional vertical y tecnocrático, y resaltando la necesidad de democratizar tanto el acceso como la producción del conocimiento.

Desde esta perspectiva, la apropiación social del conocimiento no se reduce a la simple difusión de contenidos científicos, sino que se entiende como un proceso dinámico, bidireccional y co-creativo, mediante el cual se reconocen, valoran e integran distintos tipos de saberes —académicos, tradicionales, comunitarios, ancestrales— para enfrentar los desafíos complejos del desarrollo sostenible, el cambio climático y la conservación ambiental. Según la política pública mencionada, este proceso comprende "el conjunto de acciones que contribuyen a la democratización del conocimiento científico y tecnológico, y al intercambio de saberes tradicionales, culturales y ancestrales", lo que implica abrir espacios genuinos de participación, deliberación e incidencia ciudadana.

En el campo de la restauración ecológica, este enfoque adquiere una relevancia particular, ya que se trata de una disciplina que por su propia naturaleza articula dimensiones ecológicas, sociales, culturales y territoriales. La apropiación social del conocimiento en este contexto implica integrar las voces, prácticas y conocimientos de las comunidades locales en la formulación, ejecución, monitoreo y evaluación de los proyectos de restauración. De esta forma, la ciencia se acerca al territorio y se enraíza en las realidades locales, construyendo soluciones contextualizadas y más sostenibles a largo plazo.

La Política de Apropiación Social del Conocimiento y su Estrategia Nacional de implementación (Minciencias, 2021) han comenzado a respaldar experiencias en donde se promueve la construcción de conocimiento ambiental de forma colaborativa. Algunos ejemplos destacados en Colombia permiten ilustrar la aplicación concreta de este enfoque:

1. **Restauración en la Sierra Nevada de Santa Marta**: Este proyecto, liderado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible con el apoyo de Conservación Internacional, ha trabajado de manera estrecha con el Resguardo Arhuaco para identificar zonas cultural y ecológicamente prioritarias para la restauración. La creación de viveros comunitarios y el uso de especies nativas en la reforestación reflejan una integración efectiva entre conocimiento ancestral y técnico.

2. **Acuerdos voluntarios en La Macarena (Meta)**: En municipios como Puerto Concordia y La Macarena, se han establecido alianzas con Juntas de Acción Comunal para reforestar áreas afectadas por la deforestación mediante la siembra de aproximadamente 500.000 árboles nativos. Estas acciones no solo fortalecen la cobertura vegetal, sino que refuerzan el tejido social mediante la participación activa de las comunidades.

3. **Conservación de la tortuga charapa en el Amazonas**: En el Parque Nacional Natural Cahuinarí, comunidades indígenas en alianza con la Sociedad Zoológica de Frankfurt protegen nidos de tortugas charapa, promoviendo la gobernanza comunitaria y el conocimiento tradicional en pro de la conservación de esta especie emblemática.

Estos casos evidencian que la apropiación social del conocimiento no es un ejercicio meramente instrumental, sino una estrategia de transformación cultural y territorial. La

restauración ecológica, abordada desde esta perspectiva, permite fortalecer la corresponsabilidad ambiental, generar apropiación colectiva de los territorios y fomentar nuevas formas de relacionamiento entre los sistemas humanos y no humanos.

En última instancia, este enfoque promueve un cambio de paradigma: del conocimiento como recurso exclusivo de los expertos, hacia el conocimiento como bien común, cocreado, contextualizado y en constante diálogo entre múltiples racionalidades. La apropiación social del conocimiento se convierte, así, en un mecanismo fundamental para avanzar hacia una sostenibilidad más justa, resiliente y democrática.

2.12.5 Participación comunitaria

La participación comunitaria representa una dimensión esencial para la gestión integral del territorio y, particularmente, para los procesos de restauración ecológica. Esta responde a las dinámicas socioculturales propias de cada comunidad y refleja cómo, a lo largo del tiempo, los grupos humanos han construido formas particulares de organización y cooperación para enfrentar sus problemáticas, gestionar sus espacios físicos, geográficos, ecológicos y simbólicos, y tomar decisiones sobre su entorno.

La participación no es un proceso espontáneo ni homogéneo. Requiere del diseño e implementación de mecanismos concretos que habiliten la intervención activa y significativa de la comunidad en los procesos de planeación y toma de decisiones. Como señala Posada (1996), no existe un único modelo participativo; los métodos y prácticas de participación dependen del contexto político, social y cultural, así como de las relaciones de poder existentes.

En el caso colombiano, la participación comunitaria ha emergido como una estrategia clave para revitalizar la democracia, generar apropiación social del territorio y avanzar hacia un modelo de desarrollo más equitativo e incluyente. Sin embargo, este proceso se desarrolla en un entorno complejo, frecuentemente marcado por la presencia de clientelismo político, corrupción e individualismo, lo que dificulta su consolidación como un verdadero instrumento de transformación social (Velásquez & González, 2003). Para que la participación cumpla su papel transformador, es necesario romper con estas barreras estructurales y promover una cultura política basada en la solidaridad, el bien común, la deliberación colectiva y el fortalecimiento de lo público.

En el contexto de la restauración ecológica, la participación comunitaria adquiere una importancia estratégica. Esta práctica, por su naturaleza de largo plazo, solo puede ser sostenible en el tiempo si es asumida como un compromiso colectivo por parte de las comunidades locales, con el acompañamiento de entidades públicas, organizaciones sociales, academia y otros actores. Tal como afirman Cano y Vargas (2007), el involucramiento activo de la comunidad desde la etapa de formulación de los proyectos de restauración incrementa significativamente las posibilidades de éxito, al fomentar la apropiación, reducir el riesgo de abandono y facilitar la continuidad de las acciones restaurativas.

Además, los conocimientos locales, derivados de la experiencia cotidiana con el territorio, constituyen una fuente de información valiosa para el diseño e implementación de intervenciones ecológicas. El conocimiento sobre la historia de uso del suelo, la ubicación de especies nativas, las prácticas culturales de manejo de recursos, entre otros, permite desarrollar propuestas más contextualizadas, eficaces y culturalmente aceptadas (Vargas, 2011). En este sentido, la participación también actúa como puente entre el conocimiento técnico y el saber local, abriendo paso a modelos de restauración colaborativa, intercultural y adaptativa.

A nivel internacional, la participación comunitaria se reconoce como un elemento transversal para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en especial aquellos relacionados con la acción por el clima (ODS 13), vida de ecosistemas terrestres (ODS 15), educación de calidad (ODS 4) y reducción de las desigualdades (ODS 10). En los últimos años, experiencias en restauración ecológica han demostrado que la inclusión activa de actores locales, la educación ambiental y la gobernanza comunitaria son claves para restaurar paisajes y territorios de forma sostenible (Climent & Cortina, 2018).

Para avanzar en esta dirección, Cano y Zamudio (2006) proponen una serie de lineamientos para desarrollar proyectos de restauración ecológica con enfoque participativo. Entre ellos se destacan:

- **Reconocer a la comunidad como unidad integral**, promoviendo la participación de diversos grupos sociales: adultos, mujeres, hombres, jóvenes, niños, niñas y personas mayores.

- **Involucrar a actores sociales clave**, tales como comunidades campesinas, pueblos indígenas, instituciones educativas, organizaciones sociales y ambientales, entidades estatales e investigadores.

- **Construir procesos colaborativos**, basados en el respeto, el diálogo y la confianza mutua, que permitan integrar visiones distintas del territorio y definir colectivamente los objetivos de restauración.

- **Fortalecer capacidades locales**, mediante programas de formación, educación ambiental, acompañamiento técnico y acceso a información relevante para la toma de decisiones.

La participación comunitaria, por tanto, no es solo un requisito normativo ni un componente instrumental, sino una condición necesaria para la sostenibilidad social, ecológica y política de los procesos de restauración del territorio. Apostar por modelos participativos implica reconocer que los territorios no solo se transforman con plantas, herramientas o infraestructura, sino también con vínculos, memorias, afectos, acuerdos y proyectos compartidos.

2.12.6 Gobernabilidad de un territorio

La gobernabilidad de un territorio es un concepto complejo y dinámico que ha sido objeto de múltiples interpretaciones a lo largo del tiempo, según las escuelas de pensamiento,

los contextos históricos y los enfoques disciplinarios. De manera general, puede entenderse como la capacidad efectiva de un gobierno —o conjunto de instituciones— para formular e implementar políticas públicas de manera legítima, eficaz y democrática (Prats, 2003). Este enfoque se centra en la operatividad del Estado para responder a las demandas sociales, garantizar el cumplimiento de la ley y promover condiciones de desarrollo equitativo y sostenible.

La noción de gobernabilidad democrática, en particular, propone un modelo alternativo al ejercicio tradicional del poder vertical. Se basa en la articulación de consensos y la cooperación entre el Estado y los actores sociales no estatales —como organizaciones comunitarias, sector privado, academia y sociedad civil— en la definición, gestión y evaluación de las políticas públicas (Maymz, 2000). Este estilo de gobernanza implica una ruptura con modelos autoritarios o unilaterales, privilegiando formas de planificación y toma de decisiones colectivas, transparentes e inclusivas.

En esta misma línea, organismos internacionales como el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) han planteado que la gobernabilidad no solo se limita al ámbito gubernamental, sino que abarca el conjunto de reglas, instituciones y prácticas que estructuran las relaciones entre los diferentes actores que intervienen en la conducción de una sociedad (PNUD, 1999). Dicho marco regulador establece los límites e incentivos para el comportamiento de individuos, organizaciones, empresas e instituciones estatales, garantizando la rendición de cuentas, la participación ciudadana, la equidad y la sostenibilidad.

En contextos territoriales específicos, como las cuencas hidrográficas, los corredores biológicos o los ecosistemas estratégicos, la gobernabilidad adquiere una dimensión particular al estar asociada a la capacidad de articular múltiples intereses —ecológicos, sociales, económicos y culturales— dentro de un mismo espacio. La restauración ecológica, por ejemplo, no puede desarrollarse de forma efectiva sin una gobernabilidad territorial sólida, que permita coordinar esfuerzos, resolver conflictos, definir prioridades, regular el uso de los recursos y asegurar la continuidad de los procesos a largo plazo.

Las transformaciones estructurales del Estado moderno, especialmente en el contexto de la globalización, han disminuido en muchos casos su capacidad de intervención directa en asuntos estratégicos. La creciente complejidad de los problemas ambientales, la fragmentación institucional, la presión de actores económicos, y la debilidad de los mecanismos de control y fiscalización, han generado escenarios de ingobernabilidad que dificultan el cumplimiento de objetivos comunes.

En respuesta a estos desafíos, se ha promovido una visión de gobernabilidad territorial basada en el fortalecimiento institucional, el diálogo multiactor, la descentralización de competencias y la corresponsabilidad en la gestión de los bienes comunes. Esta visión reconoce que los gobiernos por sí solos no pueden asegurar la sostenibilidad de los territorios, y que es necesario construir capacidades colectivas, fomentar la participación social y establecer mecanismos de gobernanza colaborativa.

En definitiva, la gobernabilidad de un territorio no debe entenderse únicamente como la capacidad del Estado para ejercer el control, sino como la posibilidad de construir legitimidad, cohesión social y viabilidad política en torno a un proyecto común de desarrollo sustentable. Desde esta perspectiva, la restauración ecológica se convierte en un campo de práctica privilegiado para experimentar nuevas formas de gobernabilidad democrática, donde el territorio es concebido como un espacio vivo de relaciones y corresponsabilidades compartidas.

2.12.7 Gobernanza del Territorio

La gobernanza se ha consolidado en las últimas décadas como una nueva forma de comprender y ejercer el gobierno, especialmente impulsada desde las experiencias europeas, con creciente influencia en América Latina. Esta propuesta busca responder a la crisis de legitimidad y eficacia de los modelos tradicionales de gobierno centralizado, promoviendo una renovación en las relaciones entre el Estado y la sociedad civil (Dalla Torre, 2017). En este contexto, la gobernanza plantea un nuevo enfoque que privilegia la participación, la articulación de actores y la generación de consensos como pilares para la toma de decisiones colectivas.

La gobernanza, más que una técnica de gestión, constituye un marco conceptual y operativo para analizar los procesos organizativos y participativos de la gestión pública a nivel territorial. Desde esta perspectiva, se han desarrollado diferentes modalidades de gobernanza, como la territorial, ambiental, comunitaria, multinivel y colaborativa, cada una adaptada a las particularidades de los procesos de ordenamiento y planificación del desarrollo. El ordenamiento territorial, por su parte, se concibe como un proceso de construcción social del espacio, en el que el territorio se organiza en subsistemas jerárquicos que permiten una integración funcional entre unidades territoriales de distintos niveles (Gómez, 2008).

De acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, 2012), la gobernanza es “el ejercicio de la autoridad económica, política y administrativa para administrar los asuntos de un país a todos los niveles de gobierno”, incluyendo los mecanismos y procesos mediante los cuales los ciudadanos articulan sus intereses, ejercen sus derechos, cumplen sus obligaciones y resuelven sus conflictos. Esta definición enfatiza que una gobernanza adecuada debe ser participativa, transparente, responsable, efectiva, equitativa y promotora del Estado de Derecho, garantizando que las prioridades sociales se construyan sobre un consenso amplio en la sociedad.

A pesar de su potencial, la implementación efectiva de la gobernanza enfrenta desafíos significativos, como la fragmentación político-administrativa, la concentración de poder en ciertos actores, la desigualdad en el acceso a la información y la debilidad de las capacidades locales. Farinós (2020) define la gobernanza territorial como la capacidad de coordinación entre actores de múltiples niveles que interactúan en relaciones complejas y recíprocas. Esta coordinación permite construir consensos intermedios y definir estrategias comunes, mediante la contribución diferenciada de cada actor en la ejecución de políticas públicas aplicadas al territorio.

Una gobernanza territorial efectiva permite activar recursos locales —humanos, naturales, culturales y financieros— mediante la movilización del saber local y la generación de vínculos de confianza entre los actores involucrados (Farinós, 2008). En este sentido, la práctica de una buena gobernanza implica reducir las distancias entre quienes toman las decisiones y las comunidades directamente afectadas, promoviendo un diálogo horizontal y transparente. En regiones como los Andes, donde la heterogeneidad ecológica y sociocultural es particularmente marcada, se requiere una gobernanza multinivel que articule las decisiones locales, municipales, regionales y nacionales (Peralvo, 2016).

Además, los sistemas de gobernanza no son estáticos, sino que se transforman en el tiempo, adaptándose a cambios políticos, sociales y ambientales. Estos sistemas deben reconocer también las formas propias de gobernanza de pueblos y comunidades indígenas, cuyas estructuras tradicionales de toma de decisiones, uso del territorio y conservación de la naturaleza constituyen un aporte valioso para la construcción de marcos de gobernanza intercultural y sostenibles (UICN, 2019).

En el ámbito ambiental, una gobernanza sólida es esencial para alcanzar una gestión integrada del paisaje. Esto exige altos niveles de coordinación interinstitucional, articulación vertical entre distintos niveles de gobierno y participación activa de todos los sectores sociales. La gestión de los recursos naturales —como el agua, el suelo o la biodiversidad— está inevitablemente ligada a decisiones políticas, económicas y sociales más amplias, por lo que es imprescindible diseñar políticas públicas integradas que incorporen estas múltiples dimensiones y promuevan espacios efectivos de participación ciudadana.

La gobernanza del territorio se convierte en una herramienta clave para avanzar hacia la sostenibilidad, al establecer mecanismos inclusivos, transparentes y adaptativos que reconozcan la diversidad de actores, saberes y escalas. Una gobernanza transformadora no solo garantiza la conservación del patrimonio natural, sino que fortalece la equidad social, la cohesión territorial y la resiliencia frente a los desafíos ambientales del siglo XXI.

2.12.8 Desarrollo Sostenible

El concepto de desarrollo sostenible fue formulado por primera vez en el Informe Brundtland de 1987, resultado de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CMMAD). Este lo define como “el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer las suyas”. La propuesta plantea un equilibrio entre el crecimiento económico, la equidad social y la conservación ambiental (Figura 62).

Este enfoque se consolidó en la Cumbre de la Tierra en Río de Janeiro (1992) y tomó fuerza con la aprobación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible en 2015, conformada por 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y adoptada por los Estados miembros de Naciones Unidas como una guía para el desarrollo global.

En Colombia, los ODS fueron adoptados oficialmente mediante el Documento CONPES 3918 de 2018, que establece la estrategia para su implementación nacional. Según el Informe de avance en la Implementación de los ODS 2022 del Departamento Nacional de Planeación (DNP), el país presenta un cumplimiento general del 60,2%, con rezagos en metas como Hambre Cero, Energía Asequible y Fin de la Pobreza. Estos resultados muestran la necesidad de fortalecer las capacidades institucionales y la participación social para avanzar hacia un modelo de desarrollo más justo y sostenible.

La restauración ecológica se articula directamente con el desarrollo sostenible al ser una estrategia concreta para la recuperación de ecosistemas degradados y la regeneración de servicios ecosistémicos esenciales para la vida humana. A través de la restauración, se contribuye al cumplimiento de múltiples ODS, como el ODS 13 (Acción por el Clima), ODS 15 (Vida de ecosistemas terrestres), ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) y ODS 1 (Fin de la pobreza), entre otros.

La restauración ecológica favorece el uso racional del territorio, promueve la resiliencia frente al cambio climático, garantiza el acceso equitativo a recursos naturales y mejora las condiciones de vida de las comunidades locales. Por ello, se considera una herramienta clave para operacionalizar la sostenibilidad en el territorio, integrando los componentes ecológicos, sociales y económicos en coherencia con los principios del desarrollo sostenible.

Figura 62

Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030. Representación gráfica de los 17 ODS adoptados por los Estados miembros de Naciones Unidas en 2015 como parte de un plan global para erradicar la pobreza, proteger el planeta y asegurar la prosperidad para todos. Fuente: ONU.



2.12.9 Conservación de Ecosistemas

La conservación de los ecosistemas constituye una acción esencial para garantizar el equilibrio ecológico del planeta y el bienestar humano. Esta práctica implica no solo la protección de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos, sino también el reconocimiento de la relación interdependiente entre las sociedades humanas y el entorno natural. Durante décadas, los ecosistemas han sido transformados, fragmentados y degradados por diferentes actividades antrópicas, generando pérdidas significativas en su estructura, función y capacidad de resiliencia (MEA, 2005).

Actualmente, la mayoría de los ecosistemas reflejan algún grado de alteración derivado de procesos como la expansión agrícola, la deforestación, la urbanización, la minería y la contaminación. Estos cambios no solo afectan la biodiversidad silvestre, sino que también impactan directamente en las condiciones de vida de las comunidades humanas, al reducir la disponibilidad de recursos como el agua limpia, el aire puro, el suelo fértil y la estabilidad climática (CBD, 2010).

La conservación, entendida como la protección, el manejo sostenible y, en algunos casos, la restauración de ecosistemas y sus comunidades biológicas, se orienta a mantener o recuperar la integridad ecológica. Este proceso no puede desligarse del contexto social, económico y cultural en el que se insertan los ecosistemas, por lo que la conservación con enfoque social resulta fundamental (Redford & Sanderson, 2000; Pretty & Smith, 2004).

Desde esta perspectiva, conservar implica también incluir a las comunidades humanas como actores centrales en la gestión del territorio, reconociendo sus saberes tradicionales, promoviendo la participación, la educación ambiental y garantizando la equidad en el acceso y uso de los recursos (Toledo & Barrera-Bassols, 2008). En Colombia, se han desarrollado estrategias que integran este enfoque, como el programa de Parques Nacionales Naturales con Enfoque de Conservación Participativa, que involucra comunidades indígenas y campesinas en la protección de áreas protegidas como el Parque Nacional Natural Amacayacu y el Parque Nacional Natural Sierra de la Macarena (PNN, 2020).

Asimismo, iniciativas de conservación lideradas por comunidades, como el trabajo del Consejo Comunitario de la Cuenca del Río Naya en el Pacífico colombiano o el de la comunidad indígena Arhuaca en la Sierra Nevada de Santa Marta, evidencian el potencial de los enfoques participativos para generar impactos positivos tanto ecológicos como sociales (Rodríguez et al., 2011; García-Villalobos et al., 2020).

La conservación y la restauración ecológica son procesos complementarios. Mientras la restauración busca recuperar las funciones ecológicas perdidas, la conservación tiene como objetivo evitar nuevas degradaciones y fortalecer la resiliencia de los ecosistemas remanentes. Ambos enfoques convergen en el propósito común de asegurar la persistencia de la vida en el planeta, de forma armónica entre naturaleza y sociedad (Martínez-Ramos et al., 2016; UICN, 2020).

En este marco, las estrategias de conservación deben ser concebidas como procesos dinámicos y contextuales, que integren herramientas de planificación territorial, monitoreo ambiental y gestión adaptativa, para responder de manera efectiva a los desafíos del cambio global.

Referencias

Bauman, Z. (2001). *Community: Seeking safety in an insecure world*. Polity Press.

Block, P. (2008). *Community: The structure of belonging*. Berrett-Koehler Publishers.

Boisier, S. (2001). Sociedad del conocimiento, conocimiento social y gestión territorial. *Revista Internacional de Desarrollo Local*, 2(3), 9–28.

Bonney, R. (1996). Citizen science: A lab tradition. *Living Bird*, 7–15.

Cano, I., Vargas, O., & Vargas, O. (2007). *Lograr la participación comunitaria. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia.

Cano, I., & Zamudio, N. (2006). *Recuperar lo nuestro: una experiencia de restauración ecológica con participación comunitaria*. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico, DAMA.

Castro, M. C., Domínguez, M. E., & Sánchez, Y. (1998). *Psicología, educación y comunidad* (3ª ed.). Almudena.

Causse, M. (2009). El concepto de comunidad desde el punto de vista socio-histórico-cultural y lingüístico. http://hdl.handle.net/20.500.12010/35499

Chaparro, J. A. (2018). *La apropiación social del territorio: La Mariela y San Miguel*. http://hdl.handle.net/20.500.12010/4448

Climent, E., & Cortina, J. (2018). *Dossier de Taller participativo*. Alicante.

Dalla Torre, M. A. (2017). Gobernanza territorial y los Planes de Ordenamiento Territorial: el caso de la provincia de Mendoza, Argentina. *Bitácora Urbano Territorial*, 27(1), 47–54. https://doi.org/10.15446/bitacora.v27n1.47597

Dunham, K. (1994). *Island possessed*. University of Chicago Press.

Espinosa Cuervo, J. O. (2006). Ordenamiento Territorial: un instrumento de gestión para el desarrollo sostenible en un ambiente asociativo de concertación entre entidades territoriales. *Planeación & Desarrollo*, 37(2), 111–129.

Farinós Dasí, J. (2008). Gobernanza territorial para el desarrollo sostenible: estado de la cuestión y agenda. *Boletín de la A.G.E.*, 46, 11–32.

Farinós Dasí, J. (2020). De la Gobernanza a la Gobernanza Territorial (¿sin territorio?): una revisión de sus distintas dimensiones. *Coloquio: Gobernanza Territorial*.

Giménez, G. (2005). Territorio e identidad. Breve introducción a la geografía cultural. *Trayectorias*, 7(17), 8–24.

González Fuenzalida, L. E. (2011). *Gestión del territorio: un método para la intervención territorial*. Universidad de Chile.

Gutiérrez Tamayo, A. L., et al. (2014). *La golosa de Pepa. Metodología para la apropiación social del conocimiento generado por el proceso de planeación del desarrollo local en las comunas 1 y 8 de Medellín*. Editorial Universidad de Antioquia.

Lozano Borda, M., & Maldonado, O. J. (2010). *Estrategia Nacional de Apropiación Social de la Ciencia, la Tecnología y la Innovación*. Colciencias.

Martínez-Ramos, M. et al. (2016). [Detalles de publicación según fuente no especificada].

Mayntz, R. (2000). Nuevos desafíos de la teoría de gobernanza. *Revista Instituciones y Desarrollo*, 7(1), 1–10.

MEA. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.

Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación. (2021). *Documento de Política Pública de Apropiación Social del Conocimiento*. Minciencias.

Neüman, M. I. (2008). Construcción de la categoría “Apropiación Social”. *Quórum académico*, 5(2), 67–98.

Peralvo, M. (2016). *Boletín #1: Mancomunidad Chocó Andino, territorio productivo, sustentable y biodiverso*, 1–8.

Posada, J. (1996). *Participación comunitaria e interculturalidad en la escuela pública*. Universidad Pedagógica Nacional. www.pedagogica.edu.co/storage/ps/articulos/peda10_05arti.pdf

Prats, J. (2003). El concepto y el análisis de la gobernabilidad. *Revista Instituciones y Desarrollo*, 14–15, 239–269.

PNUD. (1999). *Informe sobre Desarrollo Humano*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

PNUD. (2012). *Informe sobre Gobernanza y Desarrollo Humano*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

PNN. (2020). *Parques Nacionales Naturales de Colombia: conservación participativa*.

Rivera Pabón, J. A. (2013). Debates contemporáneos sobre la planificación territorial y la gestión urbana. *Luna Azul*, 36, 307–347.

Robertis, C., & Pascal, H. (2007). *La intervención colectiva en trabajo social. La acción con grupos y comunidades*. Lumen Humanitas.

Sánchez, J., & Rodríguez, E. (1998). Ideología y representaciones sociales. En *Individuo, Grupo y Representación Social* (pp. 131–159). Editorial UNAD.

Sosa Velásquez, M. (2012). *¿Cómo entender el territorio?*. Universidad Rafael Landívar. http://www.rebelion.org/docs/166508.pdf

Toledo, V. M., & Barrera-Bassols, N. (2008). [Detalles del documento según fuente no especificada].

UICN. (2019). ¿Qué es la gobernanza y cómo entenderla para fortalecer la conservación del patrimonio natural? https://www.iucn.org/es/news/america-del-sur/201902/que-es-la-gobernanza

UICN. (2020). Informe sobre gobernanza y conservación

Vargas Ríos, O. (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221–246. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2011000200017

Velásquez, H. (1997). *Organizaciones Comunitarias* (Tomo I, pp. 71–201). Editorial Unisur.

Velásquez, F., & González, E. (2003). *¿Qué ha pasado con la participación ciudadana en Colombia?* Fundación Corona.

2.13 Otros Conceptos Claves en el Marco de los Proyectos de Restauración Ecológica

2.13.1 Regiones naturales

Las regiones naturales representan unidades espaciales delimitadas por características ecológicas homogéneas. Su definición no responde a criterios políticos o administrativos, sino a la interacción entre factores físicos y biológicos, como el clima, el relieve, los suelos, la vegetación y la fauna (Odum, 2006). Desde una perspectiva ecológica, estas regiones constituyen el marco funcional de los ecosistemas y permiten comprender la distribución de la vida sobre el planeta.

Una región natural se caracteriza por presentar condiciones ambientales que favorecen ciertos tipos de comunidades bióticas, las cuales evolucionan en función de los recursos disponibles y de las condiciones climáticas predominantes. Así, los biomas —como las selvas tropicales, los desiertos, las tundras o las praderas— constituyen ejemplos representativos de regiones naturales a gran escala (Ricklefs, 2008). Cada uno de estos espacios mantiene una organización ecológica relativamente estable y se encuentra asociado a determinados ciclos de energía y nutrientes.

El estudio de las regiones naturales encuentra su fundamento en la biogeografía, disciplina que examina la distribución geográfica de los seres vivos y los factores que la condicionan. La biogeografía reconoce que las regiones naturales no son estáticas; por el contrario, están sujetas a transformaciones ecológicas y evolutivas a lo largo del tiempo (Cox & Moore, 2000). Estas transformaciones pueden ser consecuencia de fenómenos naturales, como las glaciaciones o los movimientos tectónicos, así como de actividades humanas que alteran profundamente el equilibrio ecológico.

Comprender las regiones naturales permite establecer relaciones entre el ambiente físico y los seres vivos, y facilita el análisis de la biodiversidad y de los procesos ecológicos que sostienen la vida. Esta perspectiva es esencial no solo para la investigación científica, sino también para la planificación ambiental y el diseño de estrategias de conservación (Margalef, 1991). En este sentido, las regiones naturales se constituyen en categorías clave para el manejo racional del territorio y la protección de los ecosistemas.

La noción de región natural, aunque se basa en variables objetivas, también ha sido adoptada por la geografía humana y la educación ambiental, donde se utiliza para promover una comprensión integral del entorno. En los materiales educativos, por ejemplo, se identifican regiones naturales con fines didácticos, facilitando el aprendizaje de las interacciones entre el medio natural y las actividades humanas (Ortiz, 2007; SEP, 2023).

El reconocimiento de las regiones naturales desempeña un papel central en los procesos de restauración ecológica. Toda acción orientada a recuperar, rehabilitar y restaurar ecosistemas degradados debe tomar como referencia el tipo de región natural en que se

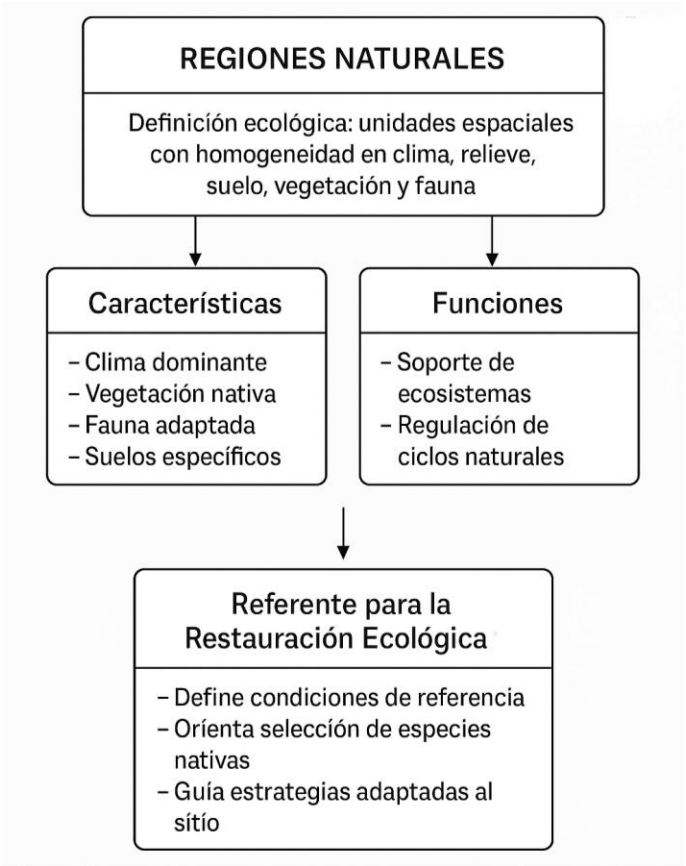
sitúa, ya que esta determina las condiciones de referencia ecológica, las especies nativas, los ciclos biogeoquímicos y los regímenes climáticos propios del sitio (SER, 2004). La restauración no busca crear nuevos ecosistemas, sino restablecer las características y funciones que correspondían al entorno natural original.

Por ello, el conocimiento detallado de una región natural proporciona la base para establecer metas realistas de restauración, seleccionar adecuadamente especies vegetales, y diseñar prácticas que respeten los procesos ecológicos locales. Además, permite evaluar el éxito de las intervenciones con base en la resiliencia y funcionalidad del ecosistema restaurado, en relación con su estado previo a la degradación (Clewell & Aronson, 2013).

En el contexto actual de cambio climático y pérdida de biodiversidad, las regiones naturales se convierten en referentes fundamentales para orientar los esfuerzos de recuperación ecológica. Su comprensión favorece una restauración más coherente con el paisaje, más sensible a la historia ecológica del sitio y más capaz de sostener la diversidad biológica a largo plazo (Figura 63).

Figura 63

Relación entre las regiones naturales, su caracterización ecológica y la restauración ecológica.



2.13.2 Zonas de vida

El concepto de zonas de vida constituye una herramienta fundamental para comprender la distribución de la vegetación en relación con factores ambientales, especialmente el clima. Esta noción ha servido de base para múltiples estudios ecológicos, biogeográficos y de planificación ambiental, al ofrecer un marco integrador para clasificar las formaciones vegetales naturales en función de parámetros climáticos y ecológicos.

Una de las contribuciones más influyentes en esta materia proviene del ecólogo estadounidense Leslie R. Holdridge, quien en 1971 definió las zonas de vida como *«un grupo de asociaciones vegetales dentro de una división natural del clima, que se hacen teniendo en cuenta las condiciones edáficas y las etapas de sucesión, y que tienen una fisonomía similar en cualquier parte del mundo»* (Holdridge, 1971, p. 3). Esta definición subraya la relación directa entre la vegetación y el ambiente físico, en especial el clima, sin dejar de considerar otros factores como el suelo y el estado sucesional del ecosistema.

El sistema de clasificación de Holdridge se basa principalmente en tres variables climáticas: la precipitación anual, la biotemperatura media anual y la evapotranspiración potencial (Figura 64). A partir de estas variables, se construye un diagrama triangular que permite delimitar zonas de vida con base en la relación funcional entre el agua y la energía disponible. Este enfoque tiene como fundamento la premisa de que la vegetación natural refleja de manera fiel el clima local, siempre que no haya alteraciones significativas por parte de la actividad humana (Lugo et al., 1999).

Desde una perspectiva conceptual, las zonas de vida pueden entenderse como unidades ecológicas integradoras. No representan únicamente categorías climáticas, sino que expresan la manifestación biológica del clima sobre la biosfera. Esta idea es congruente con postulados de la ecología de sistemas, en los que se reconoce la interdependencia entre componentes abióticos y bióticos, y donde el sistema climático actúa como uno de los principales determinantes del ensamblaje ecológico (Whittaker, 1975).

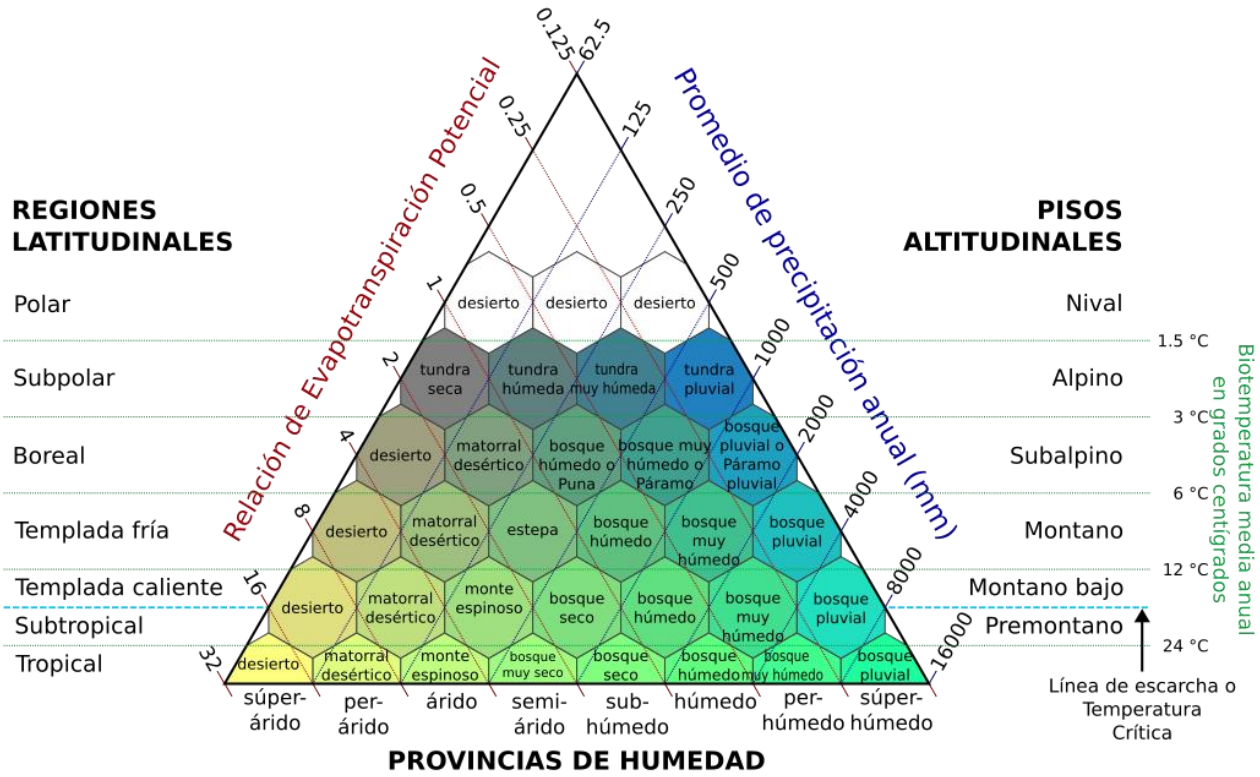
Además, el modelo de Holdridge permite realizar comparaciones entre ecosistemas de distintas regiones del mundo que presentan condiciones climáticas similares. Así, una zona de vida determinada puede encontrarse en áreas geográficas distantes pero con características ambientales equivalentes, lo que refuerza su utilidad como instrumento para la investigación ecológica comparada y la toma de decisiones en conservación y ordenamiento territorial (UNESCO, 1978).

Cabe destacar que, aunque el enfoque de zonas de vida posee una alta capacidad descriptiva y predictiva, también ha sido objeto de revisiones y críticas, sobre todo en cuanto a su aplicación en áreas con alta complejidad topográfica o con microclimas muy variables. Sin embargo, su valor como esquema conceptual y metodológico sigue vigente, especialmente en contextos donde se requiere una aproximación ecológica amplia, basada en el reconocimiento de patrones climáticos y su correlación con la vegetación natural.

En suma, el enfoque conceptual de las zonas de vida, tal como lo propuso Holdridge, ofrece un marco claro y operativo para comprender la distribución de la vegetación desde una perspectiva ecológica, climática y geográfica, y sigue siendo una herramienta valiosa para la ciencia ecológica contemporánea.

Figura 64

Sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge (1971).



2.13.3 Áreas de importancia ecológica

El concepto de “áreas de importancia ecológica” se refiere a unidades del territorio cuya integridad ecológica resulta esencial para el mantenimiento de funciones ecosistémicas clave, la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos vitales para los sistemas socioecológicos (Pressey et al., 2007; Watson et al., 2018). Estas áreas pueden corresponder a ecosistemas bien conservados, hábitats de especies amenazadas, zonas de alta diversidad o endemismo, así como espacios que, aun estando degradados, poseen un alto potencial ecológico o funcional si se someten a procesos adecuados de restauración (Aronson et al., 2006).

Desde una perspectiva conceptual, la importancia ecológica de un área no se define únicamente por su estado actual de conservación, sino por su funcionalidad en el sistema ecológico más amplio, su papel como nodo de conectividad, su representatividad ecológica y su contribución a la resiliencia del paisaje frente a perturbaciones antrópicas o climáticas (Margules & Pressey, 2000; Kremen & Merenlender, 2018). Esta visión

reconoce que incluso espacios severamente transformados pueden cumplir roles estratégicos en la recuperación de procesos ecológicos fundamentales, si se articulan adecuadamente dentro de una red de conservación y restauración.

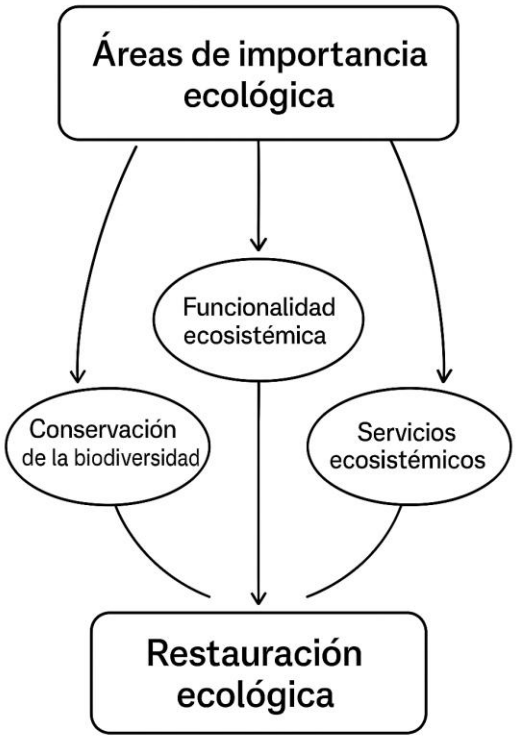
El reconocimiento y delimitación de áreas de importancia ecológica responde a principios desarrollados por la planificación sistemática de la conservación, que considera criterios como representatividad biogeográfica, complementariedad funcional, vulnerabilidad y viabilidad de manejo (Margules & Pressey, 2000). Además, enfoques como la ecología del paisaje y la teoría de metapoblaciones han fortalecido la noción de conectividad ecológica como atributo crítico de estas áreas, particularmente en paisajes fragmentados donde las funciones ecológicas dependen de la interacción entre parches de hábitat (Bennett & Saunders, 2010).

En este contexto, la restauración ecológica adquiere un rol estratégico. Las áreas de importancia ecológica se constituyen como puntos clave para dirigir acciones de restauración que no solo recuperen la biodiversidad local, sino que reestablezcan funciones ecológicas necesarias a nivel de cuenca, región o bioma (Clewell & Aronson, 2013). La restauración, entendida como un proceso orientado a asistir la recuperación de ecosistemas degradados en función de sus atributos estructurales y funcionales (SER, 2004), encuentra en estas áreas un campo de acción prioritario y altamente relevante.

Por lo tanto, integrar la identificación de áreas de importancia ecológica en las estrategias de restauración permite una asignación eficiente de recursos, una mayor efectividad ecológica y una mayor alineación con objetivos globales como la mitigación del cambio climático, la seguridad hídrica y la conservación del patrimonio biológico (Reid et al., 2019). Estas áreas no deben considerarse únicamente como espacios estáticos a proteger, sino como elementos dinámicos dentro de un sistema en transformación, cuyo manejo adaptativo resulta clave para enfrentar los desafíos ecológicos del siglo XX (Figura 65).

Figura 65

Relación conceptual entre áreas de importancia ecológica y la restauración ecológica



2.13.4 Zonas de recarga hídrica

Las zonas de recarga hídrica representan áreas geográficas donde el agua superficial, proveniente de precipitaciones o cuerpos de agua, se infiltra en el subsuelo y alimenta los acuíferos subterráneos. Estas zonas cumplen un papel esencial en el ciclo hidrológico, ya que aseguran la disponibilidad de agua subterránea para diversos usos humanos y ecosistémicos (Custodio & Llamas, 1996; Foster et al., 2013). Su ubicación, extensión y funcionamiento dependen de múltiples factores como la geología, el tipo de suelo, la cobertura vegetal y la topografía (Mendoza & Rodríguez, 2005) (Figura 66).

Desde el punto de vista hidrológico, una zona de recarga puede definirse como un espacio donde el balance hídrico favorece la infiltración por encima de la escorrentía y la evapotranspiración, permitiendo así la percolación del agua hacia capas freáticas más profundas (UNESCO, 2004). Esta función recargante contribuye a la regulación del caudal base de ríos y manantiales, al sostenimiento de humedales y al abastecimiento de agua potable en muchas regiones.

En términos ecológicos, la vegetación presente en las zonas de recarga cumple una función clave. Las coberturas vegetales, especialmente los bosques y ecosistemas

conservados, modulan la infiltración al reducir la compactación del suelo, disminuir la erosión y favorecer la estructura porosa del mismo (Bruijnzeel, 2004). Por el contrario, la degradación del paisaje, la deforestación y los cambios en el uso del suelo suelen alterar significativamente estos procesos, disminuyendo la capacidad de recarga natural y generando impactos negativos sobre la disponibilidad hídrica a mediano y largo plazo (Calder, 2005).

A nivel conceptual, las zonas de recarga no deben entenderse únicamente como espacios físicos, sino como componentes dinámicos del sistema socioecohidrológico. Su conservación implica reconocer las interacciones entre los procesos naturales y las acciones humanas, considerando la gestión del territorio como un factor determinante para su funcionalidad (Scanlon et al., 2002). En este sentido, la planificación del uso del suelo y las políticas de ordenamiento ecológico deben integrar criterios de conservación hídrica y de restauración ambiental.

La restauración ecológica se presenta entonces como una herramienta clave para recuperar zonas de recarga hídrica degradadas. Intervenciones como la revegetación con especies nativas, el control de la erosión, la rehabilitación de suelos compactados y la reconexión de flujos hidrológicos superficiales permiten restablecer las condiciones ecológicas que favorecen la infiltración y, por ende, la recarga de acuíferos (Aronson et al., 2011). Además, la restauración ecológica de estos sistemas conlleva beneficios colaterales como el aumento de la biodiversidad, la captura de carbono y la resiliencia climática, lo que refuerza su valor dentro de estrategias integrales de manejo del agua.

Por lo tanto, comprender las zonas de recarga hídrica desde una perspectiva integral y promover su restauración constituye una prioridad tanto ecológica como socioeconómica. Estas zonas no solo sostienen los acuíferos de los que dependen millones de personas, sino que también representan espacios estratégicos para armonizar la conservación de la naturaleza con el bienestar humano.

Figura 66

Representación conceptual de una zona de recarga hídrica



Nota: El esquema muestra el proceso de infiltración del agua desde la superficie hacia el acuífero, destacando el papel del cuerpo de agua, la vegetación y las capas del suelo en la recarga subterránea.

Referencias:

Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J. N., & Milton, S. J. (2006). Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation, 14*(3–4), 135–139. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.005

Aronson, J., Milton, S. J., & Blignaut, J. N. (2011). *Restoring natural capital: Science, business, and practice*. Island Press.

Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. In N. S. Sodhi & P. R. Ehrlich (Eds.), *Conservation Biology for All* (pp. 88–106). Oxford University Press.

Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment, 104*(1), 185–228.

Calder, I. R. (2005). *Blue revolution: Integrated land and water resource management*. Earthscan.

Clewell, A. F., & Aronson, J. (2013). *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession* (2nd ed.). Island Press.

Cox, C. B., & Moore, P. D. (2000). *Biogeography: An ecological and evolutionary approach*. Blackwell Science.

Custodio, E., & Llamas, M. R. (1996). *Hidrogeología*. Ediciones Omega.

Foster, S., Chilton, J., Moench, M., Cardy, F., & Schiffler, M. (2013). *Groundwater: A global assessment of scale and significance*. World Bank.

Holdridge, L. R. (1971). *Life zone ecology*. Tropical Science Center.

Kremen, C., & Merenlender, A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science, 362*(6412), eaau6020. https://doi.org/10.1126/science.aau6020

Lugo, A. E., Brown, S. L., Dodson, R., Smith, T. S., & Shugart, H. H. (1999). The Holdridge life zones of the conterminous United States in relation to ecosystem mapping. *Journal of Biogeography, 26*(5), 1025–1038.

Margalef, R. (1991). *Ecología*. Editorial Omega.

Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature, 405*(6783), 243–253. https://doi.org/10.1038/35012251

Mendoza, M. E., & Rodríguez, C. (2005). Zonas prioritarias para la recarga de acuíferos en México. *Investigaciones Geográficas, (56)*, 67–85.

Odum, E. P. (2006). *Fundamentos de ecología*. Thomson.

Ortiz, L. (2007). *Geografía de México y del mundo*. Editorial Trillas.

Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M., & Wilson, K. A. (2007). Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution, 22*(11), 583–592. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.001

Reid, J. L., Fagan, M. E., & Zahawi, R. A. (2019). Positive site selection bias in meta-analyses comparing natural regeneration to active forest restoration. *Science Advances, 5*(4), eaav5563. https://doi.org/10.1126/sciadv.aav5563

Ricklefs, R. E. (2008). *La economía de la naturaleza*. Editorial Omega.

Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal, 10*(1), 18–39.

Secretaría de Educación Pública (SEP). (2023). *Libros de texto gratuitos: Geografía*. Gobierno de México.

Society for Ecological Restoration (SER). (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. https://www.ser.org

UNESCO. (1978). *Ecological sciences for sustainable development: Biosphere reserves*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

UNESCO. (2004). *Groundwater resources of the world and their use*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

Watson, J. E. M., Venter, O., Lee, J., Jones, K. R., Robinson, J. G., Possingham, H. P., & Allan, J. R. (2018). Protect the last of the wild. *Nature, 563*(7729), 27–30. https://doi.org/10.1038/d41586-018-07183-6

Whittaker, R. H. (1975). *Communities and ecosystems* (2nd ed.). Macmillan.