

Problemas con el nuevo paradigma: Distritos Regionales de Manejo Integrado no demuestran mayor eficiencia en retención de cobertura boscosa que sus áreas aledañas

Juan David Gutiérrez-Veloza^a, Daniel Osorio-Domínguez

^aPontificia Universidad Javeriana Cali, Carrera de biología

INFORMACIÓN DEL ARTICULO	RESUMEN
<p>Palabras clave: Área Protegida Distrito Regional de Manejo Integrado Cobertura boscosa Desarrollo sostenible Regiones Naturales</p>	<p>En respuesta a las necesidades económicas y sociales de Colombia, los distritos regionales de manejo integrado (DRMI) se han convertido en uno de los tipos de área protegida con más prevalencia en el país. Para evaluar su eficiencia, se hizo un análisis utilizando información de cobertura boscosa comparando el área protegida con su respectiva área aledaña no protegida y se generó un modelo lineal de efectos mixtos para comprender la tendencia desde el año de declaración del área. En promedio, los DRMI no difieren en la tasa de cambio anual de cobertura en comparación con las áreas no protegidas. La tendencia en su mayoría fue positiva, pero 21 datos de 63 obtuvieron una pérdida anual mayor al 0.1%.</p>

1. Introducción

Entender la efectividad de las áreas protegidas es uno de los principales objetivos de la conservación contemporánea, especialmente en contextos donde la presión humana sobre los ecosistemas es alta (Hoffman, 2021). A lo largo de las últimas décadas, el enfoque tradicional de exclusión humana ha dado paso a modelos más integradores, que buscan compatibilizar la conservación con los medios de vida locales. Este cambio ha llevado a la creación de categorías de protección “suave” como la VI de la UICN, que permite el uso sostenible de los recursos naturales dentro de ciertos límites (Phillips, 2003).

Diversos estudios han intentado evaluar la efectividad de las áreas protegidas en la reducción de la pérdida de hábitats, utilizando herramientas de teledetección y análisis espacial. Algunos trabajos han mostrado que, aunque en promedio las áreas protegidas disminuyen la deforestación, su efectividad varía ampliamente entre regiones y categorías de manejo (Andam et al., 2008; Geldmann et al., 2013). En particular, las áreas de categoría VI han sido criticadas por priorizar los beneficios sociales sobre los ecológicos, lo que podría comprometer su función conservacionista si las actividades humanas dentro de ellas no son realmente sostenibles (Terborgh, 2004; Elleason et al., 2021).

Shafer (2020) destaca múltiples beneficios sociales asociados a estas áreas, como el respeto por los derechos de las poblaciones locales y el fortalecimiento del orgullo e identidad comunitaria. Sin embargo, muchos de estos argumentos no abordan directamente la efectividad ecológica de dichas áreas. En el mejor de los casos, su éxito en la conservación dependerá de la calidad de las prácticas sostenibles implementadas (Elleason et al., 2021; Shafer, 2015, 2020).

Debido a su doble propósito (conservación y desarrollo local) las áreas de categoría VI son la segunda categoría más común en el neotrópico, solo detrás de los parques nacionales (Elleason et al., 2021). En Colombia, su predominancia es aún mayor, donde el 92 % del total de áreas protegidas pertenece a esta categoría (UNEP-WCMC & IUCN, 2024). Dentro de ellas, los Distritos Regionales de Manejo Integrado (DRMI) son la figura más extendida en términos de superficie, lo que les otorga un rol clave en las estrategias nacionales de conservación. Sin embargo, existen pocos estudios que evalúen rigurosamente su efectividad ecológica, lo cual limita la capacidad de determinar su verdadero aporte a la conservación de la biodiversidad.

Una herramienta clave para este tipo de evaluaciones es la plataforma MAPBIOMAS, la cual ofrece datos anuales de cobertura terrestre derivados de imágenes satelitales con alta resolución espacial y temporal. Estas capas permiten identificar cambios en la cobertura boscosa y otros tipos de uso del suelo, lo que las convierte en un insumo fundamental para analizar dinámicas ecológicas a lo largo del tiempo en grandes extensiones territoriales.

El objetivo de este artículo fue evaluar la efectividad ecológica de los DRMI en Colombia utilizando los cambios de cobertura boscosa como un proxy de conservación, comparándolos tanto con sus zonas aledañas no protegidas como con su cobertura previa a la declaración. Se plantea la hipótesis de que los DRMI presentan una menor tasa de pérdida de bosque o incluso una recuperación posterior a su establecimiento, en contraste con áreas comparables no protegidas.

Para evaluar esta hipótesis, se realizó un análisis temporal usando datos de MAPBIOMAS, considerando el periodo posterior a la declaración de cada DRMI.

2. Metodología

Colombia cuenta con 121 distritos regionales de manejo integrado declarados hasta el año 2023. Para la obtención de los polígonos de estos, se utilizó la base de datos Protected Planet (UNEP-WCMC & IUCN, 2024) (Figura 1.)



Figura 1. Mapa señalando los DRMI de Colombia (azul.)

Para generar zonas de comparación no protegidas de tamaños comparables se utilizó la siguiente ecuación:

$$\frac{2A}{P}(\sqrt{x} - 1)$$

Donde A representa el área del polígono, P su perímetro y x un factor de expansión (siendo $x = 1.1$ equivalente a un crecimiento del 10 %).

Inicialmente, se genera un buffer para cada área utilizando la ecuación con $x = 2$, es decir, buscando representar una zona con área idéntica (100%) al área original adyacente al DRMI. Para corregir las irregularidades generadas por la variedad de formas de los polígonos de estas áreas protegidas, se hace una segunda iteración de la ecuación $\frac{2A}{B}$ en donde ahora x será el factor de cambio- en donde A es el área del polígono original y B es el área del buffer que representa el área equivalente no protegida adyacente al DRMI, generado en primera instancia. Después de la segunda iteración, los buffers fueron recortados con el polígono original y con otros polígonos de áreas protegidas reconocidas por el SINAP (Figura 2).

La cobertura boscosa se obtuvo a través de la plataforma MAPBIOMAS, obteniendo datos anuales de Colombia desde 1985 hasta 2023 en formato raster (Proyecto MAPBIOMAS, 2024). Se aislaron exclusivamente los valores correspondientes a bosque, se re proyectaron a MAGNA-SIRGAS Origen Nacional CMT12, y posteriormente se hizo el intersección del raster con cada una de las áreas de estudio, tanto protegidas como buffers. Estos datos se vectorizaron para facilitar el cálculo del área total de cobertura boscosa por año dentro de cada unidad espacial.

Para evaluar las dinámicas de cambio, se calculó anualmente el porcentaje de pérdida o ganancia en la cobertura boscosa respecto al año anterior, mediante la fórmula .

Con el fin de evaluar la efectividad de los DRMI frente a las áreas no protegidas, se realizaron dos análisis temporales. En el primero, entendiendo que las actividades de conservación y/o restauración toman tiempo, se escogieron los DRMI establecidos antes de 2014 (N = 63), y se analizaron sus datos junto con sus respectivos buffers desde el 2018 al 2023.

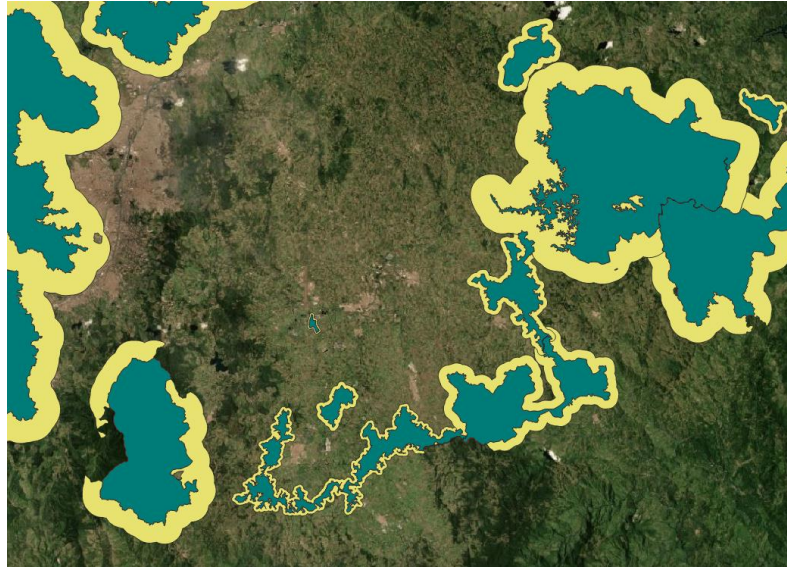


Figura 2. Ejemplo de varios DRMI (azul) de diferentes tamaños con sus respectivos buffers finales (amarillo.)

En el segundo análisis, para poder observar los cambios en la cobertura a partir del establecimiento de estas áreas protegidas, se seleccionaron únicamente los DRMI con al menos 10 años de datos disponibles antes y después de su declaración oficial (N = 60). Para ambos análisis se observó la media y la distribución de los datos para cada año.

Con el objetivo de poder identificar diferentes patrones presentes en las diferentes regiones del país, a cada análisis los sitios fueron clasificados por la región natural que pertenecen (Andina, Caribe, Orinoquía y Pacífico.) No hay DRMI en la Amazonía.

Para identificar si los DRMI tienden a ganar o perder cobertura boscosa tras su declaración, se utilizó un modelo lineal de efectos mixtos. Para cada área se calculó el cambio porcentual acumulado en cobertura boscosa durante los primeros diez años desde su establecimiento, y se estimó la pendiente de esta trayectoria. Los años se tomaron tanto como efectos fijos y aleatorios, y cada sitio se tomó como efecto aleatorio utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{cambio} \sim \text{año} + (0 + \text{año} | \text{sitio})$$

Finalmente, tratando de conocer si otros datos están correlacionados con la pendiente, se obtuvo el coeficiente de correlación para pendiente con porcentaje de área cubierta en el año 0 y pendiente con tamaño de área.

3. Resultados

Los DRMI en los últimos 6 años obtuvieron una ganancia promedio de 0.014% de cobertura boscosa con una desviación estándar (SD) de 1.113% mientras que las áreas aledañas tuvieron un promedio de 0.032% (SD = 1.106%.) Cuando se separa por regiones, los DRMI de la región Andina tuvieron un promedio de -0.025% (SD = 1.230%), la región Caribe obtuvo en promedio 0.159% (SD = 0.876%), la Orinoquía 0.082% (SD = 0.598%) y para la región Pacífico se obtuvo -0.152 (SD = 0.482%.) Las regiones Andina y Pacífico obtuvieron menor promedio que sus respectivos buffers (Figura 3.)

Los resultados del análisis antes vs después se observan en la Figura 4. Tanto de manera general y en todas las regiones excepto la región del pacífico, los promedios de la ganancia de cobertura de las áreas protegidas aumentaron después de su declaración y más que el de sus áreas aledañas. Por otro lado, en el pacífico el promedio tanto antes como después fue menor dentro de las áreas protegidas que en los buffers y disminuyó en los 10 años después de la declaración.

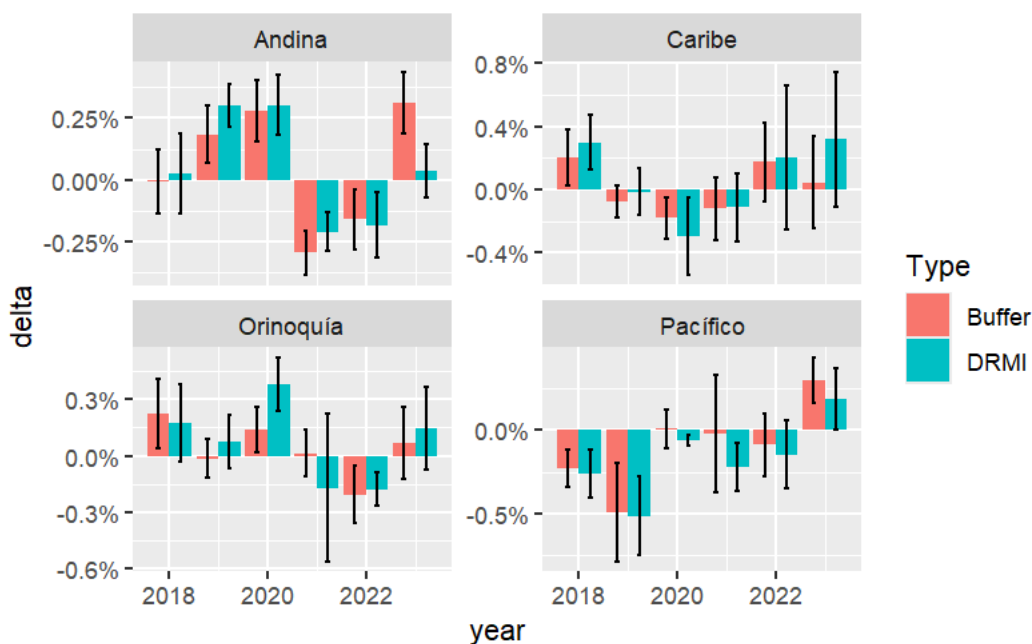


Figura 3. Gráficos de barras con el promedio y error estándar de ganancia cobertura boscosa en los últimos 5 años separados por región natural.

El modelo lineal de efectos mixtos muestra que la pendiente del modelo es de 0.16% de crecimiento en área anual dentro de los primeros 10 años a partir de su creación. En cuanto a pendientes individuales, 16 datos se acumulan entre -0.1% y 0.1% de crecimiento anual, 26 datos mayores a 0.1% y 21 menores a -0.1%. Los coeficientes de correlación de pendiente contra área, y pendiente contra porcentaje cubierto en el año cero dieron -0.2 y 0.022 respectivamente.

En una muestra de 20 áreas protegidas, 13 de ellas se mantienen estables en el tiempo. A excepción de dos casos, todas las áreas protegidas tienen un comportamiento similar comparadas con su área aledaña no protegida (Buffer) (Figura 5)

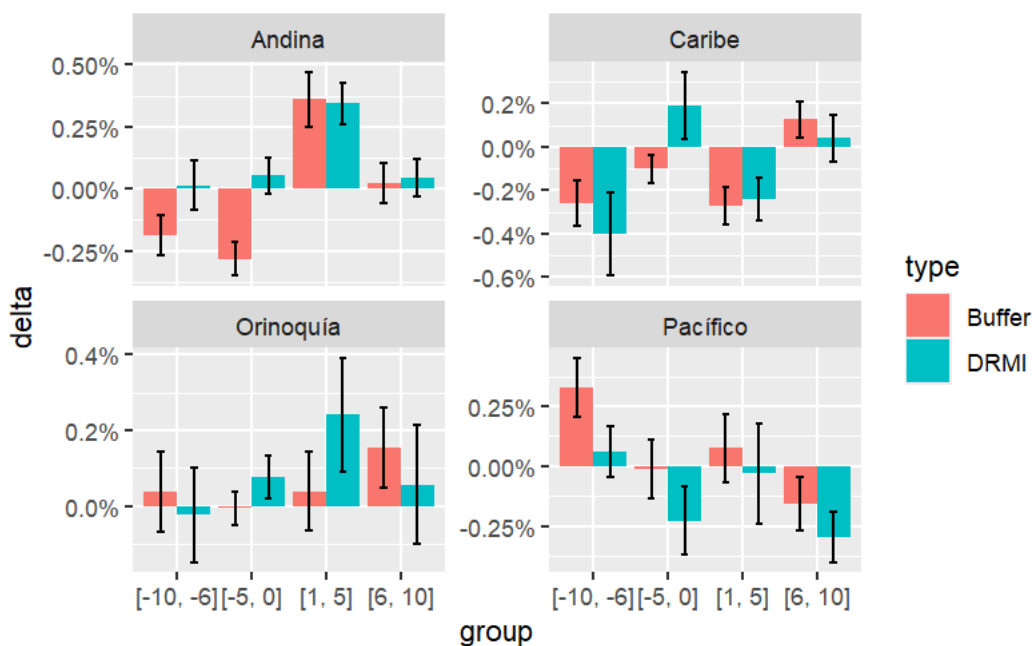


Figura 4. Gráfico de barras con los cambios de la cobertura boscosa de los DRMI y áreas aledañas (Buffer) ajustado al año de declaratoria del área.

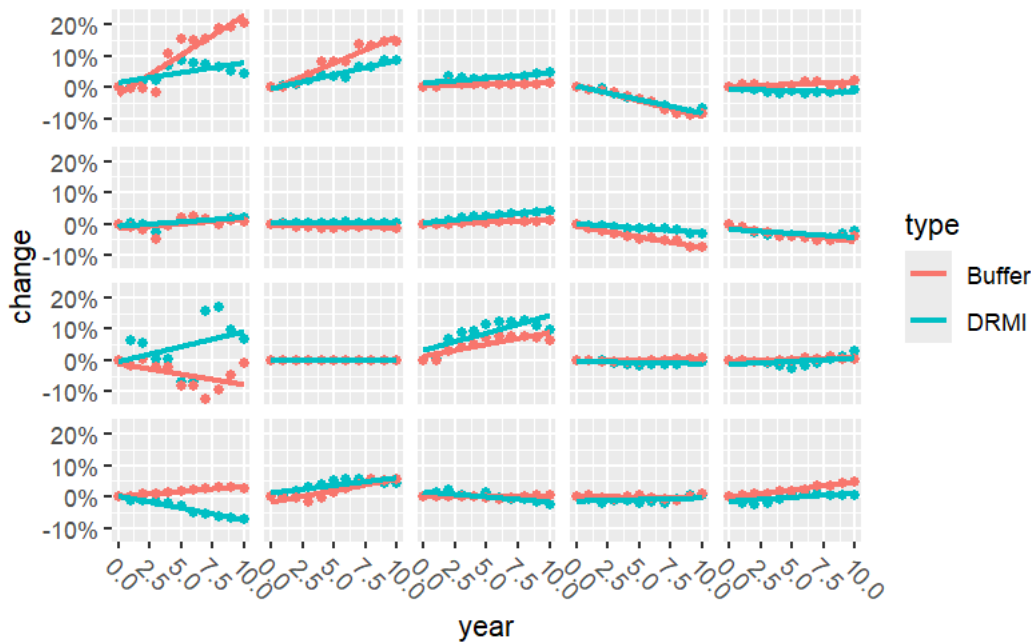


Figura 5. Porcentaje de ganancia acumulada desde el año de declaración del área de una muestra de 20 DRMI.

4. Discusión

Los resultados muestran que, tanto en el análisis de los seis años más recientes como en el análisis ajustado por año de declaratoria, las desviaciones estándar del cambio de cobertura boscosa fueron notablemente mayores que sus respectivas medias en todas las comparaciones realizadas. Este patrón indica que, aunque algunas áreas presentan aumentos o disminuciones en la cobertura, estas variaciones tienden a oscilar alrededor de valores cercanos a cero. En otras palabras, no hay una diferencia significativa ni sistemática en las tasas anuales de cambio de cobertura boscosa entre los DRMI y sus áreas circundantes no protegidas. Esto sugiere que la declaratoria como área protegida, por sí sola, no está asociada a una mejora clara en términos de conservación de cobertura forestal.

Una posible explicación para los valores promedio negativos observados en los DRMI del Pacífico es su ubicación en zonas cercanas a desembocaduras fluviales con alta pluviosidad, una de las más intensas del planeta (Poveda et al., 2006). En estos sitios ocurren crecientes de gran magnitud, especialmente durante eventos de La Niña, que pueden arrasar con la vegetación ribereña y generar pérdida de cobertura boscosa (IDEAM, 2013). Dado que el monitoreo satelital no siempre distingue entre pérdida natural y deforestación antrópica, es posible que estas dinámicas fluviales estén siendo interpretadas como señales de degradación (Armenteras et al., 2017), sin que ello implique una ineficacia en la protección, sino más bien una expresión de la variabilidad natural de estos ecosistemas húmedos y dinámicos.

Estos hallazgos se alinean con estudios previos que han mostrado que muchas áreas protegidas, especialmente en países tropicales, no logran reducir significativamente la deforestación en comparación con zonas no protegidas, particularmente cuando estas últimas están condicionadas por factores geográficos o legales que también limitan la transformación del paisaje (Joppa & Pfaff, 2009; Andam et al., 2008; Palomo, 2025). En este caso, la presencia de bosques riparios protegidos por la legislación colombiana (Decreto 1449 de 1977) o de terrenos de difícil acceso por pendiente o barreras naturales puede hacer que las zonas de comparación compartan condiciones de conservación similares a las de áreas protegidas con zonas de uso del suelo como lo son los DRMI.

Además, la falta de diferencias en la tasa de cambio antes y después de la declaratoria puede deberse a dos factores opuestos pero plausibles. Por un lado, los procesos institucionales para implementar un plan de manejo en los DRMI pueden tardar varios años, durante los cuales no hay control efectivo sobre las actividades que afectan la cobertura boscosa (Rodríguez Osuna et al., 2014). Por otro lado, algunas comunidades pueden tener un historial de conservación previo a la declaratoria, promoviendo la protección del territorio aún antes de su reconocimiento oficial (Berkes, 2009). Esta dualidad complica la evaluación del impacto real de la declaratoria.

A pesar de que muchos DRMI implementan procesos de restauración ecológica, el análisis de cobertura boscosa por sí solo no permite captar adecuadamente su efectividad. Las imágenes satelitales detectan únicamente la presencia de dosel, sin reflejar la composición, estructura o funcionalidad del ecosistema restaurado (Chazdon et al., 2016). Esto limita la capacidad de evaluar la calidad de los procesos de restauración forestal, los cuales pueden requerir décadas para manifestarse en métricas visibles desde sensores remotos.

Por otro lado, resulta paradójico que los DRMI, creados bajo un enfoque de conservación participativa y desarrollo sostenible, permitan actividades como la ganadería extensiva o la agricultura en mosaico. Si bien este enfoque pretende balancear la conservación con las necesidades humanas, puede socavar los objetivos ecológicos si no se regulan adecuadamente los usos del suelo (Geldmann et al., 2019; Giam, 2017). La presión por alcanzar las metas de biodiversidad global —como el objetivo 11 de Aichi— ha llevado a inflar cifras de cobertura protegida sin garantizar su calidad ecológica (Jones et al., 2018; Palomo, 2024), situación que se refleja en los resultados de este estudio.

Los resultados sugieren que los DRMI, tal como están concebidos y gestionados actualmente, podrían no estar cumpliendo su propósito central de conservar la cobertura boscosa de manera efectiva. Esto pone en cuestión no solo su diseño, sino también su implementación, seguimiento y articulación con los contextos locales. A nivel nacional, estas deficiencias tienen implicaciones para la planificación territorial y el cumplimiento de compromisos internacionales en materia de biodiversidad. A nivel global, refuerzan el llamado a revisar el concepto de área protegida más allá de su delimitación espacial, incorporando indicadores de gobernanza, presión antrópica, restauración efectiva y conectividad ecológica (Watson et al., 2014).

En este contexto, evaluar únicamente el cambio de cobertura resulta insuficiente para determinar el éxito de una estrategia de conservación. Es fundamental incorporar otras métricas como la fragmentación, la conectividad ecológica, la integridad ecosistémica o la resiliencia frente al cambio climático, así como dimensiones sociales como la participación comunitaria y la justicia ambiental (Mascia et al., 2014; Crouzat et al., 2022).

Este estudio se centra exclusivamente en la variación de cobertura boscosa, una métrica accesible pero limitada para evaluar la efectividad de conservación. No se consideraron otros aspectos clave como la calidad del hábitat, la biodiversidad funcional, la presión antrópica directa (vías, actividades ilegales), ni el nivel de implementación de los planes de manejo. Asimismo, la selección de áreas aledañas para la comparación, aunque necesaria, puede introducir sesgos si no se controla adecuadamente por características biofísicas o normativas. Por otro lado, el uso de datos anuales de cobertura forestal puede no capturar procesos de cambio rápido o recuperación estacional, y no permite evaluar dinámicas ecológicas de mayor escala temporal. Finalmente, la falta de datos sobre gobernanza y participación limita el análisis de factores sociales que podrían explicar los resultados observados.

En conclusión, este estudio demuestra que los DRMI no presentan diferencias significativas en la tasa de cambio de cobertura boscosa en comparación con áreas no protegidas cercanas, ni antes ni después de su declaratoria. Esto sugiere una limitada efectividad de estas figuras de protección en términos de conservación de bosques, al menos bajo el enfoque y las herramientas actuales. Para una evaluación más integral de su efectividad, se recomienda incorporar indicadores complementarios como fragmentación, calidad del bosque restaurado, gobernanza y conectividad. Asimismo, es crucial revisar el marco normativo y operativo de los DRMI, para asegurar que su implementación realmente contribuya a la conservación de la biodiversidad en un contexto de crisis ambiental global.

5. Referencias

Andam, K. S., Ferraro, P. J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Robalino, J. A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(42), 16089–16094. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>

Armenteras, D., Rodríguez, N., & Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 17(2), 877–888. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1080-1>

Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., ... Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>

Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1692–1702. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.001>

Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Zambrano, A. M. A., Aide, T. M., ... Poorter, L. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5), e1501639. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>

Crouzat, E., Arpin, I., Brunet, L., Colloff, M. J., Turkelboom, F., & Lavorel, S. (2022). Can nature-based solutions be evaluated with indicators? *Ecological Indicators*, 134, 108518. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108518>

Decreto 1449 de 1977. Por el cual se reglamentan parcialmente las aguas y los bosques protectores. Ministerio de Agricultura, Colombia.

Elleason, M., Guan, Z., Deng, Y., Jiang, A., Eben, G., & Christos, M. (2021). Strictly protected areas are not necessarily more effective than areas in which multiple human uses are permitted. *Ambio*, 50, 1058–1073. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01378-w>

- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N. D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>
- Geldmann, J., Manica, A., Burgess, N. D., Coad, L., & Balmford, A. (2019). A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(46), 23209–23215. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>
- Giam, X. (2017). Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 5775–5777. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706264114>
- Hoffmann, S. (2021). Challenges and opportunities of area-based conservation in reaching biodiversity and sustainability goals. *Biodiversity and Conservation*, 31(6), 1397–1417. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02241-6>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., ... Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Jones, K. R., Venter, O., Fuller, R. A., Allan, J. R., Maxwell, S. L., Negret, P. J., & Watson, J. E. M. (2018). One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science*, 360(6390), 788–791. <https://doi.org/10.1126/science.aap9565>
- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2009). High and far: Biases in the location of protected areas. *PLoS ONE*, 4(12), e8273. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008273>
- Mascia, M. B., Pailler, S., Krithivasan, R., Roshchanka, V., Burns, D., Mlotha, M. J., ... Burgess, N. D. (2014). Commonalities and complementarities among approaches to conservation monitoring and evaluation. *Biological Conservation*, 169, 258–267. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.017>
- Montesino Pouzols, F., Toivonen, T., Di Minin, E., Kukkala, A. S., Kullberg, P., Kuusterä, J., ... Moilanen, A. (2014). Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. *Nature*, 516(7531), 383–386. <https://doi.org/10.1038/nature14032>
- Naidoo, R., Gerkey, D., Hole, D., Pfaff, A., Ellis, A. M., Golden, C. D., ... Fisher, B. (2019). Evaluating the impacts of protected areas on human well-being across the developing world. *Science Advances*, 5(4), eaav3006. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3006>
- Palomo, I. (2024). Business as usual will largely miss 2030 global conservation targets. *Environmental Science & Policy*, 150, 137–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.11.019>
- Poveda, G., Jaramillo, L., & Vallejo, L. F. (2006). Seasonal precipitation patterns along pathways of South American low-level jets and aerial rivers. *Water Resources Research*, 42(11). <https://doi.org/10.1029/2006WR005739>
- Proyecto MapBiomias Colombia. (2025). Colección 2 de los mapas anuales de cobertura y uso del suelo. Recuperado el 17 de mayo de 2025 de <https://colombia.mapbiomas.org>
- Rodríguez Osuna, V., Wertz-Kanounnikoff, S., Verchot, L., Atmadja, S., & Lesnick, K. (2014). Implementation gaps limit the potential of protected areas to safeguard tropical biodiversity under climate change. *Environmental Research Letters*, 9(9), 094017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/094017>
- Shafer, C. L. (2015). Cautionary thoughts on IUCN protected area management categories V–VI. *Global Ecology and Conservation*, 3, 331–348. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.01.007>
- Shafer, C. L. (2020). Arguments for and against IUCN protected area management category VI with a review of state versus community governance. *Journal for Nature Conservation*, 54, 125814. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125814>
- Terborgh, J. (2004). Reflections of a scientist on the world parks congress. *Conservation Biology*, 18(3), 619–620. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.01833.x>
- UNEP-WCMC & IUCN. (2024). Protected Planet Report 2024. UNEP-WCMC and IUCN: Cambridge, United Kingdom; Gland, Switzerland. <https://www.protectedplanet.net/en/resources/protected-planet-report-2024>