

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.2022.52283>

## Aplicación del Método *Hectárea de Hábitat* en compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica

Fabián Bonilla<sup>1</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-5095-2750>

Federico Oviedo-Brenes<sup>3</sup>

Davinia Beneyto-Garrigos<sup>2,3</sup>;  <https://orcid.org/0000-0003-0609-9905>

J. Edgardo Arévalo<sup>2,4</sup>;  <https://orcid.org/0000-0003-4160-8373>

Lilliam Morales-Gutiérrez<sup>3</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-6599-9076>

Juan Serrano-Sandi<sup>3</sup>;  <https://orcid.org/0000-0003-1780-3064>

Mahmood Sasa<sup>1,2\*</sup>;  <https://orcid.org/0000-0003-0118-5142>

1. Instituto Clodomiro Picado, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; fbonillamurillo@gmail.com
2. Escuela de Biología y Centro de Investigaciones en Biodiversidad y Ecología Tropical, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica; msasamarin@gmail.com (Correspondencia\*)
3. Estación Biológica Palo Verde, Organización para Estudios Tropicales, Guanacaste, Costa Rica; gatisgordis@gmail.com; gas250cc@hotmail.com; gmoralslill@gmail.com; juan.serrano@tropicalstudies.org
4. The School for Field Studies, Atenas, Costa Rica; earevalobio@gmail.com

Recibido 26-III-2022. Corregido 03-V-2022. Aceptado 19-VIII-2022.

### ABSTRACT

#### Application of the Habitat-Hectare Method in environmental compensation: The case of the Río Piedras Reservoir, Costa Rica

**Introduction:** Environmental compensation is the final alternative to face the impacts of development projects that cannot be avoided, reduced, or mitigated. The offset of affected habitats or environmental elements usually substitutes ecologically equivalent resources. The Habitat-Hectare Method was initially designed to assess the ecological equivalence of native vegetation, and employs indicator scores relative to a reference habitat. The sum of these scores measures the structural condition of the environment against the reference, quantifying the number of hectares needed to compensate for the loss of similar habitat. Although it is not exempt from limitations, the values can be estimated from field data collected without ambiguity, in a reproducible way, with less bias than more qualitative methods. In this paper, we use a modification of the Habitat-Hectare Method to determine the equivalent area needed to compensate for habitat loss in a protected wilderness in Costa Rica.

**Methods:** We worked in the Lomas de Barbudal Biological Reserve, north Pacific of Costa Rica, a protected wilderness where nearly 113 hectares will be flooded for the Río Piedras Reservoir. In a property previously identified as a potential compensation site, we assessed indicators for landscape, soil, vegetation structure, and ecosystem services; the scores were assigned in relation to the environment found at the flood site.

**Results:** The environmental condition score at the compensation site was 44.7% ( $\pm 15.9\%$ ) of the impact site. Consequently, considering the uncertainty in our measurements, compensating for the loss of each hectare would require between 2.23 and 3.49 hectares of a similar environment.

**Conclusion:** Between 2.23 and 3.49 hectares of are needed to compensate for the loss of habitat in the Río Piedras Reservoir.

**Key words:** environmental mitigation, environmental impact, ecological equivalence, habitat/hectare, environmental compensation.



### 1.1 Aplicación de Hectárea de Hábitat en compensación ambiental

La compensación ambiental es un mecanismo técnico-administrativo empleado para resarcir las pérdidas en biodiversidad, hábitat, recursos naturales o culturales que derivan de proyectos de desarrollo y producción (Cowell, 1997; Carrasco et al., 2013). La compensación obedece a una última medida, a la que se recurre solamente cuando no es posible evitar o mitigar impactos negativos que causan daños a nivel ambiental (Cuperus et al., 2001; Díaz-Reyes, 2014; Quetier & Lavorel, 2011).

El principio fundamental en el que se basa la compensación ambiental es que el resarcimiento no puede ser menor al costo del impacto (McKenney & Kiesecker, 2010). De hecho, es deseable que implique una ganancia a nivel ambiental y que resulte en un entorno de mejor “calidad” que el anterior al impacto. Aunque el concepto de “calidad” del ambiente puede variar (LaPaix et al., 2009), generalmente hay consenso de que involucra propiedades ambientalmente favorables como son: mayor biodiversidad, inclusión de hábitats de interés, presencia o selección de hábitat por especies de interés, disponibilidad y acceso sostenible a recursos naturales y ausencia o disminución de agentes nocivos (Rapport et al., 1998, Falcucci et al., 2009; Muñoz-Barcia et al., 2019).

Las acciones compensatorias pueden realizarse bajo diferentes enfoques: económico, sociocultural, o ecológico (García-López, 2018; Díaz-Reyes, 2014). Bajo la orientación ecológica, se intenta subsanar las pérdidas de componentes ambientales a partir de la sustitución directa con componentes semejantes (Silva, 2017; Ten Kate et al., 2004), recurriendo a evaluaciones de la equivalencia ecológica y proporcionalidad entre los impactos y los elementos o sitios empleados como compensación (Robertson, 2004; Norton, 2008; Wissel & Wätzold, 2010). Esta equivalencia ecológica se refiere a la correspondencia en atributos de ecosistemas naturales o asociaciones vegetales (Hubbell, 2006; Strange et al., 2002), sus comunidades bióticas, elementos abióticos y

procesos ecológicos (Ten Kate et al., 2004). Así, si el impacto afecta a una comunidad ecológica determinada, la compensación deberá al menos contemplar una comunidad similar, involucrando también el papel ecológico e interacciones de sus especies al momento del impacto. Siguiendo este principio, un hábitat impactado severamente sería reemplazado por un ambiente con características biofísicas similares, lo que generalmente favorecerá sitios en proximidad geográfica (Calle et al., 2014).

Existen varios métodos para la evaluación de equivalencia ecológica con aplicaciones a la compensación ambiental (Dunford et al., 2004; Villarroya-Ballarín, 2012); sin embargo, aquellos que involucran métodos estandarizados de puntuación son quizás los más ampliamente utilizados (Gibbons & Freudemberger, 2006; Gibbons & Lindenmayer, 2007; Quetier & Lavorel, 2011). Estos métodos tienen la ventaja de permitir la racionalización del proceso de evaluación y ofrecen valoraciones más predecibles y repetibles. Los procedimientos de puntuación requieren definir detalladamente los *componentes* de la biodiversidad y del ecosistema que se desean compensar, al tiempo que se desarrollan indicadores y sistemas de calificación de los mismos. Los indicadores suelen ser validados por las autoridades ambientales antes de ser generalizados (Department of Sustainability and Environment, 2004). De igual manera, se requiere identificar un mecanismo apropiado para el cálculo de pérdidas y ganancias que permita, de manera cuantitativa, establecer la equivalencia (Quetier & Lavorel, 2011).

Uno de los métodos que emplean puntajes de indicadores predefinidos es “*el método Hectárea de Hábitat*” desarrollado originalmente en Australia para evaluar equivalencia ecológica de atributos de vegetación nativa (Parkes et al., 2003). Se trata de un procedimiento basado en características estructurales más que en la composición de especies, por lo que es relativamente fácil de implementar por equipos de agencias ambientales (Gibbons & Lindenmayer, 2007). El método original recurre a diez indicadores que describen la

condición del lugar y su contexto a nivel de paisaje (DSE, 2004), aunque otros indicadores podrían también ser incorporados en la evaluación. El método de *Hectárea de Hábitat* utiliza información de referencia contra la que puede contrastarse la información proveniente de los sitios que potencialmente podrían servir de compensación.

La información de referencia es específica para cada tipo de vegetación en cada región biogeográfica y generalmente se emplean datos generados en estudios sobre unidades de vegetación con un alto nivel de detalle (Parkes et al., 2003). Los indicadores de los sitios focales también se pueden evaluar contra “referencias teóricas”, tales como tablas de presencia/ausencia de especies, estructura de hábitat (por ejemplo, el tipo de hábitat definido por listas de especies) o valores cuantitativos para variables medibles. Los indicadores son ponderados y combinados en una puntuación final de “calidad de vegetación”, que refleja la condición del hábitat en ese sitio. Específicamente, “calidad de la vegetación” es definida como el grado en el que la vegetación de un sitio difiere de la de “referencia”, usualmente un sitio distinto que presenta un ambiente no perturbado pero que comparte el mismo tipo de asociación vegetal (Parkes et al., 2003).

En su aplicación para la gestión ambiental, el método *Hectárea de Hábitat* requiere que el sitio de referencia corresponda al territorio que sería impactado por el proyecto y cuya información es contrastada con la del sitio que potencialmente podría servir de compensación (McCarthy et al., 2004). La suposición es que ambos sitios poseen el mismo tipo de ambiente (asociación vegetal, factores abióticos, historia, etc). El puntaje final obtenido para el sitio de compensación expresa la condición de su hábitat en relación al del sitio de impacto. El área del sitio de compensación necesaria para indemnizar las pérdidas de la zona impactada se obtiene al dividir el área afectada del sitio de referencia entre la puntuación final de calidad del hábitat del sitio potencial de compensación (Parkes et al., 2003). Este resultado forma la

unidad en que las pérdidas y las ganancias tratan de equipararse.

Como una manera de ilustrar los alcances del método *Hectárea de Hábitat* y su aplicación en la compensación ambiental en Costa Rica, empleamos esa metodología para estimar el área dentro de una propiedad privada que sería necesaria para compensar las pérdidas potenciales de hábitat en 113 ha, que serían impactadas dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) de realizarse el Embalse Río Piedras, Proyecto PAACUME, en el noroeste de Costa Rica. Nuestro objetivo fue evaluar el empleo de esta metodología a nivel de estructura de hábitat y determinar la equivalencia de compensación y su aplicabilidad.

## 1.2 Antecedentes Proyecto Embalse Río Piedras, Costa Rica

El Embalse Río Piedras es parte del *Proyecto Abastecimiento de Agua para la Cuenca Media del Río Tempisque y Comunidades Costeras* (PAACUME), una iniciativa del gobierno de Costa Rica que busca proveer agua para el desarrollo agrícola en la margen derecha del Río Tempisque y para los desarrollos costeros en la Península de Nicoya (Barquero-Pizarro, 2019; Zeledón, 2016; <http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>). El embalse, proyectado en unas 850 hectáreas de superficie (Cajiao, 2019; <http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>), pretende almacenar el excedente de agua que proviene del canal oeste del Distrito de Irrigación Arenal Tempisque y ponerla a disposición de nuevas zonas de irrigación (Fig. 1). Este proyecto, incluido el embalse, fue declarado como de Interés Público y de Conveniencia Nacional por el Gobierno de Costa Rica (Decreto 34678, 2008).

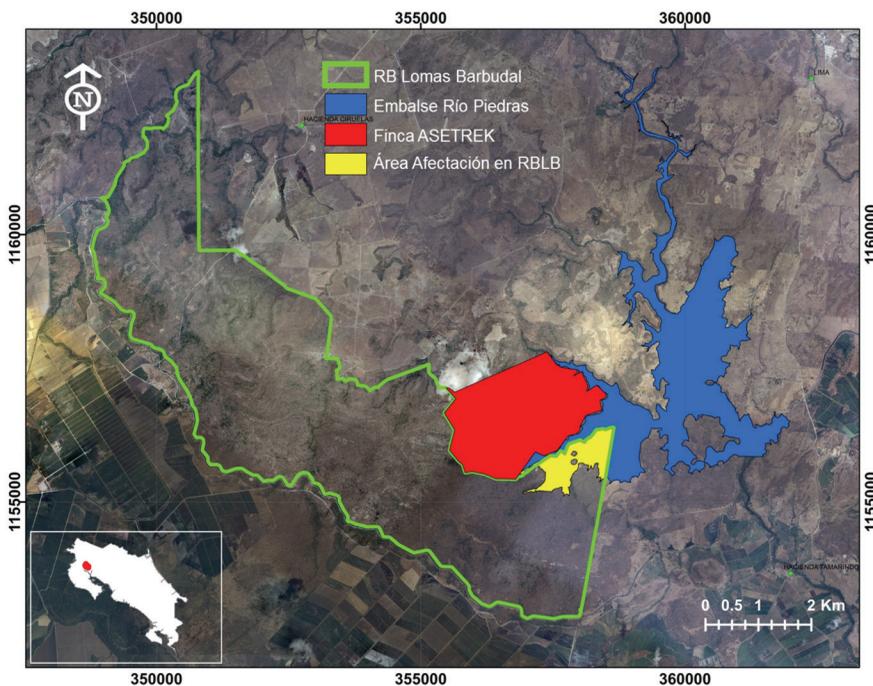
Por su posición geográfica y el relieve de la zona, el embalse afectaría directamente un sitio dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB), un área silvestre protegida creada en 1986 con el fin de resguardar los ambientes del bosque seco tropical y su diversidad biológica (Vaughan et al., 1994,

Ross-Lemus & Capelli, 2014). El área en conflicto ha sido estimada en casi 113 ha bajo la cota de 50 m de elevación (Cajiao, 2019), que quedarían inundadas una vez construido el embalse (Fig. 1). Dada la magnitud del impacto, que sustituiría el actual ambiente terrestre por uno acuático, la legislación del país obliga a contemplar medidas de compensación que permitan resarcir las pérdidas como consecuencia del proyecto. La situación es más sensible por tratarse un área silvestre estatal bajo un régimen de protección restrictivo que protege el ecosistema amenazado de bosque seco, como es el de Reserva Biológica (Cajiao, 2019).

Con el fin de determinar las características biológicas y geofísicas de los ambientes que serían sustituidos por el embalse, el Servicio de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento (SENARA) del Ministerio de Agricultura, responsable del proyecto PAACUME, solicitó

establecer el estudio de línea base sobre el sitio de afectación directa dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (<http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>). En los términos de referencia para el estudio solicitado se especifica además la necesidad de evaluar estos componentes en una finca privada adyacente, en ese momento propiedad de ASETREK Tres Azul S.A., valorando además su potencial para compensar las pérdidas en Lomas de Barbudal (<http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>).

Los objetivos de este estudio fueron: (1) determinar los recursos y atributos de estructura de hábitat que serían impactados directamente en el área de inundación dentro de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal; (2) establecer si la finca bajo estudio cumple con las condiciones para compensar el área a inundar de la RBLB y que sea ecológicamente equivalente; y



**Fig. 1.** Ubicación de sitios de estudio. Se indica en azul la proyección del Embalse Río Piedras bajo la cota de 50 m elevación, el perímetro en verde para la Reserva Biológica Lomas de Barbudal, el detalle del sitio de potencial de afectación del embalse dentro de la reserva en color amarillo y zona potencial de compensación en rojo.

**Fig. 1.** Location of study sites indicating: the Río Piedras Reservoir below 50 m elevations (blue line), the boundary of Lomas de Barbudal Biological Reserve (green line), the potential site of affectation within that reserve (yellow area), and the potential compensation site (red area).

(3) establecer el área de equivalencia necesaria para realizar dicha compensación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Sitios de estudio y periodo de muestreos

La Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) se extiende por 2,645 ha en el cantón de Bagaces, Provincia de Guanacaste, entre las coordenadas 10°30'8.59"N/85°22'1.83"O y 10°25'56.05"N/85°17'39.51"O. La zona potencial para inundar dentro de la RBLB se ubica en el sector sureste, entre las coordenadas 85°18'54.72"N/10°26'0.99"O y 85°15'5.77"N/10°30'54.79"O y tiene una superficie estimada en 113 ha (Cajiao, 2019). La Finca privada se ubica en la misma región, adyacente al límite sureste de la RBLB (Fig. 1). Ambas propiedades se localizan en la zona de vida de Bosque Tropical Seco (Holdridge, 1967). La caracterización de los ambientes en los sitios de interés se basó en un análisis de la información obtenida a partir de un intenso programa de muestreo de fauna, flora, estructura de hábitat, servicios ecosistémicos y atributos físicos durante un periodo ininterrumpido de 10 meses, que inició a finales de enero 2016 y concluyó en enero del 2017. Durante ese periodo se incluyeron muestreos tanto en época seca como en la temporada lluviosa, debido a los cambios que experimentan los ecosistemas y especies en ambas estaciones. Tres tipos de coberturas son distinguibles en ambas propiedades (<http://www.sirefor.go.cr/?p=1170>). Según la nomenclatura del Sistema de Información de Recursos Forestales de Costa Rica (SIREFOR), estas coberturas son: a) bosque maduro, b) bosque deceduo secundario, c) sucesión temprana de bosque deceduo. Nuestras observaciones de campo, así como la caracterización de la composición de especies florísticas en esas coberturas (datos no presentados) nos permiten concluir que estas coberturas en realidad comparten gran número de especies y corresponden a distintos estadios sucesionales (Solano, Aguilar & Lizano, 2018). El bosque denominado maduro corresponde en realidad

a remanentes de bosque siempreverde ripario, relegado al pequeño sistema de quebradas presente en ambas propiedades. Los permisos correspondientes a la investigación se incluyeron en la resolución 005-2016-INV-ACAT.

### 2.2 Implementación de Hectárea de Hábitat

Una de las ventajas intrínsecas del método *Hectárea de Hábitat* es que puede ser ajustado a distintos entornos y realidades, sin perder su esencia como procedimiento para estimar el área de compensación (Parkes et al., 2013). Así, fue posible modificar algunos de los atributos del método original o sus pesos para incluir nuevos componentes de interés (Apéndice I). Brevemente, cuatro componentes ambientales fueron examinados: (1) atributos geofísicos; (2) calidad de paisaje; (3) condición de sitio; y (4) servicios ecosistémicos. Cada componente incluye una serie de indicadores cuantitativos (Tabla 1). Para caracterizar la condición del ambiente en el sitio potencial de compensación, a cada indicador le asignamos un puntaje con relación al ambiente de referencia (sitio de inundación). Estos puntajes se establecieron *a priori* y siguen los criterios indicados en las tablas incluidas en el Apéndice I (Tablas A1 a A16). El puntaje final se computa como la sumatoria de los valores individuales de cada indicador asignados al sitio potencial de compensación. Esta sumatoria corresponde a la "condición de ambiente" del sitio potencial de compensación en relación al sitio de referencia, por lo que un puntaje alto indica mayor similitud con la calidad ambiental encontrada en este último. El área necesaria para resarcir la cantidad de hectáreas del ambiente impactado es inversamente proporcional al puntaje final del sitio de compensación (Apéndice I).

### 2.3 Atributos geomorfológicos

Identificamos los atributos geomorfológicos más relevantes en ambos sitios de estudio (Denyer & Alvarado, 2007) y recolectamos muestras de suelo en seis puntos en ellos. El análisis granulométrico (método de Bouyoucos,



Núñez-Solís, 2000) y químico de esas muestras se realizó en el Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica.

El puntaje final para el componente atributos geofísicos correspondió a la sumatoria de los valores de los indicadores: atributo geomorfológico y composición de suelo. La ponderación de este componente en el puntaje final fue de 5% (Tabla 1).

## 2.4 Contexto de paisaje

A partir del muestreo de campo y la capa de coberturas del inventario nacional forestal del SIREFOR (<http://www.sirefor.go.cr/?p=1170>), se identificaron las coberturas de vegetación de los sitios de estudio (Fig. 1). La morfología y áreas de cada tipo de fragmento de cobertura

se estimaron a partir de Esri<sup>®</sup> de ArcGis 10.4. El puntaje final para el componente calidad de paisaje correspondió a la sumatoria de los valores de los indicadores: Tipo de cobertura, área de cobertura y conectividad. La ponderación de este componente en el puntaje final fue de 25% (Tabla 1).

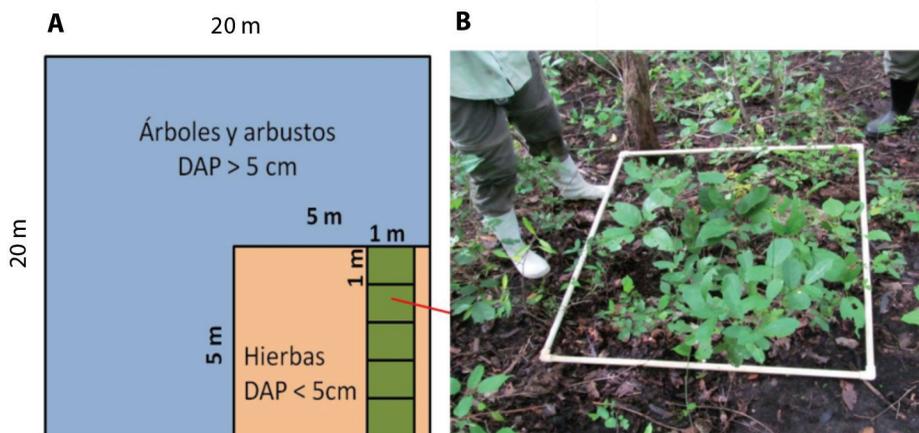
## 2.5 Condición de sitio basado en estructura de vegetación

Para la caracterización de hábitats seguimos un muestreo aleatorio estratificado con afijación proporcional (Quintana, 1996); utilizamos parcelas de vegetación de 400 m<sup>2</sup> (Fig. 2) en cada tipo de cobertura de bosque de cada sitio. Todas las plantas con diámetro a 1.30 m de altura (DAP) > 5 cm fueron identificadas,

TABLE 1  
Componentes y ponderación para el puntaje de calidad de hábitat en el sitio de compensación.  
Modificado de Parkes et al. (2003) según Apéndice I

TABLE 1  
Components and weights for the habitat quality score in the compensation site.  
Modified from Parkes et al. (2003) according to Appendix I

Componente (Puntaje)	Indicador	Puntaje máximo indicador <sup>1</sup>	# Tabla con puntajes de referencia <sup>1</sup>	Valor del sitio de compensación	
Atributos geofísicos (5pts)	Atributos geomorfológicos	2.0	Tabla A1	2.0 ± 0.0	
	Composición de suelos	3.0	Tabla A2	2.0 ± 0.0	
Contexto de paisaje* (25pts)	Tipo de cobertura	12.0	Tabla A3	4.0 ± 0.0	
	Tamaño de fragmento	8.0	Tabla A4	2.3 ± 1.4	
	Conectividad	5.0	Tabla A5	2.4 ± 0.9	
Condición de sitio (60pts)	Árboles dominantes	15.0	Tabla A6	6.7 ± 3.5	
	Cobertura de dosel	5.0	Tabla A7	2.7 ± 1.3	
	Formas de vida en sotobosque	10.0	Tabla A8	3.0 ± 1.5	
	Biomasa en pie	10.0	Tabla A9	4.0 ± 2.0	
	Cobertura de hierbas	5.0	Tabla A10	2.3 ± 0.8	
	Reclutamiento	10.0	Tabla A11	3.0 ± 1.7	
	Cantidad de hojarasca	3.0	Tabla A12	2.3 ± 1.2	
	Cobertura de troncos	2.0	Tabla A13	1.0 ± 0.5	
	Servicios ecosistémicos (10pts)	Producción de agua	3.0	Tabla A14	3.0 ± 0.0
		Descomposición de materia orgánica	2.0	Tabla A15	2.0 ± 0.0
Fijación potencial de CO <sub>2</sub>		5.0	Tabla A16	2.0 ± 1.1	
Total: 100 pts		100 pts		44.7 ± 15.9	



**Fig. 2.** Parcela de vegetación. A) Diseño anidado para el muestreo de plantas leñosas y herbáceas. B) Detalle de cuadrícula de 1 m<sup>2</sup> para el muestreo de plántulas y cobertura herbácea.

**Fig. 2.** Vegetation plot. A) Nested design for sampling woody and herbaceous plants. B) Detail of a 1 m<sup>2</sup> grid for sampling seedlings and herbaceous cover.

sus diámetros y alturas registradas. Una subparcela de 5 m X 5 m fue establecida en la porción sureste de cada parcela. En esta subparcela se identificaron todas las plantas herbáceas con DAP < 5 cm. Finalmente, se estimó la cobertura de gramíneas y plántulas en cinco cuadrículas de 1 m<sup>2</sup> colocadas en esa misma subparcela (Fig. 2).

A partir de los datos de las parcelas, cuantificamos los siguientes indicadores de condición de sitio para cada cobertura: (1) densidad de árboles dominantes (DAP > 40 cm); (2) cobertura de dosel (media del % cobertura a partir de 20 estimaciones/parcela, empleando densiómetro cóncavo); (3) número de formas de vida de sotobosque (hábitos de plantas encontradas/parcela, excluyendo árboles dominantes); (4) biomasa en pie excluyendo árboles dominantes (siguiendo a Rojas-Chaves et al. (2015), estimamos primero el área basal combinada y el volumen forestal por hectárea y empleamos una densidad media para especies dominantes en bosque seco de 0.59 g/cm<sup>3</sup>); (5) cobertura de hierbas (cuantificando el porcentaje de cobertura de gramíneas y no gramíneas en cada parcelade vegetación); (6) potencial de reclutamiento (proporción de especies leñosas presentes con evidencia de estadios tempranos de germinación); (7) cantidad de hojarasca en

mantillo (a partir de 20 estimaciones puntuales de biomasa/parcela); (8) número y volumen de troncos caídos (diámetros > 10 cm). El puntaje final para el componente condición de sitio correspondió a la sumatoria de los valores de los ocho indicadores anteriores. La ponderación de este componente en el puntaje final fue de 60% (Tabla 1).

## 2.6 Servicios ecosistémicos

En este estudio se evaluaron tres servicios ecosistémicos, que fueron definidos como indicadores de la calidad de los sistemas a comparar (ver Apéndice I para criterios de inclusión). Los servicios fueron: (1) producción de agua; (2) descomposición de materia orgánica; y (3) Fijación de CO<sub>2</sub> (Apéndice I). La ponderación de este componente en el puntaje final es de 10% (Tabla 1).

### 2.6.1 Fuentes de agua

Se buscaron fuentes de agua superficiales en los sitios de estudio tratando de determinar áreas de humedad durante la época seca y acumulos de agua en la época de transición a la temporada lluviosa. Se midió el caudal de agua en las secciones y quebradas en cada sitio de estudio. Este indicador recibe un valor máximo

de 3 puntos en el contexto de calidad de hábitat (Tabla 1). El puntaje para este indicador se asigna a partir del número y caudal de las fuentes de agua.

### 2.6.2 Descomposición de materia orgánica

Para comparar las tasas de descomposición de materia orgánica entre los sitios de estudio, se realizó un ensayo basado en la cuantificación de la tasa de degradación de un sustrato homogenizado con diferente exposición a descomponedores (Powers et al., 2009). Como sustrato se empleó hojas secas de viscoyol (*Bactris guineensis* [Moore 1963]) y corteza amarillo (*Handroanthus ochraceus* [Mattos 1970]) que formaban parte de la hojarasca de uno de los sitios de estudio. Los sustratos fueron cortados en trozos cuadrados de aproximadamente 2 cm de lado, secados a 70 °C por tres días y mezclados manualmente.

Los efectos de las comunidades de descomponedores del suelo fueron evaluados tanto en la superficie como en el subsuelo, empleando para ello bolsas de descomposición de cedazo con poro de 0.5 mm de lado, rellena con 5 g de sustrato homogenizado (medido exactamente para cada bolsa) y sellado con grapas de acero. En cada sitio de estudio se colocaron tres estaciones de medición, separadas por al menos 800 m. Cada estación contó con 6 cuerdas de nylon de 140 cm de largo. Seis bolsitas rellenas de sustrato hojarasca fueron atadas de forma equidistante en cada cuerda, para formar arreglos en tándem de bolsas de descomposición. Tres de los arreglos fueron enterrados en zanjas de 15 cm de profundidad separadas entre sí por ángulos de 90°. Los otros tres arreglos fueron colocados en la superficie del suelo (Fig. 3). Para medir el decaimiento en la masa del sustrato, una bolsa de cada arreglo fue recolectada a los 1, 3, 5 y 7 meses de colocadas; para un total de 18 bolsas por sitio y fecha de recolección. Una vez removida, el sustrato contenido fue cuidadosamente limpiado con agua y secado a 50 °C, hasta peso constante. Las tasas de degradación fueron calculadas como la reducción en peso a lo largo del periodo de estudio.



**Fig. 3.** Estaciones para medir descomposición de hojarasca. Cada estación posee seis arreglos que consisten en una cuerda con seis bolsas de cedazo rellenas con una cantidad conocida de hojarasca. Tres de los arreglos son enterrados y tres quedan en la superficie. Las seis bolsas de descomposición permiten medidas en el tiempo de la degradación de materia vegetal, tanto en el subsuelo como en la superficie.

**Fig. 3.** Stations to measure litter decomposition. Each station has six arrays consisting of a rope with six sieve bags filled with a known amount of litter. Three of the arrays are buried, and three remain on the surface. The six decomposition pockets allow measurements over time of the degradation of plant matter, both below ground and on the surface.

El valor máximo para este indicador fue de 2 pts en referencia al puntaje global de calidad de hábitat, valor que se alcanza cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la función de degradación (la tasa de degradación es la pendiente de la función).

### 2.6.3 Fijación de CO<sub>2</sub>

La biomasa seca de la vegetación dominante es considerada el parámetro más importante para la estimación de carbono almacenado en un

hábitat en un momento determinado (Andrade & Ibrahim, 2003). A partir de estimaciones de biomasa en pie de cada árbol en la parcela, calculamos la biomasa total verde ( $BT_i$ ) empleando  $BT_i = 1.18 * B_i$  donde  $B_i$  es la biomasa en pie estimada para el árbol  $i$  y el factor 1.18 es una constante que ajusta al peso estimado al incluir la biomasa radical (Segura & Andrade, 2008). Estimamos la biomasa total seca de cada árbol  $BST_i = 0.725 * BT_i$  donde 0.725 es la reducción a materia seca reportada para varias especies forestales (Segura & Andrade, 2008). Además, empleamos el factor de conversión de 0.5g de carbono por cada gramo de biomasa seca para estimar el peso de carbón en cada árbol  $W_i = 0.5 * BST_i$ . Finalmente, para estimar la cantidad potencial de dióxido de carbono secuestrado por hectárea, determinamos la razón de peso  $CO_2$ /carbono a partir de la razón 3.66 (peso de molécula de  $CO_2$ /peso del carbono) El peso de  $CO_2$  secuestrado sería:

$$WCO_2 = \frac{\sum_i^n 3.6663 * W_i}{40}$$

donde  $WCO_2$  es la masa potencial de dióxido de carbono acumulado por hectárea en megagramos,  $W_i$  es el peso de carbono de cada árbol  $i$ .

El valor máximo para este indicador es de 5pts en términos del puntaje global de calidad de hábitat (Tabla 1). El valor máximo se asigna cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la masa potencial de dióxido de carbono estimada.

## 2.7 Análisis estadísticos

Las comparaciones de las medias aritméticas de variables continuas se realizaron mediante ANOVA, mientras que diferencias en la frecuencia de observaciones fueron evaluadas mediante pruebas de contingencia empleando Chi-cuadrado. Estas evaluaciones fueron realizadas con ayuda del programa SPSS (v. 22, IBM).

## RESULTADOS

### 3.1 Atributos geofísicos

El Embalse Río Piedras se ubicaría en una zona que corresponde a la unidad estructural de la depresión tectónica del río Tempisque, en cuyo entorno se localiza la *Formación Bagaces* (Solano et al., 2019). Como se esperaría, el sitio de compensación tiene una elevación media ligeramente mayor al del potencial sitio de inundación. Sin embargo, no se observaron mayores contrastes en cuanto a atributos geomorfológicos entre el sitio de inundación y el de compensación. Por esa razón, asignamos un valor de 2 pts para ese indicador (Tabla 1).

Ambos sitios poseen *entisoles* jóvenes, neutros o ligeramente ácidos, con prevalencia de perfiles franco arcillosos (partículas < 2  $\mu$ m). La concentración de fósforo y manganeso es ligeramente mayor en suelos del sitio de inundación, pero la variación en los otros componentes no permite distinguir entre sitios de estudio (Tabla 2). Por lo tanto, para el indicador composición de suelo asignamos un valor de 2pts (Tabla 1).

### 3.2 Contexto de paisaje y composición de las coberturas

#### 3.2.1 Tipos de cobertura

Los sitios de estudio se ubican en una región con un paisaje dominado por pastizales, plantaciones de arroz, caña de azúcar y zonas boscosas. Como se indica anteriormente, tres tipos de coberturas son distinguibles en el sitio potencial de inundación: bosque decíduo, secundario y ripario (Fig. 4). Este último corresponde a bosque siempreverde a lo largo de la Quebrada Viscoyal, que delimita ambas propiedades. Las tres coberturas están fragmentadas en el sitio de inundación, pero más en el sitio de compensación (Tabla 3). Además, en



TABLA 2  
Valores de concentraciones de elementos químicos del suelo en sitios de estudio. CICE: Capacidad de intercambio de Cationes Efectiva=Acidez+Ca+Mg+K. %SA=Porcentaje de Saturación de Acidez.

TABLE 2  
Values of concentrations of chemical elements in the soil at study sites. CICE: Effective Cation Exchange Capacity=Acidity+Ca+Mg+K. %SA=Percentage of Saturation of Acidity.

Sitio	# muestra	Acidez	cmol (+)/L				%	mg/L				
			Ca	Mg	K	CICE		SA	P	Zn	Cu	Fe
Inundación	1	0.11	22.61	6.02	0.45	29.19	0.4	10	2.9	6	34	22
	2	0.13	24.31	5.08	0.86	30.38	0.4	4	2.6	5	22	23
	3	0.11	29.36	7.05	0.83	37.35	0.3	12	1.4	7	22	14
	4	0.10	29.46	7.26	1.04	37.86	0.3	19	2.7	5	18	11
	5	0.09	26.46	7.90	0.63	35.08	0.3	4	0.6	3	21	7
	6	0.09	19.58	6.21	1.38	27.26	0.3	4	1.4	2	14	15
Compensación	1	0.11	25.08	8.43	0.17	33.79	0.3	4	2.2	7	59	15
	2	0.11	24.36	6.66	0.12	31.25	0.4	3	1.1	6	40	21
	3	0.10	27.81	6.84	0.40	35.15	0.3	3	2.3	3	18	22
	4	0.12	21.72	4.69	0.63	27.16	0.4	1	2.1	6	31	24
	5	0.09	28.30	5.63	0.70	34.72	0.3	20	1.7	3	28	32
	6	0.12	22.70	5.38	0.63	28.83	0.4	3	1.8	6	28	25

el sitio de compensación la cobertura de bosque ripario no es claramente apreciable, aunque sí aparece difusa en el paisaje del lugar (Tabla 3). Este sitio también posee áreas de pastos

(Fig. 4). Por estas diferencias, y siguiendo los criterios para calificar este indicador (Tabla A3, Apéndice I) le asignamos un valor de 4 pts (Tabla 1).

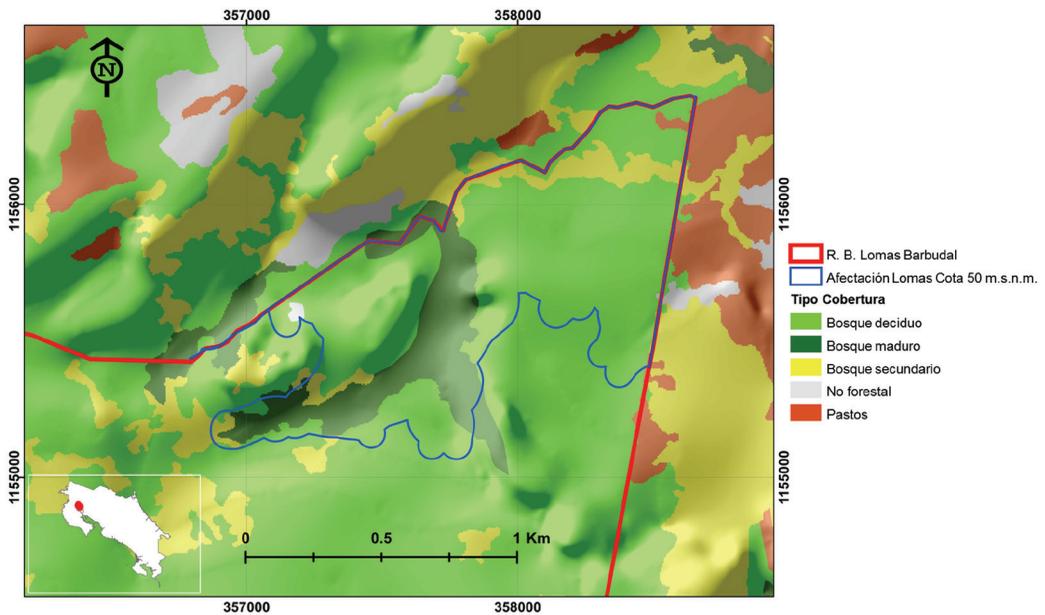


Fig. 4. Coberturas de bosque en el sitio potencial de afectación (inundación) en la Reserva Biológica Lomas de Barbudal. Fig. 4. Forest cover in the potentially affected (flooded) site in Lomas de Barbudal Biological Reserve.

### 3.2.2 Área de cobertura

El bosque deciduo domina el paisaje, cubriendo cerca del 73 % del área boscosa en ambos sitios (Tabla 3). El bosque secundario constituye cerca del 7 % y 9 % de la superficie del sitio de inundación y del sitio de compensación, respectivamente. En ambos casos esto representa menos de 20 ha y hay evidencia de perturbación por fuego. La escasa cobertura de bosque ripario está principalmente presente en el sitio potencial de inundación, cubriendo menos de 2.2 ha en el sitio de compensación (Tabla 3). Este tipo de bosque, otrora común a la orilla de ríos y quebradas, está muy disminuido en toda la cuenca media y baja del río Tempisque. Las coberturas de pastos y zona no forestal están dispersas en el sitio de potencial inundación en pequeños fragmentos (<1 Ha); en contraste, ambas coberturas en el sitio de compensación aproximan las 30 ha en conjunto. Este tipo de ambientes son perturbados y dominados por especies exóticas inflamables (*Hyparrhenia rufa*), por lo que son considerados contraproductivos para el manejo y protección de áreas silvestres. Siguiendo los criterios estipulados en la Tabla 4S (Apéndice I), el valor final para el indicador área de fragmento fue  $(8+0.5+2+0.5+0.5) / 5 = 2.3$  (Tabla 1).

### 3.2.3 Conectividad

En el sitio de compensación, los fragmentos de bosque deciduo son contiguos al mismo tipo de cobertura dentro de la porción de la

RBLB que no sería inundada, mientras que el bosque secundario se encuentra a menos de 1.0 km de coberturas similares en la reserva. El bosque ripario en el sitio de compensación dista a más de 5 km de fragmentos similares al norte de la reserva. Las coberturas de pastos y uso no forestal en el sitio de compensación distan a más de 2 km de coberturas similares en la Reserva Biológica. Siguiendo los criterios en la Tabla A5, el valor final para el indicador conectividad de ambientes fue  $(5+4+0+2+1) / 5 = 2.4$  (Tabla 1).

## 3.3 Condición de hábitat

### 3.3.1 Árboles dominantes

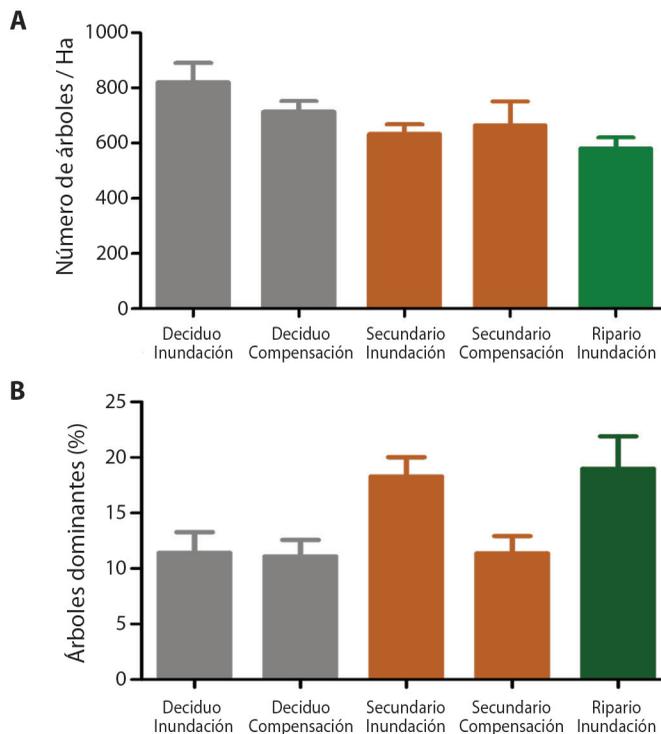
Nuestras estimaciones de densidad de plantas leñosas (DAP >5 cm) variaron entre 300 y 1 350 individuos/Ha; con una tendencia a mayor densidad en bosque deciduo y menor en el ripario (Fig. 5A). La densidad de árboles dominantes (DAP > 40 cm) difiere entre coberturas y entre sitios (Fig. 5B), con el bosque secundario y el ripario en el sitio de inundación mostrando la mayor proporción de dominantes ( $F_{5,95} = 3.32, P = 0.008$ ).

Para la asignación del puntaje para árboles dominantes se requiere información tanto de la densidad de árboles en esa categoría como de la riqueza de especies arbóreas en relación al sitio de referencia (Tabla A6 en Apéndice I). En el bosque deciduo del sitio de compensación, la densidad de árboles dominantes estimada es similar a la del sitio de inundación

TABLA 3  
Área superficial de coberturas forestales en sitios de estudio

TABLE 3  
Surface area of forest cover in study sites

Tipo de cobertura	Sitio de inundación		Sitio de compensación	
	# Fragmentos	Área (ha)	# Fragmentos	Área (ha)
Bosque deciduo	2	82.3	2	139.1
Bosque ripario	1	21.3	0	2.2
Bosque secundario	3	9.1	5	17.1
No forestal	1	0.04	1	2.6
Pastos	0	0.36	5	28.3
Área total:	7	113.1	13	189.3



**Fig. 5.** Densidad de árboles por hectárea en diferentes coberturas forestales. A) Densidad media de plantas leñosas con DAP > 5 cm. B) Porcentaje de árboles dominantes (DAP > 40 cm) por unidad de área. Bigotes representan el error estándar de la media. Las diferencias entre sitios de estudio no son significativas ni en bosque deciduo ni en secundario, aunque hay una ligera tendencia a densidades mayores en bosque deciduo.

**Fig. 5.** Density of trees per hectare in different forest covers. A) Average density of woody plants with DBH > 5 cm. B) Percentage of dominant trees (DBH > 40 cm) per area unit. Whiskers represent the standard error of the mean. The differences between study sites are not significant neither in deciduous nor in secondary forest, although there is a slight tendency to higher densities in deciduous forest.

(71 ind./ha y 78 ind./ha, respectivamente). Además, las estimaciones de riqueza de especies arbóreas fueron similares en ambos sitios (68 y 70 especies). Para el bosque secundario, observamos diferencias marcadas en densidad de árboles dominantes de 112 ind./ha en el sitio de inundación y 75 ind./ha en el de compensación, aunque las diferencias en riqueza de especies fueron menos evidentes (58 y 52, en ese mismo orden). La reducida cobertura de bosque ripario en la zona de compensación impidió estimaciones similares. Por lo tanto, el valor final para el indicador de árboles dominantes fue  $(12+8+0)/3 = 6.7$  pts (Tabla 1).

### 3.3.2 Cobertura de dosel

La cobertura de dosel varió considerablemente, registrándose valores entre 41 % y 98 % de cobertura media en las parcelas. Aunque algunas diferencias fueron observadas en la cobertura de dosel entre la época lluviosa y la seca, estas no fueron estadísticamente significativas ( $F_{1,94} = 1.07$ ,  $P = 0.314$ ), resultado que atribuimos a la gran variación observada entre parcelas. De igual manera, no se encontraron diferencias entre las medias de cobertura de los hábitats analizados ( $F_{5,94} = 1.43$ ,  $P = 0.218$ ). Considerando los criterios para el puntaje de

este indicador (Tabla A7, Apéndice I), el puntaje final para el indicador cobertura de dosel en bosque decido, bosque secundario y bosque ripario fue:  $(4+4+0)/3 = 2.7$  pts (Tabla 1).

### 3.3.3 Hábitos de vida en sotobosque

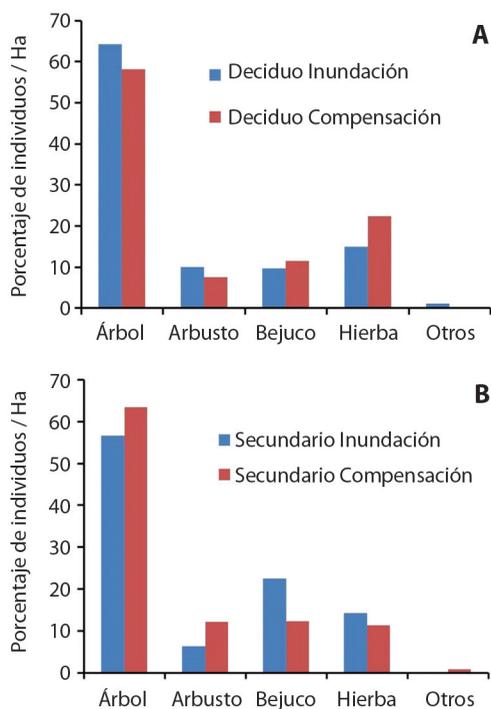
En el bosque decido del sitio de inundación, las plantas presentan siete hábitos distintos, mientras que solo seis de ellos fueron encontrados en la misma cobertura en el sitio de compensación (Fig. 6). Las diferencias en la proporción de individuos asociados a estas formas de vida variaron entre sitios y tipos de cobertura, especialmente en las categorías arbustos y bejucos ( $\chi^2 > 30$ ,  $gl=5$ ,  $P < 0.001$  en ambos casos). Por otro lado, cinco de los seis hábitos encontradas en la cobertura de bosque secundario en el sitio de inundación fueron observadas en el sitio de compensación

(Fig. 6), este último sitio muestra una menor riqueza. Tres formas de vida fueron encontradas en la cobertura de bosque ripario en el sitio de compensación. Siguiendo los criterios para este indicador estipulados en la Tabla A8 (Apéndice I), el valor final asignado para el indicador formas de vida fue:  $(5+4+0)/3 = 3.0$  pts (Tabla 1).

### 3.3.4 Área basal y biomasa en pie

La mayoría de árboles observados poseen diámetros reducidos ( $< 30$  cm) aunque algunos individuos sobrepasaron diámetros de 100 cm, especialmente en el bosque ripario y secundario. El promedio de área basal difiere entre coberturas ( $F_{5,94} = 3.6$ ,  $P = 0.005$ ), el bosque ripario y secundario en el sitio de inundación mostraron los mayores promedios de área basal. Para el bosque decido, no hubo diferencias en el promedio de área basal media entre sitios de estudio. Medidas relacionadas también reflejan las diferencias entre ambientes, como ocurrió con el volumen de madera ( $F_{5,94} = 6.04$ ,  $P < 0.001$ ) y la biomasa en pie, que difirió entre sitios y coberturas ( $F_{5,94} = 6.33$ ,  $P < 0.0001$ , Fig. 7).

Para el bosque decido, la biomasa media estimada en el sitio de compensación (174 Mg/ha) representó un 78 % de la estimada en el sitio de inundación (224 Mg/ha) aunque –como ya se mencionó– no hubo diferencias en la riqueza de especies arbóreas entre ambos sitios. Para el bosque secundario, la biomasa media estimada fue marcadamente mayor en el sitio de inundación (461 Mg/ha) que en el sitio de compensación (272Mg/Ha). En esta cobertura, el sitio de compensación posee más del 70% de las especies de la referencia. En el bosque ripario la biomasa media estimada es 543.4 Mg/ha en el sitio de inundación. Siguiendo los criterios presentados en la Tabla A9, el valor total para el indicador biomasa en pie sería:  $(7+5+0)/3 = 4.0$  pts (Tabla 1).

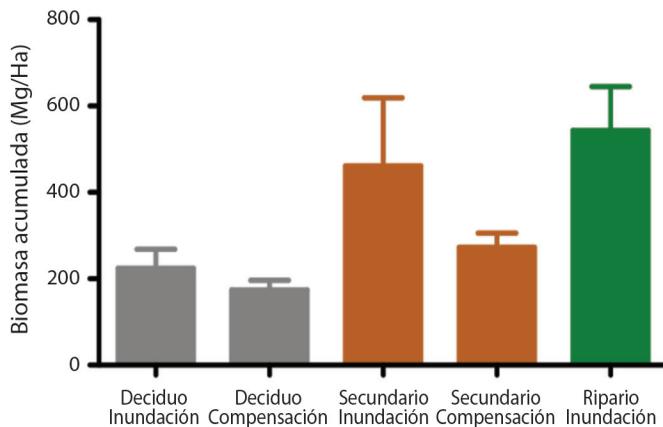


**Fig. 6.** Hábito de las plantas encontradas en bosque decido y bosque secundario. Categoría “Otros” incluye: cactus, pastos y palmas.

**Fig. 6.** Life forms found in deciduous forest and secondary forest. Others include: cacti, grasses, and palms.

### 3.3.5 Cobertura de hierbas

En el sitio potencial de inundación en RBLB los espacios con pastos son reducidos



**Fig. 7.** Biomasa acumulada media (y su error estándar) en pie por cobertura forestal. El bosque secundario y el ripario en el sitio de inundación presentan la mayor biomasa acumulada media y ambas difieren de las de las otras coberturas ( $P < 0.001$ ). **Fig. 7.** Mean accumulated biomass (standard error) standing per forest cover. The secondary forest and the riparian in the flood site show the highest mean accumulated biomass, and both differ from those of the other covers ( $P < 0.001$ ).

a zonas de acceso y algunas áreas abiertas. En la zona de compensación existen ambientes abiertos, cubiertos por hierbas y gramíneas (Tabla 3), principalmente *Hyparrhenia rufa* [Stapf, 1918] y *Digitaria decumbens* [Stent, 1930]. A nivel de coberturas, el bosque ripario y el secundario en el sitio de inundación mostraron las menores densidades de hierbas y gramíneas, mientras que los bosques deciduos del sitio de compensación registraron las mayores coberturas.

Con esta información, y recurriendo a los criterios para valorar cobertura de pastos

especificados en la Tabla A10 (Apéndice I), el valor final asignado fue:  $(3+4+0+2) / 4 = 2.2$  pts (Tabla 1).

### 3.3.6 Reclutamiento

Un total de 60 especies arbóreas fueron observadas en germinación o como plántulas en las parcelas examinadas para reclutamiento (Tabla 4). En el bosque deciduo del sitio de inundación registramos 20 especies germinando, con igual número en el de sitio de compensación. Ambos sitios comparten tan solo un

TABLA 4  
Especies arbóreas encontradas con plántulas por tipo de cobertura forestal.

TABLE 4  
Tree species found with seedlings by type of forest cover.

Especie	Sitio Inundación			Sitio Compensación	
	Ripario	Deciduo	Secundario	Deciduo	Secundario
<i>Alibertia edulis</i>	X				
<i>Allophylus occidentalis</i>	X				X
<i>Alvaradoa amorphoides</i>				X	X
<i>Andira inermis</i>		X	X		
<i>Astronium graveolens</i>					X
<i>Bactris guineensis</i>	X	X		X	X
<i>Brosimum alicastrum</i>	X				
<i>Bursera simaruba</i>	X		X	X	
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	X	X			

Especie	Sitio Inundación			Sitio Compensación	
	Ripario	Deciduo	Secundario	Deciduo	Secundario
<i>Caesalpinia exostemma</i>	X				
<i>Calycophyllum candidissimum</i>	X	X		X	X
<i>Casearia corymbosa</i>	X				X
<i>Casearia praecox</i>			X		
<i>Chomelia spinosa</i>	X				
<i>Coccoloba caracasana</i>	X				
<i>Coccoloba floribunda</i>	X				
<i>Cochlospermum vitifolium</i>		X	X	X	X
<i>Cordia colococa</i>					X
<i>Cordia gerascanthus</i>				X	
<i>Cordia panamensis</i>					X
<i>Coursetia elliptica</i>				X	X
<i>Croton niveus</i>	X		X		X
<i>Dalbergia retusa</i>		X			
<i>Diospyros acapulcensis</i>	X	X	X	X	X
<i>Eugenia salamensis</i>					X
<i>Garcia nutans</i>	X	X	X		
<i>Genipa americana</i>		X			
<i>Guarea excelsa</i>	X				
<i>Guazuma ulmifolia</i>	X	X		X	X
<i>Handroanthus ochraceus</i>	X	X	X		X
<i>Hymenaea courbaril</i>					X
<i>Licania arborea</i>		X			
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	X	X	X	X	X
<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>					X
<i>Lonchocarpus phlebophyllus</i>		X			
<i>Luehea candida</i>	X	X			
<i>Lysiloma divaricatum</i>				X	X
<i>Machaerium biovulatum</i>					X
<i>Malvaviscus arboreus</i>	X				
<i>Myrospermum frutescens</i>				X	
<i>Ocotea veraguensis</i>	X				
<i>Piscidia carthagenensis</i>	X		X	X	X
<i>Platymiscium parviflorum</i>					X
<i>Plumeria rubra</i>		X			
<i>Pterocarpus michelianus</i>	X		X	X	X
<i>Rehdera trinervis</i>	X			X	
<i>Samanea saman</i>	X				
<i>Semialarium mexicanum</i>		X	X	X	X
<i>Sideroxylon capiri</i>	X				
<i>Spondias mombin</i>				X	
<i>Spondias purpurea</i>		X			
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	X			X	
<i>Thevetia ovata</i>	X				X
<i>Thouinia serrata</i>					X



Especie	Sitio Inundación			Sitio Compensación	
	Ripario	Deciduo	Secundario	Deciduo	Secundario
<i>Thouinidium decandrum</i>		X			
<i>Trichilia americana</i>					X
<i>Trichilia trifolia</i>		X			
<i>Vachellia collinsi</i>		X		X	X
<i>Ximenia americana</i>				X	
<i>Xylosma flexuosa</i>				X	
<b>Total de especies</b>	29	21	12	21	28

58% de las especies en reclutamiento en esa cobertura. Diferencias más notables las encontramos en bosque secundario, con 12 especies germinando en el sitio de inundación y 28 especies en sitio de compensación. La correspondencia entre sitios es de 62 % de las especies. En el bosque ripario, reclutamiento fue observado en 29 especies arbóreas, y no hay correspondencia de cobertura similar en sitio de compensación. La similitud de especies del bosque ripario en el sitio de inundación con el bosque deciduo y secundario de sitio de compensación combinados es de 55 % de las especies, lo que indica que es un ambiente distinto.

Siguiendo los criterios indicados en la Tabla A11 (Apéndice I), el valor final para el indicador reclutamiento se estimó entonces como:  $(3+6+0)/3 = 3$  pts (Tabla 1).

### 3.3.7 Cantidad de hojarasca en mantillo

La profundidad media de mantillo varió entre 0.5 y 7.4 cm, difiriendo entre hábitats ( $F_{5,94} = 3.29$ ,  $P = 0.008$ ). Encontramos una mayor acumulación de mantillo en las coberturas forestales dentro del sitio de inundación. Siguiendo los criterios establecidos para este indicador indicados en la Tabla A12, el valor final para cantidad de hojarasca fue  $(4+3+0)/3 = 2.3$  pts. (Tabla 1).

### 3.3.8 Cobertura de troncos en suelo

En la mayoría de parcelas no se registraron troncos en el suelo, observándose en sólo 38 de ellas. Sin embargo, la proporción de parcelas con troncos varió entre coberturas forestales

( $\chi^2 = 11.96$ ,  $gl=4$ ,  $P=0.018$ ). En el bosque deciduo del sitio de compensación hay casi una décima del volumen de troncos observado en el mismo tipo de bosque en el sitio de inundación, mientras que en el bosque secundario el volumen es mucho mayor al volumen estimado en el sitio de inundación. Por ello, siguiendo los criterios especificados para este indicador en la Tabla A13, el valor final fue:  $(1+2+0)/3 = 1.0$  pts. (Tabla 1).

## 3.4. Servicios ecosistémicos

### 3.4.1 Fuentes de agua

Dos fuentes de agua fueron identificadas en los sitios de estudio: Quebrada Viscoyol y la Quebrada sin nombre. Ambas quebradas son intermitentes y corresponden al mismo sistema de drenaje que conforma el límite sur de la propiedad privada con la RBLB, en el sitio de potencial inundación. Se realizaron medidas de flujo (caudal), pero las lecturas fueron muy bajas, con medias ( $\pm$ S.E.) de  $0.87 \pm 0.12$  m/s en RBLB y  $0.89 \pm 0.25$  m/s en la finca privada. Concluimos que en términos de fuentes de agua, accesibilidad a ellas y producción, ambos sitios son similares. Por lo tanto, siguiendo los criterios previamente establecidos en la Tabla A14 (Apéndice I), la finca privada recibió un puntaje de 3 pts para este indicador (Tabla 1).

### 3.4.2 Descomposición materia orgánica

Como se esperaba, la degradación del sustrato fue progresiva en el tiempo, tanto para los estimados en el subsuelo como en la superficie del suelo (Fig. 8). Las curvas de degradación

son funciones cuadráticas, con buen ajuste de datos ( $R^2 > 0.94$ ,  $P < 0.001$  en todos los casos).

La tasa de degradación es significativamente mayor bajo la superficie que en la superficie del suelo ( $P < 0.005$ ), donde además se observó más variación en la masa resultante (Fig. 8). En el sitio potencial de inundación en RBLB, la mitad de la masa del sustrato es degradada aproximadamente en 50 días bajo la superficie, mientras que toma cerca de 80 días para degradar igual proporción sobre la superficie del suelo. Para cada uno de los ensayos (bajo o sobre la superficie) no se observaron diferencias entre las curvas de degradación entre el sitio de inundación y el sitio de compensación ( $P > 0.32$ , en ambos casos). Dados estos resultados y siguiendo los criterios previamente especificados para este indicador (Tabla A15), el puntaje que se asignó

para descomposición de materia orgánica fue 2 pts. (Tabla 1).

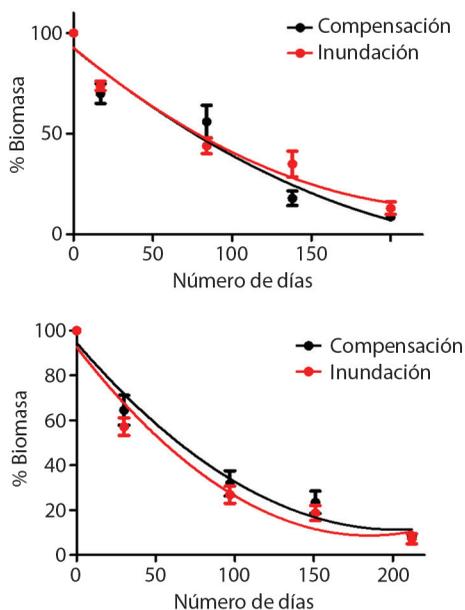
### 3.4.3 Fijación potencial de $CO_2$

Nuestras estimaciones del  $CO_2$  acumulado en las coberturas forestales de ambos sitios evidencia una importante variación ( $F_{4,86} = 8.91$ ,  $P < 0.001$ ) que resulta de las diferencias encontradas en la cantidad de biomasa en cada hábitat. En el bosque decido la media estimada de  $CO_2$  acumulado no sobrepasó los 360 Mg/Ha, mientras que la media para las coberturas bosque secundario y ripario en el sitio de inundación, nuestras estimaciones superan los 700 Mg/Ha.

Para la cobertura bosque decido, la cantidad de  $CO_2$  almacenada en el sitio de compensación fue aproximadamente el 80 % de la registrada en el sitio de inundación. En contraste, el bosque secundario del sitio de compensación acumuló cerca del 58 % del fijado por la misma cobertura en el sitio de inundación, lo que atribuimos a las diferencias en la contribución de árboles dominantes entre sitios. El bosque ripario en el sitio de inundación mostró la mayor acumulación de  $CO_2$ , pero no hay equivalente en el sitio de compensación. Siguiendo los criterios para asignar puntaje a este indicador (Tabla A16, Apéndice I), el puntaje final fue:  $(4+2+0) / 3 = 2.0$  pts (Tabla 1).

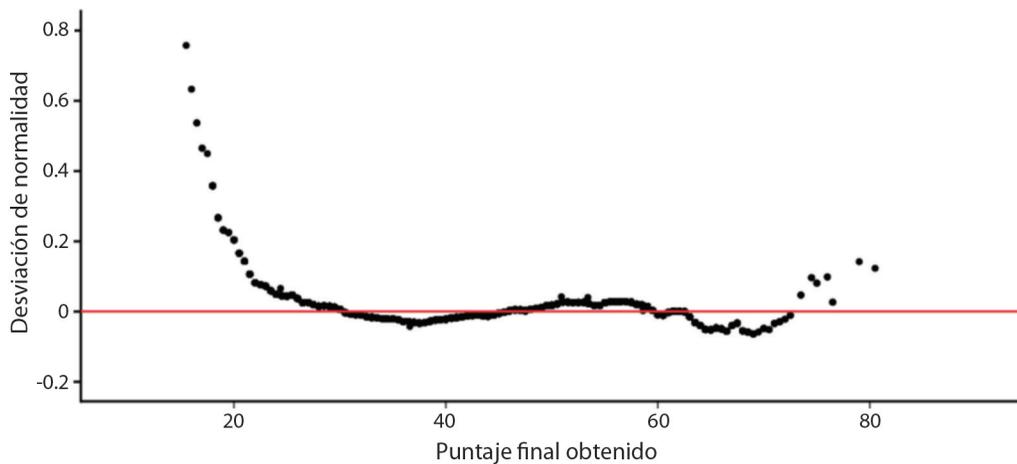
### 3.5 Puntaje de calidad de hábitat y área estimada de compensación

El puntaje final de la condición o calidad de ambiente corresponde a la sumatoria de los puntajes asignados a los indicadores, mientras que la incertidumbre global puede estimarse siguiendo el efecto de propagación de errores de la incertidumbre asociada a cada indicador (Apéndice I). Por lo tanto, el puntaje para el ambiente del sitio de compensación en relación al del sitio de inundación sería  $44.7 \pm 15.9$  (Tabla 1). Es decir, la calidad de hábitat mínima que tiene el área potencial de compensación estaría entre 28.8% y 60.6% de la encontrada en el sitio de inundación. Para compensar la pérdida de 113 ha de la referencia (sitio de



**Fig. 8.** Degradación de hojarasca sobre (A) y bajo (B) la superficie del suelo en el sitio potencial de inundación y el sitio potencial de compensación. Para cada ensayo, las diferencias entre las curvas inundación y compensación no son significativas

**Fig. 8.** Leaf litter degradation above (A) and below (B) the soil surface at the potential flood site and the potential offset site. For each trial, the differences between the flood and compensation curves are not significant ( $P > 0.32$ , in both cases).



**Fig. 9.** Desviación a normalidad de puntajes finales (condición de ambiente) obtenidos si los valores de indicadores fueran asignados aleatoriamente. La distribución de puntajes, basada en 12 000 interacciones, tiene media ( $\pm$ SD) de 43.8 ( $\pm$ 9.4). Tan solo el 25% de los puntajes de calidad de ambiente superan los 50 puntos, el valor esperado en simetría.

**Fig. 9.** Deviation from normality of final scores (environmental condition) obtained if the indicator values were randomly assigned. The score distribution, based on 12 000 interactions, has a mean ( $\pm$ SD) of 43.8 ( $\pm$ 9.4). Only 25% of the environment quality scores exceed 50 points, the expected value in symmetry.

inundación) serían requeridas entonces entre 253 y 395 hectáreas de un hábitat como el encontrado en el sitio de estudio en el sitio de compensación. Partiendo del principio que la ganancia en compensación debe superar las pérdidas, la recomendación es que se contemple el límite superior de este estimado.

## DISCUSIÓN

El método *Hectárea de Hábitat* facilitó la comparación cuantitativa entre los ambientes encontrados en el sitio potencial de inundación y el sitio de compensación aledaño. Al ser contiguos, ambos sitios experimentan condiciones climáticas, geológicas y edafológicas similares. Además, poseen comunidades vegetales asociadas al Bosque Tropical Seco (Vaughan et al., 1994), con predominancia de especies deciduas y que poseen una estructura de hábitat comparable entre sitios.

A pesar de esas concordancias, el ambiente en el sitio potencial de compensación evidenció condiciones estructurales inferiores al de la referencia, lo que se debió varias causas. Por

un lado, la menor cobertura de bosque ripario en el sitio de compensación redujo el puntaje final de todos los indicadores de condición de hábitat, pese a que esta cobertura representó una porción menor (<8%) de la superficie total de la región analizada (Tabla 3). Esto resultó de combinar linealmente los valores obtenidos en cada una de las coberturas vegetales, que afectó la calificación final de cada indicador. Además, el sitio de compensación tiene un área abierta cubierta por gramíneas exóticas inflamables, lo que es considerado como un riesgo en áreas dedicadas a la protección ambiental (Vargas-Sanabria & Campos-Vargas, 2018). Esa condición fue penalizada en los indicadores cobertura de hierbas y conectividad. Adicionalmente, el sitio de compensación evidenció perturbaciones por fuegos y raleo de árboles en sus coberturas de bosque secundario y deciduo que fueron constatadas en nuestras observaciones de campo. Dichas perturbaciones posiblemente explican la menor densidad de árboles dominantes, número de formas de vida, acumulación de mantillo y biomasa en pie que redujeron la valoración de su condición de hábitat.

Un principio generalmente aceptado en la compensación ambiental es que las medidas resarcitorias aspiran a una ganancia ambiental neta (Cowell, 1997; Cole, 2021). En un contexto donde la indemnización supone la sustitución de áreas de entornos similares, la ganancia neta implicaría una retribución en superficie del hábitat de interés (Banco Interamericano de Desarrollo, 2015). El método Hábitat/Hectárea favoreció este principio de dos maneras. Por una parte, la forma como los indicadores son cuantificados acentuó las diferencias entre el ambiente en la referencia y el del sitio potencial de compensación. En Hábitat/Hectárea, un puntaje final se obtiene sumando valores discretos asignados respecto a la referencia, por lo que varía entre 0 (calidad estructural completamente inferior) y 100 (calidad de ambiente estructural igual al observado en la referencia). Sin embargo, la distribución nula de puntajes finales no es simétrica, pues hubo mayor desviación de normalidad en los puntajes más bajos (Fig. 9). En consecuencia, diferencias sutiles en la condición de ambiente respecto a la referencia redundan en una calificación menor, que deberá recurrir a una mayor superficie para equilibrar las pérdidas.

Por otra parte, el empleo de las incertidumbres asociadas a cada indicador permite establecer el *valor mínimo posible* (VMP) esperado de la condición de hábitat (McCarthy et al., 2004). El VMP es interpretado como la calidad de hábitat mínima que tiene el sitio potencial de compensación y permite estimar un rango del número de hectáreas necesarias para la compensación (Apéndice I).

En el caso del Embalse Río Piedras, por cada hectárea inundada en RBLB se requeriría casi 3.5 hectáreas de un ambiente como el observado en el sitio de compensación, una proporción que representa unas 395 ha y que es significativamente mayor a lo esperado al azar, si en la estimación los valores de indicadores se hubiesen asignados aleatoriamente. Sin embargo, semejante superficie de hábitat boscoso no está disponible en sitio de compensación, por lo que incorporar solo esa propiedad no asegura la ganancia de todos los elementos o

características que se verían afectados por el impacto en el sitio de inundación. Estas consideraciones sugieren que otras opciones de compensación deben analizarse como complemento al aporte que haría el anexas parte la propiedad privada a la Reserva Biológica. De hecho, en el informe técnico presentado ante el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (Sasa et al., 2021) se postula la necesidad de incorporar tanto el embalse como otras propiedades con cobertura de bosque ripario como parte de la compensación requerida si el embalse Río Piedras llegara a afectar las 113 ha de la RBLB.

El empleo del sitio de referencia en *Hectárea de Hábitat* es atractivo porque proporciona una forma relativamente simple para evaluar diferencias. El método ha sido empleado con éxito en evaluaciones de la calidad de vegetación y en comparaciones ecológicas entre sitios (Kocev et al., 2009; Newman et al., 2015). Los indicadores empleados son relativamente fáciles de cuantificar, incluso por no especialistas, lo que hace que su evaluación sea factible. Comparado con otros métodos basados en juicios subjetivos, el enfoque cuantitativo de *Hectárea de Hábitat* tiene la ventaja de que la lógica detrás de las evaluaciones es más transparente. Además, valorar los sitios de compensación en relación con la referencia para cada indicador es ventajoso al favorecer una mayor homogeneidad entre los evaluadores, haciendo que la evaluación misma sea más repetible (Parkes et al., 2003). Otra ventaja de refrendar la condición al de la referencia es que el método puede emplearse en distintos tipos de ecosistemas, por lo que su aplicación, en principio, puede ser universal (Newman et al., 2015, pero ver McCarthy et al., 2004).

Sin embargo, como otros métodos de puntaje, este procedimiento no está exento de discordancias. Cole (2006) y Stander & Ehrenfeld (2008) indican posibles sesgos asociados con la selección de referencias, especialmente porque esta supone un ambiente de “mejor calidad”, “más deseable” o “en equilibrio” pero en la práctica, la calidad del ambiente en la referencia suele variar dependiendo del atributo. Además, como en este caso, es difícil encontrar



comunidades vegetales en equilibrio, y más bien tienden a tener múltiples estados (Fiedler et al., 1997), por lo que la comparación con una única referencia podría tornarse difícil. McCarthy et al. (2004) señalan que la combinación propuesta de los atributos en *Hectárea de Hábitat* podría acarrear inconsistencias internas, debido a la forma en que se asignan los pesos de los componentes y por la manera aditiva en que se combinan las puntuaciones de los diferentes atributos empleados. Estas advertencias son ilustradas con el siguiente ejemplo: “*un sitio de compensación con cobertura de dosel similar a la referencia (5 pts) pero sin troncos en suelo (0 pts). Si todos los árboles de ese sitio fueran cortados y dejados como troncos caídos, sin cambios en otros atributos, no habría cambio en el puntaje final (5 pts para los troncos y 0 pts para cobertura de dosel)*” (McCarthy et al., 2004). Otra consideración es que la forma en que los puntajes de los atributos son combinados mediante la sumatoria lleva implícito que estos atributos del hábitat pueden ser sustituibles. Este inconveniente podría corregirse empleando la media geométrica ponderada, que se basa en un enfoque multiplicativo (en contraste con el actual enfoque aditivo), lo que haría que los distintos atributos del hábitat no sean perfectamente sustituibles.

Como otros análisis empleados en gestión ambiental (Fahrig, 2001), *Hectárea de Hábitat* constituye una radiografía de las condiciones de hábitat en un momento particular. Si el ambiente en alguno de los sitios de estudio cambiara, las estimaciones de área podrían alterarse. El análisis del ambiente en el sitio de compensación se basó en observaciones realizadas en el año 2016. Durante ese periodo, se evidenció tala en esa propiedad, por lo que modificaciones posteriores de su cobertura boscosa podrían afectar los resultados de nuestra estimación de compensación.

A pesar de estas inquietudes, la evaluación empírica del método demuestra que *Hectárea de Hábitat* proporciona una manera sencilla de comparar hábitats entre sitios, y como tal, sostenemos que puede ser empleado a la hora de estimar áreas para la compensación ambiental.

Dado que la ponderación para los componentes y sus indicadores es realizada previa a su cuantificación, el procedimiento tiene la ventaja de conducirse de manera imparcial. Además, la asignación de pesos para cada componente podría validarse mediante panel de expertos (Ávila, 2015; Ordoñez Gallardo, 2010), lo que permitiría consenso sobre los puntajes máximos otorgados a cada componente. Otra gran ventaja es que la estimación de los valores de cada indicador puede realizarse a partir de datos de campo recolectados sin ambigüedad, de manera reproducible y de esta manera se minimizan los sesgos del investigador (Rivero, 2013).

La modificación al método *Hectárea de Hábitat* presentada en este trabajo no pretende ser definitiva y más bien esperamos que permita generar discusión sobre metodologías para calcular compensación de áreas con cobertura natural. Sin duda, ajustes al método presentado permitirían habilitar procedimientos más eficaces y con mayor aceptación entre diferentes sectores involucrados con la compensación ambiental. Un aspecto a considerar es que el método original no contempla medidas de biodiversidad y la identidad de comunidades bióticas no son incorporadas en el análisis (Parks et al., 2003). Esta situación podría contravenir el análisis de atributos requeridos por la legislación. Por ejemplo, debe de cumplirse los criterios de relevancia, fragilidad, dimensiones y estados de conservación de los ecosistemas, poblaciones silvestres, atributos geológicos o geomorfológicos (art. 72, Reglamento N° 34433 de Ley N° 7788, 1998). De igual forma se debe de considerar la relevancia y naturaleza de los bienes y servicios ambientales que suministran estos elementos.

Sin embargo, es posible aplicar el procedimiento de puntaje implementado en *Hectárea de Hábitat* sobre indicadores de biodiversidad y composición para lograr incorporar estos atributos requeridos en la legislación. Una evaluación de este procedimiento sobre el mismo caso de estudio contemplado aquí, se muestra en la diversidad de grupos indicadores en el análisis de compensación ambiental (Sasa et al, 2022).

En conclusión, el método *Hectárea de Hábitat* proporciona un procedimiento para caracterizar ambientes a partir de la estructura de vegetación y algunos atributos de paisaje. Además, permite una comparación directa de los ambientes entre sitios con características similares y estima el área necesaria para equiparlos. El método debe ser interpretado como una guía para la evaluación de compensación ambiental y sus resultados no deben considerarse como las únicas condiciones a contemplar a la hora de establecer la compensación. Además de la equiparación ecológica que puede aportar el método, aspectos legales, económicos y sociales pueden ser incorporados en el análisis para asegurar una adecuada compensación y su correspondiente ganancia ambiental neta.

**Declaración de ética:** los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal de la Estación Biológica Palo Verde de la Organización para Estudios Tropicales (OET) por todo el apoyo logístico en el desarrollo de este proyecto. Estudiantes del Center for Sustainable Development Studies (School for Field Studies, Costa Rica) y del curso Ecología Tropical y Conservación de la OET que participaron en muestreos en el campo y contribuyeron con parte de la información presentada aquí. Gerardo Ávalos aportó importantes sugerencias para mejorar el manuscrito. Esta investigación fue financiada por el SENARA (Sistema Nacional de Riego y Avenamiento) e inscrito en la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad de Costa Rica (proyecto B6A02). Luciano Capelli,

quien con sus imágenes impulsó la conservación del bosque seco, participó en algunos de nuestros muestreos y nos instó a seguir adelante con el tema de compensación ambiental.

#### RESUMEN

**Introducción:** La compensación ambiental es la alternativa final para enfrentar los impactos de proyectos de desarrollo que no pueden ser evitados, reducidos o mitigados. La compensación de hábitats pretende sustituir recursos ecológicamente equivalentes. El Método *Hectárea de Hábitat* se diseñó inicialmente para evaluar la equivalencia ecológica de vegetación nativa y emplea puntajes de indicadores relativos a un hábitat de referencia. La suma de estos puntajes mide la condición estructural del ambiente de manera relativa a la referencia, cuantificando el número de hectáreas necesarias para compensar la pérdida de un hábitat similar. Aunque el método no está exento de limitaciones, los valores se pueden estimar a partir de datos de campo recogidos sin ambigüedad, de forma reproducible, con menos sesgos que métodos más cualitativos. En este artículo, usamos una modificación del Método Hectárea de Hábitat para determinar el área equivalente necesaria para compensar la pérdida de hábitat en un área silvestre protegida en Costa Rica.

**Metodología:** Trabajamos en la Reserva Biológica Lomas de Barbudal, Pacífico norte de Costa Rica, un área silvestre protegida donde se inundarán cerca de 113 hectáreas para el Embalse de Río Piedras. En una propiedad previamente identificada como un sitio potencial de compensación, evaluamos indicadores de paisaje, suelo, estructura de la vegetación y servicios ecosistémicos; asignamos los puntajes en relación con el sitio a inundar.

**Resultados:** El puntaje de la condición ambiental en el sitio de compensación fue de 44,7% ( $\pm 15,9\%$ ) del sitio inundado. En consecuencia, considerando la incertidumbre de nuestras mediciones, compensar la pérdida de cada hectárea requeriría entre 2.23 y 3.49 hectáreas de un ambiente similar.

**Conclusión:** Se necesitan entre 2.23 y 3.49 hectáreas de reemplazo, para compensar la pérdida de hábitat en el Embalse de Río Piedras.

**Palabra clave:** mitigación ambiental, impacto ambiental, equivalencia ecológica, hábitat/hectárea, compensación ambiental.

#### REFERENCIAS

- Andrade, H., & Ibrahim, M. (2003). Cómo monitorear el secuestro de Carbono en los sistemas silvopastoriles? *Agroforestería en Las Américas, Turrialba* 10(39-40),109-116.



- Avila, J. (2015). Panel de expertos del sector eléctrico: lecciones para el diseño e implementación de políticas públicas en otras áreas reguladas. *Revista Estudios de Políticas Públicas*, 1(2), 204–210.
- Banco Interamericano de Desarrollo. (2015). *Guía de buenas prácticas para líneas de transmisión y de distribución de energía eléctrica para hábitats naturales críticos*. <https://publications.iadb.org/es/publicacion/15497/guia-de-buenas-practicas-para-lineas-de-transmision-y-de-distribucion-de-energia>
- Barquero-Pizarro, G. (2019). *Análisis hidrológico de cauces de la cuenca del río Tempisque involucrados en el proyecto abastecimiento de agua para la cuenca media del río Tempisque y comunidades costeras (PAACUME)*. [Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica]. Repositorio TEC <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/11244>
- Cajiao, M. V. (2019). Ley 9610 para la modificación de límites de la Reserva Biológica Lomas de Barbudal. *Ambientico*, (269), 70–73.
- Calle, I., Zabarburu, S., & Mora, C. (2014). *Compensación Ambiental: Una oportunidad para la adecuada gestión de los impactos ambientales en el Perú*. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental. [https://repositorio.spda.org.pe/bitstream/20.500.12823/142/1/Compensacion\\_Ambiental\\_2014.pdf](https://repositorio.spda.org.pe/bitstream/20.500.12823/142/1/Compensacion_Ambiental_2014.pdf)
- Carrasco, M. J., Sánchez-Cámara, A. E. S., García-Sánchez-Colomer, M. R., & Ruiz-Arraiga, S. (2013). Evolución de las medidas compensatorias en los procedimientos de evaluación de impacto ambiental. *Ingeniería Civil, Revista Digital del Cedex*, 172, 73–82.
- Cole, C. A. (2006). HGM and wetland functional assessment: six degrees of separation from the data? *Ecological Indicators*, 6, 485–493.
- Cole, S.G. (2021). *Environmental Compensation is not for the Birds: Assessing social welfare impacts of resource-based environmental compensation*. [Tesis Doctoral, Swedish University of Agricultural Sciences]. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Cowell, R. (1997). Stretching the limits: environmental compensation, habitat creation and sustainable development. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 22, 292–306.
- Cuperus, R., Bakermans, M. M. G. J., Udo de Haes, H. A., & Canters, K. J. (2001). Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental management*, 27(2), 75–89.
- Denyer, P., & Arias, O. (1993). Geología del norte de la península de Nicoya, Costa Rica. *Revista Geológica de América Central*, 16, 69–84.
- Díaz-Reyes, C.E. (2014). *Enfoques teóricos y metodológicos de las compensaciones ambientales en el contexto de la Evaluación de Impacto Ambiental en Colombia*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia]. Repositorio institucional de la Universidad Nacional de Colombia <http://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/52252>
- Department of Sustainability and Environment. (2004) *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method (Version 1.3)*. Victorian Government Department of Sustainability and environment. Australia.
- Dunforda, R. W., Ginmb, T. C., & Desvousges, W. H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48, 49–70
- Fahrig, L. (2001). How much habitat is enough?. *Biological conservation*, 100, 65–74.
- Falcucci, A., Ciucci, P., Maiorano, L., Gentile, L., & Boitani, L. (2009). Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence-mortality model. *Journal of Applied Ecology*, 46(3), 600–609.
- Fiedler, P.L., White, P.S., Leidy, R.A. (1997). The Paradigm Shift in Ecology and its Implications for Conservation. In: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M., Likens, G.E. (eds). *The Ecological Basis of Conservation* (pp. 83–92). Springer, Boston, MA. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6003-6\\_9](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6003-6_9)
- García-López, T. (2018). Instrumentos económicos para la protección ambiental en el derecho ambiental mexicano. *Sociedad y Ambiente*, 6(17), 247–266.
- Gibbons, P., & Freudenberger, D. (2006). An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management & Restoration* 7, S10–S17.
- Gibbons, P., & Lindenmayer, D. B. (2007). Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Environmental Management and Restoration* 8, 26–31.
- Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. *Life zone ecology*, (rev. ed.).
- Hubbell, S. P. (2006). Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87(6), 1387–1398.
- Kocev, D., Džeroski, S., White, M. D., Newell, G. R., & Griffioen, P. (2009). Using single-and multi-target regression trees and ensembles to model a compound index of vegetation condition. *Ecological Modelling*, 220(8), 1159–1168.
- LaPaix, R., Freedman, B., & Patriquin, D. (2009). Ground vegetation as an indicator of ecological integrity. *Environmental Reviews* 17, 249–265.
- McCarthy, M. A., Parris, K. M., Van Der Ree, R., McDonnell, M. J., Burgman, M. A., Williams, N. S., McLean,

- N., Harper, M. J., Meyer, R., Hahs, A. & Coates, T. (2004). The habitat hectares approach to vegetation assessment: an evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management & Restoration*, 5(1), 24–27.
- McKenney, B., & Kiesecker, J. (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176.
- Muñoz-Barcia, C. V., Lagos, L., Blanco-Arias, C. A., Díaz-Varela, R., & Fagúndez, J. (2019). Habitat quality assessment of Atlantic wet heathlands in Serra do Xistral, NW Spain. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 45(2), 533–549.
- Newman, B., Ladd, P., Batty, A., & Dixon, K. (2015). Ecology of orchids in urban bushland reserves—can orchids be used as indicators of vegetation condition?. *Lankesteriana*, 7(1–2), 313–315.
- Norton, D. A. (2008). Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environmental Management* 43, 698–706.
- Nuñez-Solís, J. (2000). *Fundamentos de Edafología*. EUNED.
- Ordoñez Gallardo, M. J. (2010). *Proyecto piloto para la estimación de caudales ambientales en la cuenca del río Pastaza, basado en un panel de expertos*. [Tesis de Bachiller, Escuela Politécnica Nacional]. Repositorio institucional de la Escuela Politécnica Nacional <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/2238>
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The ‘habitat hectares’ approach. *Ecological Management and Restoration* 4, S29–S38
- Poder Ejecutivo. (2008, 8 de abril de 2008). Decreto No. 34433. Reglamento a la Ley de Biodiversidad 7788. Diario Oficial La Gaceta 68. [http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm\\_texto\\_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=62838&nValor3=74201&strTipM=TC](http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=62838&nValor3=74201&strTipM=TC)
- Poder Ejecutivo. (2008, 13 de agosto). Decreto No. 34678-MP-MINAE-MAG. Declaratoria de interés público y conveniencia nacional el proyecto presa-embalse regulador del canal del oeste del distrito de riego arenal tempisque, denominado también embalse piedras. Diario Oficial La Gaceta 156. [http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm\\_texto\\_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=63734&nValor3=73481&strTipM=TC](http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=63734&nValor3=73481&strTipM=TC)
- Powers, J. S., Montgomery, R. A., Adair, E. C., Brearley, F. Q., DeWalt, S. J., Castanho, C. T., Chave, J., Deinert, E., Ganzhorn, U. J., Gilbert, M. E., González-Iturbe, J. A., Bunyavejchewin, S., Grau, H. R., Harms, K. E., Hiremath, A., Iriarte-Vivar, S., Manzano, E., De Oliveira, A. A., Poorter, L., ... & Lerdau, T. (2009). Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, 97(4), 801–811.
- Proyecto Abastecimiento de Agua para la Cuenca Media del río Tempisque y Comunidades Costeras (PAA-CUME). (s.f.). Servicio Nacional de Aguas Riego y Avenamiento (SENARA). <http://www.senara.or.cr/proyectos/paacume/Paacume.aspx>
- Quetier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991–2999.
- Quintana, C. (1996). *Elementos de Inferencia Estadística*. Editorial UCR.
- Rapport, D. J., Costanza, R., & McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13, 397–402.
- Rivero, D. (2013). *Metodología de la investigación*. Shalom.
- Robertson, M. M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35, 361–373.
- Rojas-Chaves, P. A., Vélchez-Alvarado, B., Moya-Roque, R., & Sasa-Marín, M. (2015). Combustibles forestales superficiales y riesgo de incendio en dos estadios de sucesión secundaria y bosques primarios en el Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 12(29), 29–45.
- Ross-Lemus, Y., & Capelli, L. (2014). *Costa Rica fronteras naturales = Costa Rica Nature Unbound*. Producciones del Río Nevado.
- Sasa, M., Beneyto, D., Oviedo-Brenes, F., Arévalo, E., Morales, L., Bonilla-Murillo, F., Sánchez, R., Vargas, R., & Serrano, J. (2021). *Establecimiento de la Línea Base de Biodiversidad para la Reserva Biológica Lomas de Barbudal (RBLB) y finca adyacente*. Organización para Estudios Tropicales.
- Sasa, M., Oviedo-Brenes, F., Beneyto, D., Bonilla-Murillo, F., Arévalo, E., Sánchez, R., Morales-Gutiérrez, L., & Serrano-Sandi, J. (2022). Diversidad de grupos indicadores en el análisis de compensación ambiental: El caso del Embalse Río Piedras, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, este volumen.
- Segura, M., & Andrade Castañeda, H. J. (2008). ¿Cómo construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de especies leñosas perennes?. *Agroforestería en las Américas*, 46, 89–96.
- Silva, J.S.D. (2017). *Compensação de reserva legal no Estado de São Paulo: uma análise da equivalência ecológica*. [Tesis Doctoral, Universidade de São



- Paulo]. Repositorio Institucional de la Universidade de São Paulo <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-31102013-091614/pt-br.php>
- Sistema de Información de Recursos Forestales de Costa Rica. (s.f). Ministerio de Ambiente y Energía. <https://www.sirefor.go.cr/?p=1170>
- Solano, G., Aguilar, L., & Lizano, M. (2018). *Zonificación forestal de Costa Rica y estado Poblacional de especies forestales, basado en el Inventario Nacional Forestal e instrumentos de monitoreo y manejo de bosques naturales*. Consultoría para el Seguimiento del Inventario Forestal Nacional. Código SICOP: 70151505 9211850. [https://www.sirefor.go.cr/Sirefor/publicaciones\\_tabla?nombre=Zonificacion](https://www.sirefor.go.cr/Sirefor/publicaciones_tabla?nombre=Zonificacion)
- Solano, J. P., Denyer, P., Pérez, W., Lücke, Ó. H., & Madrigal, P. (2019). Formación Bagaces: caracterización de sus unidades para la identificación de depósitos y litofacies. *Revista Geológica de América Central*, (60), 7–38.
- Stander, E.K., & Ehrenfeld, J. G. (2008). Rapid assessment of urban wetlands: do hydrogeomorphic classification and reference criteria work? *Environmental Management* 43, 725–742.
- Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D., & Lipton, J. (2002). Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental Management* 29, 290–300.
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN and Insight Investment.
- Vargas-Sanabria, D., & Campos-Vargas, C. (2018). Modelo de vulnerabilidad ante incendios forestales para el Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED*, 10(2), 435–446.
- Vaughan, C., McCoy, M., Fallas, J., Chaves, H., Barboza, G., Wong, G., M. Carbonell, J. Rau & M. Carranza. (1994). *Plan de Manejo y Desarrollo Parque Nacional Palo Verde y Reserva Biológica Lomas Barbudal* (No. 333.783097286 P699pln 1994). Universidad Nacional (UNA).
- Villarroya-Ballarín, A. (2012). *Compensación ecológica en la evaluación de impacto ambiental en España: Situación y propuestas de acción*. [Doctoral, Universidad de Navarra]. Repositorio académico de la Universidad de Navarra. <https://dadun.unav.edu/handle/10171/23501>
- Wissel, S., & Wätzold, F. (2010). A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation Biology* 24, 404–411.
- Zeledón, J. M. (2016). Agua para Guanacaste: PIAAG. *Revista Ambientico*, 260, 25–31.

## APÉNDICE I

### Propuesta para la aplicación del método *Hectárea de Hábitat* (Parkes et al., 2003) en Costa Rica

El método *Hectárea de Hábitat* fue originalmente desarrollado por Parkes et al., (2003) para comparar la calidad de ambiente (basado en atributos estructurales) entre áreas discretas de vegetación constituidas por el mismo tipo de flora. El método identifica un *sitio de referencia* que es comparado a un potencial *sitio de compensación*, seleccionando para ello indicadores de calidad del ambiente. Los indicadores son calificados en relación a la condición en el sitio de referencia: este último exhibe el valor máximo posible para cada indicador. La sumatoria de los puntajes para cada indicador equivale al 100% de la condición de calidad del hábitat (o composición de comunidades) de la referencia, por lo que puede destilarse una equivalencia en área entre sitios.

En la propuesta original, Parkes et al. (2003) reconocen dos grupos de componentes: los que reflejan las evaluaciones de la “condición del sitio” y aquellos que reflejan el “contexto del paisaje”. En la presente modificación se incorporan “servicios ecosistémicos” como otros componentes de interés.

Una de las principales razones del desarrollo de esta metodología fue incorporar la cuantificación de condiciones ambientales en la planificación y gestión de hábitats (Department of Sustainability and Environment., 2004). Este enfoque no debe considerarse una medida de conservación en sí misma, pero puede ayudar a determinar la importancia de vegetación para la conservación en combinación con otros atributos de biodiversidad que pudieran evaluarse.

#### 1. COMPONENTES Y SUS INDICADORES DE CALIDAD DE HÁBITAT

A continuación, describimos cada componente de calidad de ambiente, sus indicadores y puntajes.

#### 1.1 Componente: Atributos geofísicos.

##### 1.1.1 Indicador atributos geomorfológicos

*Justificación:* La matriz geológica y física es importante en la determinación de cobertura vegetal y hábitats. Los suelos determinan el tipo de asociaciones vegetales y la estructura de los bosques. La comparación de relieve, composición de suelo y los atributos geomorfológicos, permite determinar pérdidas o ganancias en el contexto de la posible compensación. *Puntaje:* Se sugieren los criterios señalados en el Tabla A1.

TABLA A1  
Criterios y valores para el indicador atributos geomorfológicos

TABLE A1  
Criteria and values for the geomorphological indicator attributes

Número de atributos geomorfológicos respecto a la referencia	Puntaje
< 30 % de la referencia	0.0
≥ 30 % pero < 70 % de la referencia	0.5
≥ 70 % pero < 100 % de la referencia	1.0
≥ 100 % de la referencia	2.0

##### 1.1.2 Indicador caracterización edafológica

*Justificación:* La caracterización edafológica se realiza a partir de muestras representativas de cada sitio a comparar, tomadas tanto en la superficie como en el subsuelo. Para cada muestra se sugiere una caracterización granulométrica y química. *Puntaje:* Los criterios seguidos de este indicador se muestran en el Tabla A2.



TABLA A2

Criterios y valores para el indicador atributos edafológicos

TABLE A2

Criteria and values for the indicator of soil attributes

Número de atributos edafológicos distintos respecto a la referencia	Puntaje
< 10 % de la referencia	3.0
≥ 10 % pero < 40 % de la referencia	2.0
≥ 40 % pero < 70 % de la referencia	1.0
≥ 70 % de la referencia	0.0

## 1.2 Componente: Contexto de paisaje.

### 1.2.1 Indicadores: Tipo de cobertura vegetal, área superficial, grado de conectividad

**Justificación:** La cobertura de vegetación juega un papel preponderante en la caracterización del paisaje. El tamaño de un fragmento de vegetación continua desempeña un importante papel en su viabilidad a largo plazo: fragmentos más grandes tienden además a relacionarse con mayor biodiversidad. La conectividad entre distintos tipos de bosque valoriza el sitio en materia de conservación.

**Puntajes:** Para cada cobertura forestal se sugiere cuantificar: la proporción de coberturas, el área del fragmento y su conectividad. El área del fragmento y su conectividad

corresponden a variables continuas, por lo que las comparaciones entre sitios pueden efectuarse empleando técnicas estadísticas tradicionales. Las Tablas A3 a A5 muestran los criterios empleados para asignar puntajes a cada indicador. El puntaje final para el componente Contexto de Paisaje se calcula como: Puntaje tipo cobertura + Puntaje área + Puntaje conectividad

TABLA A4

Criterios y puntajes para el indicador área superficial del fragmento nominal\*

TABLE A4

Criteria and scores for the nominal fragment surface area indicator\*

Área de fragmento	Puntaje:	
	Diferencia con cobertura en referencia	
	No significativa	Significativa
< 2 Ha	0.5	0.0
≥ 2 pero < 10 Ha	1.0	0.5
≥ 10 pero < 20 Ha	2.0	1.0
≥ 20 pero < 30 Ha	4.0	2.0
≥ 30 Ha pero perturbado	6.0	4.0
≥ 30 Ha pero no perturbado	8.0	6.0

\*Se refiere a fragmento de vegetación del mismo tipo.

TABLA A3

Proporción de coberturas forestales y puntaje en sitio de compensación respecto a sitio de referencia

TABLE A3

Proportion of forest cover and score in the compensation site with respect to the reference site

% de coberturas respecto a referencia	Puntaje		
	Ambientes no fragmentados <sup>1</sup>	Ambientes poco fragmentados <sup>2</sup>	Múltiples fragmentos <sup>3</sup>
< 20 %	1.0	0.5	0.0
≥ 20 % pero < 50 %	2.0	1.0	0.5
≥ 50 % pero < 70 %	6.0	4.0	1.0
≥ 70 % pero < 90 %	8.0	6.0	2.0
≥ 90 % pero perturbados	10.0	8.0	4.0
≥ 90 % no perturbados	12.0	10.0	6.0

1. Cada tipo de cobertura en un solo fragmento. 2. Al menos alguna cobertura con 3 a 10 fragmentos. 3. Al menos alguna cobertura con más de 10 fragmentos.

TABLA A5

Criterios y puntajes para el indicador distancia al núcleo\*

TABLE A5

Criteria and scores for the distance to core indicator\*

Distancia a núcleo	Diferencia No significativa	Diferencia significativa	No información
> 5 km	1	0	0.0
2-5 km	2	1	1.0
1-2 km	3	2	1.5
<1 km	4	3	2.0
Contiguo	5	4	2.5

\*Se refiere a cada tipo de cobertura o fragmento por separado.

### 1.3 Componente: Condición de sitio.

Una caracterización de la condición de sitio está íntimamente ligada a la estructura de la cobertura vegetal. Entre los indicadores más significativos se encuentran: número o densidad de árboles dominantes, cobertura de dosel, formas de vida de sotobosque, biomasa de especies leñosas, cobertura de hierbas, reclutamiento, cantidad de hojarasca, y cobertura de troncos.

#### 1.3.1 Indicador: Árboles dominantes

*Justificación:* La estructura de ambientes boscosos está integrada principalmente por los componentes arbóreos, especialmente aquellos que dominan el dosel superior. Generalmente las especies dominantes en esos estratos poseen alometrías diferenciadas de aquellos que dominan estratos inferiores del dosel o el sotobosque. Árboles de gran talla suelen ser los más longevos y se considera que cumplen importantes funciones como productores de semillas (Clark, 1987), refugio y percha para vertebrados (Gillespie & Walter, 2001), núcleos para reclutamiento de plántulas (Hans & Paine, 2003). Las especies dominantes del dosel brindan estructura al bosque y son difíciles de ser reemplazados en caso de pérdida. Además, el dosel mantiene la mayor productividad del hábitat y conforma una barrera de protección de los efectos de la lluvia y rayos solares a estratos inferiores. *Puntaje:* Los criterios para el puntaje del número de árboles dominantes son descritos en la Tabla A6.

TABLA A6

Criterios y valores para el indicador cobertura de árboles dominantes

TABLE A6

Criteria and values for the dominant tree cover indicator

Árboles dosel%	Porcentaje de especies arbóreas relativo a referencia			
	> 100 %	100-75 %	75-50 %	< 50 %
Ningún árbol presente	0	0	0	0
0-20 % del # árboles/Ha de la referencia	4	3	2	1
20-40 % del # de árboles/Ha de la referencia	7	6	5	2
40-70 % del # de árboles/Ha de la referencia	10	9	8	6
70-100 % del # de árboles/Ha de la referencia	13	12	11	8
> del # de árboles/Ha de la referencia	15	14	13	10

Árboles dominantes: definidos como aquellos con DAP > 40.

#### 1.3.2 Indicador: Cobertura de dosel

*Justificación:* La cobertura de dosel se relaciona con el número de estratos superiores en bosques, con la cantidad de luz que llega al sotobosque y con el estado de salud de árboles

dominantes. La densidad de cobertura de dosel se puede estimar mediante medidas puntuales tomadas con densiómetro refractario cóncavo tradicional posicionado en la misma dirección o mediante el contraste de píxeles sobre fotografías digitales hemisféricas tomadas con



TABLA A7  
Criterio y puntaje para el indicador cobertura de dosel

TABLE A7  
Criteria and score for the canopy cover indicator

Porcentaje de variación de cobertura	% árboles dominantes relativo a referencia			
	> 90 %	60-90 %	30-60 %	< 30 %
> 90 % variación respecto a la referencia	0	0	0	0
50-90 % variación respecto a la referencia	3	2	1	0
< 40 % variación respecto a la referencia	5	4	3	2

lente angular cóncavo “ojo de pez” (Rich, 1989). *Puntaje*: Para el puntaje del indicador cobertura de dosel se considera la densidad de árboles dominantes en relación con la referencia (Tabla A7).

### 1.3.3 Indicador: Formas de vida sotobosque

*Justificación*: La mayor diversidad de especies así como el mayor número de hábitos de plantas ocurre en el sotobosque. Algunas formas de vida brindan estructura al sotobosque, como es el caso de bejucos y lianas. Otras formas cubren áreas y son cuantificadas por su nivel de cobertura, como es el caso de gramíneas, bejucos y plantas rastreras. La cuantificación de formas de vida presentes ha sido empleada como una aproximación para evaluar la complejidad del entorno (Parkes et al., 2003) y puede también ser empleada como indicativo de perturbación del hábitat. *Puntaje*: Los criterios para asignar el puntaje de formas de vida se muestran en la Tabla A8.

### 1.3.4 Indicador: Biomasa en pie

*Justificación*: La biomasa en pie por hectárea es una manera de cuantificar la integración de las estructuras leñosas de un rodal y es afectada por la frecuencia de árboles; incluir este indicador permite cuantificar el aporte de árboles no dominantes en la estructura del hábitat, así como la contribución de arbustos. De esta forma, se cuantifica el aporte de clases diamétricas menores así como el aporte de arbustos. La densidad y biomasa pueden estimarse de las medidas dasométricas cuantificadas en cada parcela de vegetación. *Puntaje*: Para asignar el puntaje a este componente, se sigue los criterios especificados en la Tabla A9.

*Sotobosque*: se excluye aquí todos los árboles dominantes, por haber sido considerados en dos atributos previos. Hábitos en sotobosque: árbol, arbusto, hierbas, bejuco/liana, gramíneas, epifitas, palmas. 1Efectivamente

TABLA A8  
Criterios y puntaje para el indicador formas de vida de la vegetación presente

TABLE A8  
Criteria and score for the indicator forms of life of the present vegetation

Primera decisión	Segunda decisión	Valor
Todos los estratos y formas de vida efectivamente ausentes <sup>1</sup>		0
Hasta el 50 % de las formas de vida presentes		2
>50-90 % de formas de vida presentes	De los presentes, $\geq 50$ % modificados <sup>2</sup>	4
	De los presentes, <50 % modificados	5
> 90 % de formas de vida presentes	De los presentes, $\geq 50$ % modificados	8
	De los presentes, <50 % modificados	8
	De los presentes, ninguno modificados	10

ausente: cuando la cobertura de un hábito en la referencia es  $\geq 10\%$ , entonces “efectivamente ausente” si  $< 10\%$  de la diversidad de referencia. Si la cobertura de un hábito en la referencia es  $< 10\%$ , entonces “efectivamente ausente” si no hay especímenes maduros observables. <sup>2</sup>Modificado: si la cobertura del hábito en la referencia es  $\geq 10\%$ , entonces “modificado” si  $< 50\%$  de la cobertura del hábito en la referencia o  $< 50\%$  de la riqueza de especies. Si la cobertura en la referencia para un hábito es  $< 10\%$ , entonces “modificado” si el hábito está presente y tiene  $< 50\%$  de la riqueza de especies.

TABLA A9

Criterio y puntaje para el indicador biomasa en pie

TABLE A9

Criteria and score for the standing biomass indicator

% Biomasa respecto a referencia	Porcentaje de especies arbóreas relativo a referencia	
	> 70 %	< 70 %
< 20 % de la biomasa/Ha	0	0
20-40 % de la biomasa/Ha	3	2
40-60 % de la biomasa/Ha	5	4
60-80 % de la biomasa/Ha	7	6
80-100 % de la biomasa/Ha	9	7
>100 % de la biomasa/Ha	10	8

### 1.3.5 Indicador: Cobertura de pastos

*Justificación:* Los pastos modifican las características del suelo de un sitio, retrasan el reclutamiento de especies dominantes por competencia, y pueden actuar como fuente de combustible para incendios. Se puede estimar el número de individuos de especies herbáceas y/o el porcentaje medio de cobertura en cuadrantes o parcelas de muestreo. *Puntaje:* Los

criterios para asignar puntaje a este indicador se muestran en la Tabla A10.

TABLA A10

Criterios y puntajes para el indicador cobertura de hierbas presente

TABLE A10

Criteria and scores for the weed cover present indicator

Cobertura de hierbas	% cobertura debida a la alta amenaza		
	Ninguno	$\leq 50\%$	> 50 %
> 50 % cobertura	2	1	0
25-50 % cobertura	3	2	1
5-25 % cobertura	4	3	2
< 5 % cobertura	5	4	3

% cobertura debida a la alta amenaza se refiere al porcentaje de hierbas que son exóticas y/o Invasivas.

### 1.3.6 Indicador: Reclutamiento

*Justificación:* Parkes et al. (2003) proponen el empleo de indicadores del potencial de reclutamiento de especies de plantas de interés como una manera de aproximar la viabilidad del bosque a largo plazo. Para tal fin es preferible enfocarse en especies leñosas perennes, especialmente aquellas cuyos hábitos son árboles o arbustos, debido a que estas formas de vida las que definen mejor la estructura de bosques tropicales. Reconocemos que la mayor mortalidad de plántulas ocurre en estadios tempranos de germinación, pero sugerimos incorporar una evaluación de la abundancia de plántulas germinando como aproximación para reclutamiento en monitoreos rápidos. *Puntaje:* La indicación de reclutamiento corresponde a la proporción de especies leñosas presentes con evidencia de germinación (Tabla A11).

Se refiere solo a especies leñosas perennes. Cohorte de reclutamiento = grupo de plántulas



TABLA A11  
Criterios y puntajes para el indicador reclutamiento de especies nativas leñosas presentes.

TABLE A11  
Criteria and scores for the recruitment indicator of native woody species present

Primera decisión <sup>1</sup>	Segunda decisión	Tercera decisión	Similitud con comunidad de árboles de la referencia	
			> 60 %	≤ 60%
No evidencia de una cohorte de reclutamiento			0	0
Clara evidencia de al menos una cohorte de reclutamiento en al menos una especie leñosa	Proporción de especies <i>nativas leñosas presentes</i> que tienen un adecuado reclutamiento	< 30 % 30-70 % >70 %	3 6 10	1` 3 7

de una especie de similar tamaño.<sup>1</sup> Se refiere a si ocurrió o no un evento de reclutamiento.

### 1.3.7 Indicador: Cantidad de hojarasca en mantillo

**Justificación:** La cobertura de hojarasca en bosques tropicales suele ser indicativo del grado de perturbación del sitio e influye en importantes procesos como microclima del suelo, degradación de materia orgánica (Powers et al., 2009), reclutamiento de plántulas, además de servir como refugio de fauna (Folt & Reider, 2013). Es difícil establecer un valor de referencia para la cantidad de hojarasca en mantillo, especialmente si se considera que no es claro cuál es la biomasa de hojarasca que se acumula en diferentes estadios de bosques tropicales. Por esta razón, se requieren múltiples mediciones puntuales en distintos ambientes a lo largo de los sitios de estudio para estimar mantillo. **Puntaje:** En la Tabla A12 se muestran

valores sugeridos a categorías relativamente amplias para este indicador.

### 1.3.8 Indicador: Troncos y refugios

**Justificación:** Los troncos y ramas caídos tienen gran influencia en las comunidades de bosques, al afectar la humedad del suelo, así como su estructura y nutrición. Además, influyen en reclutamiento (sobrevivencia cerca de troncos caídos suele diferir de la sobrevivencia en sitios abiertos o con vegetación densa, Harmon & Franklin, 1989). La presencia de troncos puede ser indicativo además de perturbaciones pasadas, y sin duda los troncos constituyen importantes refugios para fauna. Se sugiere cuantificar los troncos caídos (diámetros > 10 cm), así como sus dimensiones (diámetro en punto más ancho y longitud total), que estuvieran entera o parcialmente dentro de la parcela de muestreo. **Puntaje:** El puntaje para este indicador se asignaría directamente en relación al de la referencia (Tabla A13).

TABLA A12  
Criterios y puntajes para el indicador cobertura de hojarasca presente en mantillo

TABLE A12  
Criteria and scores for the litter cover indicator present in mulch

Cobertura de hojarasca	% árboles dominantes respecto a referencia	
	≥ 70 %	< 70 %
< 20 % de cobertura esperada	0.5	0
< 50 % de cobertura esperada	1	0.5
< 80 % o > 150 % de cobertura esperada	2	1
≥ 80 % o ≤ 150 % de cobertura esperada	3	2

TABLA A13  
Criterios y puntajes para el indicador cobertura de troncos en suelo

TABLE A13  
Criteria and scores for the trunk cover indicator on the ground

Volumen Total Tronco	Puntaje asignado
< 20 % del volumen de troncos de la referencia	0
< 50 % o > 200 % de volumen tronco de la referencia	0.5
< 80 % o > 150 % de volumen tronco de la referencia	1
≥ 80 % o ≤ 150 % de volumen tronco de la referencia	2

#### 1.4 Componente: Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos suelen ser considerados beneficios que la gente obtiene del ecosistema (Kolstad et al, 2000), entre ellos la producción de bienes de interés: agua, alimentos, control de plagas o incluso la regulación de ciclos como inundaciones, desecación, etc. Así mismo, los servicios ecosistémicos pueden relacionarse al funcionamiento de procesos del ecosistema como la formación y almacenamiento de materia orgánica, el ciclo de nutrientes, la creación y asimilación del suelo, etc. Se sugiere que los servicios seleccionados sean: (1) productos o beneficios claramente distinguibles y cuantificables en escalas métricas; (2) no tener relación directa entre sí, para evitar redundancia; (3) que tengan impactos discernibles sobre poblaciones de flora o fauna silvestre; (4) que tengan impactos indirectos sobre poblaciones humanas. Aunque el número de servicios ecosistémicos es caso-dependiente, como ejemplo sugerimos aquí tres de ellos: (1) producción de agua; (2) descomposición de materia orgánica; y (3) fijación potencial de CO<sub>2</sub>.

##### 1.4.1 Indicador: Fuentes de agua

*Justificación:* El recurso hídrico es sin duda uno de los insumos más relevantes en ecosistemas naturales, especialmente en aquellos que disponen de él de manera más estacional.

Para este indicador, se sugiere buscar fuentes de agua superficiales en los sitios de estudio, medir caudales de agua a lo largo de un periodo razonable de tiempo en cada sitio de estudio. Este indicador recibe un puntaje máximo de 3 puntos en el contexto de calidad de hábitat (ver Tabla 1). *Puntaje:* La Tabla A14 muestra el puntaje asignado para distintas condiciones de este indicador.

TABLA A14  
Criterios y valores para el indicador Producción de Agua

TABLE A14  
Criteria and values for the Water Production indicator

Producción de agua	Número de fuentes de agua	
	< 50 %	≥ 50 %
< 40 % del volumen de agua de la referencia	0	0
40 % a 70 % del volumen de agua de la referencia	1	2
> 70 % del volumen de agua de la referencia	2	3

##### 1.4.2 Indicador: Descomposición de materia orgánica

*Justificación:* La descomposición de materia orgánica en la superficie y bajo la superficie del suelo es función de las comunidades de descomponedores existentes en un sitio, así como de parámetros abióticos como temperatura y humedad. Pueden compararse tasas de descomposición de materia orgánica entre los sitios de estudio, a partir de ensayos de degradación. Las tasas de degradación son calculadas como la reducción en peso a lo largo del periodo de estudio.

*Puntaje:* Los criterios y valores para el puntaje sugeridos para este indicador se muestran en la Tabla A15. El valor máximo para este indicador es 2 pts que se asigna cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la función de degradación (la tasa de degradación es la pendiente de la función). Debido a que medidas incluyen degradación tanto en el subsuelo como en la superficie, los valores asignados a este componente se realizan sumando ambas columnas en la Tabla A15.



TABLA A15  
Criterios y valores para el indicador descomposición  
de materia orgánica

TABLE A15  
Criteria and values for the organic matter  
decomposition indicator

Diferencia de función de descomposición respecto a la referencia	Sobre superficie	Bajo superficie
Significativa y más lenta que la referencia	0	0
Significativa y más rápida que la referencia	0,5	0,5
No diferencias respecto a la referencia	1	1

### 1.4.3 Indicador: Fijación potencial de CO<sub>2</sub>

**Justificación:** La preocupación por los efectos de gases de invernadero y sus consecuencias en el cambio climático ha incrementado el interés por registrar la cantidad de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) que es absorbido por el suelo y la vegetación, así como por reducir sus emisiones. El CO<sub>2</sub> es considerado almacenado en plantas mientras forme parte de los tejidos de hojas, tallos, troncos y raíces. En el momento de su liberación a la atmósfera o al suelo (ya sea por descomposición de materia orgánica, y/o quema de biomasa) el CO<sub>2</sub> nuevamente entra al ciclo del carbono (Palacios et al., 2019). La cantidad de carbono almacenado en distintos tipos de hábitat constituye por lo tanto un servicio del ecosistema a la reducción global del efecto de ese gas de invernadero.

La cuantificación de la tasa de fijación del carbono por parte de un bosque requiere conocimiento de su estructura así como de tasas de crecimiento de las especies arbóreas que lo constituyen, información que suele estar fuera del alcance de estudios a corto plazo. Sin embargo, es posible estimar la cantidad de carbono que es almacenada por la vegetación dominante durante un momento determinado, a partir de estimaciones de su biomasa seca. Existen varios métodos para estimar biomasa en sistemas forestales, pero aquellos que emplean estimaciones específicas son los preferidos en estudios que involucran inventarios forestales (Vásquez, 1988; Andrade & Ibrahim, 2003).

**Puntaje:** Los criterios y valores para el puntaje de la cantidad potencial de CO<sub>2</sub> acumulado se muestran en la Tabla A16. El valor máximo para este indicador es de 5pts en términos del puntaje global de calidad de hábitat. Este valor máximo se asigna cuando no hay diferencias con la referencia en términos de la masa estimada de carbono.

TABLA A16  
Criterios y valores para el indicador cantidad  
de CO<sub>2</sub> acumulado/Ha

TABLE A16  
Criteria and values for the indicator quantity  
of accumulated CO<sub>2</sub>/Ha

Masa de CO <sub>2</sub> estimada respecto a la referencia	Puntaje
< 30 % de la referencia	0
≥ 30 % pero < 50 % de la referencia	1
≥ 50 % pero < 80 % de la referencia	2
≥ 80 % pero < 100 % de la referencia	4
≥ 100 % de la referencia	5

## 2. ESTIMACIÓN DE CALIDAD DE HÁBITAT BASADO EN REFERENCIA

La puntuación final de *calidad de hábitat* en relación a la referencia se determina sumando todas las puntuaciones de cada indicador de los componentes incluidos en la evaluación. Esta puntuación corresponde a la condición del ambiente en el sitio potencial de compensación en relación a la que existe en el sitio a impactar. El valor final de la hectárea de hábitat es una medida tanto de la calidad (puntuación) como de la cantidad (hectáreas) de la vegetación y, por lo tanto, requiere la consideración del número total de hectáreas presentes. Se determina multiplicando la puntuación de hábitat (como decimal) por el número de hectáreas en la zona de hábitat.

## 3. INCERTIDUMBRE EN EL MÉTODO

La cuantificación de calidad de hábitat en el sitio de compensación se realiza asignando valores a cada uno de los indicadores

involucrados y realizando una sumatoria para obtener el puntaje final. El cálculo del error global (incertidumbre  $q$ ) de dicha cuantificación se determina a partir de la **regla de propagación de errores**, que en el caso de una suma de dos o más magnitudes ( $x, y$ ) se define como la suma de los errores absolutos de esas magnitudes:

$$q = x + y \implies \delta q \approx \delta x + \delta y$$

Los sitios a comparar incluyen varios tipos de cobertura, por lo que para algunos indicadores de calidad se promediaron los valores asignados a cada uno de ellos. Para el cálculo de la incertidumbre global, nosotros empleamos la sumatoria el error típico de los valores asignados a cada uno de esos indicadores.

$$\sum_{j=1}^n \frac{\sum_{i=1}^k \frac{(x_i - \bar{x}_j)^2}{k}}{\sqrt{k}}$$

Donde  $x_i$  es el valor asignado a la cobertura  $i$ ,  $\bar{x}_j$  es la media de valores para el indicador  $j$  y  $k$  es el número de tipos de cobertura.

En términos generales, a partir de la incertidumbre se puede estimar un intervalo alrededor del valor resultante de una medida. Sin embargo, para nuestros efectos la incertidumbre nos permite determinar el **valor mínimo posible esperado (VMP)** de calidad de hábitat según los resultados observados. Como se menciona en la sección 1.1.2.5., la incertidumbre en la evaluación de la equivalencia ecológica justifica el que la compensación deba ser mayor que el impacto o pérdida estimada por efecto de un proyecto de desarrollo.

Por esta razón, aquí reportamos el valor mínimo posible esperado de calidad de hábitat como:

$$VMP = \text{valor del puntaje final} - \text{valor de la incertidumbre.}$$

El VMP es interpretado como la calidad de hábitat mínima que tiene el área potencial de compensación y sería empleado como coeficiente para estimar el número de hectáreas que serían necesarias de esa propiedad para compensar las pérdidas en la Reserva Biológica.

## REFERENCIAS

- Andrade, H. & M. Ibrahim. (2003). ¿Cómo monitorear el secuestro de Carbono en los sistemas silvopastorales? *Agroforestería en Las Américas, Turrialba* 10(39-40):109-116.
- Clark, D. A. (1987). Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical; aspectos teóricos y prácticos. *Revista de Biología Tropical*, 35 (Supl. 1), 41-54.
- Department of Sustainability and Environment. (2004) *Vegetation Quality Assessment Manual—Guidelines for applying the habitat hectares scoring method* (Version 1.3). Victorian Government Department of Sustainability and environment.
- Folt, B., & K. E. Reider. (2013). Leaf-litter herpetofaunal richness, abundance, and community assembly in mono-dominant plantations and primary forest of northeastern Costa Rica *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 2057-2070.
- Gillespie, T. W., & Walter, H. (2001). Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*, 28(5), 651-662.
- Harmon, M. E., & Franklin, J. F. (1989). Tree seedlings on logs in Picea-Tsuga forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 70, 48-59.
- Harms, K. E., & Paine, C. T. (2003). Regeneración de los árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. *Revista Ecosistemas*, 12(3). <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/226>
- Kolstad, C. D., Zuleta del Solar, C., Kometter, R., Tobón, M., Aguirre, C., Ortiz, D., ... & Gálmez, V. (2000). *Environmental economics* (No. P01 142). IICA.
- Palacios, I., Castro, S., & Rodríguez, F. (2019). Almacenamiento de carbono como servicio ambiental en tres reservas naturales del Ecuador. *Revista Geoespacial*, 16, 1-14.



- Parkes, D., Newell, G., Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration* 4, S29–S38
- Powers, J. S., Montgomery, R. A., Adair, E. C., Brearley, F. Q., DeWalt, S. J., Castanho, C. T., Chave, J., Deinert, E., Ganzhorn, J. U., Gilbert, M. E., González-Iturbe, J. A., Bunyavejchewin, S., Grau, H. R., Harms, K. E., Hiremath, A., Iriarte-Vivar, S., Manzano, E., de Oliveira, A. A., Poorter, L., Ramanamanjato, J. B., Salk, C... & Lerdau, M. T. (2009). Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, 97(4), 801–811.
- Rich, P. M. (1989). *A manual for analysis of hemispherical canopy photography* (No. LA-11733-M). Los Alamos National Lab.
- Vásquez, G. (1988). Crecimiento de un bosque de guandal explotado en el litoral pacífico colombiano: estudio del crecimiento diamétrico. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente. Medellín*, 5, 35-62.