



INFORME DE VALORACION ECONOMICA DE LOS SERVICIOS ECOSISTEMICOS DEL BOSQUE PROTECTOR CERRO BLANCO



Director:

Julián Alfredo Pérez Correa

Coordinador General:

Cristian Barros Díaz

Coordinadora Logística:

Anahí Vargas Tapia

Especialista en Valoración Económica:

Verónica Chang Estrella

Técnico en Valoración Económica:

Isaías Borja Yenchong

Asistente:

Daniela Guamán

Cita sugerida:

Chang, V., Borja, I., Vargas, A., Barros-Díaz, C., & Pérez-Correa, J. (2025). Valoración económica de los servicios ecosistémicos del Bosque Protector Cerro Blanco. Fundación JAPU. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15033474>

JAPU es una ONG legalmente constituida en Ecuador mediante el [Acuerdo Ministerial N° 2021-015](#) otorgado por el Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE). Y acreditada como «Entidad de Investigación Científica» por la [SENESCYT](#) con número de registro ACR-UNIDAD-24-5.

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS:	1
RESUMEN	2
INTRODUCCIÓN	3
1. METODOLOGÍA	8
1.1. Área de estudio	8
1.2. Métodos de valoración	9
1.3. Servicios de protección de biodiversidad y otros de uso indirecto y no uso 12	
1.4. Servicio de almacenamiento de carbono	20
2. RESULTADOS	26
2.1. Servicios de conservación de biodiversidad y otros de uso indirecto	26
2.2. Servicio de almacenamiento de carbono	31
4. DISCUSIÓN	36
4.1. Servicio de conservación de biodiversidad y otros de uso indirecto	36
4.2. Servicio de almacenamiento de carbono	38
4.3. Otros servicios ecosistémicos	43
5. CONCLUSIONES	46
6. REFERENCIAS	49
7. APÉNDICE	61
7.1. Apéndice I. Clasificación por K-medias con todas las bandas Sentinel-2 (10m y 20m), índices de vegetación y altura de dosel.	61
7.2. Apéndice II Servicios de turismo y recreación - Método de Costo de Viaje (TCM) 62	
7.3. Apéndice III. Fuentes de datos de densidad de madera	68

AGRADECIMIENTOS:

Agradecemos a la Autoridad Aeroportuaria de Guayaquil por el financiamiento brindado para la realización de este estudio. A la Fundación Pro-Bosque, por su apoyo y por permitir el acceso a las áreas de estudio necesarias para el desarrollo de la investigación. A Nancy Hilgert Valderrama nuestra consejera y ejemplo a seguir. Expresamos también nuestro reconocimiento a Daniela Guamán, por su valiosa contribución en el levantamiento de datos para la valoración de la biodiversidad. Su colaboración ha sido fundamental para el éxito de este trabajo. Y así mismo a todos y cada uno de los miembros del equipo JAPU, que permitieron que el proyecto sea el mejor en el que hemos trabajado hasta la fecha.

RESUMEN

El Bosque Protector Cerro Blanco (BPCB) es uno de los remanentes de Bosque Seco Tropical (BST) mejor conservados en Ecuador y su carácter único en la ciudad de Guayaquil implica que es primordial para la provisión de servicios ecosistémicos (SE, beneficios generados por ecosistemas hacia las personas). Sin embargo, estos beneficios son infravalorados y la información sobre ellos es deficiente, algo exacerbado por la presión antrópica, pues la degradación ambiental reduce la capacidad de provisionar SE. El objetivo de este estudio es valorar económicamente los SE del BPCB y con la información generada se espera crear conciencia sobre su valor, demostrar la importancia económica de invertir en programas ambientales y permitir la implementación de políticas de desarrollo sostenible eficientes. Fueron valorados dos SE: conservación de biodiversidad (soporte: uso indirecto, opcional y no uso), por medio de valoración contingente; y almacenamiento de carbono (regulación: uso indirecto), utilizando datos forestales, clasificación de cobertura de suelo y precios de mercado. También se identificaron las tasas de visitas al BPCB de zonas de Guayaquil, Daule, Durán y Samborondón, como potenciales demandantes de servicios recreativos. Se encontró que los beneficios de la conservación de biodiversidad estudiados equivalen a 40 542 761,61 USD anuales. Mientras que la reserva de carbono en árboles se estima en 6 587 919,76 USD o 6 263,34 USD ha⁻¹, la densidad de carbono aéreo fue alta en comparación a otros BST. Adicionalmente, se espera que el valor total del BPCB sea considerablemente mayor al incluir los SE no contemplados aquí y sectores de la población no alcanzados. Esto evidencia que la protección y restauración de ecosistemas tienen beneficios socioeconómicos importantes, por lo que implementar planes enfocados a salvaguardarlos es crítico para la prosperidad de las personas.

INTRODUCCIÓN

Un ecosistema es un área geográfica en donde sus organismos vivos como plantas, animales y microorganismos, así como el clima y los paisajes, interactúan entre sí como un sistema interdependiente. Los servicios ecosistémicos (SE) son los beneficios generados de esta interacción hacia las personas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) y sus contribuciones directas e indirectas al bienestar humano (TEEB, 2010). Estos SEs están agrupados en cuatro categorías: servicios de aprovisionamiento, como la producción de alimento y agua; servicios de regulación como el control de inundaciones; servicios culturales como la educación y la recreación; y los servicios de soporte, necesarios para mantener todos los demás servicios, como el ciclo de los nutrientes y la formación del suelo (Figura 1).



Figura 1. Clasificación de los servicios ecosistémicos. Fuente: MEA (2005).

Todas las personas dependemos de los recursos naturales y sus SE para nuestro bienestar general, sin embargo, los SE son frecuentemente ignorados o subvalorados debido a la incertidumbre y la ausencia de mercados (Constanza et al., 1997). En los mercados económicos, los ecosistemas son típicamente valorados en relación a los bienes que se pueden extraer de ellos. No obstante, mucha información correspondiente al valor de los bienes extraíbles es todavía insuficiente y es aún más

desafiante para otros SE, debido a la escasez de mercados o mercados en etapas tempranas como es el caso del carbono y agua (FAO, 2022). Estos vacíos en la información y subestimación del valor de los beneficios ecosistémicos promueven el manejo insostenible de los recursos y que su protección raramente sea considerada en la toma de decisiones, contribuyendo a su degradación y posible desaparición (Hancock, 2010).

Durante las últimas décadas, los humanos hemos alterado los ecosistemas muy rápida y extensivamente, principalmente para cumplir las demandas de alimento, agua, madera, fibra y combustible. Sin embargo, las consecuencias de estas intervenciones, además de poner en riesgo a los ecosistemas y de ocasionar degradación de sus SE, han causado daño a comunidades que dependen de ellos (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La evidencia ha demostrado que los bosques y otros ecosistemas aportan al bienestar de las comunidades rurales por su alimento, refugio, salud e ingresos (FAO, 2022). Adicionalmente, a medida que la degradación ambiental se intensifica, se reduce la capacidad de los ecosistemas de mantener su capacidad funcional y de provisionar SE, por ejemplo, la pérdida de bosques nativos debido a la deforestación ha tenido un impacto negativo en la cantidad y calidad de agua dulce, así como en la producción de subsistencia para pequeños agricultores al reducir la polinización y el rendimiento agrícola.

La capacidad de los ecosistemas de proporcionar los servicios esenciales de los que dependen las sociedades sigue disminuyendo. De las 18 categorías de contribuciones de la naturaleza que se analizaron en la Evaluación Mundial sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas de la IPBES, 14 han tenido una tendencia decreciente en los últimos 50 años. Se ha determinado que casi todas las categorías relacionadas con la regulación de procesos ambientales, como la regulación de la calidad del agua y aire, la regulación del clima, la polinización, la regulación de plagas y enfermedades y la provisión de hábitats, están en declive. Específicamente, se ha señalado como dificultad para alcanzar la meta de Aichi 14, de restaurar y salvaguardar los ecosistemas que proporcionan servicios esenciales, la falta de financiación para investigaciones, incluidas las relacionadas con la valoración económica y programas de infraestructura verde (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2020).

Desde el punto de vista económico, las pérdidas de los recursos naturales y sus SE tienen consecuencias económicas directas, convirtiéndose en un riesgo sistémico para el desarrollo global y afectando principalmente a las comunidades rurales en pobreza (World Economic Forum, 2020). Así mismo, los científicos predicen que si las tasas de degradación actuales continúan con la misma tendencia, algunos biomas pueden cruzar puntos de inflexión irreversibles, con impactos económicos y sociales de gran alcance (T.M. Lenton, and H.T.P. Williams, 2013). Por ejemplo, la conversión de un bosque en un campo agrícola intensivo, sin considerar la pérdida de los SE que provee, podría resultar en pérdidas económicas a largo plazo, como sequías extendidas, cambios en los patrones climáticos, declinación en la producción agrícola, etc. Por lo tanto, las prácticas de gestión y mitigación de tales riesgos, requiere un cambio fundamental en el pensamiento sobre el valor de la naturaleza, incluida la valoración y contabilización del capital natural y los costos de degradación de los ecosistemas, y la valoración de los SE asociados, dentro del desarrollo económico.

La valoración económica permite asignar valores monetarios a los SE, revelando información sobre el funcionamiento de los ecosistemas para entender y comunicar los beneficios que éstos proveen a la sociedad. Además, la estimación del valor económico asociado a los cambios en los SE, facilita la toma de decisiones en el uso de los ecosistemas, demostrando los valores económicos implícitos del costo-beneficio entre el desarrollo y la conservación, es decir, permite evaluar escenarios con respecto a los SE que provee un ecosistema versus el costo que implicaría prescindir de ellos. Por ejemplo, la conservación de áreas protegidas para la regulación y suministro de agua considerando que las áreas protegidas proporcionan agua dulce a casi dos tercios de la población mundial que vive aguas abajo (Harrison I. J., et al., 2016). Igualmente, la valoración económica permite revelar la importancia relativa y la prioridad de los SEs, guiando la planificación estratégica, la gestión de presupuestos y la asignación de recursos. Por lo tanto, los agentes tomadores de decisiones, deben conocer los SEs generados por el capital natural en las zonas bajo su responsabilidad. De igual importancia, cuál es el riesgo de perderlos, qué población se vería perjudicada, qué medidas de mitigación serían necesarias para evitar perderlos, cuáles serían los costos económicos asociados, quién incurre en estos costos, dónde y cuándo. Las valoraciones pueden ayudar a desarrollar la base de

evidencia local necesaria, abordando las relaciones entre los ecosistemas y los beneficiarios de los SE que están siendo evaluados.

Entre los años 1980 y 2000, los bosques secos tropicales (BST) en América Latina han experimentado una pérdida de aproximadamente el 12% de su hábitat y área boscosa (Miles et al., 2006), convirtiéndose en uno de los ecosistemas más amenazados en el Neotrópico (Calvo-Alvarado, McLennan, Sanchez-Azofeifa, & Garvin, 2009; Rivas, C.A., Guerrero-Casado, J. & Navarro-Cerillo, R.M, 2021). No obstante, la evidencia científica ha demostrado la importancia de los BST en términos de biodiversidad demostrando niveles altos de endemismo, su potencial de secuestrar y almacenar carbono, aprovisionamiento de agua y la provisión de otros servicios ecosistémicos asociados como el turismo y recreación (Portillo-Quintero et al., 2015).

En Ecuador, el Bosque Protector Cerro Blanco (BPCB) es considerado uno de los remanentes de BST mejor conservados y que originalmente cubría un área de dos millones de hectáreas en la costa ecuatoriana (Horstman, 1998). El BPCB es considerado capital natural de gran relevancia ambiental para nuestra ciudad y su carácter único en la ciudad implica que puede jugar un papel primordial en la provisión de servicios ambientales para su población. La importancia del BPCB también radica en la gran biodiversidad y niveles significativos de endemismo reportados que atribuye a la región una alta vulnerabilidad a la extinción de poblaciones importantes de especies amenazadas. Recientemente, la Fundación JAPU registró el primer caso de leucismo en monos aulladores, señalando la presencia de endogamia en esta población aislada y alertando el futuro de su supervivencia (Barros, et al., 2022). Desafortunadamente, a pesar de su importancia, para el BPCB (y bosques secos en general), los datos que cuantifican el valor económico de sus servicios ecosistémicos son muy escasos, insuficientes, o poco confiables.

Con respecto a los valores de la naturaleza y la valoración para la toma de decisiones, se identificó como limitantes primordiales la falta de recursos, las brechas en el data e investigación, la falta de literatura disponible para el análisis de las correlaciones subyacentes, los esfuerzos de recopilación de información para comprender las formas de valorar en algunos contextos, culturas, generaciones, géneros, comunidades, roles sociales y la consideración de sus valores en la toma de decisiones. (Kelemen, E., et al., 2022). De igual importancia, los desafíos en la

valoración económica de los SE incluyen la interdependencia y las compensaciones entre los SEs; la determinación de escalas espaciales y temporales apropiadas; los umbrales críticos del ecosistema; efectos acumulativos; y aspectos éticos de la valoración, como los riesgos asociados con la mercantilización de los recursos naturales.

Para efectos de este análisis, se priorizaron los SE de Conservación de la Biodiversidad y Almacenamiento de Carbono. Estos SE valorados fueron identificados de acuerdo a los siguientes criterios de importancia ambiental, económica y social para la ciudad y población de Guayaquil:

1. Los SE que están en riesgo debido a su declive o riesgo de disminuir sus contribuciones a la sociedad.
2. Las opciones y tendencias en las políticas locales y globales y la capacidad para la operatividad de inclusión de los SE en la toma de decisiones.
3. Las preferencias, gustos y usos de los recursos y servicios ambientales de la población actual y tendencias.
4. Los SE que están directa o indirectamente relacionadas con la generación de empleos e ingresos, información y educación para la comunidad.

El presente estudio generará información que esté disponible para los múltiples factores clave y tomadores de decisiones, involucrados en la conservación de los recursos naturales y en la planificación de las políticas de desarrollo a nivel local y global. Principalmente, se aspira: (1) crear conciencia sobre las contribuciones de los BST, más específicamente el BPCC, a la sociedad y del valor de sus servicios ambientales; (2) demostrar la importancia económica de invertir en la conservación, restauración y efectivo manejo de este ecosistema para el bienestar de la población demostrando coherencia entre las prioridades de desarrollo y la equidad y bienestar de los distintos actores sociales; y (3) permitir la eficiente implementación de políticas de desarrollo sostenible mediante data e información actualizada, alineada con las Metas Aichi para la Biodiversidad y los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS).

1. METODOLOGÍA

1.1. Área de estudio

Bosque Protector Cerro Blanco (BPCB)

El BPCB es una reserva natural de 5,959 hectáreas de Bosque Seco Tropical (BST) ubicado en la costa de Ecuador, provincia del Guayas (2° 11 '0' 'S, 80° 3' 0 " O). Se encuentra junto a Guayaquil (Figura 2), una ciudad de más de 2,5 millones de habitantes (DUPOT, 2021) y la de mayor importancia comercial del país. El bosque es administrado por la Fundación Pro-Bosque y cuenta con el respaldo de la empresa de cemento (HOLCIM), que opera en las áreas adyacentes. Esta área protegida posee una gran biodiversidad y niveles significativos de endemismo reportados (Sheets & Mischler, 2007), pero también una alta vulnerabilidad a la extinción de poblaciones importantes de especies amenazadas. Por estos motivos, el BPCB ha fijado la atención para el turismo nacional e internacional, la educación y la investigación científica.



Figura 2. Área de estudio y ubicación de parcelas de muestreo.

Sectores de la población cercana al BPCB, incluidos asentamientos ilegales, carecen de acceso a ciertos servicios básicos (Figura A3b) y tienen ingresos muy bajos, por lo que el incentivo para cosechar madera y cazar o capturar animales silvestres para

el comercio ilegal es extremadamente fuerte. Los nuevos colonizadores ilegales consideran que el bosque en pie es apropiado para usos alternativos de la tierra y, por lo tanto, el costo de oportunidad de conservar la cubierta forestal es muy alto. En resumen, entre las principales amenazas directas hacia el BPCB, podemos mencionar la tala ilegal debido al alto valor de la madera, lo que aumenta la presión sobre la cubierta forestal y el hábitat para la vida silvestre (Cun, 2012); la caza y la captura ilegal de especies, la roza y quema para invasión de terreno. Esta situación podría empeorar debido a que las estrategias de control y ejecución de las leyes sobre estas prácticas ilegales en el país son ineficientes e insuficientes.

1.2. Métodos de valoración

El valor económico que representan los beneficios producidos por los servicios ecosistémicos puede ser entendido según el concepto de Valor Económico Total, o TEV por sus siglas en inglés. Este se refiere a la suma de los valores generados por el capital natural tanto en el presente como el futuro a través de un enfoque utilitario, es decir, en base al beneficio humano que proveen o pueden ser obtenidos de ellos (TEEB, 2012). Aunque este punto de vista antropocéntrico es inevitablemente incompleto (en especial en lo que respecta a valores intrínsecos), permite revelar relaciones socio-ecológicas y reflejar los cambios en los SE así como los efectos de las decisiones humanas en unidades monetarias.

Bajo el marco TEV, el valor de un ecosistema puede ser dividido en dos categorías: valor de uso y valor de no uso (Figura 3). La primera hace referencia a los beneficios derivados del uso directo de un ecosistema (ej. extracción de alimentos, medicina o madera y actividades de recreación), del uso indirecto de las funciones de un ecosistema (ej. regulación de clima, protección contra inundaciones, purificación del agua) y los derivados de contar con la opción de uso a futuro. La segunda categoría engloba los beneficios que no están relacionados al uso directo o indirecto.



Figura 3. Clasificación de valor de servicios ecosistémicos según marco Valor Económico Total (TEV). Fuente: TEEB (2012).

En términos generales, los SE pueden valorarse utilizando dos tipos de métodos: los basados en análisis de valor de mercado y los basados en análisis de curva de demanda. Los últimos ampliamente identificados como métodos directos e indirectos.

Métodos basados en valores de mercado

Se aplican valores de mercado para valorar a los SE. También pueden utilizar los beneficios como sustitutos o basarse en los costos y gastos relacionados. Una ventaja clave de los enfoques de valor de mercado es que utilizan datos de mercados reales y, por lo tanto, reflejan las preferencias o los costos reales para las personas. Otras ventajas importantes es que son relativamente fáciles de entender y que requieren menos datos y recursos que otros métodos. Estos métodos son útiles para proporcionar estimaciones aproximadas de los valores económicos de los SE, pero están sujetos a restricciones, por ejemplo, no consideran las preferencias sociales o el comportamiento de las personas en la ausencia de los SE. Además, los costos no necesariamente reflejan el valor de reemplazar o restaurar a los SE. Algunos autores argumentan que estos métodos podrían subestimar o sobreestimar el valor de los SE.

Métodos basados en la curva de demanda

Cuando los valores de mercado no estén disponibles, los métodos basados en la curva de demanda pueden ser utilizados mediante métodos directos e indirectos. Los métodos directos también se conocen como "preferencias reveladas" porque utilizan

datos sobre las preferencias observadas y el comportamiento real de los individuos para derivar valores. Los dos métodos principales en esta categoría son el Costo de Viaje y la fijación de Precios Hedónicos. Los métodos indirectos, también conocidos como “preferencias declaradas”, involucran la obtención de valoraciones/preferencias individuales a través de encuestas en las que se hacen preguntas hipotéticas a los encuestados sobre su disposición a pagar por ciertos SE. Los dos más utilizados son la valoración contingente y el modelo de elección.

La Tabla 1, proporciona una comparación resumida de los SE seleccionados y sus métodos de valoración más adecuados, su justificación, grado de complejidad y las condiciones y limitantes para la implementación.

Tabla 1. SE seleccionados y sus métodos de valoración.

Servicio ecosistémico	Método de valoración		
	Nombre	Descripción	Condiciones y limitaciones
Servicio de regulación – uso indirecto			
Almacenamiento de carbono	Precio de Mercado (MP, Market Price)	Se toma como referencia los precios de mercado observados, precios de mercado para el servicio a estimar	Relativamente simple Mercados confiables y accesibles deben estar establecidos Algunos precios de mercado pueden estar sobre o subestimados. El FMI sugiere que el valor debe ser superior al actual considerando los daños causados por el cambio climático.
Servicio de soporte – uso indirecto/opción/no uso			
Protección de ecosistemas (biodiversidad)	Valoración contingente (CV, Contingent Valuation)	Preguntar directamente a los encuestados su disposición a pagar por el servicio ecosistémico (WTP, Willingness To Pay)	Complejos Encuestados deben estar familiarizados con el SE en estudio Vulnerable a muchas fuentes de sesgo Requiere un diseño de encuesta cuidadoso Alta demanda de recursos e información

1.3. Servicios de protección de biodiversidad y otros de uso indirecto y no uso

Selección de metodología

De los métodos de valoración descritos anteriormente, aquellos basados en el mercado se emplean cuando el beneficio generado se puede comprar y vender directamente en los mercados, sin embargo, rara vez se utilizan para valorar la biodiversidad porque muchos de los beneficios de la biodiversidad no se pueden intercambiar en los mercados. Las técnicas de preferencias reveladas, en cambio, se aplican cuando existe la disponibilidad de datos de mercado para bienes y servicios relacionados a la biodiversidad, no obstante, podrían ser difíciles de aplicar dada la complejidad de los sistemas y la relación directa con la información de los mercados, la que usualmente es limitada. En las técnicas de preferencia declarada, se pregunta a las personas cuánto estarían dispuestas a pagar por el servicio que ofrece un recurso de la biodiversidad. Estas metodologías, el método de valoración contingente y el modelo de elección, son las únicas que pueden medir valores de no uso o pasivos como la biodiversidad. Ambos son métodos hipotéticos, sin embargo, el modelo de elección difiere de la valoración contingente porque se centra en las compensaciones entre escenarios con características diferentes, por lo tanto, el modelo de elección es especialmente adecuado para decisiones donde un conjunto de posibles acciones podría resultar en diferentes impactos sobre los servicios ambientales. Así, el método más adecuado, y más ampliamente utilizado en valoraciones (no de mercado), elegido para estimar el valor del servicio de biodiversidad, fue el método de valoración contingente.

Método de Valoración Contingente (MVC)

El MVC se puede utilizar para estimar tanto los valores de uso como los de no uso. Se llama valoración “contingente”, porque se pide a las personas que declaren su Disposición a Pagar (DaP), dependiendo de un escenario (mercado) hipotético específico y una descripción del servicio ambiental, que resulte en un beneficio a un costo específico (oferta específica). En este caso el servicio de protección de la biodiversidad del BPCB. Este método generalmente implica encuestar a una muestra

de personas sobre la cantidad (en términos monetarios) que estarían dispuestos a pagar para mejorar o conservar la biodiversidad.

El MVC es un método popular para valorar la biodiversidad ya que tiene el potencial para capturar beneficios de la biodiversidad, es flexible y funciona muy bien para valorizar servicios que son fácilmente identificables por los usuarios. Sin embargo, existen problemas con la metodología como la tendencia a los sesgos (Hausman, J. 2012). Por ejemplo, cuando los encuestados dan una respuesta sesgada para influenciar en su respuesta o cuando le dan valor a un atributo sin conocer mucho de él. Abordar los sesgos se puede hacer principalmente a través de un formulario de encuesta cuidadosamente elaborado, aplicando estrategias de mitigación actuales destinadas a abordarlos (Sajise, A. J., et al., 2021). De este modo, podríamos mencionar como prácticas de mitigación de sesgos, aplicadas en este estudio, la formulación de preguntas para identificar protestantes y preguntas de elección dicotómicas, la creación de un escenario de mercado creíble e información clara al proporcionar datos precisos, verosímiles y bien organizados en el cuestionario. Finalmente, cabe enfatizar que la valoración contingente sigue siendo una metodología muy dinámica y en evolución en donde las aplicaciones reales son muy diversas y dependen del campo y el contexto en el que se trabaja.

Delimitación de la población

La población objetivo comprende a las parroquias urbanas del cantón Guayaquil y sus parroquias satélites La Aurora y La Puntilla, de los cantones Daule y Samborondón, respectivamente. La cantidad total de habitantes de Guayaquil fue tomada de la proyección para el año 2020 realizada por la Dirección Municipal de Planificación Urbana, Proyectos y Ordenamiento Territorial (DUPOT, 2021) y para La Puntilla se proyectó al mismo año asumiendo un crecimiento lineal y la tasa de crecimiento calculada en el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2015-2019 del Cantón Samborondón (Gobierno Autónomo Descentralizado del cantón Samborondón, 2014). Por falta de información oficial actualizada disponible, la población de La Aurora se definió en 155 000 hab. en base a estimaciones de medios locales (Andrade, 2022; “Daule, Destino Para Crecimiento Inmobiliario y Comercial,” 2022).

Debido a que el método de valoración contingente se basa en las decisiones económicas que tomarían los encuestados en escenarios hipotéticos, se seleccionó únicamente a los mayores de 20 años de edad, asumiendo que a edades menores no se cuenta con la capacidad de tomar este tipo de decisiones. Se estableció que el 61% de los habitantes cumple con esta condición, valor que corresponde al promedio entre los porcentajes de personas mayores de 20 años de los tres cantones antes referidos.

Adicionalmente, fue excluida la porción de la población en situación de pobreza o pobreza extrema de la ciudad de Guayaquil (11,2%), según datos de la Encuesta Nacional de Empleo, Desempleo y Subempleo (ENEMDU) realizada por el INEC en diciembre del 2019 (INEC, 2020), pues, como se detalla más adelante, el método de encuesta no tuvo alcance en estos sectores. Esta decisión equivale a asignar a este grupo una DaP igual a cero, pero como la DaP es con frecuencia inversamente proporcional a los ingresos, la subestimación del valor del BPCB causada se espera sea leve. No fue posible tomar la misma consideración para el resto de las parroquias debido a la inexistencia de información disponible, sin embargo, ya que son calificadas como de estratos socioeconómicos medio a alto, el impacto se estima poco significativo.

Así, la población total considerada para este estudio fue de 1 579 383 habitantes de Guayaquil, La Aurora y La Puntilla, mayores de 20 años de edad y fuera de situación de pobreza (Tabla 2).

Tabla 2. Población objetivo para valoración contingente

<u>Cantón/ Parroquia</u>	<u>Número de habitantes</u>	<u>Habitantes ≥ 20 años</u>	<u>Pobreza (≥ 20 años)*</u>	<u>Población de estudio</u>
Guayaquil	2 660 387	1 622 836	181 758	1 441 078
La Aurora	155 000	94 550	0	94 550
La Puntilla	71 729	43 755	0	43 755
Total	2 887 116	1 761 141	181 758	1 579 383

* habitantes en situación de pobreza en La Aurora y La Puntilla igual a cero debido a falta de información disponible.

Diseño de formulario de encuesta

El formulario estuvo compuesto por tres secciones: i) preguntas actitudinales, ii) introducción, iii) disposición a pagar y iv) preguntas demográficas.

i) *Preguntas actitudinales.* En esta sección se evaluó las características actitudinales utilizando la versión simplificada de la Escala de Conectividad con la Naturaleza (ECN, Mayer & Frantz, 2004) propuesta por Pasca et al. (2017). Una alta conexión con la naturaleza ha sido relacionada a comportamientos proambientales y mayor disposición a pagar para la conservación (Arendt & Matthes, 2016; Sato et al., 2021; Sparks et al., 2020).

ii) *Introducción.* Los encuestados debieron responder si han visitado o conocen el BPCB, así como los motivos de su visita o no. Además, indicaron si trabajan o viven cerca del área protegida; en caso de ser así, se consideró que mantienen una relación con el BPCB. Posteriormente se mostró un video explicativo donde se describieron las principales características del BPCB, sus SE, las amenazas que enfrenta y las estrategias propuestas para su conservación. Se concluyó preguntando si cree que el contenido del video es real.

iii) *Disposición a pagar (DaP).* Se preguntó a los encuestados si consideran importante preservar el BPCB y si estarían dispuestos a realizar una donación para financiar su conservación. A los que dieron una respuesta negativa a alguna de estas preguntas se les asignó un valor de DaP = 0, caso contrario se procedió a preguntar la cantidad anual a donar siguiendo la metodología detallada más adelante (*Modelo econométrico*). En ambos casos, se preguntó la motivación para donar o no donar. Adicionalmente, los que quisieron donar tuvieron que indicar qué tan seguros están de hacerlo en una escala del 1 al 10.

iv) *Preguntas demográficas.* Las preguntas incluyeron la edad y sexo de la persona encuestada, rango de ingresos familiares mensuales y nivel de educación de la cabeza del hogar.

Preguntas auxiliares

Como se describió anteriormente, en las diferentes secciones del cuestionario se incluyó preguntas auxiliares con el fin de conocer el perfil de las personas encuestadas. Parte de los datos recopilados fueron utilizados como variables predictoras de la DaP, mientras que otras preguntas tuvieron el propósito de identificar actitudes de protesta, reducir el sesgo de hipótesis o limitar el análisis a los SE de existencia y uso indirecto.

Las protestas son aquellas respuestas que no reflejan la verdadera DaP por un bien o servicio ambiental (Frey & Pirscher, 2019). Los motivos para que una persona tenga estos comportamientos son variados, aunque se destacan los siguientes: comportamientos estratégicos, inconformidad con el vehículo de pago (ej. impuestos) o la encuesta en general, creer que no es justo pagar por el bien/servicio en cuestión o que son otras personas o instituciones las que deberían pagar, falta de información suficiente para llegar a una respuesta y creer que no es correcto asignar un valor monetario al bien/servicio (Frey & Pirscher, 2019).

Aunque en la actualidad no existe consenso sobre cómo tratar este tipo de respuestas que, al no reflejar únicamente preferencias económicas, pueden sesgar los resultados de la valoración contingente, lo más común es que sean eliminadas. Este procedimiento, sin embargo, puede ser a su vez causa de sesgo (Frey & Pirscher, 2019; Jorgensen & Syme, 2000), por lo que una alternativa es presentar resultados bajo diferentes tratamientos (Halstead et al., 1992). Para identificar a las personas con comportamientos de protestas en este estudio, a quienes declararon no estar dispuestos a donar se les consultó su principal motivo. Fueron considerados protestantes aquellos cuya motivación correspondía a uno de los enunciados que se muestran en la Tabla 7. Posteriormente, las protestas fueron abordadas de dos formas: se excluyeron de los análisis siguiendo la práctica habitual o se asignó una $DaP = 0$ a los protestantes. Con el segundo tratamiento se obtuvo resultados conservadores considerados el límite inferior, pues es de esperarse que la DaP real de los protestantes sea mayor a cero (Halstead et al., 1992).

El sesgo de hipótesis, por su lado, ocurre cuando una persona sobreestima su DaP al ser consultados sobre una situación hipotética. Una de las estrategias que ha mostrado buenos resultados para reducir este efecto es el uso de escalas de certidumbre, en donde el encuestado señala su nivel de seguridad de donar el valor indicado (Loomis, 2014; Morrison & Brown, 2009). De esta manera la DaP de quienes tienen un nivel de seguridad menor a determinado límite, en este caso 7, es recodificada como 0 USD (Loomis, 2014). Por último, se identificaron los usuarios del BPCB como aquellos que han visitado el área protegida al menos una vez en los últimos 12 meses. Como el objetivo de este estudio es valorar el los SE de no uso, uso indirecto y opcional, todos esos usuarios fueron excluidos del análisis.

Levantamiento de información

El levantamiento de información fue realizado mediante encuestas en línea llevadas a cabo por la empresa especializada Amanta Data. El formulario fue probado en un piloto en el que participaron 15 personas de Niveles Socioeconómicos (NSE) medio alto, medio típico, medio bajo, según la base de datos de la encuestadora. Se excluyó al NSE bajo debido a las brechas para el acceso al internet. El objetivo del piloto fue identificar las cantidades a utilizar en la pregunta de valoración (DaP), refinar el diseño experimental y realizar pruebas estadísticas iniciales de las hipótesis, entre otras (Johnston et al. 2017).

Para la encuesta final se utilizó un muestreo estratificado. Se seleccionaron aleatoriamente 70 personas de la población objetivo por cada NSE antes mencionado, para garantizar que sean representativos del estrato. Se ofreció participar en un sorteo de premios monetarios a quienes respondan el formulario, pero responder la encuesta fue voluntario, por lo que el levantamiento continuó hasta completar la cuota de cada NSE. De esta manera, se obtuvo un total de 210 formularios completos a lo largo de dos semanas.

Análisis de variables demográficas

Se compararon las características demográficas de los protestantes y el resto de la muestra utilizando la prueba exacta de Fisher (sexo y relación con el BPCB) y Kruskal-Wallis (nivel de educación, ingresos familiares, edad y ECN), con un nivel de confianza de 0,05.

Modelo econométrico

A continuación, se describen las generalidades del modelo utilizado en este estudio. Una especificación más detallada puede encontrarse en Aizaki et al. (2014) y Aizaki et al. (2022).

Debido a su mayor eficiencia estadística en comparación con formatos dicotómicos simples, para este estudio se utilizó el modelo de Valoración Contingente por Dicotómicas Doblemente Acotadas (DBDC-CV, por sus siglas en inglés) propuesto por Hanemann et al. (1991). Este consiste en preguntar de forma consecutiva a cada encuestado si está dispuesto o no a donar dos cantidades monetarias diferentes. El primer valor es seleccionado aleatoriamente de un conjunto de opciones previamente definidas (en este caso, 10 USD, 25 USD y 50 USD, pues fueron las cantidades más frecuentes en un estudio piloto con el formato de pregunta abierta), en tanto que el segundo depende de la respuesta a la propuesta inicial: si es positiva, a continuación, se preguntó por el doble del dinero, pero si la respuesta fue negativa, para la siguiente pregunta se utilizó la mitad.

De esta manera, existen cuatro escenarios posibles: i) “sí” a ambas preguntas (sí-sí), ii) “no” a ambas cantidades (no-no), ii) “sí” al primer valor y “no” al siguiente (sí-no) y iv) “no” a la primera pregunta y “sí” a la segunda (no-sí). Al recopilar más información, se logra afinar los límites del intervalo dentro del cual se estima que esté la disposición a pagar real, reduciendo así el esfuerzo de muestreo requerido en comparación a formatos dicotómicos tradicionales (Hanemann et al., 1991).

Preguntas iterativas, como el modelo DBDC, pueden sufrir de ciertos inconvenientes principalmente relacionados a la compatibilidad de incentivos, pues asumen que ambas respuestas provienen de una misma función de probabilidad, supuesto que puede no ser cumplido (Bishop & Boyle, 2018; Johnston et al., 2017; Watson & Ryan, 2007). Este es uno de los motivos por los que, siempre que sea posible, el formato dicotómico simple (SBDC) suele ser recomendado (Bishop & Boyle, 2018; Johnston et al., 2017). A pesar de sus limitaciones, gracias a su eficiencia estadística considerablemente mayor respecto al SBCC, el modelo DBDC es útil cuando solo se cuenta con un tamaño de muestra pequeño, como fue el caso de este estudio (Hanemann et al., 1991; Johnston et al., 2017).

Se modelaron dos funciones de distribución de probabilidad de DaP según el tratamiento dado a las protestas: el modelo Sin Protestas (SP) y modelo Con Protestas (CP, DaP de protestas igual a cero), utilizando regresiones logísticas y la solución de esquina elaborado por Kriström (1997) y Yoo & Kwak (2002), pues no se consideran posibles DaP negativas y gran parte de las personas declararon una DaP = 0 (104 personas, 49,52%).

Las variables explicativas fueron cinco: ECN, correspondiente a la suma de los enunciados de la escala de Conexión con la Naturaleza, edad y sexo de los encuestados, ingresos familiares y BID, que se refiere a la cantidad de dinero a donar preguntado a cada persona (Tabla 3). Para el caso de los ingresos familiares, esta fue transformada de ordinal (rangos de ingresos mensuales) a numérica. Otras variables como nivel de educación y relación con el BPCB no fueron incluidas por estar correlacionadas significativamente con los ingresos familiares, en parte debido a que el BPCB se encuentra en un sector de estrato social medio a alto.

Las regresiones fueron realizadas con el paquete *DCchoice* (Aizaki et al., 2022), el mismo que fue utilizado para estimar la media y mediana de las funciones y sus respectivos intervalos de confianza a través de *bootstrapping* (1 000 iteraciones). Para cuantificar los beneficios monetarios que representan anualmente los servicios ecosistémicos de existencia, uso indirecto y opcional del BPCB, se multiplicó los valores de DaP medios por la cantidad de personas que conforman la población objetivo.

Tabla 3. Variables usadas en modelos de Disposición a Pagar (DaP)

Variable	Descripción	Tipo	Niveles/Rango
ECN	Puntaje en Escala de Conexión con la Naturaleza	Numérica	Sin protestas: [8, 35] Solo protestas: [9, 35]
Edad	Edad de encuestado	Numérica	Sin protestas: [20, 72] Solo protestas: [22, 67]
Sexo	Sexo de encuestado	Nominal	a. Hombre b. Mujer c. No binario [1, 7]
Ingresos familiares	Grupo de ingresos familiares mensuales, transformados a escala numérica	Numérica	1. Menos de 500 USD 2. Entre 500 USD y menos de 1000 USD 3. Entre 1000 USD y menos de 2000 USD 4. Entre 2000 USD y menos de 3000 USD 5. Entre 3000 USD y menos de 4000 USD 6. Entre 4000 USD y 5000 USD

Variable	Descripción	Tipo	Niveles/Rango
			7. Más de 5000 USD
BID	Cantidad de dinero propuesta a encuestados	Numérica	[0, 100]

1.4. Servicio de almacenamiento de carbono

Parcelas de muestreo

La información forestal fue obtenida de catorce parcelas temporales de 0,1 ha (10m x 100m) establecidas originalmente para un estudio de biodiversidad y ubicadas de manera sistemática en diferentes zonas del BPCB (Figura 2, Tabla 4). En cada una de ellas se tomaron en cuenta sólo aquellos árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 5 cm, de los cuales se registró el diámetro y se estimó la altura de copa; adicionalmente, los individuos fueron identificados a nivel de especie o, en su defecto, el taxón más específico posible. A pesar de que también fueron recopilados datos de la vegetación arbustiva y herbácea, actualmente no se cuentan con metodologías no destructivas para la estimación de carbono en estos estratos de forma fiable, por lo que fueron excluidos.

Tabla 4. Coordenadas referenciales de parcelas de muestreo

Parcela	Latitud	Longitud	Parcela	Latitud	Longitud
P01	2°07'55"S	80°05'31"O	P08	2°09'01"S	80°02'33"O
P02	2°08'03"S	80°05'25"O	P09	2°09'60"S	80°01'12"O
P03	2°08'10"S	80°05'15"O	P10	2°10'05"S	80°01'10"O
P04	2°08'39"S	80°05'07"O	P11	2°10'25"S	80°01'18"O
P05	2°08'46"S	80°02'46"O	P12	2°10'46"S	80°01'18"O
P06	2°08'35"S	80°02'37"O	P13	2°09'13"S	79°59'20"O
P07	2°09'19"S	80°02'50"O	P14	2°09'09"S	79°59'08"O

Nota: Datum WSG 84.

Clasificación de cobertura del suelo

Con el fin de relacionar el carbono almacenado en cada parcela con los diferentes tipos de vegetación presentes en el BPCB, se clasificó la cobertura del suelo en

grupos más homogéneos utilizando sensores remotos, cartografía oficial del Ecuador y resultados del muestreo en campo.

El primer paso consistió en elaborar un mapa de cobertura preliminar utilizando productos de la misión Sentinel-2B. Para esto se utilizaron dos imágenes nivel 2A, tomadas el día 11-10-2021 y libres de nubes en el área de interés (Figura 2). Esta fecha fue seleccionada para facilitar la segregación de la vegetación, ya que corresponde al periodo de mayor estrés hídrico, durante el cual las diferencias de fenología foliar son más evidentes.

Tabla 5. Características de bandas espectrales Sentinel-2

Banda	Longitud central de onda (nm)	Resolución (m)	Descripción
B1*	443	60	Ultra azul (costa y aerosol)
B2*	490	10	Azul
B3*	560	10	Verde
B4	665	10	Rojo
B5*	705	20	Borde Rojo (VNIR)
B6	740	20	Borde Rojo (VNIR)
B7	783	20	Borde Rojo (VNIR)
B8	842	10	Infrarrojo Cercano (VNIR)
B8a	865	20	Infrarrojo Cercano (VNIR)
B9*	945	60	Infrarrojo de Onda Corta (SWIR)
B10*	1375	60	Infrarrojo de Onda Corta (SWIR)
B11	1610	20	Infrarrojo de Onda Corta (SWIR)
B12	2190	20	Infrarrojo de Onda Corta (SWIR)

* Bandas no utilizadas en clasificación. Fuente: Sentinel-2 MSI User Handbook (ESA, 2015).

A continuación, se realizó una clasificación no supervisada de los píxeles por medio de k-medias ($k = 4$; MacQueen, 1967). Como variables se usaron todas las bandas espectrales de resolución 10m y 20m (remuestreados a 10m), a excepción de B02, B03 y B05 (Tabla 5). Estas últimas fueron excluidas puesto que en un procedimiento previo con todas las bandas y bajo las mismas condiciones, se determinaron como las menos importantes para la distinción de grupos utilizando la función *FeatureImpCluster* (Figura A1, Apéndice I; Pfaffel, 2020). Adicionalmente, se incluyeron los índices de vegetación NDVI, NDBal y NDMI (Tabla 6), así como el modelo de altura de dosel a una resolución 10m elaborado por Lang et al. (2022). Todas las variables fueron normalizadas y escaladas previo a la clasificación.

Tabla 6. Índices de vegetación utilizados en clasificación

Índices	Descripción	Fórmula*	Fuente
NDVI	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada	$(B8 - B4) / (B8 + B4)$	Kriegler et al. (1969)
NDBaI	Índice de Desnudez de Suelo de Diferencia Normalizada	$(B11 - B8A) / (B11 + B8A)$	Zhao & Chen (2005)
NMDI	Índice de Humedad de Diferencia Normalizada	$(B8 - B11) / (B8 + B11)$	Wang & Qu (2007)

* Fórmulas utilizan nomenclatura de bandas de Sentinel-2.

Considerando que las variables de mayor importancia para la clasificación fueron aquellas relacionadas al contenido de agua y clorofila (Figura A1, Ollinger, 2011), en términos generales, el procedimiento antes descrito dividió la vegetación según la proporción de persistencia foliar y disponibilidad de agua en la fecha de captura de las imágenes.

Sin embargo, es posible que esta metodología resulte en zonas con composiciones de especies similares que hayan sido asignadas a grupos distintos si, por ejemplo, en ellas los momentos de máxima abscisión de hojas tienen lugar en fechas distintas o son frecuentes especies capaces de adaptarse a variadas condiciones de estrés hídrico. Un caso particular es la vegetación cercana a cuerpos de agua, para la cual se espera lo contrario: acorde a los resultados de campo, se conoce que en estas zonas de mayor humedad ocurren árboles que son infrecuentes en otras zonas de fenología similar. Se estima que estas diferencias no pudieron ser detectadas en la clasificación preliminar y, por lo tanto, que la vegetación riparia sea agrupada junto a zonas de composición distinta. Frente a esto, el siguiente paso consistió en determinar qué grupos deben ser combinados en uno solo y cuáles píxeles corresponden a vegetación riparia.

Los ríos fueron localizados utilizando la cartografía base a nivel nacional por el Instituto Geográfico Militar (IGM, 2013), específicamente la capa vectorial (líneas) de cuerpos de agua lóticos. La distancia máxima desde un cuerpo de agua (de la capa vectorial) a la que puede encontrarse vegetación relacionada a ríos se definió en 20 m (aproximación conservadora dado que las parcelas adyacentes a ríos tuvieron un ancho de 10 m), obteniéndose así un ráster de áreas de potencial vegetación riparia (Figura 9b). Por último, se clasificó como vegetación riparia a todos los píxeles que cumplieron con dos requisitos: estar en la categoría de mayor proporción de

persistencia foliar según el algoritmo de k-medias y encontrarse dentro del área potencial.

Por otro lado, para determinar qué grupos unificar se realizó un *clustering* jerárquico (método UPGMA) de las parcelas de muestreo en base a su composición de especies usando el índice de Jaccard entre cada par. Se unificaron los grupos que contenían parcelas de composición muy similar, exceptuando los pixeles previamente identificados como vegetación riparia.

Finalmente, como resultado se produjo un mapa con los tipos de cobertura del suelo del BPCB con una resolución de 10 m.

Estimación de carbono aéreo

Para estimar la biomasa aérea (BA) a nivel de individuo fueron utilizadas las ecuaciones alométricas pantropicales elaboradas por Chave et al. (2014). Este modelo fue desarrollado a partir de datos de más de 50 estudios en diferentes tipos de bosques tropicales y más de 4000 árboles cuya biomasa fue calculada por medio de métodos destructivos, dando como resultado la siguiente ecuación:

$$BA = 0,0673 \cdot (DM \cdot DAP^2 \cdot H)^{0,976}$$

En donde DAP se encuentra en centímetros, DM es la densidad específica de la madera en g·cm³, H es la altura en metros y el valor de BA resultante se encuentra en Mg. Sin embargo, para dos de las variables requeridas, DM y H, no se contaba con datos primarios.

Los valores de DM se obtuvieron utilizando la función *getWoodDensity* del paquete BIOMASS (Réjou-Méchain et al., 2017). Esta función asigna una densidad específica a cada especie utilizando los valores disponibles en la base de datos *Global Wood Density* (GWD; Chave et al., 2009, Zanne et al., 2009), con la posibilidad de añadir fuentes adicionales. Debido a que no todas las especies se encontraban en GWD, también se utilizaron los datos de otras fuentes, obtenidas de la base de datos TRY (Kattge et al., 2020, Apéndice III), aunque de ella se consideraron únicamente los registros individuales y a nivel de especie que estuvieran ausentes en GWD, esto último para evitar duplicidad de valores. A aquellos árboles sin ningún registro de su

especie les fue asignado el valor medio del género; si tampoco se contaba con registros de su género o el árbol no pudo ser identificado hasta este nivel taxonómico, se utilizó la densidad media de todas las especies registradas en las 14 parcelas.

En cuanto a la altura, a pesar de que se realizaron estimaciones en campo, estas no fueron utilizadas debido a las dificultades que implica la medición de la altura con exactitud en bosques y los potenciales errores relacionados. No obstante, Chave et al. (2014) también formularon un modelo alométrico diámetro-altura que puede ser combinado con la expresión anterior para obtener la ecuación empleada en este estudio y utilizada en la función *AGBmonteCarlo* de BIOMASS:

$$BA = \exp(-2,024 - 0,896 \cdot E + 0,920 \cdot \ln(DM) + 2,795 \cdot \ln(DAP) - 0,0461 \cdot [\ln(DAP)^2])$$

Donde E es una medida de estrés ambiental proporcionada por Chave et al. (2014) que depende de la ubicación geográfica del árbol y es utilizada para calcular su altura. Únicamente para las especies *Ceiba trichistandra* y *Cavanillesia platanifolia* se usaron las medidas tomadas en campo debido a que la altura estimada por el modelo se encontraba fuertemente sobreestimada, probablemente por los valores altos de DAP y particularidades de estas especies, como succulencia de sus troncos que resulta en diámetros de tronco variables según la estación (Butz et al., 2017).

Una vez calculada la biomasa, se estimó el contenido de carbono aéreo (CA) considerando que esta corresponde al 47,1% (Thomas & Martin, 2012). Para calcular la densidad de carbono aéreo (DCA) en una parcela, se escaló a 1 ha la suma del CA de todos los árboles dentro de ella. Posteriormente, se calculó la DCA media entre las parcelas pertenecientes a cada uno de los grupos. Para la densidad de carbono promedio del BPCB (DCA_{BPCB}), se utilizó la media ponderada de los resultados de las 14 parcelas, de forma que a cada una se le asignó un peso $w = a/A$, donde “a” es el área que cubre el tipo de vegetación a la que pertenece la parcela y “A” es el área total boscosa del BPCB.

Incertidumbre en estimación de carbono

La incertidumbre fue expresada como coeficiente de variación (CV), para lo cual se consideraron dos componentes de la varianza total (S_{total}): varianza dentro de parcelas (S_{intra}) y varianza entre parcelas (S_{inter}).

De S_{intra} se obtuvo CV_{intra} , que se refiere a la incertidumbre ligada a los métodos de estimación de carbono y para lo cual se identificaron dos fuentes: la estimación de densidad específica y los modelos alométricos de altura y biomasa. Estos errores fueron propagados a los resultados de carbono a nivel de parcela a través de simulaciones Monte Carlo (1 000 iteraciones; Réjou-Méchain et al., 2017) para obtener las varianzas (S). La incertidumbre de DCA_{BPCB} se calculó a partir de la media de los valores de S de las parcelas, mientras que el valor de CV_{intra} para los tipos de vegetación se obtuvo de S media entre las parcelas dentro del grupo respectivo.

Por otro lado, de S_{inter} se obtuvo CV_{inter} , es decir, la incertidumbre producto del diseño de muestreo y estrechamente relacionada a la heterogeneidad del sitio (Holdaway et al., 2014). Para el valor de CV_{inter} de cada tipo de vegetación se calculó S de las DCA a nivel de parcelas del grupo. En el caso de CV_{inter} de DCA_{BPCB} , esta se calculó a partir de S_{inter} media ponderada de todas las parcelas.

Para obtener la incertidumbre total (CV_{total}), fueron sumadas las varianzas de los dos componentes ($S_{total} = S_{intra} + S_{inter}$).

Estimación de carbono vegetal subterráneo

La biomasa vegetal contenida por los órganos subterráneos de la vegetación puede ser calculada indirectamente por medio de la relación que existe entre esta y la biomasa aérea. Para bosques secos, el IPCC (2019) propone un ratio de 0,334 Mg de biomasa subterránea por cada Mg de biomasa aérea cuando la DCA es menor o igual a 125 $Mg \cdot ha^{-1}$, y de 0,379 para densidades mayores. Aproximando que, en una unidad de biomasa, el 47,1% corresponde a carbono, la densidad de carbono subterráneo (DCS) promedio para el BPCB fue el resultado de la multiplicación de DCA_{BPCB} por 0,379.

Valorización de carbono almacenado

El precio promedio de un Megagramo de CO_2e en el mercado voluntario de créditos de carbono durante el año 2021 fue de 4 USD (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2022), sin embargo, el precio ha aumentado desde entonces. Para este estudio se utilizó 7,27 $USD \cdot MgCO_2e^{-1}$, correspondiente al valor mínimo durante el periodo enero 2022 - septiembre 2022 de contratos N-GEO en el mercado de futuros.

Para los cálculos se consideró que una unidad de C es equivalente a 3,67 unidades de CO₂ (IPCC, 2019).

Análisis de datos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en R versión 4.1.1 (R Core Team, 2021).

2.RESULTADOS

2.1. Servicios de conservación de biodiversidad y otros de uso indirecto

Descripción de muestra

De los 210 encuestados, 28 fueron identificados como usuarios del BPCB, por lo que fueron excluidos. Así, para análisis posteriores se consideró un total de 182 encuestas, incluyendo protestantes.

Las encuestas revelaron que el 68,13% de la muestra no mostró comportamientos de protesta. En este grupo, el 58,01% fueron mujeres, el 40,32% hombres y dos (1,61%) se identifican como no binarios (Figura 4a). La edad promedio de estos encuestados fue de 40,73 años, la mayoría entre los 40 y 50 años, mientras que el 18,55% es menor a 30 años (Figura 4d). En general, el nivel de educación fue alto, pues más de la mitad cuenta con título de tercer o cuarto nivel (Figura 4b). En cuanto a los ingresos familiares, solo el 7,4% tiene ingresos mensuales menores al salario básico unificado (SBU = 500 USD); cerca de la mitad percibe ingresos en el rango de 500 USD a 2000 USD y destaca una proporción importante (de cerca del 35%) con ingresos mensuales de 3000 USD o más (Figura 4c). Aunque solo el 11,3% conoce Cerro Blanco (Figura 4f), los encuestados mostraron una conexión con la naturaleza relativamente alta: 27,74 puntos ECN en promedio y mediana de 29, solo un poco más del 10% no superó los 20 puntos, de 35 posibles (Figura 4e).

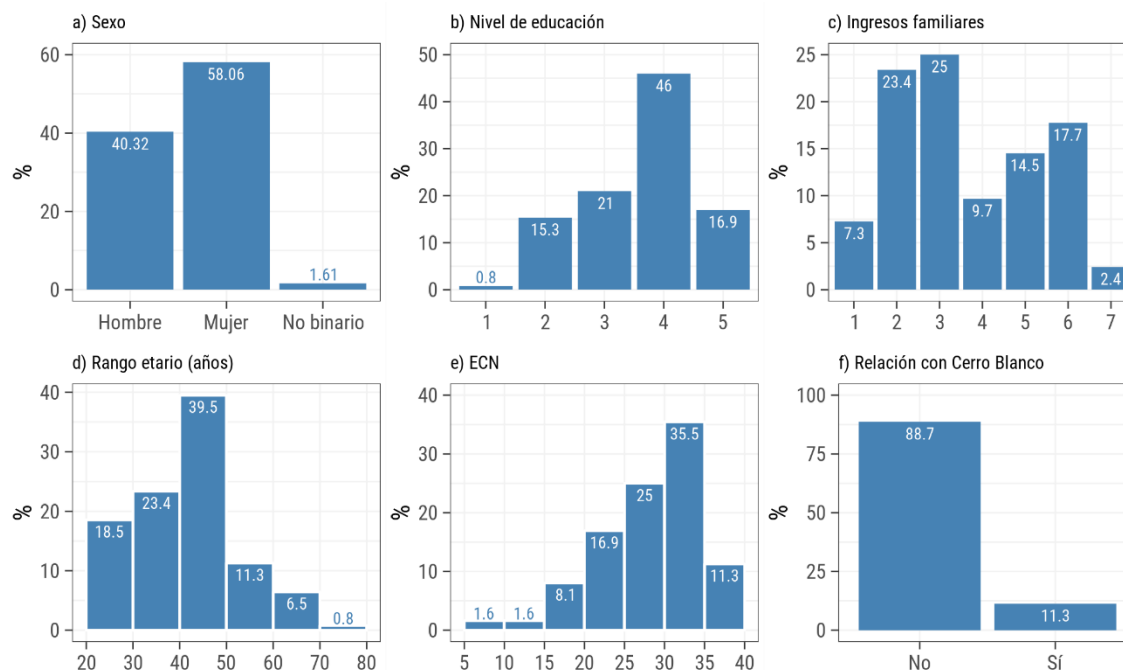


Figura 4. Resultados de variables demográficas y ECN - muestra sin protestas

En referencia a los protestantes, estos fueron el 31,87% (58 personas). La motivación de protesta más frecuente fue considerar que la protección del BPCB es responsabilidad de otros, incluyendo organizaciones internacionales y la empresa privada propietaria del área protegida, aunque en la mayoría de las ocasiones fue mencionado el Estado (Tabla 7).

Tabla 7. Motivos de comportamiento de protesta

Motivación de protesta	n	%
Creo que otras personas (o instituciones) son las que deben pagar/no es justo que tenga que pagar por esto	37	63,8
Existen mejores alternativas para la protección del BPCB	6	10,3
No confío que me devolverán el dinero en caso de no alcanzarse la meta de donaciones	6	10,3
No creo que el dinero donado será usado adecuadamente/no confío en su administración	7	12,1
No me parece realista el escenario planteado	2	3,4
Total	58	100

A diferencia del resto de la muestra, la composición de sexos entre protestantes fue diferente ($p = 0,017$), siendo mayoritariamente hombres, el 56,9%, frente al 37,9% de mujeres (Figura 5a). La edad promedio fue similar a los no protestantes (40,76 años; Figura 5d) y no se encontraron diferencias significativas ($p = 0,058$), aunque en los protestantes fueron más frecuentes los niveles de educación más bajos (Figura 5b) y

la educación entre ambos grupos sí fue distinta ($p = 0,013$). Se encontraron también diferencias significativas entre los ingresos familiares ($p = 0,043$). El puntaje ECN promedio fue de 24,84, solo 3 puntos más bajo que aquellos que no protestaron, pero se encontró evidencia de que los rangos medios de los dos grupos sí son diferentes ($p = 0,003$), además, no se encontró una relación entre tener una actitud de protesta y no conocer o tener alguna relación con el BPCB ($p = 0,860$; Figura 5f).

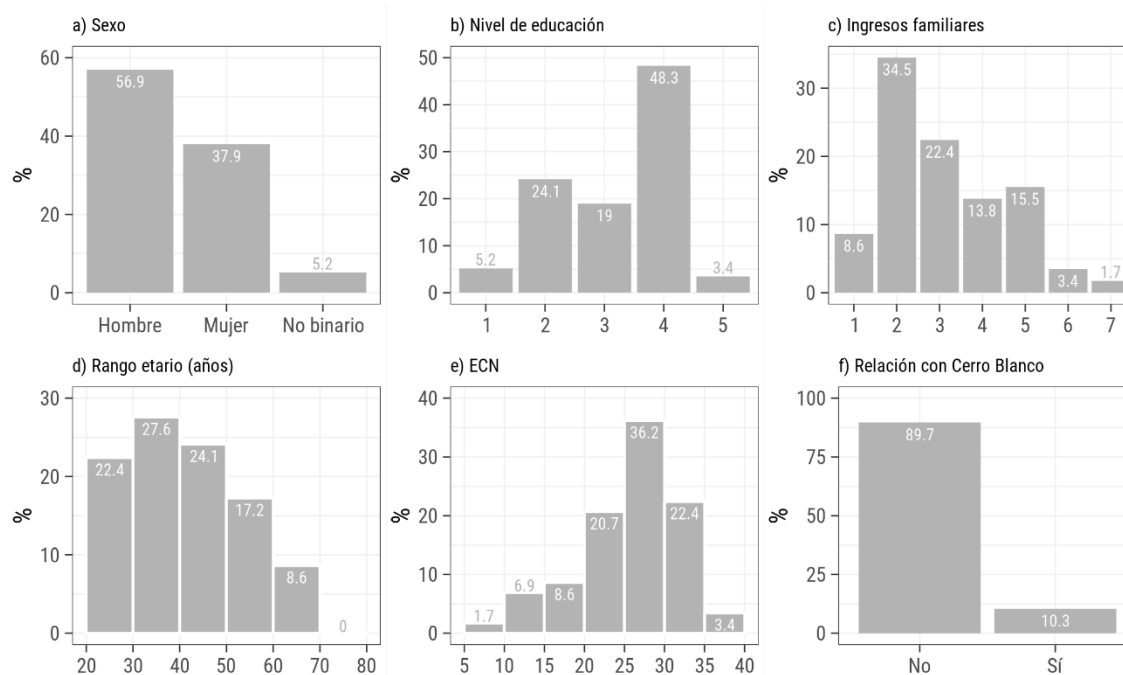


Figura 5. Resultados de variables demográficas y ECN – solo protestas.

Entre todos los encuestados, únicamente 12 personas indicaron que no creen que la información sobre el BPCB presentada en la introducción sea verdadera. En cambio, las respuestas obtenidas para la escala de seguridad de donación mostraron que solo una pequeña parte de los encuestados están inseguros de su disposición a donar, pues fueron 21 personas (12,2%) las que expresaron un grado de seguridad menor a 7, a quienes les fue asignado una DaP igual a cero.

Agregando las personas que señalaron que proteger el BPCB no es importante, aquellos inseguros de su DaP y quienes directamente negaron estar dispuestos a donar, en total 104 encuestados tuvieron una DaP = 0 USD. De ellos, 46 fueron zeros verdaderos (no protestas) y 58 estuvieron motivados por actitudes de protesta, por lo que la DaP real de estos últimos no pudo ser detectada. Como resultado, menos de la mitad de la muestra (78 personas o el 42,9%) tuvo una DaP positiva, motivados

principalmente por los servicios de purificación de agua/aire, recreación y, de forma más general, la conservación de la biodiversidad (Tabla 8).

Tabla 8. Motivos para donar

Motivación de donaciones	N	%
Creo que conservar Cerro Blanco es importante para purificar el agua y el aire de Guayaquil	15	23,44
El proyecto protegerá un importante atractivo turístico y sitio de recreación/deportes	13	20,31
Pienso que conservar la diversidad de animales y plantas es importante, por lo que quiero apoyar el proyecto	12	18,75
Quiero que en Guayaquil continúe habiendo un sitio como Cerro Blanco	5	7,81
Quiero que se conserve Cerro Blanco porque yo quisiera visitarlo en el futuro	5	7,81
Creo que apoyar la conservación de Cerro Blanco ayudará a mitigar fenómenos climáticos como inundaciones, altas temperaturas y el cambio climático.	4	6,25
Creo que el proyecto ayudará a proteger una fuente de agua limpia de Guayaquil.	4	6,25
Porque los insectos y otros animales de Cerro Blanco ayudan a la polinización de cultivos agrícolas	3	4,69
Quiero que otras personas tengan la oportunidad de visitar Cerro Blanco en el futuro.	1	1,56
El paisaje y la identidad de Guayaquil no sería lo mismo sin Cerro Blanco	1	1,56
Otros: Debemos pensar en el futuro de nuestro planeta	1	1,56
Total	64	100

Disposición a Pagar (DaP)

Como se muestra en la Figura 6, en el modelo SP la DaP fue mayor que en el modelo CP. Cuando son excluidas las respuestas de protesta, se estima que el 50% de la población sí estaría dispuesta a donar 13,62 USD anualmente (IC: LI=4,33 USD, LS: 22,87 USD), mientras que, si a los protestantes les es asignado una DaP de 0 USD, la disposición a donar mediana se reduce a 0 USD (Figura 6). De forma similar, la DaP promedio calculada para el modelo SP fue de 25,67 USD (IC: LI=18,42 USD, LS: 33,12 USD) y en el caso de CP bajó a 17,48 USD (IC: LI=11,59 USD, LS=23,83 USD). Como resultado, el beneficio percibido anualmente por los habitantes de Guayaquil, Samborondón y La Aurora es equivalente a 40 542 761,61 USD/año (modelo SP), con un límite inferior de 27 607 614,84 USD/año (modelo CP).

En ambos modelos las únicas variables con un efecto significativo fueron Ingresos Familiares y BID, de forma que mayores ingresos estuvieron relacionados a una mayor DaP y valores más altos de BID tuvieron menos probabilidades de ser aceptados (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados de modelos de Disposición a Pagar (DaP)

Variable	Coeficiente		SE		z		p	
	SP	CP	SP	CP	SP	CP	SP	CP
Intercepto	1,475	-1,004	1,161	0,927	1,271	-1,084	0,204	0,278
ECN	-0,05	-0,013	0,028	0,023	-1,843	-0,566	0,065	0,571
Edad	-0,021	-0,013	0,016	0,014	-1,344	-0,913	0,179	0,361
Sexo.mujer	0,448	0,728	0,363	0,315	1,234	2,309	0,217	0,021
Sexo.no.binario	0,077	-0,159	1,160	0,898	0,066	-0,177	0,947	0,859
Ingresos Familiares	0,299	0,340	0,105	0,095	2,854	3,585	0,004**	< 0,001***
BID	-0,039	-0,031	0,005	0,004	-7,543	-7,362	< 0,001***	< 0,001***

SP: Modelo Sin Protestas (n=124; Log-verosimilitud: -169,526; LR: 15,876 [DF=5, p=0,007]; AIC: 353,05).

CP: Modelo Con Protestas (n=182; Log-verosimilitud: -208,734; LR: 21,331 [DF=5, p=0,001]; AIC: 431,47).

SE: Error Estándar; **: significancia a un nivel de 0,05, ***: significancia a un nivel de 0,001.

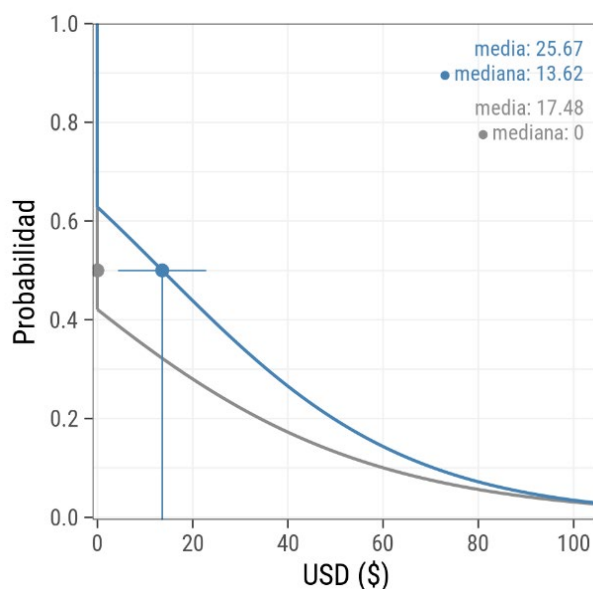


Figura 6. Distribución de probabilidad de Disposición a Pagar (DaP) modelo Sin Protestas (SP, línea azul) y modelo Con Protestas (CP, línea gris). Las líneas horizontales representan intervalos de confianza.

2.2. Servicio de almacenamiento de carbono

Parcelas de muestreo

En total fueron muestreados 1584 árboles, pertenecientes a 107 taxones: cuatro de especies no determinadas, seis identificados hasta género y el resto de 97 identificadas hasta nivel de especie. En promedio, hubo 25 especies y 113 árboles por parcela, aunque el rango de individuos va desde 62 hasta 158 (Tabla 11). Las especies más frecuentes fueron *Simira ecuadorensis* ($n = 184$, $DAP_{media} = 0,11$ cm, $SD = 0,041$ cm), *Cynometra bauhiniifolia* ($n = 172$, $DAP_{media} = 0,78$ cm, $SD = 0,15$ cm) y *Klarobelia lucida* ($n = 121$, $DAP_{media} = 0,083$ cm, $SD = 0,029$ cm). Además, 30 especies solo estuvieron representadas por un árbol.

Cobertura del suelo

Acorde a la interpretación visual de las imágenes satelitales, de los cuatro grupos resultantes del algoritmo de k-medias, los clústeres #1, #2 y #4 corresponden a vegetación boscosa de diferentes fenologías foliares, mientras que el clúster #3 comprendió las zonas vegetación no boscosa, suelo descubierto e infraestructura (Figura 9a). Lo anterior se corroboró con los valores promedio de las variables en cada clúster. Los resultados de los tres índices de vegetación, así como promedios altos de reflectancia de las bandas VNIR y más bajos de B04 (Figura 7), longitudes de onda que son reflejadas por la vegetación y absorbidas por la clorofila, respectivamente (Ollinger, 2011), señalan que el clúster #4 contiene los píxeles con mayor cobertura foliar y disponibilidad de agua durante la estación seca. Un patrón opuesto ocurre en los clústeres #1 y #3, sugiriendo que contienen vegetación seca durante este periodo del año, pero en el caso del tercer clúster, se descarta la presencia de bosques por la muy baja altura promedio del dosel. Por su lado, el clúster #2 muestra valores intermedios entre los antes descritos (Figura 7).

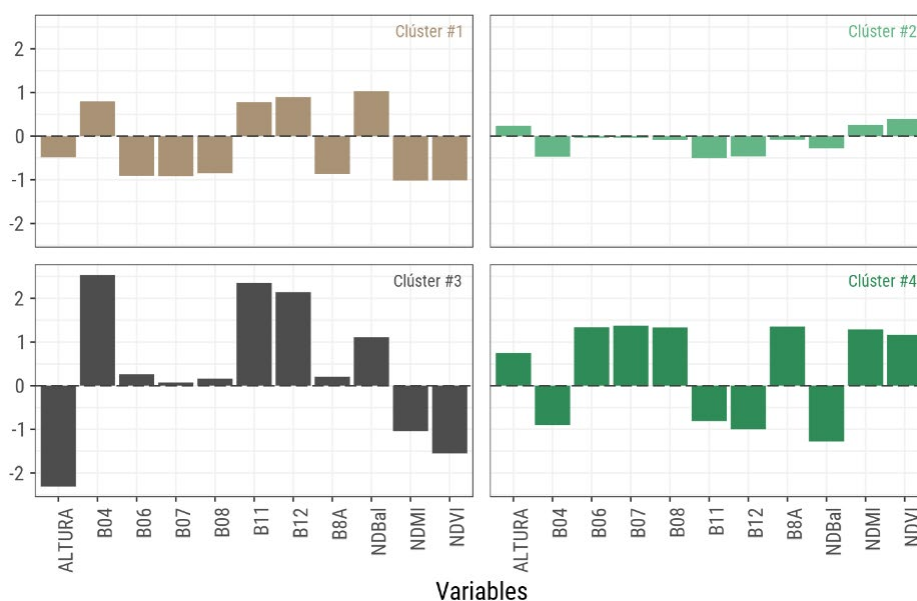


Figura 7. Valores medios de variables en clústeres.

Utilizando la composición de especies, el clústering jerárquico de las parcelas resultó en tres tipos de vegetación: el primero, formado por las parcelas P01, P05 y P06, todas ellas ubicadas en las áreas del clúster #1; el segundo grupo compuesto por P04 y P11, ambos en el clúster #4 y adyacentes a ríos; y el tercer grupo, que contiene el resto de las parcelas tanto en el clúster #2 y como en el #3, a excepción de P12, ubicada en fuera de los límites del BPCB (Figura 8).

En relación con el área de potencial vegetación riparia, ésta abarcó una superficie de 37.72 ha (Figura 9b).

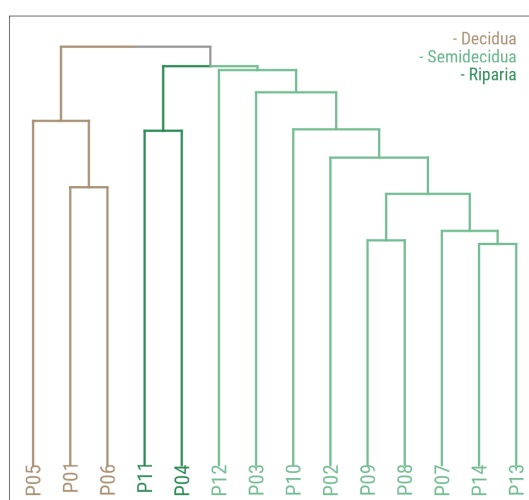


Figura 8. Clústering jerárquico de parcelas de muestreo.

Siguiendo el procedimiento detallado en la metodología, la clasificación final dividió la cobertura del suelo del BPCB en cuatro grupos: (i) vegetación decidua, clúster #1 sin modificaciones, (ii) vegetación semidecidua, píxeles de los clústeres #2 y #4 no incluidos en otros grupos, (iii) vegetación riparia, píxeles de clúster #4 dentro de áreas de potencial vegetación riparia y (iv) áreas sin vegetación boscosa a partir del clúster #3 sin modificaciones y, por lo tanto, no tomado en cuenta para las estimaciones de carbono (Figura 9c). Las tres primeras categorías conforman el área boscosa total del BPCB.

Más de la mitad de la superficie del BPCB fue catalogada como vegetación semidecidua (57,46%), la vegetación decidua fue el 35,69% y la vegetación riparia tan solo el 4,18%, mientras que 15,92 ha (2,67%) no cuentan con cobertura boscosa (Tabla 10) y no fueron tomadas en cuenta para la estimación de carbono.

Tabla 10. Cobertura del suelo del Bosque Protector Cerro Blanco

Cobertura del suelo	Parcelas	Superficie muestreada (ha)	Superficie total (ha)	Superficie total (%)
Vegetación decidua	P01, P05, P06	0,30	212,57	35,69
Vegetación semidecidua	P02, P03, P07, P08, P09, P10, P12, P13, P14	0,90	342,26	57,46
Vegetación riparia	P04, P11	0,20	24,87	4,18
Sin vegetación boscosa	–	0	15,92	2,67
Total	–	1,4	595,62	100

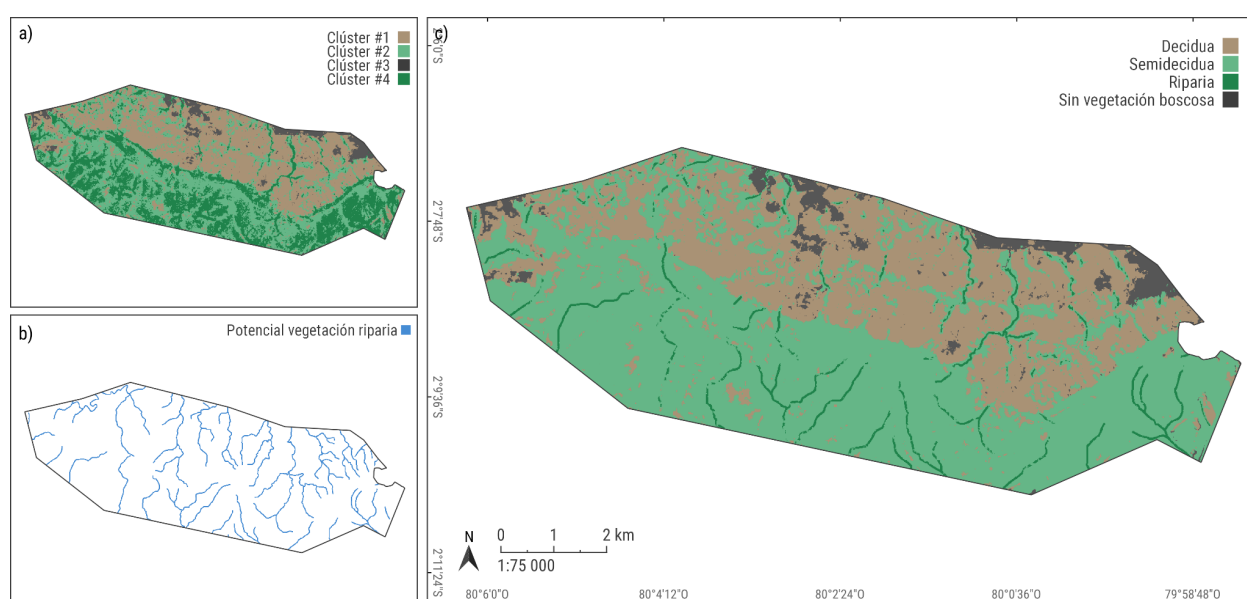


Figura 9. Clasificación de cobertura del suelo del BPCB. a) Clasificación preliminar por k-medias, color verde oscuro representa zonas con mayor persistencia foliar/disponibilidad de agua. b) Áreas de potencial vegetación riparia.

Carbono aéreo: especies y parcelas

Se estimó que, en conjunto, en las parcelas muestreadas existen 321,16 Mg de carbono aéreo. Por un amplio margen, aquella de mayor carbono almacenado fue P11 (1696,30 Mg, CV_{intra} : 27,52%), con cerca del doble del calculado para la parcela en segundo lugar, P09 (494,82 Mg, CV_{intra} : 34,35%). En contraste, P12 (31,29 Mg, CV_{intra} : 7,39%) y P03 (43,28 Mg, CV_{intra} : 15,09%) contienen la menor cantidad de carbono (Tabla 11).

Tabla 11. Resultados de parcelas temporales

Parcela	n	Riqueza de especies	DAP _{media} (m)	DAP _{máx} (m)	DCA (Mg·ha ⁻¹)	CV (%)
P01	62	24	0,23	2,17	206,25	19,57
P02	146	35	0,11	1,61	176,78	29,29
P03	117	36	0,11	1,08	43,28	15,09
P04	103	31	0,16	1,41	261,71	19,32
P05	82	17	0,13	0,59	92,75	13,88
P06	90	17	0,20	2,63	308,83	19,82
P07	152	20	0,12	0,90	149,09	14,77
P08	115	20	0,13	2,06	150,41	22,04
P09	125	29	0,16	4,04	494,82	34,35
P10	122	18	0,11	0,49	48,93	7,17
P11	103	24	0,23	3,98	1696,30	27,52
P12	85	28	0,11	0,29	31,29	7,39
P13	124	23	0,12	0,42	88,79	7,64
P14	158	22	0,12	0,66	170,79	9,71

n: número de árboles, DCA: densidad de carbono aéreo, CV: coeficiente de variación.

En cuanto al contenido de carbono acumulado entre todos los individuos de una misma especie, resaltan *Ficus membranacea* (162,66 Mg), *Cavanillesia platanifolia* (48,97 Mg), *Ceiba trischistandra* (42,90 Mg), *C. bauhiniifolia* (35,85 Mg), *F. insipida* (15,67 Mg) y *F. membranifolia* (15,10 Mg). Cabe destacar que, a excepción de *C. bauhiniifolia*, ninguna de estas especies fue abundante, además, las diferencias de carbono con el resto de las especies fue muy marcada (Figura 10).

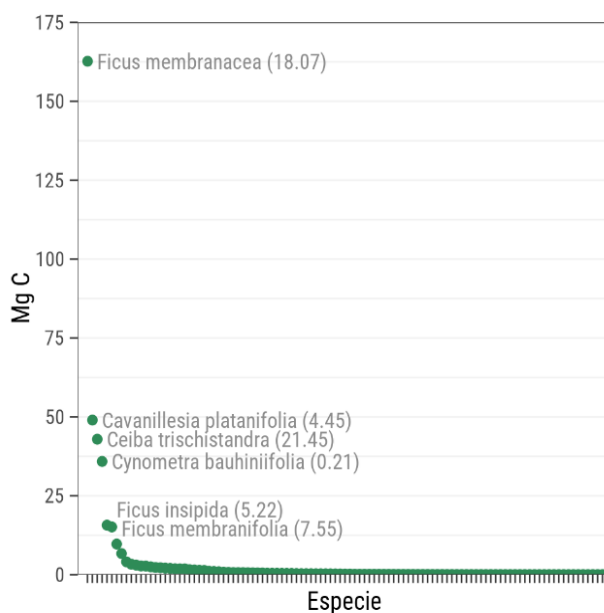


Figura 10. Carbono aéreo almacenado entre todos los individuos de una misma especie dentro de parcelas. Se muestran los nombres de las seis especies con mayor cantidad de carbono. El número en paréntesis corresponde al carbono aéreo promedio.

Carbono aéreo: tipos de cobertura del suelo

La vegetación cercana a cuerpos de aguas representa la menor porción del carbono, sin embargo, esto fue a causa de su poca extensión dentro de esta área protegida ya que su DCA media por hectárea, $979,01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($\text{CV}_{\text{total}}: 109,03\%$), es hasta cinco veces mayor que el resto (Tabla 12). En la más extensa vegetación decidua, la DCA media fue de $202,61 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($\text{CV}_{\text{total}}: 57,41\%$) mientras que la vegetación semidecidua, en cambio, tuvo la menor DCA media: $150,46 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ($\text{CV}_{\text{total}}: 102,23\%$).

El coeficiente de variación total más alto lo tuvo la vegetación riparia, seguido de cerca por la semidecidua a (Tabla 12), sugiriendo que la cobertura vegetal de estos grupos es heterogénea que las zonas deciduas, aunque, en general, los tres mostraron valores altos (Tabla 12).

Finalmente, la densidad de carbono media para todo el BPCB densidad (DCA_{BPCB}) fue de $170,23 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, con una incertidumbre (CV_{total}) del $139,07\%$ (Tabla 13).

Tabla 12. Carbono aéreo potencial por tipo de cobertura de suelo

Cobertura del suelo	Área (ha)	DCA_{media} ($Mg \cdot ha^{-1}$)	CV_{intra} (%)	CV_{inter} (%)	CV_{total} (%)
Vegetación decidua	212,57	202,61	21,21	53,35	57,41
Vegetación semidecidua	342,26	150,46	40,57	93,84	102,23
Vegetación riparia	24,87	979,01	33,92	103,62	109,03

DCA: densidad de carbono aéreo, CV: coeficiente de variación. CA: carbono aéreo ($CA = \text{área} \cdot DCA_{media}$).

Tabla 13. Densidad de carbono aéreo en el BPCB

DCA_{BPCB} ($Mg \cdot ha^{-1}$)	CV_{intra} (%)	CV_{inter} (%)	CV_{total} (%)	Área* (ha)	CA (Mg)
170,23	80,00	113,76	139,07	579,7	209 514,6

*DCA: densidad de carbono aéreo, CV: coeficiente de variación, CA: carbono aéreo ($CA = \text{área} \cdot DCA_{BPCB}$). *Para calcular el área solo se consideró el suelo con vegetación boscosa.*

Carbono subterráneo, carbono total y valor económico

En base a la relación biomasa aérea – biomasa subterránea estimada para bosques secos neotropicales, la reserva de carbono vegetal subterráneo (CS) del BPCB es de 37 400,60 Mg, con una DCS de 64,52 $Mg \cdot ha^{-1}$.

Así, la DC promedio del BPCB ($DC = DCA + DCS$) es igual a 234,75 $Mg \cdot ha^{-1}$, es decir, 6 263,34 USD por cada hectárea de superficie boscosa. Mientras que la reserva total de carbono contenido en la biomasa vegetal se estima que es de 246 915,20 Mg, equivalentes a 6 587 919,76 USD.

4. DISCUSIÓN

4.1. Servicio de conservación de biodiversidad y otros de uso indirecto

Consistente con otros estudios, la DaP fue sensible a la cantidad monetaria solicitada, con mayores montos relacionados a una probabilidad más alta de respuesta negativa, mientras que existió una relación positiva entre ingresos y DaP (Bishop & Boyle, 2018). Así, considerando la población mayor de edad que no se encuentra en

situación de pobreza de Guayaquil y sus parroquias satélites, el ciudadano típico estaría dispuesto a donar 24,67 USD anuales para conservar el BPCB y no menos de 17,49 USD, asignándole el valor económico total de 40.542.761,61 USD/año para el servicio de protección de la biodiversidad del BPCB.

Las encuestas se difundieron por medio de Internet, herramienta que ha sido señalada por los mismos problemas que otros formatos tradicionales cuando la opción de responder es voluntaria, sin embargo, se cree que los inconvenientes son más severos cuando estos medios digitales son empleados (Gao, House & Xie, 2016). Además, son posibles problemas de representatividad de ciertos sectores (Johnston et al., 2017; Lindhjem & Navrud, 2011a). A pesar de esto, los medios en línea han mostrado resultados comparables a otros instrumentos de encuesta tradicionales (mismos que no están libres de inconvenientes), y las ventajas que éstos brindan (ej. bajos costos menores tiempos de recolección de datos y de fácil acceso) los convierten en una herramienta valiosa (Lindhjem & Navrud, 2011a, 2011b; Nielsen, 2011).

Aunque para otros escenarios se ha encontrado una relación significativa entre la conexión con la naturaleza y decisiones ambientales y/o económicas (Arendt & Matthes, 2016; Sato et al., 2021; Sparks et al., 2020), este no fue el caso de la población estudiada en el presente estudio. La razón de esto puede ser la fuerte influencia de factores económicos, así como los frecuentes comportamientos de protesta.

Adicionalmente, las variables demográficas en general mostraron poca influencia sobre la DaP, pero el hecho de que existan diferencias demográficas significativas entre protestantes y el resto sugiere que estas creencias no son aleatorias y que detrás de ellas pueden existir motivaciones racionales, como han mostrado otros estudios (Frey & Pirscher, 2019). Por ejemplo, la incidencia de protestas ha sido ligada a fracasos previos en la implementación de políticas ambientales (Perni et al., 2020), algo que resalta el alto número de protestas en este estudio que mencionan la responsabilidad de instituciones públicas para la conservación de la naturaleza. Por esto, conocer qué da lugar a este tipo de actitudes proporcionará información importante para el diseño de políticas públicas (García-Llorente et al., 2011).

Al consultar la principal motivación para donar, las respuestas más frecuentes estuvieron relacionadas a la purificación de aire/agua y actividades turísticas/recreativas. La importancia de estos dos SE para la población puede atribuirse a que son fáciles de comprender, representan beneficios directos o están relacionados a actividades cotidianas o a la salud. Otro motivo escogido por cerca del 20% fue porque consideran importante conservar la biodiversidad. A diferencia del resto de opciones disponibles, este ítem no incluye un beneficio final explícito y su selección puede interpretarse como una manera de abarcar diversas fuentes de valor como consecuencia de una interpretación holística de la naturaleza (IPBES, 2016). Cabe añadir que un grupo de encuestados consideró a los beneficios de regulación del clima como más importantes, por lo cual la DaP media incluye, al menos parcialmente, el valor generado por el almacenamiento de carbono. En consecuencia, para prevenir duplicar el valor de este SE, es prudente que los resultados de la valoración contingente no sean sumados a los obtenidos para las reservas de carbono a través de los precios marcados, si no que sean interpretados independientemente.

Este estudio muestra el valor atribuido por las personas a los beneficios generados por el BPCB y, por lo tanto, depende directamente de las percepciones y del contexto socio-cultural, sus conocimientos y percepciones individuales sobre la utilidad de los servicios de los ecosistemas. Por esto, es de esperarse que el valor asignado a SE cuyos impactos al bienestar humano son desconocidos, complejos o difíciles de dimensionar, no correspondan a los beneficios que realmente producen. Por tal razón, este estudio debe tratarse como un punto de partida para conocer el valor del BPCB y la importancia que éste tiene para la población, dar información complementaria para los planes de manejo y de desarrollo local.

4.2. Servicio de almacenamiento de carbono

Se estima que la reserva de CA en el BPCB es de 209.514,6 Mg, con una densidad de 170,23 Mg·ha⁻¹, es decir que por cada hectárea existen aproximadamente 361,42 Mg de biomasa vegetal aérea, considerando que el 47,1% de esta corresponde a carbono; en tanto que la reserva de CS calculada es de 37 400,60 Mg, sumando así un total de 246 915,20 Mg de carbono vegetal. Como es común en este tipo de estudios, este valor representa la fracción de la biomasa contenida en árboles con

DAP $\geq$ 5cm y, por lo tanto, debe tenerse presente que cubre solo uno de los componentes de las reservas de carbono vegetal, excluyendo la flora arbustiva, herbácea, lianas, árboles pequeños, madera muerta y hojarasca. La agregación de todos estos componentes daría como resultado una cantidad mayor que, junto a otros sumideros de carbono no cuantificados como el suelo, forman la reserva total de carbono del BPCB.

Los resultados de este trabajo sitúan al BPCB como un BST con alta DCA, ubicándose alrededor del límite superior del rango para esta clase de vegetación encontrado por Becknell et al. (2012) (18,37 - 157,31 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), así como los datos del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, 2006) (94,2 - 193 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Cabe destacar que recientemente la media de biomasa aérea por hectárea en bosques secos neotropicales según el IPCC fue actualizada a 127,5 Mg, es decir, una DCA de 60,05 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Rozendaal et al., 2022), considerablemente menor a lo encontrado en este estudio.

Densidades más bajas a las aquí encontradas han sido reportadas previamente para el BPCB, sin embargo, estos se han basado únicamente en promedios de la cordillera Chongón-Colonche y nacionales (ICORA, 2013) o en un limitado número de parcelas en un único tipo de vegetación (Cervantes Domínguez et al., 2022); por el contrario, este estudio se fundamenta en datos forestales recogidos directamente en el BPCB y abarca las principales formaciones vegetales que este contiene. En cuanto a otros bosques del país, Haro-Carrión et al. (2021) estimaron una DCA promedio no mayor a 125 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en bosques secos maduros de la provincia de Manabí, mientras que Salas et al. (2017) encontraron hasta 59,77 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en el BST de la reserva Pacoche y tan solo 33,47 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en matorrales secos. Estas diferencias pueden ser resultado de la diversidad y la gran alteración humana que han sufrido los bosques secos ecuatorianos, provocando que existan sitios catalogados dentro de este grupo donde árboles de grandes dimensiones estén ausentes o sean muy infrecuentes. Por otro lado, en bosques siempreverdes montanos secundarios de Imbabura, Ramírez et al., (2022) calcularon una densidad desde 36,56 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en los bosques jóvenes, hasta 150,04 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ en los más maduros (50 años). La DCA de Cerro Blanco fue cercana a la encontrada en bosques amazónicos montanos bajos en Napo (146,13 - 177,75 $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, a lo largo de un gradiente altitudinal desde 373 msnm a 1 826 msnm) aunque

menor a otras zonas de la región amazónica, donde la DCA promedio puede superar los 200 Mg·ha⁻¹ (Jiménez-Ferbans et al., 2022).

Cabe mencionar que los estudios antes citados, aunque ofrecen un punto de referencia, deben tratarse con cautela puesto que las diferentes metodologías utilizadas pueden resultar en valores difícilmente comparables. Entre las causas de esto pueden mencionarse esfuerzos de muestreo desiguales, la inclusión de diferentes estratos del bosque, distintos criterios de clasificación de vegetación, el uso de modelos alométricos distintos y las diferencias en el diámetro de tronco mínimo considerado.

Tomando en cuenta los diferentes tipos de vegetación en el BPCB, los resultados apuntan a que la mayor DCA puede ser encontrada en la vegetación riparia, seguido por la vegetación decidua y por último la vegetación clasificada como semidecidua. En referencia a la DCS, aunque no fue posible determinar dónde se encuentra la mayor densidad pues fue utilizado un valor promedio de referencia, existe una relación negativa entre la disponibilidad de agua y biomasa subterránea (Ma et al., 2021), por lo que se esperan mayores DCS en las zonas deciduas. Para el caso de las áreas cercanas a ríos, la alta DCA es resultado de la presencia de árboles del género *Ficus* de gran tamaño, algo similar a lo ocurrido en las zonas de vegetación decidua, donde se encontraron individuos de *C. platanifolia* de gran DAP. Por el contrario, en los sectores clasificados como semihúmedos, la densidad de árboles grandes fue menor.

En línea con lo anterior, destacan cinco especies que almacenan una cantidad de carbono excepcionalmente mayor al resto, a la vez que su frecuencia en las parcelas fue baja, pues no superan los 11 individuos, y se caracterizan por troncos de grandes diámetros. De hecho, tan solo los nueve árboles de *F. membranaceae*, con una DAP promedio mayor a 1 m, almacenaron el 50,65% de todo el CA en las 14 parcelas muestreadas. En contraste, otra de las especies con mayor carbono almacenado, *C. bauhiniifolia*, representó el 11,16% entre 172 árboles. La importancia de los árboles de grandes dimensiones para la biomasa en diferentes clases de bosques es algo conocido (Lutz et al., 2018), estos individuos juegan un papel principal en las reservas de biomasa aérea, por encima de otros factores como la riqueza de especies (Ali et al., 2019). En bosques secos, por ejemplo, la mayor cantidad de biomasa se

concentra en unos pocos linajes estrechamente relacionados de árboles que alcanzan gran tamaño (de Aguiar-Campos et al., 2021).

Para que un árbol logre las dimensiones antes referidas, son necesarios periodos largos de tiempo. Hacer frente al cambio climático requiere de acciones prontas, por lo que, en caso de perder estos individuos, restituir el contenido de carbono dentro del plazo necesario para minimizar sus consecuencias puede no ser posible o requerir de estrategias más costosas (ej. mayores superficies de restauración) e imperfectas, pues las pérdidas en aspectos claves como la biodiversidad y el valor cultural son muchas veces irrecuperables. Lo anterior enfatiza la importancia de proteger bosques como el BPCB, en donde todavía pueden encontrarse individuos de estas características. Así mismo, debe tenerse en cuenta los sitios en donde las condiciones favorecen el desarrollo de estas especies, como las zonas cercanas a ríos en el BPCB que, aunque cubre una superficie reducida, la DCA potencial fue muy superior al resto.

Por otro lado, conocer las especies con mayor potencial para el almacenamiento de carbono, complementado con información sobre la tasa de captura de diferentes especies (ej. Horstman et al., 2017), permitirá desarrollar estrategias de restauración más eficientes en cuanto a la captura de carbono. Para que una restauración sea exitosa y sustentable en el tiempo, sin embargo, no debe centrarse en un único objetivo, sino tener un enfoque amplio que incluya también otros aspectos tanto ecológicos como sociales a través de una planificación cuidadosa (Brancalion & Holl, 2020; di Sacco et al., 2021).

La restauración ofrece una oportunidad valiosa para incrementar la cobertura de boscosa y así mejorar la calidad de ecosistemas protegidos y su conectividad, con la posibilidad añadida de aumentar los servicios ecosistémicos producidos (Bullock et al., 2011). Sin embargo, esta no puede reemplazar a la protección, especialmente si se consideran las particularidades de los bosques secos: aunque hay autores que sostienen que las zonas regeneradas de vegetación decidua pueden alcanzar densidades de biomasa cercanas a bosques maduros en menor tiempo en comparación a sus contrapartes más húmedas (Becknell et al., 2012; Portillo-Quintero et al., 2015; Cortés-Calderón et al., 2021), en general la productividad de estas formaciones vegetales es afectada negativamente por el estrés hídrico, lo que resulta

en tiempos más largos para que bosques secos secundarios alcancen niveles similares a bosques maduros (Muller-Landau et al., 2021; Poorter et al., 2016). Por este motivo, la protección es esencial, especialmente de las zonas más secas cuyas reservas de carbono serían más difíciles de recuperar y, coincidentemente, son las que se encuentran bajo más presión antrópica en el BPCB. En conjunto, la conservación y restauración pueden evitar las emisiones y mantener la capacidad de los bosques de capturar y almacenar volúmenes significativos de CO₂ de la atmósfera, además de salvaguardar la biodiversidad y brindar resiliencia y sostenibilidad a las comunidades.

La reserva de carbono en la vegetación del BPCB aquí calculada corresponde a la existente en el momento de la medición, pero la fijación de carbono es un proceso continuo que en los BST se estima que equivale a un incremento anual de entre 1,1 y 3,9 MgC ha⁻¹ (IPCC, 2019), por lo que se espera que el valor de este SE aumente.

Hay que tener en cuenta que, en la muestra utilizada, tanto las zonas deciduas como las riparias, el esfuerzo de muestreo fue significativamente menor al resto. En el primer caso, influyó la imposibilidad de acceder a las áreas cercanas al límite norte y noreste debido al alto nivel de inseguridad y a que el acceso a ellas es a través de propiedades privadas que no permitieron el paso. Como aquí existe una alta presión humana, es muy probable que la densidad de individuos grandes sea menor y el contenido de carbono menor al de la muestra. Para el caso de las zonas riparias, el difícil acceso a quebradas y su poca extensión relativa al resto del bosque limitaron un muestreo más amplio. Como resultado, las estimaciones de DCA para estos dos tipos de bosque tienen una alta incertidumbre y es muy probable que la densidad de árboles de gran DAP en ambos esté siendo sobreestimada. En cambio, para los semideciduos, la alta incertidumbre encontrada sugiere que, aunque comparten muchas de sus especies, las parcelas son distintas en otros aspectos, como pueden ser la edad y el grado de perturbación. En todos los casos, un muestreo en campo más extensivo o el uso de otras herramientas, como sensores remotos (ej. LiDAR) para obtener datos de zonas inaccesibles, lograrán una clasificación del bosque más detallada y mejores estimaciones de su biomasa.

Otro limitante es que las clases diamétricas más altas se encuentran subrepresentadas en las muestras utilizadas para el desarrollo de ecuaciones

alométricas disponibles. Por ejemplo, para las ecuaciones de uso más extendido, incluyendo la aquí usada, no se utilizaron árboles de DAP > 1,6 m (Chave et al., 2005, 2014; Feldpausch et al., 2012). Como estos árboles contienen gran parte de la biomasa aérea, esta situación implica que una parte importante de las estimaciones de biomasa y carbono son menos confiables. El desarrollo y uso de ecuaciones alométricas locales evitarían este inconveniente, pero para ello son necesarios métodos destructivos cuyos impactos ecológicos pueden no ser viables en áreas protegidas como el BPCB. Una solución parcial podría ser el uso de ecuaciones ya disponibles, calibradas y complementadas con modelos alométricos locales entre diámetro y altura mediante técnicas no destructivas, aunque los recursos que esto demanda también son un obstáculo que considerar.

Finalmente, la cantidad monetaria atribuida al carbono, que asciende a 6.587.919,76USD, se basa en valores pasados de bonos de carbono, pero actualmente la tendencia refleja un incremento en los precios (Forest Trends' Ecosystem Marketplace, 2022), creando grandes oportunidades de financiamiento para proyectos basados en créditos de carbono forestal. Evidencia de esto es el crecimiento proyectado para las inversiones en finanzas climáticas, que se espera alcancen los 60 trillones USD para el año 2050, principalmente por los recientes acuerdos de transferencia de créditos entre países, la adjudicación para los compromisos de mitigación y los compromisos de neutralidad de carbono (FAO, 2022). Por otra parte, debe añadirse que el costo real de la emisión de CO₂ muy probablemente esté siendo subestimada, pues el mercado de carbono ha sido criticado por no representar adecuadamente el costo social de las emisiones y los impactos negativos por el cambio climático (Howard & Sylvan, 2015) y todavía parece lejano el mínimo de 50 USD por MgCO₂e, que se estima es necesario alcanzar en el 2030 para, en combinación con políticas de soporte, lograr los objetivos establecidos en el Acuerdo de París (Stiglitz & Stern, 2017, Report of the High-Level Commission on Carbon Prices).

4.3. Otros servicios ecosistémicos

Este trabajo aborda los SE de soporte y regulación, específicamente la conservación de biodiversidad y el almacenamiento de carbono, respectivamente. Por su

naturaleza, los beneficios del primero se reflejan en todos los SE (incluyendo cultural y aprovisionamiento), mientras que el segundo se relaciona a la mitigación y prevención del cambio climático. De esta manera, se abarcan, parcialmente, tanto el valor de uso como de no uso del BPCB.

No obstante, los SE provistos por los BST no se limitan únicamente a los antes mencionados. Por ejemplo, estos bosques han sido señalados como importantes para la regulación de procesos hidrológicos y provisión de agua en el neotrópico, especialmente porque se desarrollan en zonas que experimentan periodos de déficit hídrico; de hecho, el 75% de los reservorios de agua del Ecuador se encuentran en áreas de BST (Portillo-Quintero et al., 2015). Por otro lado, una mayor biodiversidad promovida por la cobertura boscosa nativa puede ser causa de beneficios relacionados a la polinización de cultivos y la subsecuente mejora en el rendimiento agrícola (33,4% de la producción agrícola del Ecuador depende de la polinización biótica; Porto et al., 2020), así como jugar un papel en el control de plagas (Boesing et al., 2017) y patógenos (Keesing & Ostfeld, 2021; Ostfeld, 2009). Además, los bosques pueden tener efectos positivos sobre la salud de las personas (Bratman et al., 2019).

La magnitud de los beneficios de estos y otros SE, su respuesta ante perturbaciones humanas, el papel que ocupa el BPCB para su provisión y quiénes son sus principales beneficiarios es algo todavía muy poco conocido. Además, aunque mediante las encuestas se pudo conocer las percepciones de la población respecto a algunos de ellos, el costo que sería necesario incurrir para compensar su degradación se desconoce, a pesar de que potencialmente representen impactos económicos y sociales significativos (potenciales costos incluyen la restauración de ecosistemas, polinización manual de cultivos, incremento en uso de fertilizantes, sistemas de riego, entre otros). Disponer de esta información cobra aún más relevancia ante los cambios en la provisión de SE que se prevén frente a futuros escenarios de cambio climático (Berdugo et al., 2020; Kubiszewski et al., 2017; Watson et al., 2020) y creciente presión antrópica.

Un SE no mencionado antes, pero que constituye una omisión destacable, es el de recreación y turismo, catalogado como cultural (TEEB, 2012) y el principal uso directo permitido en esta área protegida. Entre las metodologías para determinar su valor

económico se encuentra el método de costo de viaje (TCM, del inglés Travel Cost Method) que asume que el valor puesto en un determinado sitio por sus usuarios es, al menos, igual a los gastos por movilización entre su lugar de origen y el sitio de interés.

El TCM es un método ampliamente aceptado y recomendado pues sus resultados son considerados válidos y fiables (Bishop & Boyle, 2018). Esta metodología, sin embargo, se encontró no apropiada para el BPCB. En un levantamiento inicial utilizando el costo de viaje zonal (ZTCM), los resultados de encuestas realizadas a 261 visitantes a lo largo de 3 meses mostraron que no existe una relación significativa entre costo de transporte y el número de visitas de cada zona, incumpliendo así con el principal requerimiento de este modelo (en el Apéndice II se detalla procedimiento utilizado). Las causas propuestas para esto son el elevado número de visitantes provenientes de las parroquias La Puntilla y el cantón Daule, lejanas, pero de estrato social medio a alto, el muy escaso número de turistas provenientes de fuera de la conurbación de Guayaquil, así como la existencia de zonas de alta tasa de pobreza cercanas al BPCB (Tabla A2, Figura A2).

Aunque no fue posible cuantificar económicamente el valor generado por el turismo en el BPCB, la información obtenida permitió identificar geográficamente los potenciales mayores beneficiarios directos de este SE: en orden descendente, las cinco zonas de donde provienen el mayor número de turistas respecto a sus poblaciones son OESTE (Guayaquil, Vía a la Costa), CENTRO NORTE I (Guayaquil), SAMBORONDON, LOS LOJAS (Daule) y NORTE III (Guayaquil). Llama la atención la presencia de dos sectores fuera de Guayaquil, evidenciando así que los beneficios de este SE también son relevantes más allá de los límites de la ciudad. Se estima que, en caso de degradarse los atributos que motivan el turismo en el BPCB como la biodiversidad, la calidad escénica, entre otros, los habitantes de esta zona se encontrarán entre los que perciban mayores pérdidas respecto a este SE. Por el contrario, las zonas NOROESTE II, III y IV no fueron origen de ningún turista y tuvieron las mayores tasas de pobreza, sugiriendo que la capacidad económica condiciona el uso directo del BPCB, aunque no puede descartarse un posible efecto positivo sobre la incidencia de usos no permitidos del bosque (ej. caza furtiva, tala, pastoreo).

Conocer las percepciones de estos sectores sobre los beneficios de la naturaleza y el BPCB permitirá identificar SE infravalorados y construir estrategias que beneficien a la población a la vez que reduzcan los usos irregulares.

La información aquí expuesta sobre el valor recreacional podrá también guiar futuros estudios de valorización, comunicación y esfuerzos de recaudación de fondos. Debe mencionarse, sin embargo, que debido a las limitaciones del muestreo (ver Apéndice II), estos resultados deben tratarse como una aproximación preliminar y estudios futuros son necesarios para revelar patrones más precisos.

5. CONCLUSIONES

- El beneficio estimado para la población de Guayaquil, Samborondón y La Aurora generado por la existencia, uso indirecto y opcional del BPCB es equivalente a **40 542 761,61 USD anuales**. Se espera que este valor aumente con la inclusión de otros SE no contemplados en este estudio, mientras que el límite inferior se definió en *27 607 614,84 USD/año*.
- La reserva de carbono del BPCB se estima en 246 915,20 Mg, equivalentes a 6 587 919,76 USD o 6 263,34 USD por hectárea de bosque. No obstante, esta cantidad no contempla el carbono vegetal contenido en árboles pequeños, flora no arbórea y biomasa muerta, ni sumideros de carbono no vegetal. Además, se espera que el valor incremente a futuro por el aumento de los precios de mercado y la fijación continua de carbono realizada por el bosque.
- La densidad de carbono aéreo en el BPCB es mayor por un amplio margen a aquella descrita para otros bosques secos tropicales en Ecuador. Esto evidencia la importancia de esta área protegida como reserva de carbono, sin embargo, debido a las diferentes metodologías usadas en otros estudios de cuantificación de carbono y las altas incertidumbres de este trabajo, estas comparaciones deben interpretarse cuidadosamente. Por esta misma razón, no es posible llegar a conclusiones con respecto a las diferencias entre el

BPCB y otras clases de bosques donde se han encontrado densidades de carbono similares.

- Los árboles de gran tamaño son determinantes para la cantidad de carbono que es almacenado por un bosque. Esto, junto a información sobre la tasa de captura, es un factor importante que considerar en las decisiones sobre protección y restauración de ecosistemas, ya que el evitar la deforestación es una de las acciones más costo-efectivas para mitigar los efectos del cambio climático.
- La protección y restauración de ecosistemas tienen beneficios económicos y sociales en forma de servicios ecosistémicos, muchas veces ignorados o subvalorados. Llenar vacíos de información sobre la magnitud de estos servicios, sus beneficiarios y cómo son percibidos por la población, permitirá elaborar políticas públicas y tomar decisiones que armonicen los beneficios sociales y ambientales.
- La valoración económica del capital natural es esencial para el diseño de instrumentos enfocados en alcanzar objetivos de desarrollo sostenible y para identificar oportunidades de inversión (ej. inversiones en finanzas climáticas) para la generación de empleos e ingresos.
- Un aspecto importante a considerar es que, a pesar de que el valor económico es el incentivo más evidente para las políticas de manejo de los recursos naturales, éste no logra captar adecuadamente las diversas percepciones individuales de las personas ni otras fuentes de beneficios, especialmente aquellas relacionadas a valores intrínsecos y culturales. Por tales motivos, el sustento de estas políticas no debe limitarse a únicamente una perspectiva monetaria.
- La pérdida y degradación de los recursos naturales y sus SE tienen un profundo impacto sobre las personas, en especial las más vulnerables, y en el desarrollo. Iniciativas centradas en la conservación y restauración, pueden fomentar la integración de los diversos valores de los ecosistemas en la toma de decisiones relativas al manejo, información, inversión, etc. mediante la

comunicación, educación, entrenamiento y colaboración participativa con los distintos actores involucrados.

- En conclusión, el rol de los SE es crítico para asegurar la prosperidad ambiental, social y económica de las personas. Sin embargo, el impacto negativo de las actividades antrópicas, podría además provocar niveles de inflexión irreversibles para los ecosistemas y el declive de sus SE. Por lo tanto, es prioritario el cambio del modelo actual e implementar planes y procesos estratégicos de desarrollo enfocados a salvaguardar los ecosistemas, sus servicios y por consiguiente mantener y mejorar los beneficios que proveen a la comunidad.

6. REFERENCIAS

- Aizaki, H., Nakatani, T., & Sato, K. (2014). Stated Preference Methods Using R. In *Stated Preference Methods Using R*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/b17292>
- Aizaki, H., Nakatani, T., Sato, K., & Fogarty, J. (2022). R package DCchoice for dichotomous choice contingent valuation: a contribution to open scientific software and its impact. *Japanese Journal of Statistics and Data Science*. <https://doi.org/10.1007/S42081-022-00171-1>
- Ali, A., Lin, S. L., He, J. K., Kong, F. M., Yu, J. H., & Jiang, H. S. (2019). Big-sized trees overrule remaining trees' attributes and species richness as determinants of aboveground biomass in tropical forests. *Global Change Biology*, 25(8), 2810–2824. <https://doi.org/10.1111/GCB.14707>
- Andrade, F. (2022). La Aurora crece, pero sin ojos que la cuiden. *EXPRESO*. <https://www.expreso.ec/guayaquil/aurora-crece-ojos-cuiden-123862.html>
- Arendt, F., & Matthes, J. (2016). Nature Documentaries, Connectedness to Nature, and Pro-environmental Behavior. *Environmental Communication*, 10(4), 453–472. <https://doi.org/10.1080/17524032.2014.993415>
- Barros-Díaz, C., Vela, S., Gallo-Pérez, A., Chiquito, M., Cornejo, X., Mosquera-Munoz, D., & Pérez-Correa, J. (2022). First record of leucism in Mantled Howler Monkeys *Alouatta palliata* (Gray 1849). *Authorea Preprints*.
- Becknell, J. M., Kissing Kucek, L., & Powers, J. S. (2012). Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276, 88–95. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2012.03.033>
- Berdugo, M., Delgado-Baquerizo, M., Soliveres, S., Hernández-Clemente, R., Zhao, Y., Gaitán, J. J., Gross, N., Saiz, H., Maire, V., Lehman, A., Rillig, M. C., Solé, R. v., & Maestre, F. T. (2020). Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science*, 367(6479), 787–790. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAY5958>
- Bishop, R. C., & Boyle, K. J. (2018). Reliability and Validity in Nonmarket Valuation. *Environmental and Resource Economics* 2018 72:2, 72(2), 559–582. <https://doi.org/10.1007/S10640-017-0215-7>

- Bishop, R. C., & Boyle, K. J. (2018). Reliability and Validity in Nonmarket Valuation. *Environmental and Resource Economics* 2018 72:2, 72(2), 559–582. <https://doi.org/10.1007/S10640-017-0215-7>
- Boesing, A. L., Nichols, E., & Metzger, J. P. (2017). Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology*, 32(5), 931–944. <https://doi.org/10.1007/S10980-017-0503-1>
- Brancalion, P. H. S., & Holl, K. D. (2020). Guidance for successful tree planting initiatives. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2349–2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13725>
- Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., Cochran, B., de Vries, S., Flanders, J., Folke, C., Frumkin, H., Gross, J. J., Hartig, T., Kahn, P. H., Kuo, M., Lawler, J. J., Levin, P. S., Lindahl, T., Meyer-Lindenberg, A., Mitchell, R., Ouyang, Z., Roe, J., ... Daily, G. C. (2019). Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Science Advances*, 5(7). <https://doi.org/10.1126/SCIADV.AAX0903>
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(10), 541–549. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2011.06.011>
- Butz, P., Raffelsbauer, V., Graefe, S., Peters, T., Cueva, E., Hölscher, D., & Bräuning, A. (2017). Tree responses to moisture fluctuations in a neotropical dry forest as potential climate change indicators. *Ecological Indicators*, 83, 559–571. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.021>
- Calvo-Alvarado, J., McLennan, B., Sánchez-Azofeifa, A., & Garvin, T. (2009). Deforestation and forest restoration in Guanacaste, Costa Rica: Putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 931–940.
- Cervantes Domínguez, F. D., León Ibarra, D. B., & Imbaquingo Cadena, J. S. (2022). Valoración económica de los servicios ecosistémicos del Bosque Protector Cerro Blanco, Guayaquil, Ecuador. *Revista Geoespacial*, 19(1), 50–63. <https://journal.espe.edu.ec/ojs/index.php/revista-geoespacial/article/view/2612>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved

- estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 2005 145:1, 145(1), 87–99. <https://doi.org/10.1007/S00442-005-0100-X>
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351–366. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2009.01285.X>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Cortés-Calderón, S., Mora, F., Arreola-Villa, F., & Balvanera, P. (2021). Ecosystem services supply and interactions along secondary tropical dry forests succession. *Forest Ecology and Management*, 482. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118858>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Daule, destino para crecimiento inmobiliario y comercial. (2022). *El Universo*. <https://www.eluniverso.com/guayaquil/comunidad/daule-destino-para-crecimiento-inmobiliario-y-comercial-nota/>
- de Aguiar-Campos, N., Coelho de Souza, F., Maia, V. A., Rezende, V. L., de Souza, C. R., de Paula, G. G. P., Santos, P. F., de Oliveira Menino, G. C., da Silva, W. B., & dos Santos, R. M. (2021). Evolutionary constraints on tree size and above-ground biomass in tropical dry forests. *Journal of Ecology*, 109(4), 1690–1702. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13589>
- di Sacco, A., Hardwick, K. A., Blakesley, D., Brancalion, P. H. S., Breman, E., Cecilio Rebola, L., Chomba, S., Dixon, K., Elliott, S., Ruyonga, G., Shaw, K., Smith, P., Smith, R. J., & Antonelli, A. (2021). Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. *Global Change Biology*, 27(7), 1328–1348.

- Dirección Municipal de Planificación Urbana, Proyectos y Ordenamiento Territorial [DUPOT].(2021). Plan de Uso y Gestión del Suelo del Cantón Guayaquil 2020-2032.
- European Space Agency [ESA]. (2015). SENTINEL-2 User Handbook.
- FAO. (2022). The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>
- Feldpausch, T. R., Lloyd, J., Lewis, S. L., Brien, R. J. W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., Alexiades, M., Almeida, S., Amaral, I., Andrade, A., Aragão, L. E. O. C., Araujo Murakami, A., Arets, E. J. M., Arroyo, L., Aymard C., G. A., ... Phillips, O. L. (2012). Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences*, 9(8), 3381–3403. <https://doi.org/10.5194/BG-9-3381-2012>
- Forest Trends' Ecosystem Marketplace. (2022). The Art of Integrity: State of Voluntary Carbon Markets, Q3 Insights Briefing. Washington DC: Forest Trends Association.
- Frey, U. J., & Pirscher, F. (2019). Distinguishing protest responses in contingent valuation: A conceptualization of motivations and attitudes behind them. *PLoS ONE*, 14(1). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0209872>
- Gao, Z., House, L. A., & Xie, J. (2016). Online Survey Data Quality and Its Implication for Willingness-to-Pay: A Cross-Country Comparison. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 64(2), 199–221. <https://doi.org/10.1111/CJAG.12069>
- García-Llorente, M., Martín-López, B., & Montes, C. (2011). Exploring the motivations of protesters in contingent valuation: Insights for conservation policies. *Environmental Science and Policy*, 14(1), 76–88. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2010.11.004>
- Gobierno Autónomo Descentralizado del cantón Daule. (2021). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2021-2027 del Cantón Daule.
- Gobierno Autónomo Descentralizado del cantón Samborondón. (2014). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2015-2019 del Cantón Samborondón.
- Halstead, J. M., Luloff, A. E., & Stevens, T. H. (1992). PROTEST BIDDERS IN CONTINGENT VALUATION. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics*, 21(2), 160-169. <https://doi.org/10.22004/AG.ECON.29000>

- Hancock, J. (2010). The case for an ecosystem service approach to decision-making: an overview. *Bioscience Horizons*, 3(2), 188-196. <https://doi.org/10.1093/biohorizons/hzq013>
- Haro-Carrión, X., Loiselle, B., & Putz, F. E. (2021). Tree Species Diversity, Composition and Aboveground Biomass Across Dry Forest Land-Cover Types in Coastal Ecuador. *Tropical Conservation Science*, 14, 194008292199541. <https://doi.org/10.1177/1940082921995415>
- Harrison I. J., Pamela A. Green, Tracy A. Farrell, Diego Juffe-Bignoli, Leonardo Sáenz, Charles J. Vörösmarty. 2016. Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 26 (Suppl. 1): 103–120.
- Hausman, J. 2012. Contingent Valuation: From Dubious to Hopeless. *Journal of Economic Perspectives*. 26 (4). pp. 43–56.
- Holdaway, R. J., McNeill, S. J., Mason, N. W. H., & Carswell, F. E. (2014). Propagating Uncertainty in Plot-based Estimates of Forest Carbon Stock and Carbon Stock Change. *Ecosystems*, 17(4), 627–640. <https://doi.org/10.1007/S10021-014-9749-5/FIGURES/4>
- Horstman, E. (1998). Plan de Manejo de Bosque Protector Cerro Blanco. *Fundación Pro-Bosque. Guayaquil-Ecuador*.
- Horstman, E., Ayón, J., & Griscom, H. (2017). Growth, survival, carbon rates for some dry tropical forest trees used in enrichment planting in the Cerro Blanco protected forest on the Ecuadorian coast. *Https://Doi.Org/10.1080/10549811.2017.1387153*, 37(2), 82–96. <https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1387153>
- Instituto Geográfico Militar [IGM]. (2013). Base Nacional escala 1:50 000.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos [INEC]. (2020). Boletín Técnico N° 02-2020-ENEMDU: Encuesta Nacional de Empleo, Desempleo y Subempleo (ENEMDU) diciembre 2019 - Pobreza y Desigualdad. Quito, Ecuador.
- IPBES. (2016). The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services (S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini,

- & B. A. Wintle, Eds.). Secretariat of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services.
- IPCC. (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (E. Buendia, K. Tanabe, A. Kranjc, B. Jamsranjav, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, & P. Shermanau, Eds.). IPCC, Switzerland.
- Jiménez-Ferbans, L., Reichgelt, T., Vilanova, E., Maza, B., Rodes-Blanco, M., & Rojas, E. (2022). Aboveground Biomass Along an Elevation Gradient in an Evergreen Andean–Amazonian Forest in Ecuador. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. <https://doi.org/10.3389/FFGC.2022.738585>
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Vic Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Ann Cameron, T., Michael Hanemann, W., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., & Vossler, C. A. (2017). Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4(2), 319–405. <https://doi.org/10.1086/691697>
- Jorgensen, B. S., & Syme, G. J. (2000). Protest responses and willingness to pay: Attitude toward paying for stormwater pollution abatement. *Ecological Economics*, 33(2), 251–265. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00145-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00145-7)
- Kattge, J., Bönsch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G. D. A., Aakala, T., Abedi, M., Acosta, A. T. R., Adamidis, G. C., Adamson, K., Aiba, M., Albert, C. H., Alcántara, J. M., Alcázar C, C., Aleixo, I., Ali, H., ... Wirth, C. (2020). TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, 26(1), 119–188. <https://doi.org/10.1111/GCB.14904>
- Keesing, F., & Ostfeld, R. S. (2021). Impacts of biodiversity and biodiversity loss on zoonotic diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(17). <https://doi.org/10.1073/PNAS.2023540118>
- Kelemen, E., Subramanian, S., Nakangu, B., Islar, M., Kosmus, M., Nuesiri, E., Porter-Bolland, L., De Vos, A., Amaruzaman S., Yiu E., and Arroyo-Robles, G. (2022). Chapter 6: Policy options and capacity development to operationalize the inclusion of diverse values of nature in decision-making. In: Methodological Assessment Report on the Diverse Values and Valuation of Nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Balvanera, P., Pascual, U., Christie, M., Baptiste, B., and González-

- Jiménez, D. (eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.6522359>
- Kornatowska, B., & Sienkiewicz, J. (2018). Forest ecosystem services-assessment methods. *Folia Forestalia Polonica, Series A*, 60(4), 248–260.
<https://doi.org/10.2478/FFP-2018-0026>
- Kriström, B. (1997). Spike Models in Contingent Valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(3), 1013–1023. <https://doi.org/10.2307/1244440>
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., & Sutton, P. (2017). The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosystem Services*, 26, 289–301. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.05.004>
- Kubiszewski, I., Muthee, K., Rifaee Rasheed, A., Costanza, R., Suzuki, M., Noel, S., & Schauer, M. (2022). The costs of increasing precision for ecosystem services valuation studies. *Ecological Indicators*, 135. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.108551>
- Lang, N., Jetz, W., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2022). *A high-resolution canopy height model of the Earth*. <http://arxiv.org/abs/2204.08322>
- Lindhjem, H., & Navrud, S. (2011a). Using internet in stated preference surveys: A review and comparison of survey modes. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 5(4), 309–351. <https://doi.org/10.1561/101.000000045>
- Lindhjem, H., & Navrud, S. (2011b). Are Internet surveys an alternative to face-to-face interviews in contingent valuation? *Ecological Economics*, 70(9), 1628–1637. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2011.04.002>
- Loomis, J. (2006). A comparison of the effect of multiple destination trips on recreation benefits as estimated by travel cost and contingent valuation methods. *Journal of Leisure Research*, 38(1), 46–60.
<https://doi.org/10.1080/00222216.2006.11950068>
- Loomis, J. B. (2014). Strategies for overcoming hypothetical bias in stated preference surveys. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 39(1), 34–46.
- Lutz, J. A., Furniss, T. J., Johnson, D. J., Davies, S. J., Allen, D., Alonso, A., Anderson-Teixeira, K. J., Andrade, A., Baltzer, J., Becker, K. M. L., Blomdahl, E. M., Bourg, N. A., Bunyavejchewin, S., Burslem, D. F. R. P., Cansler, C. A., Cao, K., Cao, M., Cárdenas, D., Chang, L. W., ... Zimmerman, J. K. (2018). Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography*, 27(7), 849–864. <https://doi.org/10.1111/GEB.12747>

- Ma, H., Mo, L., Crowther, T. W., Maynard, D. S., van den Hoogen, J., Stocker, B. D., Terrer, C., & Zohner, C. M. (2021). The global distribution and environmental drivers of aboveground versus belowground plant biomass. *Nature Ecology & Evolution* 2021 5:8, 5(8), 1110–1122. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01485-1>
- MacQueen, J. (1967). Some methods for classification and analysis of multivariate observations. *Proceedings of the 5th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, 5.1, 281–297.
- Martínez-Espíñeira, R., & Amoako-Tuffour, J. (2009). Multi-destination and multi-purpose trip effects in the analysis of the demand for trips to a remote recreational site. *Environmental Management*, 43(6), 1146–1161. <https://doi.org/10.1007/S00267-008-9253-9>
- Mayer, F. S., & Frantz, C. M. P. (2004). The connectedness to nature scale: A measure of individuals' feeling in community with nature. *Journal of Environmental Psychology*, 24(4), 503–515. <https://doi.org/10.1016/J.JENVP.2004.10.001>
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., ... & Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of biogeography*, 33(3), 491-505.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry. World Resources Institute, Washington, DC
- Morrison, M., & Brown, T. C. (2009). Testing the effectiveness of certainty scales, cheap talk, and dissonance-minimization in reducing hypothetical bias in contingent valuation studies. *Environmental and Resource Economics*, 44(3), 307-326. <https://doi.org/10.1007/S10640-009-9287-3>
- Muller-Landau, H. C., Cushman, K. C., Arroyo, E. E., Martinez Cano, I., Anderson-Teixeira, K. J., & Backiel, B. (2021). Patterns and mechanisms of spatial variation in tropical forest productivity, woody residence time, and biomass. *New Phytologist*, 229(6), 3065–3087. <https://doi.org/10.1111/NPH.17084>
- Nielsen, J.S., 2011. Use of the Internet for willingness-to-pay surveys: a comparison of face-to-face and web-based interviews. *Resour. Energy Econ.* 33, 119e129.
- Ollinger, S. v. (2011). Sources of variability in canopy reflectance and the convergent properties of plants. *New Phytologist*, 189(2), 375–394. <https://doi.org/10.1111/J.1469-8137.2010.03536.X>

- Ostfeld, R. S. (2009). Biodiversity loss and the rise of zoonotic pathogens. *Clinical Microbiology and Infection*, 15(SUPPL. 1), 40–43. <https://doi.org/10.1111/J.1469-0691.2008.02691.X>
- Pasca, L., Aragonés, J. I., & Coello, M. T. (2017). An analysis of the connectedness to nature scale based on item response theory. *Frontiers in Psychology*, 8(AUG), 1330. <https://doi.org/10.3389/FPSYG.2017.01330/BIBTEX>
- Perni, Á., Barreiro-Hurlé, J., & Martínez-Paz, J. M. (2020). When policy implementation failures affect public preferences for environmental goods: Implications for economic analysis in the European water policy. *Ecological Economics*, 169, 106523. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106523>
- Peter, H., & Derek, S. (2015). Expert consensus on the economics of climate change. Institute for Policy Integrity, New York University School of Law. Accessed July, 8, 2020.
- Pfaffel, O. (2020). FeatureImpCluster: Feature Importance for Partitional Clustering. Available Online: Cran. r-Project. Org (Accessed on 4 February 2021).
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., de Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., de Jong, B. H. J., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211–214. <https://doi.org/10.1038/NATURE16512>
- Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M., & do Espirito Santo, M. M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. In *Regional Environmental Change* (Vol. 15, Issue 6, pp. 1039–1049). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6>
- Portillo-Quintero, C., Sanchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Quesada, M., & do Espirito Santo, M. M. (2015). The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. In *Regional Environmental Change* (Vol. 15, Issue 6, pp. 1039–1049). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6>

- Porto, R. G., de Almeida, R. F., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Viana, B. F., Peres, C. A., & Lopes, A. V. (2020). Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Security*, 12(6), 1425–1442. <https://doi.org/10.1007/S12571-020-01043-W>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J., & Hérault, B. (2017). BIOMASS: an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(9), 1163–1167. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>
- Rivas, C. A., Guerrero-Casado, J., & Navarro-Cerillo, R. M. (2021). Deforestation and fragmentation trends of seasonal dry tropical forest in Ecuador: impact on conservation. *Forest Ecosystems*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/S40663-021-00329-5>
- Rozendaal, D. M. A., Requena Suarez, D., de Sy, V., Avitabile, V., Carter, S., Adou Yao, C. Y., Alvarez-Davila, E., Anderson-Teixeira, K., Araujo-Murakami, A., Arroyo, L., Barca, B., Baker, T. R., Birigazzi, L., Bongers, F., Branthomme, A., Brienen, R. J. W., Carreiras, J. M. B., Cazzolla Gatti, R., Cook-Patton, S. C., ... Herold, M. (2022). Aboveground forest biomass varies across continents, ecological zones and successional stages: refined IPCC default values for tropical and subtropical forests. *Environmental Research Letters*, 17(1), 014047. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac45b3>
- Sajise, A. J., Samson, J. N., Quiao, L., Sibal, J., Raitzer, D. A., & Harder, D. (2021). Contingent valuation of nonmarket benefits in project economic analysis: a guide to good practice
- Salas, C. A., Alegre, J. C., & Iglesias, S. (2017). Estimation of above-ground live biomass and carbon stocks in different plant formations and in the soil of dry forests of the Ecuadorian coast. *Food and Energy Security*, 6(4), e00115. <https://doi.org/10.1002/fes3.115>
- Sato, M., Aoshima, I., & Chang, Y. (2021). Connectedness to nature and the conservation of the urban ecosystem: Perspectives from the valuation of urban

- forests. *Forest Policy and Economics*, 125, 102396.
<https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2021.102396>
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020) Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5. Montreal.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020) Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5. Montreal.
- Sparks, A. C., Henderson, G. L., Sriram, S. K., & Smith, E. R. A. N. (2020). Measuring Environmental Values and Identity. *Https://Doi.Org/10.1080/08941920.2020.1817644*, 34(3), 291–310.
<https://doi.org/10.1080/08941920.2020.1817644>
- T.M. Lenton, and H.T.P. Williams, 2013, “On the origin of planetary-scale tipping points, Trends in Ecology and Evolution, 28, 380–382.
doi:10.1016/j.tree.2013.06.001
- TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- TEEB. (2012). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and economic foundations. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, 1-411.
<https://doi.org/10.4324/9781849775489>
- Thomas, S. C., & Martin, A. R. (2012). Carbon Content of Tree Tissues: A Synthesis. *Forests* 2012, Vol. 3, Pages 332-352, 3(2), 332–352.
<https://doi.org/10.3390/F3020332>
- Tourkolias, C., Skiada, T., Mirasgedis, S., & Diakoulaki, D. (2015). Application of the travel cost method for the valuation of the Poseidon temple in Sounio, Greece. *Journal of Cultural Heritage*, 16(4), 567–574.
<https://doi.org/10.1016/J.CULHER.2014.09.011>
- Watson, L., Straatsma, M. W., Wanders, N., Verstegen, J. A., de Jong, S. M., & Karssenbergh, D. (2020). Global ecosystem service values in climate class transitions. *Environmental Research Letters*, 15(2).
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB5AAB>
- Watson, V., & Ryan, M. (2007). Exploring preference anomalies in double bounded contingent valuation. *Journal of Health Economics*, 26(3), 463–482.
<https://doi.org/10.1016/J.JHEALECO.2006.10.009>

- Willis, K. G., Snowball, J. D., Wymer, C., & Grisolia, J. (2012). A count data travel cost model of theatre demand using aggregate theatre booking data. *Journal of Cultural Economics*, 36(2), 91–112. <https://doi.org/10.1007/s10824-011-9157-z>
- World Economic Forum. (2020). Nature risk rising: Why the crisis engulfing nature matters for business and the economy. In collaboration with PwC. New Nature Economy series.
- Yoo, S.-H., & Kwak, S.-J. (2002). Using a spike model to deal with zero response data from double bounded dichotomous choice contingent valuation surveys. *Applied Economics Letters*, 9(14), 929–932. <https://doi.org/10.1080/13504850210139378>
- Zanne, Amy E. et al. (2009), Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum, Dryad, Dataset, <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

7. APÉNDICE

7.1. Apéndice I. Clasificación por K-medias con todas las bandas Sentinel-2 (10m y 20m), índices de vegetación y altura de dosel.

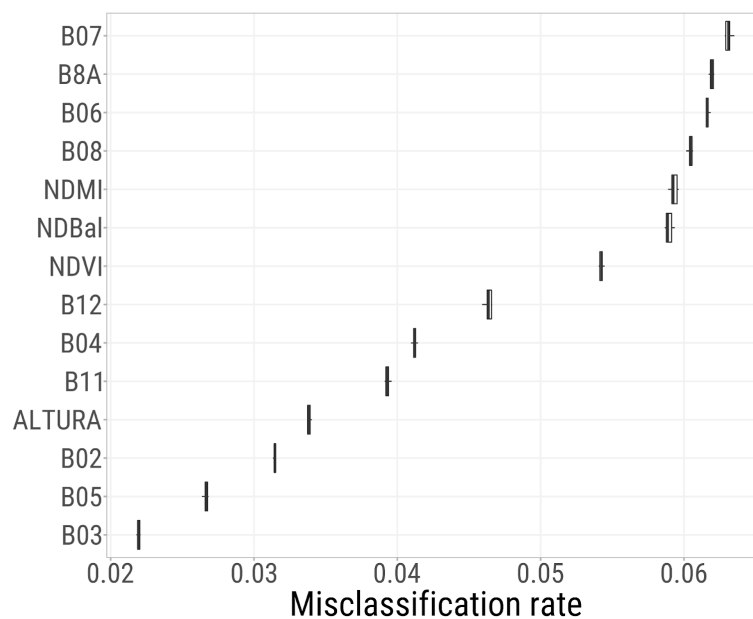


Figura A1. Importancia de variables en clasificación K-medias

7.2. Apéndice II Servicios de turismo y recreación - Método de Costo de Viaje (TCM)

Selección de metodología

Entre las metodologías para determinar el valor económico recreacional se encuentra el método de costo de viaje (TCM, del inglés Travel Cost Method), ampliamente aceptado y recomendado pues sus resultados son considerados válidos y fiables (Bishop & Boyle, 2018). Este asume que el valor puesto en un determinado sitio por sus usuarios es, al menos, igual a los gastos por movilización entre su lugar de origen y el sitio de interés, evitando así inconvenientes como el sesgo de hipótesis (Kornatowska & Sienkiewicz, 2018; Kubiszewski et al., 2022). De esta manera, se construye una curva de demanda a partir del número de visitas y costo de viaje y finalmente el valor asignado es igual a la utilidad excedente.

Existen tres alternativas para valorar ecosistemas a través del TCM. La primera es conocida como el costo de viaje zonal (ZTCM), para la cual la población objetivo es dividida en diferentes zonas según la distancia al sitio de interés, límites políticos u otros criterios; luego, la tasa de visitas, las características demográficas y el costo de viaje de cada zona son utilizados para construir una curva de demanda (Tourkolias et al., 2015). Este método es preferible para lugares turísticos o de recreación donde una misma persona no visita el lugar frecuentemente. Otra opción es el costo de viaje individual (ITCM), que utiliza el número de visitas y características demográficas a nivel de persona, por lo que requiere que el sitio estudiado sea visitado frecuentemente. Por último, se encuentra el método de costo de viaje de utilidad aleatoria, que construye el modelo con información individual de costo de viaje, complementada con herramientas de valoración contingente.

Información proporcionada por la administración del área protegida señala que son muy pocas las personas que hacen uso del BPCB más de una vez al año en comparación a aquellos que visitan el área protegida una única vez. Por esta razón, para este estudio se seleccionó el método ZTCM, pues este enfoque es el recomendado para sitios con tasas de visita individuales bajas.

Diseño de formulario

Se elaboró un formulario compuesto por dos secciones. La primera sección contenía preguntas acerca de la visita, incluyendo las actividades realizadas, el medio de transporte utilizado, lugar de residencia y la hora de entrada y salida del área protegida. Se realizaron preguntas sobre hospedaje, duración y motivo de viaje únicamente a los turistas cuyo viaje tuvo una duración mayor a 24 horas y que no residen en la provincia del Guayas, pues estos últimos se encuentran a una corta distancia y pueden realizar el viaje de ida y vuelta en un mismo día. En la segunda sección se realizaron preguntas demográficas sobre el sexo, edad, nivel de educación, ocupación, estado civil, hijos e ingresos familiares. Adicionalmente, se identificó el tipo de grupo (familiar, empresarial, amigos, entre otros) y se registró el número de adultos y menores de edad que lo conformaban.

Siguiendo la metodología propuesta por Martínez-Espiñeira & Amoako-Tuffour (2009), para identificar los efectos de viajes multipropósito o con más de un destino, a aquellos que no residen en Guayas se les realizó la siguiente pregunta: “¿Qué tanto influyó Cerro Blanco en su decisión de visitar Guayaquil o viajar fuera de su ciudad/país? Indique según la escala del 0 al 10 (donde 0 significa ‘no influyó’ y 10 ‘fue la principal y única razón’). Un enunciado similar fue utilizado para aquellos que viven en Guayas, solicitando la influencia del BPCB para permanecer en su ciudad.

Zonificación de población

La población fue dividida en 19 zonas pertenecientes a la ciudad de Guayaquil y áreas satélites en los cantones Daule, Durán y Samborombón (Figura A2 y Tabla A2). Para Guayaquil se realizó la zonificación en 15 zonas que coinciden con los distritos de planificación de la ciudad definidos por el gobierno local (DUPOT, 2021). Las cuatro zonas restantes corresponden a las parroquias La Aurora y Los Lojas, en Daule, la parroquia La Puntilla, en Samborombón, y el cantón Durán. A pesar de que entre los encuestados hubo personas provenientes de localidades fuera de estas zonas, ellos fueron excluidos del modelo pues representaron una proporción mínima (20 personas) y generalmente visitar el BPCB no había influido en su decisión de viajar.

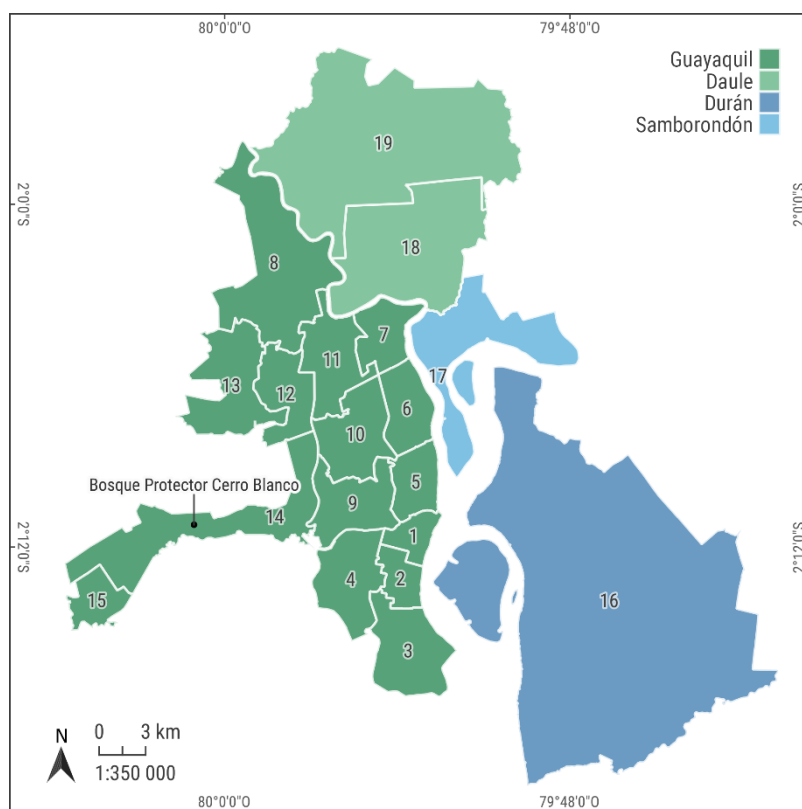


Figura A2. Zonificación de la población para el modelo de costo de viaje (TCM)

Levantamiento de información

Para ingresar al BPCB es necesario realizar una reservación previa, sin embargo, durante los fines de semana y feriados es común la llegada de personas sin reservaciones, a los que se les permite el ingreso. Además, es en estos días cuando

el BPCB recibe cerca de la totalidad de los visitantes semanales, pudiendo haber periodos sin ningún turista entre lunes y viernes. Es por esto que las encuestas tuvieron lugar los fines de semana y feriados de los meses de junio, julio y agosto del año 2022, se incluyeron los días laborables en caso de que se hayan realizado reservaciones con suficiente tiempo de antelación. Así, en total fueron 20 días de muestreo entre junio 22 y agosto 27.

El trabajo en campo estuvo a cargo de dos personas ubicadas en los puntos de mayor concurrencia, quienes encuestaron a los visitantes del BPCB mayores de 18 años de edad, principalmente a través de entrevistas voluntarias, aunque para grupos grandes se repartió el cuestionario impreso. Además, con el fin de reducir el número de abstenciones en las preguntas demográficas, se dio la opción a los encuestados de responder la segunda sección de forma escrita.

Modelo de costo de viaje

Para construir la curva de demanda para ZTCM el método más empleado es el de mínimos cuadrados ordinarios (OLS), utilizando modelos como el lineal, log-lineal, log-log y semi log, que necesitan que las frecuencias de visitas sea transformada a tasas de visitas por un determinado número de habitantes. Sin embargo, el requerimiento de varianzas homogéneas puede ser incompatible con los datos disponibles, pues frecuentemente heterocedasticidad persiste a pesar de transformar los datos. Este fue el caso de los datos recopilados en las encuestas. Como el número de visitas de una zona dentro de un periodo de tiempo son inherentemente conteos, una alternativa es el uso de modelos como el binomial negativo y Poisson, que no requieren de homocedasticidad (Willis et al., 2012). De esta manera, se lleva a cabo un procedimiento similar al utilizado predominantemente en el ITCM.

En este estudio se elaboró un modelo binomial negativo pues los datos presentaron sobredispersión. La variable independiente fue el número de visitas y las variables predictoras tres:

i) Costo de viaje:

$$CV_i = CT_i/4 + CI_i \\ = (R \cdot d_i \cdot CG \cdot 1/n) + CI_i$$

Donde:

CV_i : costo de viaje de la zona i ;

CT_i : costo de transporte de la zona i ;

CI_i : costo de ingreso y guía de la zona i , definido como promedio de lo pagado por persona entre los visitantes de la zona. En caso de cero visitas, se utilizó el promedio de toda la muestra;

R : rendimiento promedio (49,32 galones/km) de los vehículos de las tres marcas más frecuentes en el país (Chevrolet, Hyundai y Kía);

CG : costo del galón de gasolina Ecopaís/Extra (\$2,40);

d_i : distancia recorrida de ida y vuelta en kilómetros desde el centroide de la zona i y el BPCB según Google Maps, y

n : cantidad promedio de mayores de edad por grupo (4 personas).

- ii) Tasa de pobreza: calculada como el número de hogares con necesidades básicas insatisfechas (NBI) dividido para el número total de viviendas en la zona según datos del Censo de Población y Vivienda del año 2010. La tasa de pobreza de la parroquia La Aurora se cambió de 99,7% a 30%, pues la población de esta zona ha cambiado significativamente desde el censo del 2010.
- iii) Tasa de mayores de 55: proporción de la población mayor a 55 años en cada zona en base también a los datos del censo del año 2010.

Con el objetivo de comparar cada zona, también fue calculada la tasa de visitas de para el periodo muestreado. Para esto, se consideró el número de visitantes por cada 10 000 habitantes de la zona. Bajo los mismos criterios utilizados para la valorización contingente en este estudio, se consideró solo a los habitantes mayores de 20 años.

Resultados y comentarios

Se encuestaron un total de 310 turistas, pero fueron excluidos aquellos que no proporcionaron información suficiente para determinar su zona de origen, los no provenientes de las zonas estudiadas (Figura A2) o menores de edad. Así, la muestra se redujo a 261 personas.

No fue posible obtener información de todos los visitantes del periodo de muestreo, aquellos no entrevistados incluyen: personas que se negaron a responder el cuestionario, personas que salieron del BPCB antes de ser encuestados y turistas que visitaron el BPCB en días no muestreados. Debido a que responder las encuestas fue opcional, los resultados pueden estar sujetos a sesgo de selección, sin embargo, entrevistas mandatorias no son posibles en este contexto. Además, en grupos grandes se observó la tendencia de que la mayoría de integrantes no acepten ser encuestados.

El modelo TCM requiere que exista una relación negativa entre costo de viaje y número de visitas, sin embargo, los resultados sugieren que en el BPCB no exista tal relación y en los datos se encontró un efecto positivo del costo de viaje (Tabla A1). Las causas propuestas para esto son: i) la predominancia de visitantes locales, por lo que los costos de transporte fueron relativamente bajos, ii) la cercanía de zonas de bajo recursos cuya densidad poblacional es generalmente mayor al resto, iii) el alto número de visitantes de zonas cercanas como Vía a la Costa es compensado por el alto número de visitantes provenientes de Samborondón y otros sectores, que se encuentra entre las zonas más distantes, pero también entre las de mayores ingresos económicos. Lo anterior es evidenciado por el efecto negativo y significativo de la tasa de pobreza.

Tabla A1. Resultados de modelo de Costo de Viaje (TCM)

Variable	Coeficiente	SE	z	p
Intercepto	4,297	1,022	4,206	< 0,001***
Costo.Viaje	0,020	0.073	0,275	0,783

Tasa.Pobreza	-0,054	0,010	-5,196	< 0,001***
Tasa.Mayor.55	-0.008	0.033	-0,240	0,810

AIC: 129,55. SE: Error Estándar; **: significancia a un nivel de 0,05, ***: significancia a un nivel de 0,001.

Las tasas de visita de cada zona en la Figura A3a y Tabla A2, muestra un acercamiento inicial a la identificación de los sectores de la población más y menos beneficiada por el SE de turismo y recreación provisto por el BPCB. Los sectores OESTE (Guayaquil, Vía a la Costa), CENTRO NORTE I (Guayaquil), SAMBORONDON, LOS LOJAS (Daule) y NORTE III (Guayaquil) tuvieron las tasas de visitas más altas. De estos se destaca el elevado número de turistas provenientes de la parroquia La Puntilla y del cantón Daule. CENTRO NORTE II, a pesar de su relativa cercanía al BPCB, representó un bajo número de visitantes. Por otro lado, ningún turista provino de las zonas NOROESTE II, III y IV. En la sección *Discusión: otros servicios ecosistémicos*, del texto principal, se extiende la interpretación de estos resultados. Debe tenerse en cuenta que lo descrito se basa en una muestra de encuestados voluntarios y únicamente de un periodo de tres meses, por lo que deben tomarse únicamente como una aproximación inicial. Estudios posteriores que enfatizen en el origen de los visitantes y factores como los atributos del BPCB más valorados, así como un periodo de muestreo mayor, podrán revelar patrones más precisos.

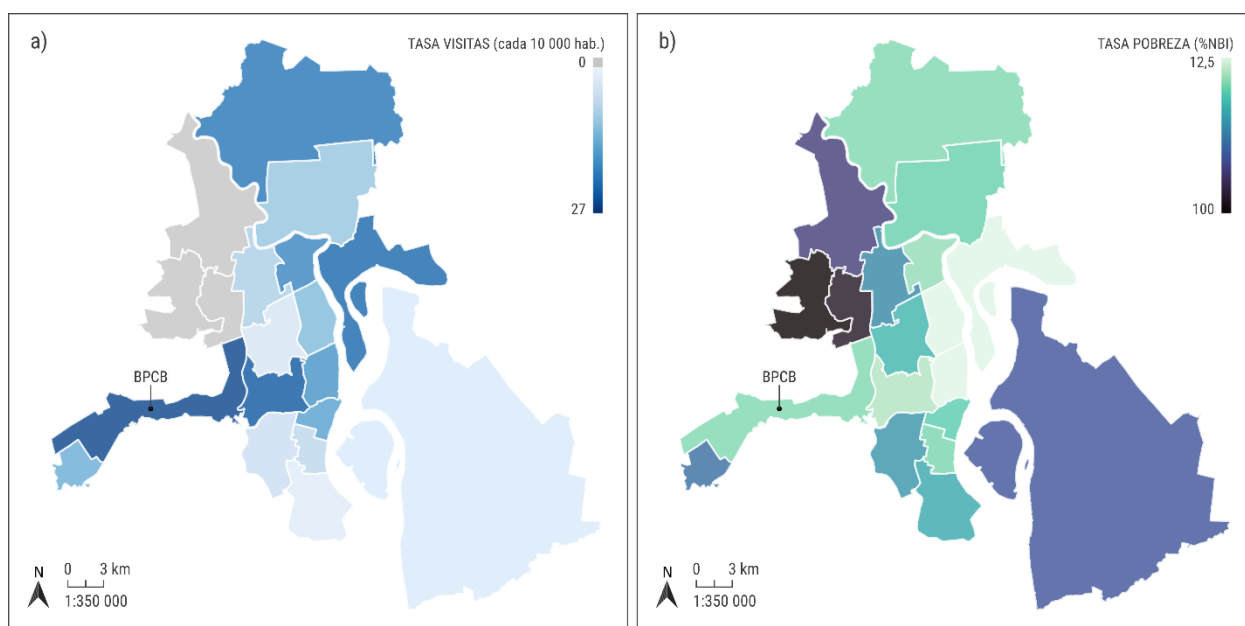


Figura A3. (a) Tasa de visitas por zonas: número de visitantes por cada 10 000 habitantes. El número de visitantes utilizado no incluye a aquellos que rechazaron ser encuestados, visitaron el BPCB en días no muestreados o los encuestadores no lograron encuestar. (b) Tasa de pobreza por zonas: porcentaje de hogares con Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) según datos del censo poblacional año 2010. BPCB: Bosque Protector Cerro Blanco.

Tabla A2. Resultados por zonas

Id	Zona	Cantón	Coord. X Coord. Y	Dist (km)	Área (ha)	Población ≥ 20 años*	Visitas	Tasa pobrez a	Tasa visitas
1	CENTRO	Guayaquil	623396,86 9757529,68	15,9	764,79	62526	13	32,01	2,05
2	SUR I	Guayaquil	622552,86 9754785,45	16,3	871,06	96326	5	27,8	0,51
3	SUR II	Guayaquil	623046,11 9750130,98	20,9	2514,14	259398	9	43,12	0,34
4	SUROESTE	Guayaquil	619339,13 9754735,39	13,8	2258,40	340730	17	49,08	0,49
5	NORTE I	Guayaquil	623526,12 9761027,11	20,8	1264,01	30546	10	12,7	3,22
6	NORTE II	Guayaquil	622955,27 9765757,53	20,5	1546,23	111338	18	12,64	1,59
7	NORTE III	Guayaquil	621480,35 9770540,76	28,6	1399,91	53371	21	25,04	3,87
8	NORTE IV	Guayaquil	614402,5 9775168,95	28,5	5301,94	20323	0	75,98	0
9	CENTRO NORTE I	Guayaquil	619474,02 9759657,01	13,9	2064,00	51128	58	21,53	11,16
10	CENTRO NORTE II	Guayaquil	619647,95 9764097,76	16,9	2233,86	178124	7	38,93	0,39
11	NOROESTE I	Guayaquil	618150,18 9768917,56	20,3	2123,34	104721	6	53,06	0,56
12	NOROESTE II	Guayaquil	615139,82 9766703,29	19	1729,61	163222	0	93,52	0
13	NOROESTE III	Guayaquil	611641,86 9767249,99	21,7	2809,26	113388	0	99,97	0
14	OESTE	Guayaquil	609853,22 9758176,39	5	4359,04	19161	54	26,82	27,73
15	CHONGON	Guayaquil	602974,6 9753372,84	12,7	1025,90	18534	3	60,95	1,59
16	DURAN	Durán	635396,4 9753432,19	36	30055,66	192592	2	67,82	0,11
17	SAMBORONDON	Samborondón	627604,02 9769271,34	31,6	444617,3 6	43755	20	13,63	4,57
18	LA AURORA	Daule	623212,04 9776160	35,6	6201,49	94550	15	30	1,59
19	LOS LOJAS	Daule	621447,44 9782885,85	44,1	12173,21	7625	3	27,09	4,00

*Fuentes de número de habitantes: Plan de Uso y Gestión del Suelo del cantón Guayaquil (DUPOT, 2021), Plan de de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Daule 2023-2027 (Gobierno Autónomo Descentralizado del cantón Daule, 2021), Plan de de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Samborondón 2014-2019 (Gobierno Autónomo Descentralizado del cantón Samborondón, 2014).

7.3. Apéndice III. Fuentes de datos de densidad de madera

Se muestran únicamente las especies para las que no se utilizaron datos de GWD (Chave et al., 2009).

Tabla A3. Fuentes de datos de densidad de madera

Nombre de base de datos	Especie	Tipo de datos	Referencia
The RAINFOR Plant Trait Database	<i>Cynometra bauhiniifolia</i>	Individual	Fyllas, N. M., S. Patino, T. R. Baker, G. Bielefeld Nardoto, L. A. Martinelli, C. A. Quesada, R. Paiva, M. Schwarz, V. Horna, L. M. Mercado, A. Santos, L. Arroyo, E. M. Jimenez, F. J. Luizao, D. A. Neill, N. Silva, A. Prieto, A. Rudas, M. Silveira, I. C. G. Vieira, G. Lopez-Gonzalez, and J. Lloyd. 2009. Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian Forest: phylogeny, soils and climate <i>Biogeosciences</i> 6:2677-2708.
	<i>Inga spectabilis</i>	Individual	
	<i>Ocotea bofo</i>	Individual	
Neotropic Plant Traits Database	<i>Handroanthus chrysanthus</i>	Promedio de sitio	Wright, I. J., D. D. Ackerly, F. Bongers, K. E. Harms, G. Ibarra-Manriquez, M. Martinez-Ramos, S. J. Mazer, H. C. Muller-Landau, H. Paz, N. C. A. Pitman, L. Poorter, M. R. Silman, C. F. Vriesendorp, C. O. Webb, M. Westoby, and S. J. Wright. 2007. Relationships among ecologically important dimensions of plant trait variation in seven Neotropical forests. <i>Annals of Botany</i> 99:1003-1015.
	<i>Aspidosperma Vargasii</i>	Promedio de sitio	
	<i>Cornutia pyramidata</i>	Promedio de sitio	
	<i>Croton schiedeana</i>	Promedio de sitio	
Costa Rican Tropical Dry Forest Trees	<i>Pisonia aculeata</i>	Promedio	Jennifer S. Powers and Peter Tiffin 2012 Plant functional type classifications in tropical dry forests in Costa Rica: leaf habit versus taxonomic approaches. <i>Functional Ecology</i> 2010, 24, 927-936. doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01701.x
	<i>Eugenia oerstediana</i>	Individual	
Panama wood anatomy	<i>Ficus obtusifolia</i>	Individual	Hietz, P., Rosner, S., Hietz-Seifert, U. & Wright, S.J. (2017). Wood traits related to size and life history of trees in a Panamanian rainforest. <i>New Phytol.</i> , 213, 170-180
	<i>Lonchocarpus atropurpureus</i>	Individual	
	<i>Cajoba rufescens</i>	Individual	
Functional Traits of Trees in Golfo Dulce, Costa Rica	<i>Sapium laurifolium</i>	Individual	Chacón-Madriral, E., Wanek, W., Hietz, P., & Dullinger, S. (2018). Traits indicating a conservative resource strategy are weakly related to narrow range size in a group of neotropical trees. <i>Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics</i> , 32, 30–37. https://doi.org/10.1016/J.PPEES.2018.01.003
BAAD: a biomass and allometry database for woody plants	<i>Capparidastrium petiolare</i>	Individual	Falster, D.S., Duursma, R.A., Ishihara, M.I., Barneche, D.R., FitzJohn, R.G., Vårhammar, A., Aiba, M., Ando, M., Anten, N., Aspinwall, M.J., Baltzer, J.L., Baraloto, C., Battaglia, M., Battles, J.J., Bond-Lamberty, B., van Breugel, M., Camac, J., Claveau, Y., Coll, L., Dannoura, M., Delagrangé, S., Domec, J., Fatemi, F., Feng, W., Gargaglione, V., Goto, Y., Hagihara, A., Hall, J.S., Hamilton, S., Harja, D., Hiura, T., Holdaway, R., Hutley, L.S., Ichie, T., Jokela, E.J., Kantola, A., Kelly, J.W.G., Kenzo, T., King, D., Kloeppel, B.D., Kohyama, T., Komiyama, A., Laclau, J., Lusk, C.H., Maguire, D.A., le Maire, G., Mäkelä, A., Markesteijn, L., Marshall, J., McCulloh, K., Miyata, I., Mokany, K., Mori, S., Myster, R.W., Nagano, M., Naidu, S.L., Nouvellon, Y., O'Grady, A.P., O'Hara, K.L., Ohtsuka, T., Osada, N., Osunkoya, O.O., Peri, P.L., Petritan, A.M., Poorter, L., Portsmouth, A., Potvin, C., Ransijn, J., Reid, D., Ribeiro, S.C., Roberts, S.D., Rodríguez, R., Saldaña-Acosta, A., Santa-Regina, I., Sasa, K., Selaya, N.G., Sillett, S.C., Sterck, F., Takagi, K., Tange, T., Tanouchi, H., Tissue, D., Umehara, T., Utsugi, H., Vadeboncoeur, M.A., Valladares, F., Vanninen, P., Wang, J.R., Wenk, E.,
	<i>Trichilia elegans</i>	Individual	

Nombre de base de datos	Especie	Tipo de datos	Referencia
			Williams, R., de Aquino Ximenes, F., Yamaba, A., Yamada, T., Yamakura, T., Yanai, R.D. and York, R.A. (2015), BAAD: a Biomass And Allometry Database for woody plants. Ecology, 96: 1445-1445. https://doi.org/10.1890/14-1889.1

