



Universidad de Concepción  
Dirección de Postgrado  
Facultad de Ciencias Forestales - Programa de Doctorado en Ciencias Forestales

## **Efectividad de las políticas de conservación del bosque Andino tropical del**

**Ecuador**

Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Forestales

PABLO RODRIGO CUENCA CAPA  
CONCEPCIÓN-CHILE  
2016

Profesor Guía: Cristian Echeverría Leal  
Dpto. de Manejo de Bosques y Medioambiente,  
Facultad de Ciencias Forestales  
Universidad de Concepción

## **Efectividad de las políticas de conservación del bosque Andino tropical del Ecuador**

### **Comisión Evaluadora:**

Cristian Echeverría (Profesor guía)

Ingeniero Forestal, Dr. \_\_\_\_\_

Aníbal Pauchard (Comisión Evaluadora)

Ingeniero Forestal, Dr. \_\_\_\_\_

Mauricio Aguayo (Comisión Evaluadora)

Ingeniero Forestal, Dr. \_\_\_\_\_

Rodrigo Arriagada (Comisión Evaluadora)

Ingeniero Forestal, Dr. \_\_\_\_\_



### **Director de Postgrado:**

Regis Teixeira

Ingeniero Químico, Dr. \_\_\_\_\_

### **Decano Facultad de Ciencias Forestales:**

Manuel Sánchez Olate.

Ingeniero Forestal, Dr. \_\_\_\_\_

## DEDICATORIA

*Para mi esposa, Jin Kyoung Noh,  
por su extraordinaria generosidad, fortaleza y dulzura.*

*Para mis hijos, Teo y Benjamin,  
por su amorosa comprensión cuando pasé tiempo estudiando en lugar de estar con ellos.*



## AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer profundamente a mi profesor guía, Dr. Cristian Echeverría, por haber dejado que desarrolle mis ideas, por su orientación y conocimientos brindados.

Mi sincero reconocimiento a los integrantes de mi comisión de tesis, los Doctores, Rodrigo Arriagada, Aníbal Pauchard y Mauricio Aguayo por sus valiosas orientaciones y aportes durante la realización de la presente tesis.

Agradezco al Dr. Juan Robalino, quien me recibió durante mi pasantía doctoral en el Centro Agronómico Tropical de Investigación de Enseñanza (CATIE), por su excelente supervisión en mi tercer capítulo de esta tesis. Gracias a Andrea y Rolando, quienes me apoyaron durante mi estancia en la parte logística y familiar. Y por supuesto, gracias a toda la gente linda del CATIE. A la Universidad de Concepción, a la Facultad de Ciencias Forestales y su personal administrativo y docente, muchas gracias. Al Laboratorio de Ecología de Paisaje, a todas las personas que lo conforman, pero en especial a Rodrigo Fuentes, M.Sc. por despejar mis dudas en el tema de sensores remotos.

Un agradecimiento especial a los Gobiernos de Ecuador y Chile, en las instituciones, Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT) y Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT), por su apoyo financiero durante la realización de mis estudios de doctorado.

Al Ministerio del Ambiente de Ecuador, Programa Socio Bosque y Proyecto Línea base deforestación del Ecuador, en las personas de Max Lascano, Jeanneth Alvear, Daniel De la Fuente y Margarita Alvarruiz, por la información proporcionada para el desarrollo de esta tesis. Agradezco al Centro para el Impacto Socioeconómico de las Políticas Ambientales (CESIEP), a mi Programa de Postgrado y a la Dirección de Postgrado, mediante su apoyo puede realizar mi pasantía y participar en congresos nacionales e internacionales.

Un agradecimiento infinito a mi madre<sup>†</sup>, por acompañarme en los momentos duros y felices. A mis hermanos, por tantas cosas, mil gracias. A mi familia coreana, es especial a la Sra. Choi, por estar siempre pendiente de nosotros desde el otro lado del mundo, muchas gracias.

Finalmente, quiero dar un especial reconocimiento a la persona que fue la artífice de toda esta aventura, fue ella quien me hizo creer que podía llegar más lejos de lo que había soñado. Jin, muchas gracias por motivarme y hacer mis días felices.

Mi cariño y gratitud para Chile!

## TABLA DE CONTENIDO

DEDICATORIA .....	iii
AGRADECIMIENTOS .....	iv
ÍNDICE DE TABLAS .....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	viii
ÍNDICE DE ANEXOS .....	ix
RESUMEN .....	x
ABSTRACT .....	xii
Capítulo I Introducción General .....	1
Políticas de conservación .....	1
Deforestación evitada .....	4
Evaluación del éxito de las políticas de conservación .....	6
Patrones del paisaje .....	8
Motores de la deforestación .....	10
Referencias .....	13
Capítulo II Cómo cambian los paisajes protegidos asociados con altos niveles de biodiversidad y polbacion? .....	26
1. Introducción .....	26
2. Materiales y métodos .....	28
2.1 Área de estudio .....	28
2.2 Análisis del cambio de cobertura forestal .....	29
2.3 Pérdida de bosque nativo .....	30
2.4 Motores deforestación .....	30
2.5 Fragmentación del paisaje .....	31
3. Resultados .....	31
3.1 Cambio de cobertura forestal .....	31
3.2 Cambio en los patrones espaciales .....	34
3.4 Motores de la deforestación .....	36
4. Discusión .....	37
4.1 Pérdida de bosque nativo .....	38
4.2 Patrones de fragmentación .....	39
4.3 Motores de la deforestación .....	40
4.4 Implicaciones para la conservación .....	41
5. Conclusión .....	42
6. References .....	43
Capítulo III How much deforestation do protected areas in tropical Andean landscapes? .....	49
Abstract .....	49
1. Introduction .....	50
2. Materials and methods .....	52
2.1 Study area and data .....	52
2.2. Variables .....	52

2.3 Propensity score analysis.....	55
2.4 Test of standardized mean differences.....	56
2.5 Test for unobservables.....	56
3. Results.....	57
3.1 Loss of native forest.....	57
3.2 Controlling PA selection bias.....	57
3.3 Estimated avoided deforestation.....	59
3.4 Sensitivity test for unobserved biases.....	60
4. Discussion.....	61
4.1. Measuring the effects of PAs.....	61
4.2 Study implications.....	62
5. Conclusion.....	63
6. Bibliography.....	70
Capítulo IV Are government incentives effective for avoided deforestation in tropical Andean landscapes?.....	74
Introducción.....	74
Materiales y métodos.....	76
Datos.....	76
Métodos.....	78
Test de diferencias de medias normalizadas.....	79
Test de sensibilidad.....	79
Resultados.....	79
Controlando el sesgo de selección del PSB.....	79
Estimación de la deforestación evitada.....	80
Test de sensibilidad.....	82
Discusión.....	82
Implicancias del estudio.....	85
Conclusión.....	85
Referencias.....	89
Capítulo V Conclusiones Generales.....	103
Patrones de la pérdida de bosque y fragmentación.....	103
Causas de la pérdida de bosque.....	104
Efectividad de las áreas protegidas contra la deforestación.....	104
Pagos por conservación y su efecto sobre la pérdida de bosque.....	104
Futuros estudios.....	105
Conclusión.....	106

## ÍNDICE DE TABLAS

Artículo 1. Cómo cambian los paisajes protegidos asociados con altos niveles de biodiversidad y población?

Tabla 1. Cambio de la superficie de bosque nativo en 1990, 2000, 2008 y 2014.....	33
Tabla 2. Resumen de las métricas por clase para el bosque persistente.....	36
Tabla 3. Variables exploratorias usadas para estimar la probabilidad de deforestación en el paisaje de estudio.....	37

Artículo 2. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes?

Table 1. Selected Protected Areas.....	53
Table 2. Change in native forest area in 1990, 2000 and 2008, inside and outside PAs.....	57
Table 3. Balance of covariates.....	58
Table 4. Estimated impacts of PAs on avoided deforestation.....	60
Table 5. Sensitivity test of hidden biases measured by critical p-values.....	60

Artículo 3. Are government incentives effective for avoided deforestation in tropical Andean landscape?

Table 1. Descriptive statistics of treated and untreated observations by distance to PSB.....	77
Table 2. Balance of covariates.....	80
Table 3. Estimated impacts of PSB on avoided deforestation.....	81
Table 4. Sensitivity test of hidden biases measured by critical P-values.....	82

## ÍNDICE DE FIGURAS

Artículo 1. Cómo cambian los paisajes protegidos asociados con altos niveles de biodiversidad y población?

Figura 1. Ubicación del área de estudio en el paisaje protegido .....	29
Figura 2. Porcentaje de las trayectorias de cambio de cobertura forestal entre 1990 - 2000, 2000 - 2008 y 2008 - 2014 para diferentes zonas de protección dentro del paisaje. Bosque persistente en verde, regeneración en azul y deforestación en rojo.....	32
Figura 3. Porcentaje de área ocupada por clase de cobertura del forestal en 1990, 2000, 2008 and 2014. Bosque cerrado azul, bosque abierto verde.....	33
Figura 4. Cambios espacio-temporal de la cobertura forestal en el paisaje protegido....	35





## ÍNDICE DE ANEXOS

Artículo 1. Cómo cambian los paisajes protegidos asociados con altos niveles de biodiversidad y población?

Artículo 2. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes?

Annex A. Histograms of Variables..... 65

Annex B. Variables Before and After Matching..... 66

Annex C. Distribution of Propensity Score with Calipers..... 67

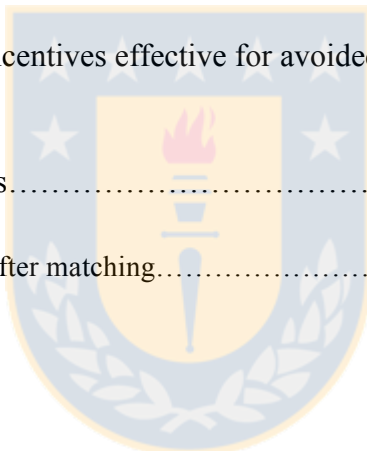
Annex D. Balance of Covariables 2000–2008..... 68

Annex E. Protected 2008 (never protected and forest control in 2000)..... 69

Artículo 3. Are government incentives effective for avoided deforestation in tropical Andean landscape?

Annex A. Boxplot of variables..... 87

Annex B. Variables before and after matching..... 88



## RESUMEN

Las áreas protegidas (APs) y el Programa Socio Bosque (PSB) son políticas de conservación que buscan conservar la diversidad biológica y forman parte de los esfuerzos para mitigar las emisiones de carbono proveniente de la deforestación evitada.

En los trópicos, se ha reportado un rápido cambio en la cobertura forestal y fragmentación del bosque en y alrededor de las APs, debido especialmente a presiones antrópicas en el paisaje circundante a las APs. Esto ha ocasionado el aislamiento y reducción de hábitat forestales y el impacto en los procesos ecológicos en bosques al interior de la APs .

La presente investigación persiguió los siguientes objetivos: i) evaluar los cambios de cobertura forestal y fragmentación del bosque Andino tropical e identificar los factores ambientales y socioeconómicos que explican tales cambios, ii) estimar el efecto de las APs sobre la deforestación del bosque Andino tropical a través del uso de diferentes enfoques cuantitativos entre los años 1990 - 2008, iii) estimar el impacto del programa de conservación Socio Bosque sobre la deforestación evitada en el bosque Andino tropical entre 2008 - 2014.

A través del método matching empleado en la presente estudio las estimaciones de la efectividad pudieron mejorarse sustancialmente mediante el control de los sesgos a lo largo de las dimensiones que son observables y a través del test de sensibilidad que estimó los posibles sesgos ocultos. El análisis temporal de la fragmentación y cambio de la cobertura a partir de las imágenes satelitales se ha convertido en este estudio en una valiosa técnica para evaluar el grado de amenaza de los ecosistemas forestales protegidos y no protegidos.

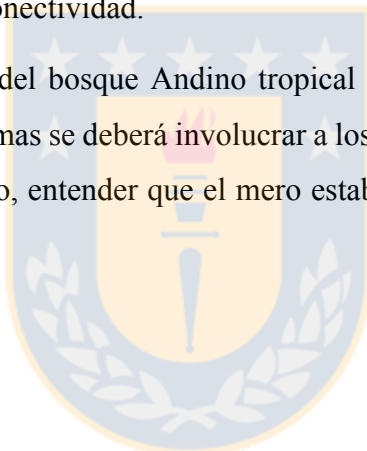
El presente estudio revela que las protección de los bosques Andino tropical redujeron la deforestación en aproximadamente el 6%. Estos ecosistemas habrían sido deforestados si no hubieran sido protegidos. El PSB redujo la deforestación entre 1.5 y 3.4%, tendiendo mayor impacto en los propietarios individuales del bosque que en los propietarios colectivos. El PSB evitó que 16,960 ha de bosque Andino tropical fueran taladas para el año 2014. Los enfoques convencionales para estimar el impacto de las políticas de conservación, fallan en controlar las covariables observadas que están correlacionadas con la protección y la deforestación, ocasionando así una sustancial sobreestimación de la deforestación evitada.

La presente investigación corrobora que las APs son un escudo contra la deforestación

especialmente en paisajes con alta densidad poblacional. Sin embargo, estas APs no pueden evitar la fragmentación del bosque alrededor de sus límites. El presente estudio revela cambios fuertes en la cobertura del forestal y en los patrones espaciales de los bosques en el paisaje circundante y en menor grado en las APs. Con base a esta tendencia y si los motores de la deforestación siguen operando, se espera que continúe la pérdida y fragmentación del bosque Andino tropical durante las próximas décadas en el Ecuador.

Las APs y el PSB, son efectivos en evitar la deforestación en el bosque Andino tropical. Sin embargo, las fuertes presiones que soporta este ecosistema hace que muchas de estas políticas de conservación estén en riesgo y se rompa la frágil línea entre la protección y la deforestación. Los patrones espaciales que se dan en el paisaje protegido revelan que aún se requiere de mayores esfuerzos para evitar que los bosques naturales contenidos en las APs queden aislados y con pocas posibilidades de conectividad.

Para favorecer la persistencia del bosque Andino tropical y garantizar la conservación de la biodiversidad de estos ecosistemas se deberá involucrar a los habitantes locales en los esfuerzos de conservación y por otro lado, entender que el mero establecimiento de APs no garantiza la protección del bosque.



## ABSTRACT

Protected areas (PAs) and the Socio Bosque program (PSB) are conservation policies that promote conservation of biological diversity and are part of efforts to mitigate carbon emissions from avoided deforestation.

In the tropics, it has reported a rapid change in forest cover and forest fragmentation within and around PAs, especially due to human pressures on the surrounding landscape to PAs. This has resulted in isolation and reduction of forest habitat and the impact on ecological processes in forests within the PAs.

This research pursued the following objectives: i) assess changes in forest cover and fragmentation of tropical Andean forest and identify environmental and socioeconomic factors behind such changes, ii) estimate the effect of PAs on deforestation of tropical Andean forest through the use of different quantitative approaches between the years 1990 - 2008, iii) estimate the impact of Socio Bosque program avoided deforestation in the Andean tropical forest between 2008-2014.

Through the matching method used in the present study, estimates of effectiveness can be substantially improved by controlling for biases along dimensions that are observable and testing the sensitivity of estimates of potential hidden biases. The temporal analysis of fragmentation and cover change from satellite images has become this study in a valuable technique to evaluate the degree of the threat of protected and unprotected forest ecosystems.

We found that protection reduced deforestation in approximately 6% of the protected tropical Andean forests. These ecosystems would have been deforested if they not had been protected. The PSB reduced deforestation between 1.5 and 3.4%, tending greater impact on individual forest owners in the collective owners. The PSB prevented 16,960 hectares of tropical Andean forest which were cleared for the 2014. Conventional approaches to estimate conservation impact, which fail to control for observable covariates correlated with both protection and deforestation, substantially overestimate avoided deforestation.

This research confirms that PAs are a shield against deforestation especially in landscapes with high population density. However, these protected areas cannot avoid fragmentation of forest around its limits. This study reveals major changes in forest cover and spatial patterns of forests

in the surrounding landscape and to a lesser extent in PAs. Based on this trend and whether the drivers of deforestation continue to operate, is expected to continue the loss and fragmentation of tropical Andean forest for decades in Ecuador.

PAs and PSB are effective in preventing deforestation in the Andean tropical forest. However, the strong pressures that supports this ecosystem makes many of these conservation policies are at risk and fragile line between protection and deforestation break. Spatial patterns that occur in the protected landscape reveal that still requires greater efforts to prevent natural forests contained in the PAs are isolated and with little chance of connectivity.

To favor the persistence of tropical Andean forest and ensure the conservation of the biodiversity of these ecosystems, it should be involved in local people in conservation efforts and on the other hand, understand that the mere establishment of PAs does not guarantee protection of the forest.



## Capítulo I

### Introducción General

#### Políticas de conservación

Los bosques tropicales son los ecosistemas de diversidad biológica más ricos en la tierra (Laurance et al. 2012; Pimm et al. 2014). La creciente preocupación acerca de los impactos por las presiones antropogénicas sobre la diversidad tropical y servicios ecosistémicos ha dado lugar a incrementar el número y extensión de áreas protegidas (APs) alrededor de los trópicos (Jenkins & Joppa 2009) para proteger la biodiversidad y reducir la pérdida de los bosques (Laurance et al. 2012; Millennium Ecosystem Assessment 2005), así como, para las estrategias de mitigación del cambio climático (Le Saout et al. 2013; Schmitz et al. 2012; Soares-Filho et al. 2010).

En consonancia con este entendimiento, en el 2004 la convención de las Naciones Unidas para la Biodiversidad (CBD por sus siglas en inglés) estableció una meta para proteger al menos el 10 por ciento de cada una de las regiones ecológicas del planeta al 2010 (Decision VII/28, CBD 2004). En el 2008, alrededor del 12 por ciento de la superficie de la tierra (incluido suelo y agua) estaba bajo alguna forma de protección (Juffe-Bignoli et al. 2014). Sin embargo, las categorías y distribución de las APs es ampliamente variable, al punto que muchos tipos de ecosistemas marinos y terrestres todavía se mantiene muy por debajo de la meta del 10 por ciento de la CBD (Coad et al. 2009; Hoekstra et al. 2005).

Las metas Aichi para la biodiversidad establecen que para el 2020 el 17 por ciento de las zonas terrestres y aguas continentales, especialmente áreas de gran importancia para la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos, se habrán conservado por medio de sistemas de APs (Bastian Bertzky & Burgess 2012; Juffe-Bignoli et al. 2014). A pesar del significativo crecimiento a nivel mundial de la red de APs, el estado de la mayoría de los indicadores de biodiversidad del planeta tienden a disminuir (Brooks et al. 2002; Butchart et al. 2010; Di Marco et al. 2016). Los bosques tropicales no son la excepción, con altas tasas de deforestación y grandes extensiones de pérdida de bosque que continúan sin cesar en muchos paisajes del trópico (DeFries et al. 2010b).

Aunque estudios realizados a escala global han demostrado que las APs tienden a reducir el cambio antropogénico de uso del suelo y ayudan a la conservación de la biodiversidad (Andam et al. 2008; Bruner et al. 2001), existe también el consenso que la implementación de las APs

no garantiza la protección (Barber et al. 2014; Liu et al. 2008). Para ilustrar esto Laurance et al. (2012) reporta que muchas APs no están eliminando por completo las presiones humanas dentro de sus límites y que la deforestación ilegal no es de sorprender dentro de los límites de las APs. Entonces, la mera implementación de las APs no se debe entender como un indicador que asegura la conservación de los ecosistemas forestales (Joppa & Pfaff 2009).

Las APs por largo tiempo, e inclusive ahora, han sido la política de conservación preferida por las agencias internacionales para invertir billones de dólares en la ampliación y consolidación de la red de APs en los trópicos (GEF 2009; Gordon et al. 2011). Estudios sugieren que el financiamiento internacional de conservación tendría que aumentar para designar y gestionar eficazmente todas las APs necesarias para contener los riesgos de la extensión global (Bruner et al. 2004b). La esperanza de nuevo financiamiento de las APs está relacionada con las oportunidades emergentes de la mitigación del cambio climático (Laurance et al. 2012) y del establecimiento de un mecanismo de financiación internacional denominado REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación evitada) (Algelsen Arild 2009; Angelsen & Rudel 2013).

Los esquemas por pago de servicio ecosistémicos (PSE) es la segunda política de conservación que en los últimos años ha ganado mucha aceptación por los profesionales de la conservación y tomadores de decisión para conservar la biodiversidad, proveer servicios ecosistémicos y reducir la pérdida de los bosques (Ferraro & Kiss 2002). Muchos autores consideran que los PSE son la manera más directa para cumplir con las metas de conservación, comparados con la ejecución de proyectos de desarrollo y conservación debido a que los esquemas de PSE condicionan el cumplimiento y por lo general tienen objetivos más específicos (Ferraro & Kiss 2002). Los ejemplos más comunes de esquemas de PSE están relacionados con el flujo de agua dulce, almacenamiento de carbono, provisión de hábitat para la biodiversidad y belleza escénica (Wendland et al. 2015).

Los gobiernos en los últimos tiempos juegan cada vez un rol más preponderante en la regulación de los servicios ecosistémicos porque bienes y servicios públicos están involucrados (Bremer et al. 2014b; Nagendra 2008). Como los ecosistemas que proveen servicios están generalmente en manos privadas, las políticas gubernamentales deberían enfocarse a proporcionar soporte a propietarios para mantener la provisión de servicios ecosistémicos sobre el tiempo (Kemkes et

al. 2010; Miteva et al. 2012; Stringer et al. 2012). Existen muchos ejemplos de la existencia de programas de gobiernos de PSE en Costa Rica, México y China (Arriagada et al. 2012; Arriagada et al. 2009; Bennett 2008; Liu et al. 2008; Muñoz-Piña et al. 2008; Sanchez-Azofeifa et al. 2007) bajo distintas modalidades como la conservación de bosques, reforestación, agroforestería regeneración natural y manejo forestal.

El término de PSE sugiere que los servicios ecosistémicos pueden ser bien definidos y valorados, y que de alguna manera los pagos están acordes al valor del servicio prestado y que existen mercados (Baylis et al. 2016). No obstante, esto no es muy frecuentemente en la práctica, y a menudo los pagos son por actividades por conservación más que por provisión de servicios ecosistémicos (Wunder 2007). Para ilustrar esto se puede tomar el esquema gubernamental de PSE en Costa Rica, donde la importancia de incentivos económicos es relativamente baja y más bien existen otras razones no monetarias para incentivar las actividades de conservación como los beneficios de conservar el bosque para actividades de ecoturismo (de Koning et al. 2011). En tal sentido, los esquemas de PSE financiados por los gobiernos nacionales también pueden ser llamados pagos directos por conservación (Ferraro & Kiss 2002; Wünscher & Engel 2012), para no generar la impresión a los potenciales beneficiarios que los bienes y servicios ambientales están siendo valorados y negociados, cuando esto no es el caso.

Un esquema nacional por pago monetario por incentivos de conservación estructurado a través de acuerdos de conservación, es el Programa Socio Bosque (PSB). Un acuerdo de conservación es una alianza voluntaria, transparente y participativa, en la cual los propietarios o administradores de los recursos están de acuerdo en proteger el valor natural de una área a cambio de un incentivo económico para compensar el costo por conservar (de Koning et al. 2011).

El PSB ha sido diseñado e implementado por el gobierno del Ecuador y se basa en la transferencia de incentivos económicos directamente a propietarios individuales o colectivos (p. ej. una comunidad indígena) que voluntariamente se comprometieron a cumplir actividades de conservación de los bosques claramente acordadas. El PSB ha tenido una muy buena aceptación desde su creación en el 2008 y representa un buen ejemplo de un esquema nacional de acuerdo para la conservación del cual pueden obtenerse muchas lecciones valiosas (de Koning et al. 2011; Holland et al. 2013). Además, el PSB direcciona los posibles mecanismos de distribución



de los beneficios de REDD debido a que Socio Bosque es parte de la estrategia nacional REDD del Ecuador que actualmente está en marcha, bajo el componente específico de políticas basadas en incentivos, tal es el caso de la conservación de los bosques (de Koning et al. 2011).

Como se ha presentado las APs y el PSB persiguen metas comunes, conservar la biodiversidad, reducir la pérdida de bosque y mitigar los efectos del cambio del clima. Aunque existe muchos estudios que han cuantificado el efecto de las APs sobre la deforestación en bosques tropicales y templados (Andam et al. 2008; Arriagada et al. 2016; Gaveau et al. 2009; Pfaff et al. 2009), hasta el momento se desconoce el impacto de las APs y del PSB en el bosque Andino tropical a pesar de la relevancia biológica y del potencial como sumideros de carbono que estos bosques representan para mundo (Jørgensen et al. 1999; Sarmiento 2002; Valencia 2000; Young 1999).

### **Deforestación evitada**

En años recientes, el cambio climático ha tomado gran relevancia por las consecuencias que pueden ocasionar a todos los países, independientemente cuál sea su grado de emisión de gases de efecto invernadero (GEI). Se calcula que las emisiones debidas a las deforestación y al desarrollo de la agricultura corresponden aproximadamente al 20 por ciento del total de emisiones de los GEI, siendo la segunda fuente más importante después de la combustión de fósiles (Solomon et al. 2007).

Existe un consenso internacional que entre las actividades de mitigación para los GEI, la deforestación evitada es clave en términos de reducir estas emisiones porque mantiene las reservas de carbono en bosque en pie. Además, la deforestación evitada es reconocida como una medida de mitigación costo-efectiva (Stern & Treasury 2007) que tendría sinergias con la adaptación y el desarrollo sostenible (IPCC 2007), debido a que proyectos relacionados a deforestación evitada podrían fortalecer la protección de los bosques y aliviar en algún grado la pobreza en las comunidades rurales (Coomes et al. 2008).

La convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC por sus siglas en inglés) ha generado un marco de acción que permitiría aprovechar incentivos provenientes de la deforestación evitada para financiar proyectos en y alrededor de APs y de esquemas de pagos directos por conservación. Además, el mecanismo por reducción de emisiones por deforestación y degradación evitada (REDD) otorga una adicionalidad en sus

proyectos al incluir en sus actividades, la conservación de la biodiversidad, mantenimiento de reservas de carbono y manejo forestal sostenible, denominada, REDD+ (Angelsen & Rudel 2013; Buizer et al. 2014).

La deforestación no sólo afecta al contenido de carbono por la remoción de la biomasa acumulada en los troncos aprovechables, sino que de acuerdo a la escala y tiempo de la conversión afectan a otros compartimientos (biomasa aérea, carbono en el suelo, biomasa subterránea, necromasa) donde se almacenan el carbono en forma de biomasa en los bosques y posteriormente el carbono es liberado a la atmósfera (Ravindranath & Ostwald 2007). En este sentido el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) señala que las últimas dos décadas, la deforestación tropical ha dominado el flujo de CO<sub>2</sub> producido por el cambio de uso del suelo (Solomon et al. 2007). Considerando que los bosques tropicales contienen aproximadamente el 40 por ciento del carbono acumulado en la biomasa terrestre (Phillips et al. 1998), cualquier perturbación de estos ecosistemas podría resultar en un cambio significativo en el ciclo del carbono mundial (Lewis 2006). Asimismo, el IPCC (2007) estima que las emisiones asociadas con el cambio en el uso del suelo, en su mayoría provienen de la deforestación tropical, ascendieron a entre 0.8 y 2.4 Gt C/año durante la década de los noventa, lo que equivale a cerca del 20 por ciento del total de emisiones debidas a las acciones de los seres humanos.

Por lo tanto, el papel que cumplen los bosques tropicales en el clima global y en ciclo del carbono tiene una relación directa con las tasas de deforestación actuales-futuras y la cantidad de los bosques que queden en pie, o que puedan aumentar sus reservas de carbono (Cramer et al. 2004). De ahí la importancia de medir de forma robusta la deforestación evitada para impedir caer en subestimaciones o sobreestimaciones, (Gertler et al. 2011) debido a que por ejemplo la sobreestimación de la reducción de las emisiones puede dar la apariencia de que los objetivos han sido cumplidos cuando esto no es el caso, con mayores niveles de emisiones que entran en la atmósfera de los reportado. Andam et al. (2008) reporta que sin métodos robustos la deforestación evita en Costa Rica podría ser más de tres veces el valor real.

Así mismo, la estrategia REDD+ está implementándose en países del trópico con la finalidad de compensar para conservar los bosques en forma de créditos de deforestación evitada (Angelsen & Rudel 2013). En tales esquemas, estimar la deforestación permitirá comprar créditos a

emisores de gases de efecto invernadero basados en incentivos tanto para los compradores o vendedores, porque altas tasas de deforestación contrafactuales en el bosque tropical podrían desviar los esfuerzos por evitar la deforestación (Andam et al. 2008).

### **Evaluación del éxito de las políticas de conservación**

Profesionales de la conservación y tomadores de decisión necesitan de información robusta y verás acerca de cómo las políticas de conservación afectan a los ecosistemas (Balmford et al. 2005; Ferraro & Pattanayak 2006). A pesar de la importancia de las APs y PSE y de acuerdo con Millennium Ecosystem Assessment (2005) son pocos los estudios empíricos bien diseñados que evalúan las medidas más comunes de conservación de la biodiversidad. Una de estas medidas como se ha descrito es el uso de las APs y los PSE para reducir la deforestación (Andam et al. 2008; Robalino et al. 2008; Sanchez-Azofeifa et al. 2007).

Naughton-Treves et al. (2005) de 49 evaluaciones de las APs, 13 evaluaciones examinaban solo la deforestación en áreas protegidas. Otras 36 comparaban la deforestación dentro y fuera de las áreas protegidas, y treinta y dos de ellas reportan bajas tasas de deforestación dentro de las áreas protegidas. En esta misma línea, Bruner et al. (2001) analizó 200 APs en 34 países y encontró que el bosque con un estatus de APs estuvieron en mejor condición ecológica y de diversidad biológica que los que no tienen estatus legal. El inconveniente de acuerdo a Andam et al. (2008); Joppa and Pfaff (2009); (Pfaff et al. 2009) al comparar la deforestación antes y después o dentro y fuera de las APs, es que tales métodos podrían fácilmente estar sesgados cuando la protección no es aleatoria, y más bien, está determinada por características que también afectan a la deforestación (p.ej. aptitud del suelo, accesibilidad).

Para estimar el éxito de las políticas de conservación de forma robusta se debe recurrir a la evaluación de impacto (Arriagada et al. 2014; Arriagada et al. 2009; Blackman et al. 2015; Robalino et al. 2015). A diferencia de las evaluaciones de resultados o desempeño, la evaluación de impacto está basada en un análisis contrafactual, es decir en la comparación entre los resultados efectivamente observados en presencia de la asignación y lo que habrían sido observados en su ausencia (Guo & Fraser 2009, 2014).

El desafío de evaluar el éxito de las políticas de conservación consiste en establecer la tasa de deforestación en ausencia del programa para así calcular la diferencia con lo que ocurrió (Robalino et al. 2015). Esta diferencia es lo que se conoce como efecto causal del tratamiento o

programa (Guo & Fraser 2014; Stuart et al. 2014). Claramente, no se pueden observar ambos resultados para el mismo individuo al mismo tiempo por lo que el resultado del individuo participante si el programa no existiera, es hipotético y, por ende, no se observa. Este resultado hipotético se denomina en la evaluación de impacto como el resultado contrafactual (Rubin 1980; Rubin 2006).

En cuanto a las evaluaciones de impacto de las APs, Miteva et al. (2014) resume numerosos estudios que emplean rigurosos diseños empíricos para cuantificar el impacto de las APs. Estos estudios analizan la efectividad de las APs a través de evitar la deforestación. Los resultados sugieren que las APs son efectivas en reducir la deforestación (Andam et al. 2008; Gaveau et al. 2009; Joppa & Pfaff 2010; Pfaff et al. 2014; Pfaff et al. 2009) y favorecer la regeneración de los bosques y zonas previamente taladas. También, existen rigurosos estudios empíricos para cuantificar el impacto causal de los esquemas de PSE (Arriagada et al. 2012; Arriagada et al. 2009; Robalino et al. 2008; Sanchez-Azofeifa et al. 2007). Estas investigaciones se enfocan a encontrar los lugares donde la deforestación se reduce y se incrementa la reforestación como un resultado de la implementación de los esquemas de PSE. La efectividad de los PSE está en función del esquema del programa en donde se debe poner especial atención en el diseño de los contratos, ubicación espacial, para quién, por quién son hechos los pagos (Miteva et al. 2014; Miteva et al. 2012).

No obstante, todos estos estudios rigurosos, tanto para las APs y esquemas de PSE se han realizado en los trópicos (Andam et al. 2008; Blackman et al. 2015; Gaveau et al. 2012; Robalino et al. 2008; Robalino et al. 2015; Sanchez-Azofeifa et al. 2007) y un par de ellos en ecosistemas templados (Arriagada et al. 2016; Wendland et al. 2015), y ningún estudio se ha efectuado en ecosistemas Andino tropical a pesar de que estos bosques son reconocidos por su alta capacidad para mitigar los efectos de GEI y su enorme diversidad biológica (Myers et al. 2000; Pimm et al. 2014; Young 1997).

Cabe destacar que los estudios sobre evaluación de impacto no considera donde la conservación se da con mayor o en menor grado, con muy pocas excepciones de investigaciones que observan la heterogeneidad de los impactos en concordancia a las características de la línea base del área y la configuración del paisaje (p.ej. en términos de fragmentación y aislamiento de los parches de bosque) y por otro lado, si la deforestación evitada alcanza el lumbral para la provisión de

ciertos servicios ecosistémicos (p.ej. la provisión de la calidad de agua) (Jack et al. 2008; Miteva et al. 2014).

### **Patrones del paisaje**

Los patrones del paisaje se refieren a la configuración y composición espacial de los elementos de un paisaje (Forman & Godron 1986), por ejemplo, el arreglo y distribución de los elementos del paisaje en varias formas y tamaños. Para analizar la configuración y composición espacial del paisaje se emplean distintas métricas que pueden ser obtenidas para distintos niveles de paisaje, ya sea a nivel de parche, clase o el paisaje completo (Turner et al. 2001). Por ejemplo, los índices de clase representan la distribución espacial y el patrón dentro del paisaje para un solo tipo de uso o cobertura del suelo, mientras que los índices de paisaje representan el patrón espacial del paisaje completo al considerar a todos los tipos de parches simultáneamente. En este sentido los índices que describen el paisaje suelen tener un grado de interpretación diferente, según el nivel al que se hayan obtenido, de manera que el investigador debe resaltar que característica del paisaje el índice o métrica responde mejor a la pregunta de investigación (McGarigal 2012; Turner et al. 2007; Turner et al. 2001).

La composición y estructura del paisaje pueden explicar los procesos y patrones ecológicos a través de distintas escalas, y por ello la cuantificación y descripción del paisaje es útil y necesaria para entender los efectos que tienen los patrones (paisajes muy o poco fragmentados, conectados o diversos) sobre los procesos ecológicos (p.ej. diversidad, estructura) y para documentar ya sea cambios en escala y tiempo, o diferencias entre dos o más paisajes (Turner et al. 2001). En este sentido, la escala es un concepto fundamental en la ecología de paisaje, pues la mayoría de los fenómenos ecológicos son dependientes de ella. Los patrones que observamos pueden estar determinados por el comportamiento colectivo de muchos procesos pequeños que se mueven a diferentes escalas, o bien inducido por procesos que actúan a escalas más grandes (Farina 2006; Turner et al. 2011). En el análisis de un mosaico terrestre el cambio de escala se puede dar cambiando la resolución (precisión de medición determinada por el tamaño del grano o la unidad espacial mínima) o el área o extensión de estudio (Farina 2006).

La teoría de jerarquía y escala están inevitablemente unidas. La teoría de la jerarquía, ampliamente aceptada dentro de la ecología de paisaje, toma en cuenta a la escala como determinante de patrones y procesos, y la necesidad de rastrear fenómenos a diferentes niveles

de escalas espacio-temporales (Farina 2006). Esta teoría considera la complejidad como un atributo intrínseco del paisaje, y explica cómo los diferentes componentes del paisaje, localizados a cierta escala, están en contacto con otros componentes visibles a diferentes escalas de resolución. La teoría considera a un sistema como un componente de un sistema más grande, el cual a su vez está compuesto por subsistemas, y cuyas características cambian de un nivel a otro (Farina 2006; Turner et al. 2001). De esta manera es posible escalar, la distribución espacial de los parches de bosque y observar cómo el moverse de una escala a otra se modifica el hábitat de plantas y animales.

El paisaje se puede caracterizar según sus patrones espaciales, procesos y cambios (Forman & Godron 1986). Los patrones espaciales del paisaje corresponden a dos componentes: composición y configuración (McGarigal 2012). La composición del paisaje se refiere al número y ocurrencia de diferentes tipos de elementos del paisaje, la cual es una medida no espacial del paisaje. En cambio la configuración del paisaje se refiere a la distribución física o arreglo estructural de los elementos del paisaje, los cuales por naturaleza son espaciales, ya que se ocupan principalmente de la dimensión, forma u orientación de los elementos del paisaje. Ambos, la configuración espacial y composición de los elementos del paisaje definen los patrones espaciales o heterogeneidad del paisaje y juegan un importante rol en la funcionalidad ecológica y diversidad biológica (McGarigal & McComb 1995).

A nivel de paisaje las consecuencias de la fragmentación incluyen la pérdida del hábitat para algunas especies de plantas y animales, para otras la creación de hábitat, la disminución del tamaño de parche y la conectividad de la vegetación remanente, incremento de la distancia entre parches y en el borde a expensas del hábitat interior (Turner et al. 2001). Por otro lado, la fragmentación y pérdida de la cobertura forestal tiene también consecuencias ecológicas sobre la disminución de especies, en la composición de ensambles de especies debido a diferentes respuestas a la fragmentación (p.ej. las especies más sensibles a la fragmentación son aquellas que tienen alguna dependencia a hábitats de interior) (Bissonette 2008), y en los cambios de los procesos ecológicos (p.ej. interacciones por competencia, dispersión de semillas, polinización entre otros) (Lindenmayer & Fischer 2013).

Los sensores remotos cuando son combinados con técnicas de análisis espacial y estudios de fragmentación del paisaje, proveen un herramienta particularmente efectiva para analizar el

impacto del cambio de uso del suelo sobre la fragmentación y el cambio del paisaje bajo el contexto de la intervención humana (Echeverría et al. 2012; Nagendra et al. 2006). La combinación de estos enfoques han resultado cada vez más útiles para analizar las acciones humanas y explorar los impactos biofísicos, institucionales y sociales sobre la fragmentación y cambios del paisaje (Echeverría et al. 2006; Ostrom & Nagendra 2006).

El cambio del paisaje está determinado por procesos del paisaje que cambian en el tiempo y espacio, debido principalmente acciones humanas (Nagendra et al. 2009). En este sentido, el paisaje es la unidad espacialmente heterogénea mediante la cual se pueden evaluar y analizar la influencia de los cambios de los patrones espaciales sobre la protección del bosque (Laurance 2005; Laurance et al. 2003). Este tipo de estudios llenará un vacío de información existente en el bosque Andino tropical y brindará información fundamental para comprender la manera de cómo las acciones antrópicas impactan sobre la protección asignada a estos ecosistemas, y por otro lado, se identificará la probabilidad asociada a que una área sea deforestada bajo diversos motores biofísicos y socioeconómicos. Llamados en la literatura científica motores de la deforestación (Geist & Lambin 2002; Lambin et al. 2001) los cuales se explican a continuación.

### **Motores de la deforestación**

La deforestación es la principal amenaza para la pérdida de la biodiversidad a nivel mundial (Bürgi et al. 2004; Lambin & Meyfroidt 2011). Las actuales tasas de la conversión de los bosques, principalmente a usos agrícolas, ha lanzado la alarma acerca del futuro de la biodiversidad, particularmente en los trópicos (Laurance 2007; Laurance et al. 2012), con efectos esperados incluso más grandes que los predichos como consecuencia del cambio climático futuro (Sala et al. 2000).

Existen dos tipos de motores que se han utilizado como factores explicativos en una variedad de paisajes para entender los agentes causales de la deforestación de los bosques (Echeverría et al. 2008; Ewers et al. 2006; Laurance et al. 2002). Los primeros son los motores directos o inmediatos biofísicos como la pendiente y la elevación; antrópicos como la densidad de habitantes, distancia a caminos y distancia a ciudades o poblados (Bürgi et al. 2004; Echeverría et al. 2008; Echeverría et al. 2012; Ewers et al. 2008; Laurance et al. 2006). Por otro lado, están los motores subyacentes como la realidad socioeconómica y política de los países (DeFries et al. 2010a; Lambin et al. 2001).



Por ejemplo, la variable crecimiento poblacional aumenta la necesidad por la obtención de recursos naturales como madera y por tierras para la producción de alimentos (Andam et al. 2010; Gutzwiller 2002). Esta variable ha sido considerada para la deforestación de los bosques (Cropper et al. 2001; Geist & Lambin 2002). Diversos autores argumentan que la relación aumento de población y tala de los bosques es más probable encontrarla en países en vías de desarrollo, donde los bosque son sustituidos dada la necesidad de alimentar a las poblaciones rurales de rápido crecimiento (Ewers et al. 2006; Laurance et al. 2002). La variable construcción de caminos puede afectar la composición de los paisajes de diversas maneras, además de la pérdida de hábitat inherente, a escala local puede incrementar la cantidad de borde de los bosques (Echeverría et al. 2007; Wittemyer et al. 2008), estimular la propagación de especies exóticas (Echeverría et al. 2007) y la mortalidad de especies por colisión (Forman & Godron 1986). El tamaño de la propiedad delimita el impacto directo del cambio de uso del suelo sobre los bosques mediante el avance de las actividades como la agricultura y la ganadería (Mena et al. 2006). El crecimiento de zonas urbanas es un factor determinante de degradación y deforestación mediante la introducción de construcciones habitacionales y comerciales dentro de paisajes naturales que rodean a los centros urbanos o la transformación de áreas seminaturales en parcelas de recreo (Pauchard & Villarreal 2002).

Entender cómo operan los motores de la deforestación y cuales son más significativos en un paisaje determinado permite comprender cómo se han transformado los paisajes en el tiempo y cómo podrían seguir evolucionando en el futuro (Echeverría et al. 2012; Turner et al. 2001).

En este contexto, la presente investigación busco responder las siguientes preguntas i) cuáles son los patrones espacio-temporales de la cobertura forestal y fragmentación de los bosques Andino tropical en paisajes protegidos ii) cuánto más bosque Andino tropical se hubiera deforestado en ausencia de las áreas protegidas, iii) cuánto más bosque Andino tropical se hubiera perdido en ausencia del programa de conservación Socio Bosque.

La presente investigación persiguió los siguientes objetivos: i) evaluar los cambios de cobertura forestal y fragmentación del bosque Andino tropical e identificar los factores ambientales y socioeconómicos que explican tales cambios, ii) estimar el efecto de las APs sobre la deforestación del bosque Andino tropical a través del uso de diferentes enfoques cuantitativos



entre los años 1990 - 2008, iii) estimar el impacto del programa de conservación Socio Bosque sobre la deforestación evitada en el bosque Andino tropical entre 2008 - 2014.

Las principales hipótesis que orientan el presente estudio se sintetizan a continuación:

- La existencia de áreas protegidas evita la deforestación del bosque Andino tropical.
- Existe una relación positiva entre los programas de conservación y la deforestación evitada en el bosque Andino tropical.
- El cambio de cobertura forestal y fragmentación del bosque Andino tropical a través del tiempo es menos severo en las APs que zonas circundantes.
- Las fuerzas conductoras sociales y medioambientales del cambio del uso del suelo están correlacionadas significativamente con la pérdida de bosque Andino tropical.

La investigación aborda las anteriores hipótesis en tres capítulos:

- 1) En el capítulo 2, se evalúan las tasas y patrones de deforestación y fragmentación del bosque Andino tropical en las APs y en la zona circundante. Adicionalmente, se analizó la influencia de las fuerzas motoras sociales y medioambientales sobre el cambio en el paisaje protegido.
- 2) En el capítulo 3, se estima el impacto de las APs con la deforestación evitada, usando como variable de control el bosque en 1990 y variables confusoras.
- 3) En el capítulo 4, se estima el impacto de los programas de conservación gubernamentales sobre la pérdida de bosque, en orden de contribuir con información relevante para la planificación y adaptación de las políticas de conservación.
- 4) En el capítulo 5 se presentan conclusiones generales que engloban los resultados obtenidos en los otros capítulos.

## Referencias

- Abadie, A., and G. W. Imbens. 2008. On the Failure of the Bootstrap for Matching Estimators. *Econometrica* **76**:1537-1557.
- Abadie, A., and G. W. Imbens. 2011. Bias-corrected matching estimators for average treatment effects. *Journal of Business & Economic Statistics* **29**:1-11.
- Alcorn, J. B. 1993. Indigenous Peoples and Conservation. *Conservation Biology* **7**:424-426.
- Algelsen Arild, B. S., Loisel Cyril, Peskett Leo, Streck. 2009. Reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD): An options assessment report. Page 116 in M. Institute, editor.
- Andam, K. S., P. J. Ferraro, A. Pfaff, G. A. Sanchez-Azofeifa, and J. A. Robalino. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **105**:16089-16094.
- Andam, K. S., P. J. Ferraro, K. R. Sims, A. Healy, and M. B. Holland. 2010. Protected areas reduced poverty in Costa Rica and Thailand. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:9996-10001.
- Angelsen, A., and D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *World Bank Research Observer* **14**:73-98.
- Angelsen, A., and T. K. Rudel. 2013. Designing and Implementing Effective REDD + Policies: A Forest Transition Approach. *Review of Environmental Economics and Policy* **7**:91-113.
- Armenteras, D., F. Gast, and H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* **113**:245-256.
- Armsworth, P. R., G. C. Daily, P. Kareiva, and J. N. Sanchirico. 2006. Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:5403-5408.
- Arriagada, R. A., C. Echeverria, and D. Moya. 2014. Creating protected areas on public lands: is there room for additional conservation?. in review. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Arriagada, R. A., C. M. Echeverria, and D. E. Moya. 2016. Creating Protected Areas on Public Lands: Is There Room for Additional Conservation? *PLoS ONE* **11**:e0148094.
- Arriagada, R. A., P. J. Ferraro, E. O. Sills, S. K. Pattanayak, and S. Cordero-Sancho. 2012. Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. *Land Economics* **88**:382-399.
- Arriagada, R. A., E. O. Sills, S. K. Pattanayak, and P. J. Ferraro. 2009. Combining qualitative and quantitative methods to evaluate participation in Costa Rica's program of payments for environmental services. *Journal of Sustainable Forestry* **28**:343-367.
- Arturo Sánchez-Azofeifa, G., G. C. Daily, A. S. Pfaff, and C. Busch. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* **109**:123-135.
- Balmford, A., L. Bennun, B. ten Brink, D. Cooper, I. M. Côté, P. Crane, A. Dobson, N. Dudley, I. Dutton, R. E. Green, R. D. Gregory, J. Harrison, E. T. Kennedy, C. Kremen, N. Leader-Williams, T. E. Lovejoy, G. Mace, R. May, P. Mayaux, P. Morling, J. Phillips, K. Redford, T. H. Ricketts, J. P. Rodríguez, M. Sanjayan, P. J. Schei, A. S. van Jaarsveld, and B. A. Walther. 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* **307**:212-213.

- Barber, C. P., M. A. Cochrane, C. M. Souza Jr, and W. F. Laurance. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* **177**:203-209.
- Baser, O. 2006. Too Much Ado about Propensity Score Models? Comparing Methods of Propensity Score Matching. *Value in Health* **9**:377-385.
- Bass, M. S., M. Finer, C. N. Jenkins, H. Kreft, D. F. Cisneros-Heredia, S. F. McCracken, N. C. A. Pitman, P. H. English, K. Swing, G. Villa, A. Di Fiore, C. C. Voigt, and T. H. Kunz. 2010. Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuni National Park. *PLoS ONE* **5**:e8767.
- Bastian Bertzky, C. C., James Kemsey, Siobhan Kenney, Corinna Ravilious, Charles Besançon y Neil, and J. C. Burgess. 2012. Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. UICN, Gland, Suiza and UNEP-WCMC, Cambridge, Reino Unido.
- Baylis, K., J. Honey-Rosés, J. Börner, E. Corbera, D. Ezzine-de-Blas, P. J. Ferraro, R. Lapeyre, U. M. Persson, A. Pfaff, and S. Wunder 2016. Mainstreaming Impact Evaluation in Nature Conservation.
- Bennett, D. L. 2006. Enlazando Paisaje.
- Bennett, M. T. 2008. China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual? *Ecological Economics* **65**:699-711.
- Bissonette, J. A. 2008. Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis David B. Lindenmayer and Joern Fischer. 2006. Washington, DC: Island Press. Cloth \$80.00, ISBN: 1-59726-020-7. Paper, \$39.95. ISBN:1-59726-021-5. 352 pages. *Ecological Restoration* **26**:162-164.
- Blackman, A., A. Pfaff, and J. Robalino. 2015. Paper park performance: Mexico's natural protected areas in the 1990s. *Global Environmental Change* **31**:50-61.
- Bremer, L. L., K. A. Farley, D. Lopez-Carr, and J. Romero. 2014. Conservation and livelihood outcomes of payment for ecosystem services in the Ecuadorian Andes: What is the potential for 'win-win'? *Ecosystem Services* **8**:148-165.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Magin, and C. Hilton-Taylor. 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity
- Pérdida de Hábitat y Extinciones en Áreas Críticas para la Biodiversidad. *Conservation Biology* **16**:909-923.
- Bruner, A., N.-L. Lisa, G. Ted, T. Adrian, S. Malki, H. Grady, B. Katrina, and R. Richard. 2004a. Manejo de ocho áreas protegidas del Ecuador. Page 46. *Conservation International*.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, and A. Balmford. 2004b. Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries. *BioScience* **54**:1119-1126.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, and G. A. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**:125-128.
- Buizer, M., D. Humphreys, and W. de Jong. 2014. Climate change and deforestation: The evolution of an intersecting policy domain. *Environmental Science & Policy* **35**:1-11.
- Bürgi, M., A. Hersperger, and N. Schneeberger. 2004. Driving forces of landscape change — current and new directions. *Landscape Ecology* **19**:857-868.
- Butchart, S. H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M.

- Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. H. Morcillo, T. E. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J.-C. Vié, and R. Watson. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* **328**:1164-1168.
- Casto, M., R. Sierra, O. Calva, J. Camacho, and F. Lopez. 2013. Zonas de Procesos Homogéneos de Deforestación del Ecuador: Factores promotores y tendencias al 2020. Programa GESOREN-GIZ y Ministerio de Ambiente del Ecuador.
- Cernea, M. M., and K. Schmidt-Soltau. 2006. Poverty Risks and National Parks: Policy Issues in Conservation and Resettlement. *World Development* **34**:1808-1830.
- Chapin, M. 2004. A challenge to conservationists. *World Watch* **Nov/Dec**: 17-31.
- Coad, L., N. D. Burgess, C. Loucks, L. Fish, J. P. W. Scharlemann, L. Duarte, and C. Besançon. 2009. The ecological representativeness of the global protected areas estate in 2009: progress towards the CBD 2010 target.
- Coomes, O. T., F. Grimard, C. Potvin, and P. Sima. 2008. The fate of the tropical forest: Carbon or cattle? *Ecological Economics* **65**:207-212.
- Cramer, W., A. Bondeau, S. Schaphoff, W. Lucht, B. Smith, and S. Sitch. 2004. Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **359**:331-343.
- Crawley, M. J. 2012. *The R Book*. Wiley.
- Cropper, M., J. Puri, and C. Griffiths. 2001. Predicting the Location of Deforestation: The Role of Roads and Protected Areas in North Thailand. *Land Economics* **77**:172-186.
- Cuenca, P., R. Arriagada, and C. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy* **56**:56-66.
- Curran, L. M., S. N. Trigg, A. K. McDonald, D. Astiani, Y. M. Hardiono, P. Siregar, I. Caniago, and E. Kasischke. 2004. Lowland Forest Loss in Protected Areas of Indonesian Borneo. *Science* **303**:1000-1003.
- de Koning, F., M. Aguiñaga, M. Bravo, M. Chiu, M. Lascano, T. Lozada, and L. Suarez. 2011. Bridging the gap between forest conservation and poverty alleviation: the Ecuadorian Socio Bosque program. *Environmental Science & Policy* **14**:531-542.
- DeFries, R., A. Hansen, A. C. Newton, and M. C. Hansen. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* **15**:19-26.
- DeFries, R., A. Hansen, B. L. Turner, R. Reid, and J. Liu. 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecol Appl* **17**:1031-1038.
- DeFries, R., K. K. Karanth, and S. Pareeth. 2010a. Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation* **143**:2870-2880.
- DeFries, R. S., T. Rudel, M. Uriarte, and M. Hansen. 2010b. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* **3**:178-181.

- Di Marco, M., S. H. M. Butchart, P. Visconti, G. M. Buchanan, G. F. Ficetola, and C. Rondinini. 2016. Synergies and trade-offs in achieving global biodiversity targets. *Conservation Biology* **30**:189-195.
- Dodson, C. H., and A. H. Gentry. 1991. Biological Extinction in Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **78**:273-295.
- Dudley, N., C. Groves, K. H. Redford, and S. Stolton. 2014. Where now for protected areas? Setting the stage for the 2014 World Parks Congress. *Oryx* **48**:496-503.
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara, and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* **130**:481-494.
- Echeverría, C., D. A. Coomes, M. Hall, and A. C. Newton. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* **212**:439-449.
- Echeverría, C., A. Newton, L. Nahuelhual, D. Coomes, and J. M. Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography* **32**:822-831.
- Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. R. Benayas, and D. A. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* **16**:426-439.
- Ecuador, M. d. A. d. 2006. Políticas y Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador 2007 - 2016. Page 154 in G. E. F.-W. Bank, editor. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Proyecto GEF: Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Quito - Ecuador.
- Ewers, R. M., A. D. Kliskey, S. Walker, D. Rutledge, J. S. Harding, and R. K. Didham. 2006. Past and future trajectories of forest loss in New Zealand. *Biological Conservation* **133**:312-325.
- Ewers, R. M., W. F. Laurance, and C. M. Souza. 2008. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. *Environmental Conservation* **35**:303.
- Ewers, R. M., and A. S. L. Rodrigues. 2008. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* **23**:113-116.
- FAO 1995. Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Farina, A. 2006. Principles and methods in landscape ecology.
- Ferraro, P. J., and A. Kiss. 2002. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* **298**:1718-1719.
- Ferraro, P. J., and S. K. Pattanayak. 2006. Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PLoS Biol* **4**:e105.
- Forman, R. T. T., and M. Godron 1986. Landscape ecology. Wiley.
- Fox, J., and S. Weisberg 2011. An R Companion to Applied Regression. SAGE Publications.
- Gaveau, D. L. A., L. M. Curran, G. D. Paoli, K. M. Carlson, P. Wells, A. Besse-Rimba, D. Ratnasari, and N. Leader-Williams. 2012. Examining protected area effectiveness in Sumatra: importance of regulations governing unprotected lands. *Conservation Letters* **5**:142-148.
- Gaveau, D. L. A., J. Epting, O. Lyne, M. Linkie, I. Kumara, M. Kanninen, and N. Leader-Williams. 2009. Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography* **36**:2165-2175.



- Gaveau, D. L. A., H. Wandono, and F. Setiabudi. 2007. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth? *Biological Conservation* **134**:495-504.
- GEF. 2009. GEF Focal Area: Biodiversity. Global Environment Facility.
- Geist, H. J., and E. F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* **52**:143-150.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I. D. Craigie, M. Hockings, and N. D. Burgess. 2013a. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**:230-238.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I. D. Craigie, M. Hockings, and N. D. Burgess. 2013b. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**:230-238.
- Gentry, A. H. 1986. Northwest South America (Colombia, Ecuador and Perú) in D. G. Campbell, and H. D. Hammond, editors. *Floristic inventory of tropical countries: The status of plant systematics, collections, and vegetation, plus recommendations for the future*. New York Botanical Gardens, New York.
- Gertler, P., S. Martinez, and W. Bank 2011. *Impact Evaluation in Practice*. World Bank.
- Gordon, A., W. T. Langford, M. D. White, J. A. Todd, and L. Bastin. 2011. Modelling trade offs between public and private conservation policies. *Biological Conservation* **144**:558-566.
- Green, J. M. H., C. Larrosa, N. D. Burgess, A. Balmford, A. Johnston, B. P. Mbilinyi, P. J. Platts, and L. Coad. 2013. Deforestation in an African biodiversity hotspot: Extent, variation and the effectiveness of protected areas. *Biological Conservation* **164**:62-72.
- Gullison, R. E., P. C. Frumhoff, J. G. Canadell, C. B. Field, D. C. Nepstad, K. Hayhoe, R. Avissar, L. M. Curran, P. Friedlingstein, C. D. Jones, and C. Nobre. 2007. Tropical Forests and Climate Policy. *Science* **316**:985-986.
- Guo, S., and M. W. Fraser 2009. *Propensity Score Analysis: Statistical Methods and Applications*. SAGE Publications.
- Guo, S., and M. W. Fraser 2014. *Propensity Score Analysis: Statistical Methods and Applications*. SAGE Publications.
- Gutzwiller, K. 2002. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*.
- Hackel, J. D. 1999. *Community Conservation and the Future of Africa's Wildlife*. Conservación con Comunidades y el Futuro de la Conservación de la Vida Silvestre Africana. *Conservation Biology* **13**:726-734.
- Hannah, L. 2008. Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1134**:201-212.
- Hansen, A. J., and R. DeFries. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* **17**:974-988.
- Ho, D. E., K. Imai, G. King, and E. A. Stuart. 2007. Matching as Nonparametric Preprocessing for Reducing Model Dependence in Parametric Causal Inference. *Political Analysis* **15**:199-236.
- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts, and C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**:23-29.
- Holland, M. B., F. de Koning, M. Morales, L. Naughton-Treves, B. E. Robinson, and L. Suárez. 2013. *Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon*. World Development.

- Imbens, G. W. 2015. Matching Methods in Practice: Three Examples. *Journal of Human Resources* **50**:373-419.
- Imbens, G. W., and J. M. Wooldridge. 2009. Recent Developments in the Econometrics of Program Evaluation. *Journal of Economic Literature* **47**:5-86.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007 - Mitigation of Climate Change: Working Group III contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- Jack, B. K., C. Kousky, and K. R. E. Sims. 2008. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:9465-9470.
- Jenkins, C. N., and L. Joppa. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* **142**:2166-2174.
- Jokisch, B. D., and B. M. Lair. 2002. ONE LAST STAND? FORESTS AND CHANGE ON ECUADOR'S EASTERN CORDILLERA. *Geographical Review* **92**:235-256.
- Jones, D. A., A. J. Hansen, K. Bly, K. Doherty, J. P. Verschuyf, J. I. Paugh, R. Carle, and S. J. Story. 2009. Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. *Remote Sensing of Environment* **113**:1346-1356.
- Joppa, L., and A. Pfaff. 2010. Reassessing the forest impacts of protection: the challenge of nonrandom location and a corrective method. *Ann N Y Acad Sci* **1185**:135-149.
- Joppa, L. N., S. R. Loarie, and S. L. Pimm. 2008. On the protection of "protected areas". *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:6673-6678.
- Joppa, L. N., and A. Pfaff. 2009. High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *PLoS ONE* **4**:e8273.
- Joppa, L. N., and A. Pfaff. 2011. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**:1633-1638.
- Jørgensen, P. M., S. Léon-Yáñez, and M. B. Garden 1999. *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press.
- Juffe-Bignoli, D., N. D. Burgess, H. Bingham, E. M. S. Belle, M. G. de Lima, M. Deguignet, B. Bertzky, A. N. Milam, J. Martinez-Lopez, E. Lewis, A. Eassom, S. Wicander, J. Geldmann, A. van Soesbergen, A. P. Arnell, B. O'Connor, S. Park, Y. N. Shi, F. S. Danks, B. MacSharry, and N. Kingston. 2014. *Protected Planet Report 2014*. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), Cambridge, UK.
- Kemkes, R. J., J. Farley, and C. J. Koliba. 2010. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological Economics* **69**:2069-2074.
- Kremen, C., V. Razafimahatratra, R. P. Guillery, J. Rakotomalala, A. Weiss, and J.-S. Ratsisompatrarivo. 1999. *Designing the Masoala National Park in Madagascar Based on Biological and Socioeconomic Data*
- Diseño del Parque Nacional Masoala en Madagascar en Base Datos Biológicos y Socioeconómicos. *Conservation Biology* **13**:1055-1068.
- Lambin, E. F., and P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel, and J. Xu.

2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11**:261-269.
- Larrea, C., and L. Warnars. 2009. Ecuador's Yasuni-ITT Initiative: Avoiding emissions by keeping petroleum underground. *Energy for Sustainable Development* **13**:219-223.
- Laurance, W. F. 2005. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *Trends Ecol Evol* **20**:645-648.
- Laurance, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends Ecol Evol* **22**:65-70.
- Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, G. Schroth, P. M. Fearnside, S. Bergen, E. M. Venticinque, and C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* **29**:737-748.
- Laurance, W. F., B. M. Croes, L. Tchignoumba, S. A. Lahm, A. Alonso, M. E. Lee, P. Campbell, and C. Ondzeano. 2006. Impacts of Roads and Hunting on Central African Rainforest Mammals. *Conservation Biology* **20**:1251-1261.
- Laurance, W. F., J. M. Rankin-de Merona, A. Andrade, S. G. Laurance, S. D'Angelo, T. E. Lovejoy, and H. L. Vasconcelos. 2003. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree communities. *Journal of Tropical Ecology* **19**:343-347.
- Laurance, W. F., D. C. Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, V. Arroyo-Rodriguez, P. Ashton, J. Benitez-Malvido, A. Blom, K. S. Bobo, C. H. Cannon, M. Cao, R. Carroll, C. Chapman, R. Coates, M. Cords, F. Danielsen, B. De Dijn, E. Dinerstein, M. A. Donnelly, D. Edwards, F. Edwards, N. Farwig, P. Fashing, P. M. Forget, M. Foster, G. Gale, D. Harris, R. Harrison, J. Hart, S. Karpanty, W. J. Kress, J. Krishnaswamy, W. Logsdon, J. Lovett, W. Magnusson, F. Maisels, A. R. Marshall, D. McClearn, D. Mudappa, M. R. Nielsen, R. Pearson, N. Pitman, J. van der Ploeg, A. Plumptre, J. Poulsen, M. Quesada, H. Rainey, D. Robinson, C. Roetgers, F. Rovero, F. Scatena, C. Schulze, D. Sheil, T. Struhsaker, J. Terborgh, D. Thomas, R. Timm, J. N. Urbina-Cardona, K. Vasudevan, S. J. Wright, G. J. Arias, L. Arroyo, M. Ashton, P. Auzel, D. Babaasa, F. Babweteera, P. Baker, O. Banki, M. Bass, I. Bila-Isia, S. Blake, W. Brockelman, N. Brokaw, C. A. Bruhl, S. Bunyavejchewin, J. T. Chao, J. Chave, R. Chellam, C. J. Clark, J. Clavijo, R. Congdon, R. Corlett, H. S. Dattaraja, C. Dave, G. Davies, M. Beisiegel Bde, N. da Silva Rde, A. Di Fiore, A. Diesmos, R. Dirzo, D. Doran-Sheehy, M. Eaton, L. Emmons, A. Estrada, C. Ewango, L. Fedigan, F. Feer, B. Fruth, J. G. Willis, U. Goodale, S. Goodman, J. C. Guix, P. Guthiga, W. Haber, K. Hamer, I. Herlinger, J. Hill, Z. Huang, I. F. Sun, K. Ickes, A. Itoh, N. Ivanauskas, B. Jackes, J. Janovec, D. Janzen, M. Jiangming, C. Jin, T. Jones, H. Justiniano, E. Kalko, A. Kasangaki, T. Killeen, H. B. King, E. Klop, C. Knott, I. Kone, E. Kudavidanage, J. L. Ribeiro, J. Lattke, R. Laval, R. Lawton, M. Leal, M. Leighton, M. Lentino, C. Leonel, J. Lindsell, L. Ling-Ling, K. E. Linsenmair, E. Losos, A. Lugo, J. Lwanga, A. L. Mack, M. Martins, W. S. McGraw, R. McNab, L. Montag, J. M. Thompson, J. Nabe-Nielsen, M. Nakagawa, S. Nepal, M. Norconk, V. Novotny, S. O'Donnell, M. Opiang, P. Ouboter, K. Parker, N. Parthasarathy, K. Pisciotto, D. Prawiradilaga, C. Pringle, S. Rajathurai, U. Reichard, G. Reinartz, K. Renton, G. Reynolds, V. Reynolds, E. Riley, M. O. Rodel, J. Rothman, P. Round, S. Sakai, T. Sanaiotti, T. Savini, G. Schaab, J. Seidensticker, A. Siaka, M. R. Silman, T. B. Smith, S. S. de Almeida, N. Sodhi, C. Stanford, K. Stewart, E. Stokes, K. E. Stoner, R. Sukumar, M. Surbeck, M. Tobler, T. Tschardtke, A. Turkalo, G. Umaphy, M. van Weerd, J. V. Rivera, M.



- Venkataraman, L. Venn, C. Vereza, C. V. de Castilho, M. Waltert, B. Wang, D. Watts, W. Weber, P. West, D. Whitacre, K. Whitney, D. Wilkie, S. Williams, D. D. Wright, P. Wright, L. Xiankai, P. Yonzon, and F. Zamzani. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**:290-294.
- Le Saout, S., M. Hoffmann, Y. Shi, A. Hughes, C. Bernard, T. M. Brooks, B. Bertzky, S. H. M. Butchart, S. N. Stuart, T. Badman, and A. S. L. Rodrigues. 2013. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. *Science* **342**:803-805.
- Léon-Yáñez, S. 2011. Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Lewis, S. L. 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **361**:195-210.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer 2013. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press.
- Liu, J., S. Li, Z. Ouyang, C. Tam, and X. Chen. 2008. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:9477-9482.
- Loaiza, T., U. Nehren, and G. Gerold. 2015. REDD+ and incentives: An analysis of income generation in forest-dependent communities of the Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *Applied Geography* **62**:225-236.
- López, S., R. Sierra, and M. Tirado. 2010. Tropical deforestation in the Ecuadorian Chocó: logging practices and socio-spatial relationships. *The Geographical Bulletin* **51**:3.
- MAE. 1999. Estudio complementario de tenencia de tierra, sector Y de La Laguna en la Reserva Ecológica Mache Chindul, REMACH,. Ministerio de Ambiente del Ecuador: Proyecto INEFAN-GEF, Quito, Ecuador.
- MAE. 2005. Plan de manejo y gestión participativa de la Reserva Ecológica Mache Chindul 2005 - 2010. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2006. Políticas y Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador 2007 - 2016. Proyecto GEF: Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2007. Plan de Manejo de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas. Proyecto GEF Ecuador: Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP-GEF). Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2012. Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental. Page 32. Ministerio del Ambiente del Ecuador: Programa Socio Bosque, Quito, Ecuador.
- Marquette, C. M. 1998. Land Use Patterns Among Small Farmer Settlers in the Northeastern Ecuadorian Amazon. *Human Ecology* **26**:573-598.
- Mateo, R. G., M. de la Estrella, Á. M. Felicísimo, J. Muñoz, and A. Guisan. 2013. A new spin on a compositionalist predictive modelling framework for conservation planning: A tropical case study in Ecuador. *Biological Conservation* **160**:150-161.
- McGarigal, K., and W. C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs* **65**:235-260.
- McGarigal, K., SA Cushman. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps, University of Massachusetts, Amherst.
- Mena, C. F. 2008. Trajectories of Land-use and Land-cover in the Northern Ecuadorian Amazon. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **74**:737-751.
- Mena, C. F., R. E. Bilborrow, and M. E. McClain. 2006. Socioeconomic drivers of deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environ Manage* **37**:802-815.

- Millennium Ecosystem Assessment, M. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miteva, D., S. Pattanayak, and P. Ferraro. 2014. Do biodiversity policies work? The case for conservation evaluation 2.0 in D. Helm, and C. Hepburn, editors. *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. OUP Oxford, United State.
- Miteva, D. A., S. K. Pattanayak, and P. J. Ferraro. 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy* **28**:69-92.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres, and J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* **65**:725-736.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Myers, N., Mittermeier, Russell A., Mittermeier, Cristina G., da Fonseca, Gustavo A. B., Kent, Jennifer. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**.
- Myers, N., B. D. o. F. University of California, and R. Management 1986. *Tackling Mass Extinction of Species: A Great Creative Challenge*. University of California, College of Natural Resources, Department of Forestry and Resource Management.
- Nagendra, H. 2008. Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *Ambio* **37**:330-337.
- Nagendra, H., D. K. Munroe, and J. Southworth. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **101**:111-115.
- Nagendra, H., S. Pareeth, and R. Ghate. 2006. People within parks—forest villages, land-cover change and landscape fragmentation in the Tadoba Andhari Tiger Reserve, India. *Applied Geography* **26**:96-112.
- Nagendra, H., S. Paul, S. Pareeth, and S. Dutt. 2009. Landscapes of Protection: Forest Change and Fragmentation in Northern West Bengal, India. *Environmental Management* **44**:853-864.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, A. Lara, C. Echeverría, and M. E. González. 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* **107**:12-20.
- Naughton-Treves, L., M. B. Holland, and K. Brandon. 2005. THE ROLE OF PROTECTED AREAS IN CONSERVING BIODIVERSITY AND SUSTAINING LOCAL LIVELIHOODS. *Annual Review of Environment and Resources* **30**:219-252.
- Nelson, A., and K. M. Chomitz. 2011. Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PLoS One* **6**:e22722.
- Nepstad, D., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske, and A. Rolla. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conserv Biol* **20**:65-73.
- Newton, A. C. 2007. *Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America*. CABI.
- Nigel, D., editor. 2008. *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. IUCN.
- Nolte, C. 2015. Identifying challenges to enforcement in protected areas: empirical insights from 15 Colombian parks. *Oryx FirstView*:1-6.

- Oliveira, P. J. C., G. P. Asner, D. E. Knapp, A. Almeyda, R. Galván-Gildemeister, S. Keene, R. F. Raybin, and R. C. Smith. 2007. Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science* **317**:1233-1236.
- Ostrom, E., and H. Nagendra. 2006. Insights on linking forests, trees, and people from the air, on the ground, and in the laboratory. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:19224-19231.
- Pauchard, A., and P. Villarreal. 2002. Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. *Natural Areas Journal* **22**:318-330.
- Pfaff, A., J. Robalino, E. Lima, C. Sandoval, and L. D. Herrera. 2014. Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Development* **55**:7-20.
- Pfaff, A., J. Robalino, G. Sanchez-Azofeifa, K. Andam, and P. Ferraro. 2009. Park location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across Costa Rica. *The BE Journal of Economic Analysis and Policy* **9**:5.
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. V. Nunez, R. M. Vasquez, S. G. Laurance, L. V. Ferreira, M. Stern, S. Brown, and J. Grace. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* **282**:439-442.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* **344**.
- Plant, R. E. 2012. *Spatial Data Analysis in Ecology and Agriculture Using R*. CRC Press.
- Ravindranath, N. H., and M. Ostwald 2007. *Carbon Inventory Methods: Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects*. Springer Netherlands.
- Robalino, J., P. Alexander, A. Sánchez-Azofeifa, F. Alpízar, C. León, and C. Rodríguez. 2008. Deforestation Impacts of Environmental Services Payments: Costa Rica's PSA Program 2000–2005.
- Robalino, J., C. Sandoval, D. N. Barton, A. Chacon, and A. Pfaff. 2015. Evaluating Interactions of Forest Conservation Policies on Avoided Deforestation. *PLoS ONE* **10**:e0124910.
- Robbins, A. S. T., and J. M. Daniels. 2012. Restoration and Economics: A Union Waiting to Happen? *Restoration Ecology* **20**:10-17.
- Rosenbaum, P. R. 2009. *Design of Observational Studies*. Springer.
- Rosenbaum, P. R., and D. B. Rubin. 1983. The Central Role of the Propensity Score in Observational Studies for Causal Effects. *Biometrika* **70**:41-55.
- Rubin, D. B. 1980. Bias Reduction Using Mahalanobis-Metric Matching. *Biometrics* **36**:293.
- Rubin, D. B. 2006. *Matched Sampling for Causal Effects*. Cambridge University Press.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, 3rd, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, and D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**:1770-1774.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., A. Pfaff, J. A. Robalino, and J. P. Boomhower. 2007. Costa Rica's payment for environmental services program: intention, implementation, and impact. *Conserv Biol* **21**:1165-1173.
- Sarmiento, F. O. 2002. Anthropogenic Change in the Landscapes of Highland Ecuador. *Geographical Review* **92**:213-234.

- Scharlemann, J. P. W., V. Kapos, A. Campbell, I. Lysenko, N. D. Burgess, M. C. Hansen, H. K. Gibbs, B. Dickson, and L. Miles. 2010. Securing tropical forest carbon: the contribution of protected areas to REDD. *Oryx* **44**:352-357.
- Schmitz, M. F., D. G. G. Matos, I. De Aranzabal, D. Ruiz-Labourdette, and F. D. Pineda. 2012. Effects of a protected area on land-use dynamics and socioeconomic development of local populations. *Biological Conservation* **149**:122-135.
- Schwartzman, S., A. Moreira, and D. Nepstad. 2000. Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks  
Reconsideración de la Conservación de los Bosques Tropicales: Peligros en Parques. *Conservation Biology* **14**:1351-1357.
- Sekhon, J. 2008. Multivariate and propensity score matching software with automated balance optimization: the matching package for R. *Journal of Statistical Software*, Forthcoming.
- Sekhon, J. S. 2013. Multivariate and Propensity Score Matching with Balance Optimization.
- Shadish, W. R., T. D. Cook, and D. T. Campbell 2002. Experimental and quasi-experimental designs for generalized causal inference. Houghton Mifflin.
- Sierra, R. 2001. The role of domestic timber markets in tropical deforestation and forest degradation in Ecuador: Implications for conservation planning and policy. *Ecological Economics* **36**:327-340.
- Sierra, R. 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. Page 57. *Forest Trends and Internacional Conservation*, Ecuador.
- Sierra, R., F. Campos, and J. Chamberlin. 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* **59**:95-110.
- Sloep Peter, B. A., editor. 2005. *Environmental Policy in an International Context Conflicts*.
- Soares-Filho, B., P. Moutinho, D. Nepstad, A. Anderson, H. Rodrigues, R. Garcia, L. Dietzsch, F. Merry, M. Bowman, L. Hissa, R. Silvestrini, and C. Maretti. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:10821-10826.
- Solomon, S., I. P. o. C. Change, and I. P. o. C. C. W. G. I. 2007. *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- Southgate, D., R. Sierra, and L. Brown. 1991. The causes of tropical deforestation in Ecuador: A statistical analysis. *World Development* **19**:1145-1151.
- Southgate, D. D., and C. F. Runge 1990. *The institutional origins of deforestation in Latin America*. Department of Agricultural and Applied Economics, University of Minnesota St. Paul, Minnesota, USA.
- Stern, N. H., and G. B. Treasury 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press.
- Stringer, L. C., A. J. Dougill, A. D. Thomas, D. V. Spracklen, S. Chesterman, C. I. Speranza, H. Rueff, M. Riddell, M. Williams, T. Beedy, D. J. Abson, P. Klintenberg, S. Syampungani, P. Powell, A. R. Palmer, M. K. Seely, D. D. Mkwambisi, M. Falcao, A. Siteo, S. Ross, and G. Kopolu. 2012. Challenges and opportunities in linking carbon sequestration, livelihoods and ecosystem service provision in drylands. *Environmental Science & Policy* **19-20**:121-135.

- Stuart, E., H. Huskamp, K. Duckworth, J. Simmons, Z. Song, M. Chernew, and C. Barry. 2014. Using propensity scores in difference-in-differences models to estimate the effects of a policy change. *Health Services and Outcomes Research Methodology*:1-17.
- Tapia-Armijos, M. F., J. Homeier, C. I. Espinosa, C. Leuschner, and M. de la Cruz. 2015. Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLoS ONE* **10**:e0133701.
- Tear, T. H., P. Kareiva, P. L. Angermeier, P. Comer, B. Czech, R. Kautz, L. Landon, D. Mehlman, K. Murphy, M. Ruckelshaus, J. M. Scott, and G. Wilhere. 2005. How Much Is Enough? The Recurrent Problem of Setting Measurable Objectives in Conservation. *BioScience* **55**:835-849.
- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nunez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert, and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* **294**:1923-1926.
- Turner, B. L., 2nd, E. F. Lambin, and A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proc Natl Acad Sci U S A* **104**:20666-20671.
- Turner, D. P., W. D. Ritts, Z. Yang, R. E. Kennedy, W. B. Cohen, M. V. Duane, P. E. Thornton, and B. E. Law. 2011. Decadal trends in net ecosystem production and net ecosystem carbon balance for a regional socioecological system. *Forest Ecology and Management* **262**:1318-1325.
- Turner, M. G., R. H. Gardner, and R. V. O'Neill 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. U.S. Government Printing Office.
- UNEP-WCMC. 2008. *State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress*. Cambridge, UK. *State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress*.
- Valencia, R. 2000. *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Valencia, R., H. Balslev, and G. Paz Y Miño C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation* **3**:21-28.
- Vina, A., F. R. Echavarría, and D. C. Rundquist. 2004. Satellite change detection analysis of deforestation rates and patterns along the Colombia-Ecuador border. *Ambio* **33**:118-125.
- Wendland, K. J., M. Baumann, D. J. Lewis, A. Sieber, and V. C. Radeloff. 2015. Protected Area Effectiveness in European Russia: A Postmatching Panel Data Analysis. *Land Economics* **91**:149-168.
- Wilson, K., A. Newton, C. Echeverría, C. Weston, and M. Burgman. 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation* **122**:9-21.
- Wittemyer, G., P. Elsen, W. T. Bean, A. C. O. Burton, and J. S. Brashares. 2008. Accelerated Human Population Growth at Protected Area Edges. *Science* **321**:123-126.
- Wunder, S. 2000. *The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador*. St. Martin's Press.
- Wunder, S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conserv Biol* **21**:48-58.
- Wünscher, T., and S. Engel. 2012. International payments for biodiversity services: Review and evaluation of conservation targeting approaches. *Biological Conservation* **152**:222-230.



- Wyman, M. S., and T. V. Stein. 2010. Modeling social and land-use/land-cover change data to assess drivers of smallholder deforestation in Belize. *Applied Geography* **30**:329-342.
- Young, K. R. 1997. Wildlife conservation in the cultural landscapes of the central Andes. *Landscape and Urban Planning* **38**:137-147.
- Young, K. R., and B. León. 2000. Biodiversity Conservation in Peru's Eastern Montane Forests. *Mountain Research and Development* **20**:208-211.
- Young, K. R., Leon B. 1999. Peru's humid eastern montane forests: An overview of their physical settings, biological diversity, human use and settlement, and conservation needs. Page 90. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests, Denmark.



## Capítulo II

### **Cómo cambian los paisajes protegidos asociados con altos niveles de biodiversidad y población?<sup>1</sup>**

Pablo Cuenca\*, Cristian Echeverría\*

\* Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Laboratorio de Ecología de Paisaje, Concepción, Chile.

#### **1. Introducción**

Las Áreas Protegidas (APs) son reconocidas como la piedra angular para mantener y asegurar la conservación biológica del planeta (UNEP-WCMC 2008). Se estima que para el año 2014 aproximadamente 209,000 APs fueron establecidas en 193 países y territorios, protegiendo el 17% de la superficie terrestre global (Juffe-Bignoli et al. 2014). La mayoría de las APs intentan limitar la tala de los bosques por medio de restricciones al acceso y aprovechamiento del bosque, especialmente en áreas donde comunidades locales co-existen con los bosques y dependen de los recursos derivados de las APs (Loaiza et al. 2015; Nagendra et al. 2009). En tales contextos, lograr una protección completa o efectiva del bosque es casi imposible (Cernea & Schmidt-Soltau 2006; Chapin 2004; Schwartzman et al. 2000).

En los trópicos, se ha reportado un rápido cambio en la cobertura forestal y fragmentación del bosque en y alrededor de las APs (Gaveau et al. 2007; Nagendra et al. 2009), debido especialmente a presiones antrópicas en el paisaje circundante a las APs (Hansen & DeFries 2007). Esto ha ocasionado el aislamiento y reducción de hábitat forestales y el impacto en los procesos ecológicos en bosques al interior de las APs (Laurance et al. 2012). Incluso cuando la cobertura del bosque no se vea afectada, cambios en el paisaje circundante a las APs, pueden impactar significativamente en el flujo de especies y energía en las APs y proporcionar perturbaciones por una mayor exposición al impacto humano en las zonas de borde (Bennett 2006; Bruner et al. 2001; Nagendra et al. 2009).

El análisis temporal de la fragmentación y cambio de la cobertura a partir de las imágenes satelitales se ha convertido en una valiosa técnica para evaluar el grado de amenaza de los ecosistemas forestales protegidos y no protegidos (Echeverría et al. 2012; Gaveau et al. 2009; Laurance et al. 2002; Wittemyer et al. 2008). Existen diversos estudios sobre los patrones de la

---

<sup>1</sup> Este capítulo ha sido enviado a la revista mexicana de biodiversidad (ISI).  
(<http://www.revista.ib.unam.mx/index.php/bio/author/submission/1794>)

deforestación basados en imágenes que se han realizado en bosque tropical (Armenteras et al. 2003; Laurance et al. 2012; Mena 2008; Nagendra et al. 2004; Vina et al. 2004) y otros en bosque templado (Echeverría et al. 2006; Echeverría et al. 2012; Newton 2007), y muy pocos estudios en paisajes con bosque Andino Tropical y con presencia de APs (Armenteras et al. 2003; Cuenca et al. 2016; Nolte 2015) a pesar que estos ecosistemas son reconocidos como uno de los más megadiversos a nivel mundial. Myers (2000) y Pimm et al. (2014) señalan que estos bosques constituyen un “hotspot” de diversidad biológica y que están desapareciendo como consecuencia del rápido proceso de cambio de uso del suelo para suplir, entre otras cosas, la demanda de madera y de productos forestales no maderables.

Es apremiante la necesidad de identificar las causas de la fragmentación y deforestación de los bosques para entender cómo éstas afectan a la configuración espacial del paisaje a través del tiempo (Angelsen & Kaimowitz 1999; Echeverría et al. 2008; Nahuelhual et al. 2012). Existe el consenso que la simple descripción de los tipos de cobertura forestal son inadecuados para la planificación de los recursos forestales, debido a que estos no incorporan información acerca de los patrones de cambio de uso del suelo que puede tener profundos efectos sobre los procesos ecológicos de interés (Armsworth et al. 2006; Bürgi et al. 2004). Por lo tanto, para un entendimiento más integral de los paisajes protegidos, es necesario estudiar los factores responsables de la deforestación. Esto conlleva el análisis integral de los procesos y no simplemente de los patrones, más allá de los límites de las APs con el fin de examinar grandes paisajes circundantes donde múltiples formas de propiedad y restricción del bosque se hallan insertas (Robbins & Daniels 2012).

El bosque Andino tropical del Ecuador ofrece un ejemplo particularmente ilustrativo de las interacciones APs-personas en paisajes de gran biodiversidad o hotspot (Jørgensen et al. 1999; León-Yáñez 2011; Myers 2000; Pimm et al. 2014) y con marcadas tensiones entre conservación y desarrollo que han ido en aumento en los recientes años (Bass et al. 2010; Holland et al. 2013; Larrea & Warnars 2009; Loaiza et al. 2015). Un ejemplo de esto, son las reservas de Mache Chindul, Manglares Cayapas Mataje y Cotacachi Cayapas donde las comunidades humanas asentadas dentro de las reservas y en el paisaje circundante conviven con altos niveles de biodiversidad, y se restringe el acceso a los recursos forestales que forman parte de sus interacciones culturales, sociales e institucionales con la naturaleza (Wittemyer et al. 2008; Wyman & Stein 2010). A pesar de la importancia biológica de estos ecosistemas (Mateo et al.



2013; Pimm et al. 2014) poco se sabe acerca de los patrones de deforestación y fragmentación de la cobertura del bosque Andino tropical y qué factores sociales y ambientales explican tales cambios.

En el presente estudio se examinó las tasas y patrones de pérdida y fragmentación del bosque Andino tropical en las reservas de Mache Chindul (RMC), Manglares Cayapas Mataje (RMCM) y Cotacachi Cayapas (RCC) y en el paisaje circundante. Adicionalmente, se identificó las fuerzas motoras sociales y medioambientales que determinan los procesos del paisaje sobre el cambio en el paisaje protegido.

## **2. Materiales y métodos**

### **2.1 Área de estudio**

Los bosques del Noroccidente del Ecuador han sido catalogados como una de las zonas con mayor riesgo de extinción biológica, como resultado de la deforestación y de otras actividades antrópicas (Dodson & Gentry 1991; Gentry 1986; Myers et al. 1986). De los aproximadamente 80,000 km<sup>2</sup> de bosque nativo que cubría originalmente el Noroccidente ecuatoriano, apenas un 6% quedaba en pie a inicios de la década de los 90 (MAE 2005).

El área de estudio se encuentra localizada al Noroccidente del Ecuador y es parte del hotspot Chocó Darién de biodiversidad a nivel mundial en donde coinciden las áreas protegidas RMC, RMCM y RCC, altas cifras de diversidad biológica, endemismo y destrucción de hábitats naturales (Myers 2000; Pimm et al. 2014) (Figure 1).

La RMC está ubicada en las formaciones vegetales bosque siempre verde piemontano y bosque siempre verde de tierras bajas, con pendiente suaves a fuertes. La RMCM cubre las formaciones vegetales bosque siempre verde de tierras bajas, bosque siempre verde inundable de tierras bajas y manglar. La RCC protege siete formaciones vegetales (MAE 2005; Sierra et al. 2002).

De acuerdo con el CENSO poblacional del año 2010, de la población registrada en las parroquias que conforman la RMC un 32% de personas habitan dentro de la reserva (6,466 habitantes) y 18,159 ha pertenecen a la comunidad Los Chachi, es decir el 15.23% del territorio de la RMC (MAE 2005). En la RMCM el 29% de la superficie terrestre pertenecen a tierras particulares y el 8.4% corresponde a tierras comunitarias (Afroecuatorianos y Chachis). En la RCC se estimó en el año 2005 que aproximadamente habitan alrededor y dentro la reserva 24,000 afroecuatorianos,

3,500 indígenas Chachi, a más de los pueblos Kichwa, Awá y Épera con un número de habitantes no cuantificado oficialmente (MAE 1999, 2006, 2007).

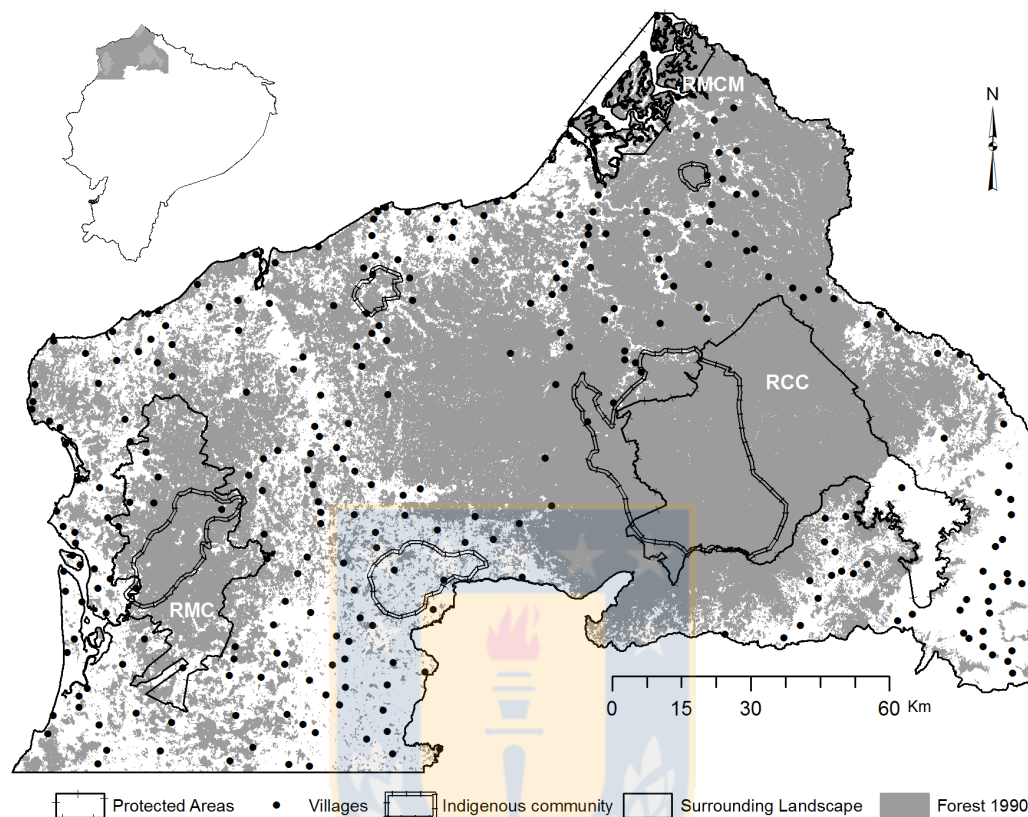


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el paisaje protegido.

## 2.2 Análisis del cambio de cobertura forestal

La información base fueron las imágenes satelitales Landsat 5 TM del año 1990, 2000, 2008 y 2014 clasificadas por el Ministerio del Ambiente del Ecuador, a través del proyecto Línea base de deforestación y el programa Socio Bosque (MAE 2012a).

A través de la cobertura del forestal se creó una sola imagen que incluyó los cambios en las trayectorias o las secuencias de las clases de cobertura forestal para los periodos de observación. Las trayectorias de cambio de cobertura forestal fueron agrupadas en cuatro categorías. Píxeles que cambiaron de no-bosque a bosque abierto, no-bosque a bosque cerrado fueron tratados como regeneración. Píxeles que cambiaron de bosque cerrado a no-bosque y de bosque abierto a no-bosque fueron llamados como deforestación. En cambio, píxeles que habían mantenido bosque abierto o bosque cerrado en ambos periodos de análisis, fueron considerados bosque persistente.

Para los pixeles que mantuvieron *no-bosque* en ambos periodos de estudio, no fueron incluidos en el estudio.

Siguiendo el enfoque frecuentemente adoptados por otras investigaciones como Ewers and Rodrigues (2008); Gaveau et al. (2009); Nagendra et al. (2009), se definió el paisaje circundante más allá de los límites de las APs teniendo en cuenta la necesidad de comparar una extensión amplia de área en un paisaje circundante no protegido con el área cubierta por las APs. La extensión del paisaje circundante fue la división política - administrativa donde se localizan las APs debido a que bajo esta división se abarca un paisaje amplio con similares características de uso del suelo, tenencia de la tierra, poblaciones y manejo de los recursos naturales.

### 2.3 Pérdida de bosque nativo

Los mapas de cambio de cobertura forestal y la cuantificación de la pérdida de bosque nativo de las APs y del paisaje circundante se realizó a través la extensión Análisis Espacial de ArcGIS (versión 10.2.2). La categoría de bosque nativo fue usado para realizar el análisis de deforestación. La fórmula usada para determinar la tasa anual de deforestación fue (Echeverria et al. 2006; Newton 2007):

$$P = \left[ \left( \frac{A_2}{A_1} \right)^{1/(t_2 - t_1)} - 1 \right] * 100$$

Donde  $A_1$  y  $A_2$  son las cobertura de bosque en el tiempo  $t_1$  y  $t_2$  respectivamente. P es el porcentaje de pérdida por año.

### 2.4 Motores deforestación

Para analizar las fuerzas conductoras de la deforestación se empleó un análisis de la regresión logística. Mapas de cobertura forestal de imágenes en los periodos 1990-2000; 2000-2008 y 2008-2014 fueron superpuestas en un sistema de información geográfico (SIG), y cada pixel de la imagen fue clasificado ya sea como bosque persistente o deforestación. Un conjunto de puntos o pixeles de 4921 equidistantes a 1500 m fueron lanzados al azar para las APs y en el paisaje circundante respectivamente. El grado de autocorrelación espacial de los puntos de muestreo fueron evaluados usando el índice de Moran el cual arrojó un valor de 0.36, donde 0 indica nula dependencia espacial y 1 indica alto grado de autocorrelación espacial (Plant 2012).

Los modelos fueron ajustados utilizando GLM (Generalized Linear Model) (Crawley 2012; Fox

& Weisberg 2011), con una variable binaria (1 = píxeles deforestados, 0 = forestados) vinculados con una función logit y una combinación lineal de las variables explicativas pendiente (°), elevación (m), distancia a caminos nacionales (km), distancias a caminos locales (km), distancia a ríos permanentes (km), distancia a ríos secundarios (km), distancia a poblados (km), temperatura (°C) y precipitación (mm) media.

En el modelo se testeó si las variables exploratorias afectan a la probabilidad de deforestación mediante un ajuste del GLM y testeando la significancia estadística de cada variable mediante una prueba de z value. Luego, todas las variables que fueron significativas al 95% ( $P < 0.05$ ) se introdujeron en un nuevo análisis multivariado, con el fin de probar si las variables con valores significativos podrían reducirse a causa de la covarianza entre ellas. La función *drop1* fue empleada para testear si el cambio de la varianza asociada con el abandono de los términos del modelo fue significativa ( $X^2$  test). Se utilizó el *drop1* hasta obtener un modelo parsimonioso en el cual todos los términos fueran significativos a  $P < 0.05$ .

## 2.5 Fragmentación del paisaje

Se evaluó los patrones espaciales de las coberturas del forestal mediante el programa Fragstats 4.2 (McGarigal 2012) ya que brinda un poderoso y comprensivo conjunto de descriptores de los patrones espaciales. Los siguientes índices a nivel de clase fueron considerados para tal objetivo: (i) tamaño de parche (área en hectáreas), (ii) índice al vecino más cercano (la distancia al borde más cercano en metros entre un parche y su vecino más cercanos de la misma categoría), (iii) índice de forma media se refiere a complejidad media por una categoría y (iv) densidad de parche corresponde al número de parches por hectárea. Para mayor detalles de las métricas ver McGarigal (2012). Estos índices fueron comparados para evaluar si ellos difieren entre las coberturas de bosques nativos dentro de APs y en el paisaje circundante.

## 3. Resultados

### 3.1 Cambio de cobertura forestal

En la RMC y RMCM se observó una fuerte pérdida de los bosques nativos para los intervalos 1990 - 2000 y 2000 - 2008 de 8.8% a 13.1% y del 3.4% a 4.6% respectivamente. En la RMC la deforestación tiende a disminuir levemente para el periodo 2008 - 2014 a 6.7%, en cambio en la RMCM aumentó a 5.8%. En estas dos reservas el bosque persistente presentó en los dos primeros periodos un estancamiento en la recuperación del bosque persistente con una ligera recuperación

para el tercer periodo del bosque persistente. En la RCC la deforestación fue baja para los tres periodos de análisis (menos del 1%) a excepción en el último intervalo donde la deforestación aumentó levemente. En esta misma área protegida el bosque persistente y la regeneración se mantuvieron constantes en el tiempo (Figura 2). Una tendencia contraria se observó en el paisaje circundante para el periodo 1990 – cuando se observó un 17.8% de deforestación y está tendencia se mantuvo casi igual para el siguiente periodo a diferencia del intervalo 2008 - 2014 donde la deforestación disminuyó a 10.3%. El bosque persistente y la regeneración aumentaron solo en el último periodo de análisis.

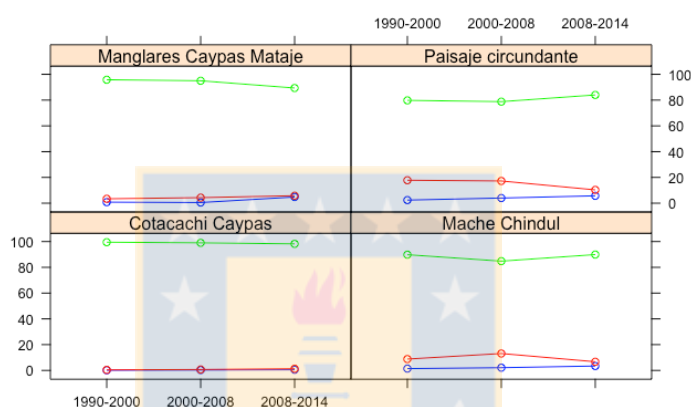


Figura 2. Porcentaje de las trayectorias de cambio de cobertura forestal entre 1990 - 2000, 2000 - 2008 y 2008 - 2014 para diferentes zonas de protección dentro del paisaje. Bosque persistente en verde, regeneración en azul y deforestación en rojo

De 1990 al 2000, en las tres reservas y el paisaje circundante dominó el bosque cerrado seguido del bosque abierto (Figura 3). Específicamente, en la RMC la cobertura forestal fue de 90.4% del total del área protegida en 1990, disminuyendo substancialmente a 76%, 67% y 65% en el 2000, 2008 y 2014 respectivamente. Una tendencia similar se observó en la RMCM donde el bosque cerrado representó el 85% del total del área protegida en 1990, con una ligera disminución para los siguientes años, del 82% disminuyó al 79% desde el 2000 al 2008 y en el 2014 pasó a 78%. Una tendencia contraria se reportó en la RCC donde el bosque cerrado representó el 98% del área protegida en 1990, con una ligera reducción a 97% en el 2000 seguido de una baja a 96% en el 2008 y una recuperación para el 2014 al 99%. El paisaje circundante mostró una tendencia esperada, es así que el bosque cerrado ocupó aproximadamente las tres cuartas partes en 1990, con una importante disminución del 51% en el 2000 a 42% en el 2008. En el último año de análisis el bosque cerrado reportó una leve reducción a 41% del total del área de estudio.

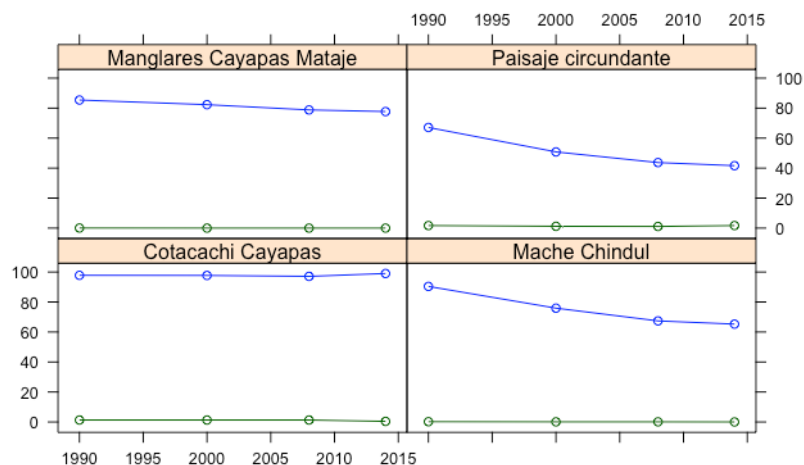


Figura 3. Porcentaje de área ocupada por clase de cobertura del forestal en 1990, 2000, 2008 and 2014. Bosque cerrado azul, bosque abierto verde.

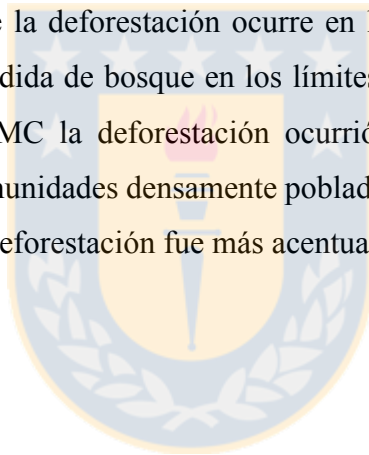
La tasa de deforestación en la RMC y RMCM en los tres períodos de análisis se incrementó, a excepción del periodo 2008 - 2014 donde disminuyó solamente en RMC (Tabla 1). La tasa de deforestación para la RCC es muy baja entre 1990 al 2008, sin embargo en el periodo 2008 - 2014 se presentó una ligera disminución en el patrón, ocasionando una pérdida de bosque nativo en 2,539 ha. Por otro lado, la tasa de deforestación en el paisaje circundante es alta y muestra una tendencia incrementar en los tres intervalos de tiempo (Tabla 1).

Tabla 1. Cambio de la superficie de bosque nativo en 1990, 2000, 2008 y 2014.

Categorías	Reserva Mache Chindul	Reserva Manglares Cayapas Mataje	Reserva Cotacachi Cayapas	Paisaje circundante
Cobertura de bosque nativo en 1990 (ha)	98,384	28,957.41	202694	1,039,705
Cobertura de bosque nativo en 2000 (ha)	90,980	28,001.88	202821	871,624
Cobertura de bosque nativo en 2008 (ha)	80,831	27,017	202501	752,515
Cobertura de bosque nativo en 2014 (ha)	78,167	26,074	202618	654,118
Tasa de cambio de la cobertura forestal 1990-2000 (%por año))	0.78	0.33	-0.006	1.75
Tasa de cambio de la cobertura forestal 2000-2008 (%por año))	1.47	0.45	0.02	1.82
Tasa de cambio de la cobertura forestal 2008-2014 (% por año)	0.56	0.59	-0.1	2.3

### 3.2 Cambio en los patrones espaciales

Si bien hay regeneración en el paisaje, gran parte de ella parece haber tenido lugar en las áreas hacia el centro del paisaje circundante donde hay menos asentamientos de poblados (Figura 4). Una menor regeneración se observó al Sureste de RCC por la topografía abrupta lo cual dificulta la tala de los árboles. También se observó regeneración de bosques en los límites de la RMC, particularmente en el Norte entre el periodo 2008 - 2014, indicando en gran medida las antiguas zonas de explotación forestal que ahora han sido descontinuadas y están bajo mayores regulaciones. Los largos parches de bosque persistente que aún quedan al norte de la RCC, indican en cierta manera el impacto de la protección del bosque, sumado a esto la escarpada topografía especialmente al Noreste de esta AP disminuye la extracción a gran escala de madera. Aunque se observa que la mayor parte de la deforestación ocurre en las áreas no protegidas en el paisaje circundante también existe pérdida de bosque en los límites de las APs donde el acceso es más fácil. Principalmente en la RMC la deforestación ocurrió al este y centro donde el bosque protegido está rodeado por comunidades densamente pobladas y pueblos bien conectados a la red de carreteras, mientras que la deforestación fue más acentuada al Sur y Este en la RCC y RMCM respectivamente.





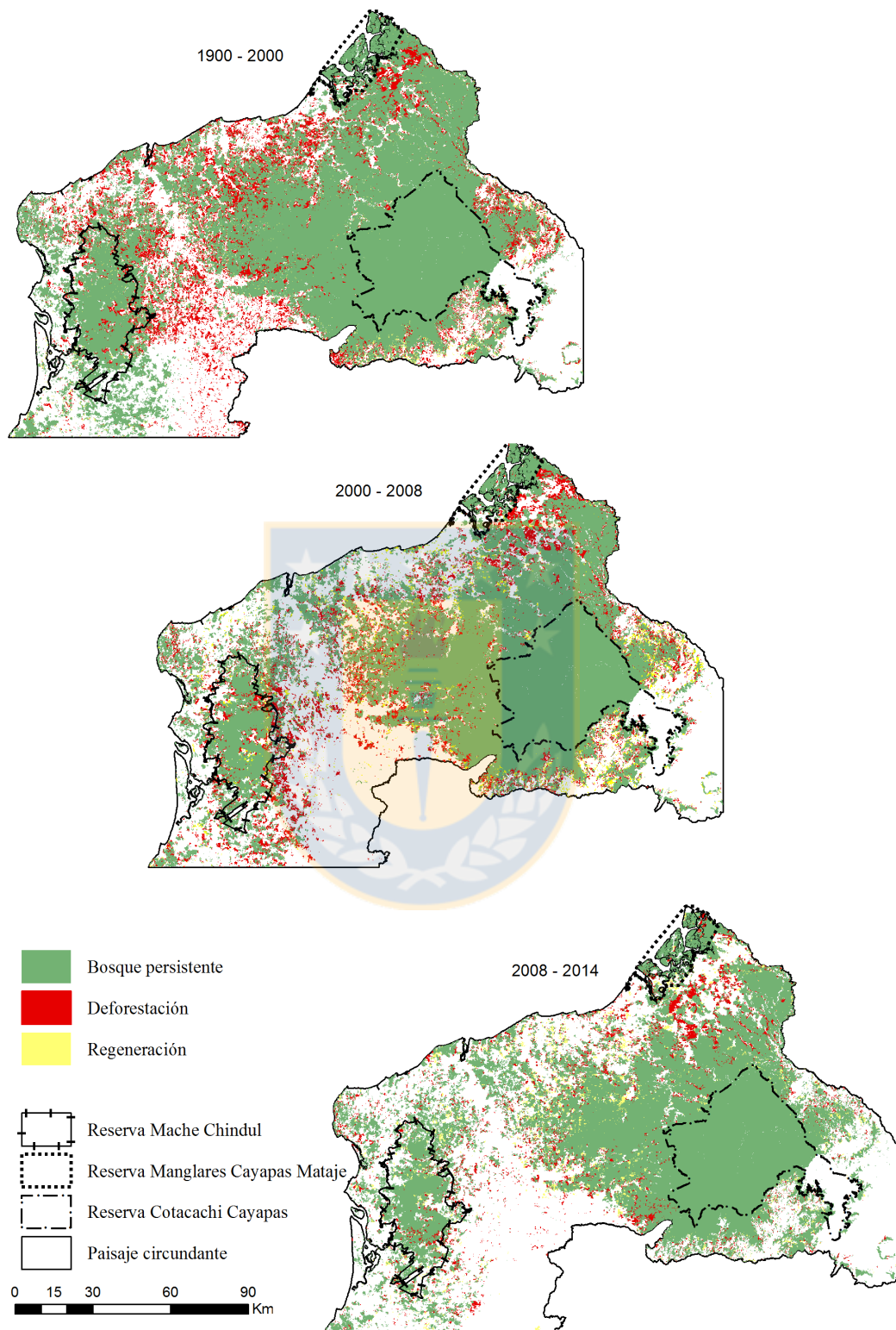


Figura 4. Cambios espacio-temporal de la cobertura forestal en el paisaje protegido

La fragmentación del bosque fueron observadas entre el cambio de cobertura forestal (Tabla 2). El bosque persistente aparentemente fue más fragmentado en el paisaje circundante, con una pequeña área medio de parche, valores más bajos de índice de forma medio, alta densidad de parches y ubicación más alejadas (distancia media al vecino más cercano). En cambio, entre las APs la cobertura de bosque persistente menos fragmentada a más fragmentada estuvo en la RCC, seguida de la RMCM y en la RMC respectivamente. Una vez más, la regeneración siguió una tendencia contraria, con parche más grandes en las APs y más pequeños en el paisaje circundante.

Tabla 2. Resumen de las métricas por clase para el bosque persistente.

Periodos	Categorías	Densidad de parche (por ha)	Tamaño de parche medio (ha)	Índice medio de forma	Distancia media al vecino más cercano
1990 - 2000	Mache Chindul	0.22	341	1.35	141
	Manglares Cyapas Mataje	0.29	195	1.66	131
	Cotacahi Caypaas	0.05	1792	1.50	286
	Paisaje circundante	0.23	204	1.60	210
2000 - 2008	Mache Chindul	0.21	316	1.48	157
	Manglares Cyapas Mataje	0.28	193	1.74	139
	Cotacahi Caypaas	0.05	1778	1.48	277
	Paisaje circundante	0.23	171	1.67	222
2008 - 2014	Mache Chindul	0.24	260	1.46	156
	Manglares Cyapas Mataje	0.49	104	1.52	132
	Cotacahi Caypaas	0.08	1138	1.31	170
	Paisaje circundante	0.35	111	1.56	187

### 3.4 Motores de la deforestación

Para el intervalo 1990 - 2000 se relacionaron significativa y negativamente la pendiente, distancia a carreteras secundarias, distancia ríos secundarios y distancia a poblados (Tabla 3). Para el mismo periodo de estudio, la distancia a áreas protegidas se relacionó positivamente a las áreas deforestadas. Para el siguiente periodo 2000 - 2008 el modelo de regresión logística mostró que la pendiente, distancia a carreteras secundarias, distancia a ríos secundarios y distancia a poblados, fueron significativamente asociados con áreas deforestación. En cambio la temperatura se relacionó positivamente a la probabilidad de deforestación. Para el intervalo 2008 - 2014, la pendiente, distancia a carreteras secundarias, distancia a carreteras principales, distancia a ríos secundarios y distancia a poblados fueron significativas y se relacionaron negativamente a las áreas deforestadas (Tabla 3).

Tabla 3. Variables exploratorias usadas para estimar la probabilidad de deforestación en el paisaje de estudio.

Variabes	Coefficients	Std Error	z value	P-value
<i>Periodo 1: 1990-2000</i>				
Intercepto	1.720e+00	1.570e-01	8.298	**
Distancia a ríos secundarios	-2.586e-04	3.147e-05	-8.217	**
Pendiente	-2.271e-02	3.998e-03	-5.680	***
Distancia a poblados	-1.293e-04	1.639e-05	-7.892	***
Temperatura	3.017e-02	2.137e-02	1.412	n.s.
Distancia a carreteras principales	-2.445e-05	4.105e-06	0.956	n.s.
Distancia a ríos permanentes	7.492e-06	4.751e-06	1.577	n.s.
Precipitación	-1.373e-04	4.591e-05	-2.991	n.s.
Altitud	-2.352e-04	1.694e-04	-1.388	n.s.
Distancia a áreas protegidas	1.576e-05	3.290e-06	4.789	**
Distancia a carreteras secundarias	-4.384e-05	5.389e-06	-8.136	***
<i>Periodo 2: 2000-2008</i>				
Intercepto	-1.510e+00	8.235e-01	-1.833	n.s.
Distancia a carreteras secundarias	-6.458e-05	4.699e-06	-13.744	***
Pendiente	-1.180e-02	3.660e-03	-3.225	**
Distancia a poblados	-9.331e-05	1.389e-05	-6.718	***
Temperatura	5.549e-02	1.130e-02	2.911	n.s.
Distancia a caminos principales	1.385e-06	3.888e-06	0.356	n.s.
Distancia a ríos permanentes	8.900e-06	8.199e-06	1.085	n.s.
Precipitación	1.109e-04	4.364e-05	-2.542	n.s.
Altitud	5.808e-05	1.956e-04	0.297	n.s.
Distancia a áreas protegidas	1.061e-05	3.473e-06	-3.055	n.s.
Distancia a ríos secundarias	-1.679e-04	1.996e-05	-8.413	***
<i>Periodo 3: 2008-2014</i>				
Intercepto	1.933e-01	1.082e-01	1.788	n.s.
Distancia a carreteras secundarias	-4.660e-05	5.465e-06	-8.527	***
Pendiente	-2.854e-02	4.355e-03	-6.555	**
Distancia a poblados	-8.150e-05	1.633e-05	-4.990	***
Temperatura	2.007e-02	2.309e-02	0.870	n.s.
Distancia a carreteras principales	-2.154e-05	4.463e-06	-4.827	**
Distancia a ríos permanentes	5.003e-06	9.933e-06	0.504	n.s.
Precipitación	7.186e-05	4.641e-05	1.549	n.s.
Altitud	-3.532e-04	1.831e-04	-1.930	n.s.
Distancia a áreas protegidas	-6.044e-06	4.079e-06	-1.482	n.s.
Distancia a ríos secundarios	-1.472e-04	2.234e-05	-6.588	***

N= 4921 puntos; n= 1065 puntos deforestados; n= 3856 puntos bosques; Df=1

\* $P < 0.05$ ; \*\* $P < 0.01$ ; \*\*\* $P < 0.001$ ; n.s., not significant

En cuanto a las variables que no fueron significativas en el paisaje protegido para el periodo 1990 - 2000 estuvieron la temperatura, precipitación, distancia a carreteras principales, distancia a ríos permanentes y la altitud. Para el siguiente periodo las variables fueron distancia a carreteras principales, distancia a ríos permanentes, altitud, precipitación, distancia a áreas protegidas. Mientras que para el periodo 2008 - 2014 las variables no significativas fueron distancia ríos permanentes altitud, distancia a áreas protegidas y temperatura.

#### 4. Discusión

El presente estudio responde a si las APs, han experimentado diferentes patrones de cambio de cobertura forestal y fragmentación del bosque en comparación con un paisaje circundante sin

protección que rodea a las APs. Estos tipos de estudios complementarios para determinar el efecto de las APs sobre la deforestación, debido a que se analizan en un contexto de grandes cambios y a una escala de paisaje dentro de las cuales las APs están incrustadas (DeFries et al. 2007; Nagendra et al. 2006; Nagendra et al. 2009).

#### **4.1 Pérdida de bosque nativo**

El presente estudio reveló la acelerada pérdida de bosque en las APs y en su paisaje circundante en los últimos 24 años comparada con otros estudios en los trópicos (Gaveau et al. 2009; Laurance et al. 2002; Nagendra et al. 2009; Vina et al. 2004). En el paisaje circundante de 1990 al 2000 la tasa anual de deforestación fue casi dos veces más de lo reportado por Wunder (2000) y Tapia-Armijos et al. (2015). En el segundo periodo (2000 - 2008) la tasa de deforestación se incrementó aún más, superando incluso lo reportado en el norte de la amazonia del Ecuador por Vina et al. (2004). En el tercer periodo (2000-2014) la tasa de deforestación sigue su tendencia y se incrementa en casi cinco puntos porcentuales, siendo la tasa más alta de deforestación hasta el momento reportada en el Ecuador si la comparamos con otros estudios (Jokisch & Lair 2002; López et al. 2010; Mena 2008; Sierra 2013).

En la zona circundante existen reservas de petróleo lo cual ha permitido la construcción de nuevas carreteras acelerando el proceso de colonización de nuevas áreas de tierras bajas, sumado a esto, la actividad agrícola especialmente por el cultivo de la palma aceitera en terrenos de suave pendiente (MAE 2005). Esto probablemente ha sido las primeras causas de la pérdida de bosque en el paisaje protegido. Procesos similares se dieron en el norte oriente del Ecuador (Mena 2008). La reforma agraria del Ecuador en 1964 promovió la colonización y tala de las áreas boscosas especialmente para demostrar posesión de la tierra por parte de los colonos (Sierra 2013; Southgate et al. 1991; Southgate & Runge 1990), esto ha contribuido al aumento en la población en el paisaje circundante y por consiguiente una mayor presión al bosque debido a que muchos asentamientos dependen del bosque para su subsistencia (Schwartzman et al. 2000; Terborgh et al. 2001).

En la RMC la tasa de pérdida de bosque fue alta, llegando incluso a igualar a la tasa de deforestación en el PC para el periodo 1990 - 2000. En la RMC y RMCM, la tasa de deforestación sigue la misma tendencia en el segundo periodo (2000 - 2008) y se incrementa en casi el doble solamente en el último periodo (2008 - 2014). La RCC presentó una tendencia

contraria, es decir una disminución de la tasa de la deforestación. En los dos primeros periodos el aumento de la tasa deforestación estaría dada por una mayor densidad de asentamientos humanos, aumento de la accesibilidad y conectividad de caminos y ríos secundarios alrededor y en RMC. Por el contrario, en el último periodo y en esta misma área protegida la disminución de la tasa de deforestación podría estar relacionada a una bonanza económica proveniente del petróleo lo cual permitió incrementar el presupuesto en todo el SNAP (sistema nacional de áreas protegidas del Ecuador) en los años 2008 y 2014 (Loaiza et al. 2015).

En la RCMCM la tendencia a incrementar la tasa deforestación es probable a que se deba a las fuertes presiones que ejercen los asentamiento humanos en la zona circundante (DeFries et al. 2005; Nagendra et al. 2009). En la RCC la baja deforestación presuntamente es debido a que las actividades agrícolas y ganaderas prefieren suelos de pendiente suave (Geldmann et al. 2013b) condiciones que poco cumple la RCC. Además, alrededor de esta área protegida las bajas presiones que ejercen los pocos asentamientos humanos y las alta elevaciones favorecen la persistencia del bosque.

A pesar que en el Ecuador la reducción de la pérdida de bosque está amparada en su nueva Constitución de la República, el presente estudio reveló que la tasa deforestación en el paisaje circundante presentó una tendencia que va en aumento explicada por una extracción y comercialización de madera en mercados ilegales fortuitos, especialmente en poblaciones asentadas en la provincia de Esmeraldas (Sierra 2013). Sin embargo, también se observó que existe una tendencia a disminuir la tasa de deforestación en las APs debido en parte al esfuerzo que realiza el Departamento de Control Forestal del Ministerio de Ambiente del Ecuador. A pesar de este esfuerzo, aún se decomisan importantes volúmenes de madera ilegal proveniente de cazadores furtivos individuales, así como de colonos (Ecuador 2006). Es claro que la presión en las APs por parte de las comunidades todavía es significativa y hace que sea difícil para los encargados proteger completamente el bosques.

#### **4.2 Patrones de fragmentación**

El presente estudio entrega evidencia que la fragmentación continua en los hábitats forestales por el incremento de la densidad de parche y el aislamiento del bosque Andino Tropical. La constante dependencia de los pobladores al bosque, especialmente en los asentamientos juntos a ríos y caminos secundarios está ocasionando pequeños e irregulares fragmentos. Sumado a esto la

apertura de la carretera pavimentada entre Pedernales y Muisne, localidades dentro del paisaje en estudio es probable que aumente significativamente la fragmentación del bosque protegido y sin protección, debido a que se ha reportado que la destrucción y fragmentación de los bosque nativo remanentes se ha acelerado en los últimos años por la apertura de las carreteras, patrones similares han sido reportados en los trópicos (Laurance et al. 2002; Laurance et al. 2012; Sloep Peter 2005). Marquette (1998) reporta que en el Nororiente del Ecuador, existe una combinación de actividades de agricultura a pequeña escala y ganadería. En este ecosistema tropical aproximadamente el 80% de los pequeños finqueros talan pequeñas áreas de bosque (Marquette 1998; Vina et al. 2004). El bosque Noroccidental del Ecuador en estudio es uno de los últimos remanentes de ecosistemas Andino tropical distribuidos en parche de 1.39 km<sup>2</sup> en promedio para los tres periodos en el paisaje circundante, esto significa que la fragmentación es alta y es un proceso dominante alrededor de las APs.

A pesar que la deforestación en las APs presentó una tendencia a disminuir en el tiempo, no así los patrones de fragmentación los cuales se acentúan cada vez más con los años. La designación de las APs en este paisaje ha sido clave para frenar la pérdida de bosque (Cuenca et al. 2016) Sin embargo, las altas tasas de deforestación que mantienen y la fragmentación que continúan en el paisaje circundante, pone en riesgo el mantenimiento del bosque persistente y conduce a un aislamiento de los parches de bosque. En tales contexto lograr una protección completa o efectiva del bosque es cada vez más difícil (Cernea & Schmidt-Soltau 2006; Chapin 2004; Schwartzman et al. 2000), y por ende, se espera una reducción de la integridad ecológica y la de la capacidad de conservar este hotspot de diversidad biológica (Hansen & DeFries 2007; Mateo et al. 2013).

#### **4.3 Motores de la deforestación**

Las áreas con pendientes suaves fueron tienen una mayor probabilidad a la deforestación debido a una expansión de los suelos cultivables para palma aceitera y ganadería (Casto et al. 2013). Estos resultados coinciden con lo reportando por Laurance et al. (2002); Wilson et al. (2005) reportan que la pendiente es una variable altamente significativa para explicar la probabilidad de deforestación tanto en ecosistemas templados como tropicales. La distancia a caminos secundarios y ríos fueron altamente significativos en explicar la pérdida de bosque, debido a que se asume que las áreas más cerca de caminos son más accesibles a ser deforestadas y, en



esta zona, los ríos son una fuente muy importante de comunicación y transporte de madera legal o ilegal cita. En los tres periodos de análisis la distancia a centros poblados fueron altamente significativos esto corrobora el fuerte impacto antrópico que se da en este paisaje. En todos los periodos las variables temperatura y precipitación no fueron significativas, lo cual es consistente con lo reportando por Geldmann et al. (2013a); Green et al. (2013).

#### **4.4 Implicaciones para la conservación**

Con el fin de garantizar la persistencia de los bosques Andino tropical en esta región, existe una clara necesidad de involucrar a los habitantes locales con los esfuerzos de conservación. Como se mostró existe una disminución de la pérdida del bosque en las RCC y RMCM presuntamente atribuible a factores como la alta densidad poblacional en este paisaje protegido, el alto nivel de heterogeneidad social y étnica que ha gatillado el incremento de la migración en recientes años y un vacío de nuevos beneficios provenientes de asociaciones de desarrollo de la zona (Sierra 2001, 2013). En este contexto, las iniciativas de desarrollo en la región proporcionan un impulso para la economía local, y además plantean una amenaza significativa en la extensión y conectividad de la cobertura de los bosques en este paisaje protegido (Vina et al. 2004).

Ha habido un considerable interés en comprender el impacto de las APs sobre el cambio de cobertura forestal especialmente en los trópicos por la implicancias de estos ecosistemas para la mitigación del cambio climático (Hannah 2008; Soares-Filho et al. 2010). Estudios recientes indican que mientras las APs pueden ser eficaz en gran parte para evitar la pérdida de bosque dentro de sus límites (Andam et al. 2008; Cuenca et al. 2016; Joppa & Pfaff 2011) la presión humana en el resto del paisaje sigue aumentando con el consiguiente incremento en el aislamiento y disminución de hábitat boscosos de las APs, y una disminución de la capacidad de las APs para proveer una adecuada protección para la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos (DeFries et al. 2005; DeFries et al. 2007; Jones et al. 2009).

El presente estudio reveló cambios fuertes en la cobertura del bosque y en los patrones espaciales de los bosques en el paisaje circundante y en menor grado en las APs. Con base a esta tendencia y si los motores de la deforestación siguen operando, se espera que continúe la pérdida y fragmentación del bosque Andino Tropical durante las próximas décadas en el Ecuador y es indudable que afecte a la diversidad biológica del hotspot Chocó Darién, el cual



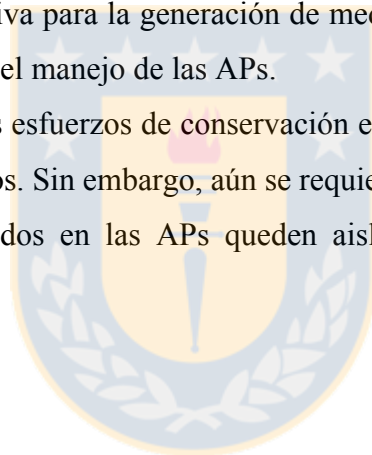
alberga una de la mayor diversidad florística de la región del neotrópico y del mundo (Brooks et al. 2002).

## **5. Conclusión**

La presente investigación corrobora que las APs son un escudo contra la deforestación especialmente en paisajes con alta densidad poblacional. Sin embargo, estas áreas no pueden evitar la fragmentación del bosque alrededor de sus límites. Si esta tendencia continúa a futuro, se prevé que la biodiversidad en el hotspot Chocó Darién se vea gravemente afectada.

Esta investigación resalta la capacidad de los sensores remotos para proveer información cuantitativa sobre la tasa de deforestación y cambios de los patrones espaciales. Además, este estudio hace énfasis en la necesidad de interactuar entre los administradores de las APs y comunidades locales, con la finalidad de disminuir la dependencia económica sobre las APs y proveer una estrategia alternativa para la generación de medios de vida, y a su vez, involucrar a los asentamientos humanos en el manejo de las APs.

Por último, es evidente que los esfuerzos de conservación en las APs y en el paisaje circundante están dando resultados positivos. Sin embargo, aún se requiere mayores esfuerzos para evitar que los bosques naturales contenidos en las APs queden aislados y con pocas posibilidades de conectividad.



## 6. References

- Andam, K. S., P. J. Ferraro, A. Pfaff, G. A. Sanchez-Azofeifa, and J. A. Robalino. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **105**:16089-16094.
- Angelsen, A., and D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *World Bank Research Observer* **14**:73-98.
- Armenteras, D., F. Gast, and H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* **113**:245-256.
- Armsworth, P. R., G. C. Daily, P. Kareiva, and J. N. Sanchirico. 2006. Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:5403-5408.
- Bass, M. S., M. Finer, C. N. Jenkins, H. Kreft, D. F. Cisneros-Heredia, S. F. McCracken, N. C. A. Pitman, P. H. English, K. Swing, G. Villa, A. Di Fiore, C. C. Voigt, and T. H. Kunz. 2010. Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuni National Park. *PLoS ONE* **5**:e8767.
- Bennett, D. L. 2006. Enlazando Paisaje.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Magin, and C. Hilton-Taylor. 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity
- Pérdida de Hábitat y Extinciones en Áreas Críticas para la Biodiversidad. *Conservation Biology* **16**:909-923.
- Brun, C., A. R. Cook, J. S. H. Lee, S. A. Wich, L. P. Koh, and L. R. Carrasco. 2015. Analysis of deforestation and protected area effectiveness in Indonesia: A comparison of Bayesian spatial models. *Global Environmental Change* **31**:285-295.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, and G. A. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**:125-128.
- Bürgi, M., A. Hersperger, and N. Schneeberger. 2004. Driving forces of landscape change — current and new directions. *Landscape Ecology* **19**:857-868.
- Cernea, M. M., and K. Schmidt-Soltau. 2006. Poverty Risks and National Parks: Policy Issues in Conservation and Resettlement. *World Development* **34**:1808-1830.
- Chapin, M. 2004. A challenge to conservationists. *World Watch* **Nov/Dec**: 17-31.
- Crawley, M. J. 2012. *The R Book*. Wiley.
- Cuenca, P., R. Arriagada, and C. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy* **56**:56-66.
- DeFries, R., A. Hansen, A. C. Newton, and M. C. Hansen. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* **15**:19-26.
- DeFries, R., A. Hansen, B. L. Turner, R. Reid, and J. Liu. 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecol Appl* **17**:1031-1038.
- Dodson, C. H., and A. H. Gentry. 1991. Biological Extinction in Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **78**:273-295.
- Echeverria, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara, and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* **130**:481-494.

- Echeverría, C., D. A. Coomes, M. Hall, and A. C. Newton. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* **212**:439-449.
- Echeverría, C., A. Newton, L. Nahuelhual, D. Coomes, and J. M. Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography* **32**:822-831.
- Ewers, R. M., and A. S. L. Rodrigues. 2008. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* **23**:113-116.
- Fox, J., and S. Weisberg. 2011. *An R Companion to Applied Regression*. SAGE Publications.
- Gaveau, D. L. A., J. Epting, O. Lyne, M. Linkie, I. Kumara, M. Kanninen, and N. Leader-Williams. 2009. Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography* **36**:2165-2175.
- Gaveau, D. L. A., H. Wandono, and F. Setiabudi. 2007. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth? *Biological Conservation* **134**:495-504.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I. D. Craigie, M. Hockings, and N. D. Burgess. 2013a. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**:230-238.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I. D. Craigie, M. Hockings, and N. D. Burgess. 2013b. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**:230-238.
- Gentry, A. H. 1986. Northwest South America (Colombia, Ecuador and Perú) in D. G. Campbell, and H. D. Hammond, editors. *Floristic inventory of tropical countries: The status of plant systematics, collections, and vegetation, plus recommendations for the future*. New York Botanical Gardens, New York.
- Green, J. M. H., C. Larrosa, N. D. Burgess, A. Balmford, A. Johnston, B. P. Mbilinyi, P. J. Platts, and L. Coad. 2013. Deforestation in an African biodiversity hotspot: Extent, variation and the effectiveness of protected areas. *Biological Conservation* **164**:62-72.
- Hannah, L. 2008. Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1134**:201-212.
- Hansen, A. J., and R. DeFries. 2007. ECOLOGICAL MECHANISMS LINKING PROTECTED AREAS TO SURROUNDING LANDS. *Ecological Applications* **17**:974-988.
- Heino, M., M. Kumm, M. Makkonen, M. Mulligan, P. H. Verburg, M. Jalava, and T. A. Rasanen. 2015. Forest Loss in Protected Areas and Intact Forest Landscapes: A Global Analysis. *PLoS One* **10**:e0138918.
- Holland, M. B., F. de Koning, M. Morales, L. Naughton-Treves, B. E. Robinson, and L. Suárez. 2013. Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development*.
- Jones, D. A., A. J. Hansen, K. Bly, K. Doherty, J. P. Verschuy, J. I. Paugh, R. Carle, and S. J. Story. 2009. Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. *Remote Sensing of Environment* **113**:1346-1356.
- Joppa, L. N., and A. Pfaff. 2011. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**:1633-1638.
- Jørgensen, P. M., S. León-Yáñez, and M. B. Garden. 1999. *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press.

- Juffe-Bignoli, D., N. D. Burgess, H. Bingham, E. M. S. Belle, M. G. de Lima, M. Deguignet, B. Bertzky, A. N. Milam, J. Martinez-Lopez, E. Lewis, A. Eassom, S. Wicander, J. Geldmann, A. van Soesbergen, A. P. Arnell, B. O'Connor, S. Park, Y. N. Shi, F. S. Danks, B. MacSharry, and N. Kingston. 2014. Protected Planet Report 2014. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), Cambridge, UK.
- Larrea, C., and L. Warnars. 2009. Ecuador's Yasuni-ITT Initiative: Avoiding emissions by keeping petroleum underground. *Energy for Sustainable Development* **13**:219-223.
- Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, G. Schroth, P. M. Fearnside, S. Bergen, E. M. Venticinque, and C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* **29**:737-748.
- Laurance, W. F., D. C. Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, V. Arroyo-Rodriguez, P. Ashton, J. Benitez-Malvido, A. Blom, K. S. Bobo, C. H. Cannon, M. Cao, R. Carroll, C. Chapman, R. Coates, M. Cords, F. Danielsen, B. De Dijn, E. Dinerstein, M. A. Donnelly, D. Edwards, F. Edwards, N. Farwig, P. Fashing, P. M. Forget, M. Foster, G. Gale, D. Harris, R. Harrison, J. Hart, S. Karpanty, W. J. Kress, J. Krishnaswamy, W. Logsdon, J. Lovett, W. Magnusson, F. Maisels, A. R. Marshall, D. McClearn, D. Mudappa, M. R. Nielsen, R. Pearson, N. Pitman, J. van der Ploeg, A. Plumptre, J. Poulsen, M. Quesada, H. Rainey, D. Robinson, C. Roetgers, F. Rovero, F. Scatena, C. Schulze, D. Sheil, T. Struhsaker, J. Terborgh, D. Thomas, R. Timm, J. N. Urbina-Cardona, K. Vasudevan, S. J. Wright, G. J. Arias, L. Arroyo, M. Ashton, P. Auzel, D. Babaasa, F. Babweteera, P. Baker, O. Banki, M. Bass, I. Bila-Isia, S. Blake, W. Brockelman, N. Brokaw, C. A. Bruhl, S. Bunyavejchewin, J. T. Chao, J. Chave, R. Chellam, C. J. Clark, J. Clavijo, R. Congdon, R. Corlett, H. S. Dattaraja, C. Dave, G. Davies, M. Beisiegel Bde, N. da Silva Rde, A. Di Fiore, A. Diesmos, R. Dirzo, D. Doran-Sheehy, M. Eaton, L. Emmons, A. Estrada, C. Ewango, L. Fedigan, F. Feer, B. Fruth, J. G. Willis, U. Goodale, S. Goodman, J. C. Guix, P. Guthiga, W. Haber, K. Hamer, I. Herbinge, J. Hill, Z. Huang, I. F. Sun, K. Ickes, A. Itoh, N. Ivanauskas, B. Jackes, J. Janovec, D. Janzen, M. Jiangming, C. Jin, T. Jones, H. Justiniano, E. Kalko, A. Kasangaki, T. Killeen, H. B. King, E. Klop, C. Knott, I. Kone, E. Kudavidanage, J. L. Ribeiro, J. Lattke, R. Laval, R. Lawton, M. Leal, M. Leighton, M. Lentino, C. Leonel, J. Lindsell, L. Ling-Ling, K. E. Linsenmair, E. Losos, A. Lugo, J. Lwanga, A. L. Mack, M. Martins, W. S. McGraw, R. McNab, L. Montag, J. M. Thompson, J. Nabe-Nielsen, M. Nakagawa, S. Nepal, M. Norconk, V. Novotny, S. O'Donnell, M. Opiang, P. Ouboter, K. Parker, N. Parthasarathy, K. Pisciotta, D. Prawiradilaga, C. Pringle, S. Rajathurai, U. Reichard, G. Reinartz, K. Renton, G. Reynolds, V. Reynolds, E. Riley, M. O. Rodel, J. Rothman, P. Round, S. Sakai, T. Sanaiotti, T. Savini, G. Schaab, J. Seidensticker, A. Siaka, M. R. Silman, T. B. Smith, S. S. de Almeida, N. Sodhi, C. Stanford, K. Stewart, E. Stokes, K. E. Stoner, R. Sukumar, M. Surbeck, M. Tobler, T. Tschardtke, A. Turkalo, G. Umaphathy, M. van Weerd, J. V. Rivera, M. Venkataraman, L. Venn, C. Vereza, C. V. de Castilho, M. Waltert, B. Wang, D. Watts, W. Weber, P. West, D. Whitacre, K. Whitney, D. Wilkie, S. Williams, D. D. Wright, P. Wright, L. Xiankai, P. Yonzon, and F. Zamzani. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**:290-294.
- Léon-Yáñez, S. 2011. Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.

- Loaiza, T., U. Nehren, and G. Gerold. 2015. REDD+ and incentives: An analysis of income generation in forest-dependent communities of the Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *Applied Geography* **62**:225-236.
- MAE. 1999. Estudio complementario de tenencia de tierra, sector Y de La Laguna en la Reserva Ecológica Mache Chindul, REMACH,. Ministerio de Ambiente del Ecuador: Proyecto INEFAN-GEF, Quito, Ecuador.
- MAE. 2005. Plan de manejo y gestión participativa de la Reserva Ecológica Mache Chindul 2005 - 2010. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2006. Políticas y Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador 2007 - 2016. Proyecto GEF: Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2007. Plan de Manejo de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas. Proyecto GEF Ecuador: Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP-GEF). Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2012. Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental. Page 32. Ministerio del Ambiente del Ecuador: Programa Socio Bosque, Quito, Ecuador.
- Mateo, R. G., M. de la Estrella, Á. M. Felicísimo, J. Muñoz, and A. Guisan. 2013. A new spin on a compositionalist predictive modelling framework for conservation planning: A tropical case study in Ecuador. *Biological Conservation* **160**:150-161.
- McGarigal, K., SA Cushman. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps, University of Massachusetts, Amherst.
- Myers, N., Mittermeier, Russell A., Mittermeier, Cristina G., da Fonseca, Gustavo A. B., Kent, Jennifer. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**.
- Myers, N., B. D. o. F. University of California, and R. Management 1986. Tackling Mass Extinction of Species: A Great Creative Challenge. University of California, College of Natural Resources, Department of Forestry and Resource Management.
- Nagendra, H., D. K. Munroe, and J. Southworth. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **101**:111-115.
- Nagendra, H., S. Pareeth, and R. Ghate. 2006. People within parks—forest villages, land-cover change and landscape fragmentation in the Tadoba Andhari Tiger Reserve, India. *Applied Geography* **26**:96-112.
- Nagendra, H., S. Paul, S. Pareeth, and S. Dutt. 2009. Landscapes of Protection: Forest Change and Fragmentation in Northern West Bengal, India. *Environmental Management* **44**:853-864.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, A. Lara, C. Echeverría, and M. E. González. 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* **107**:12-20.
- Newton, A. C. 2007. Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. CABI.
- Nolte, C. 2015. Identifying challenges to enforcement in protected areas: empirical insights from 15 Colombian parks. *Oryx FirstView*:1-6.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* **344**.
- Plant, R. E. 2012. *Spatial Data Analysis in Ecology and Agriculture Using R*. CRC Press.



- Reddy, C. S., S. Sreelekshmi, C. S. Jha, and V. K. Dadhwal. 2013. National assessment of forest fragmentation in India: Landscape indices as measures of the effects of fragmentation and forest cover change. *Ecological Engineering* **60**:453-464.
- Robbins, A. S. T., and J. M. Daniels. 2012. Restoration and Economics: A Union Waiting to Happen? *Restoration Ecology* **20**:10-17.
- Schwartzman, S., A. Moreira, and D. Nepstad. 2000. Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks  
Reconsideración de la Conservación de los Bosques Tropicales: Peligros en Parques. *Conservation Biology* **14**:1351-1357.
- Scriven, S. A., J. A. Hodgson, C. J. McClean, and J. K. Hill. 2015. Protected areas in Borneo may fail to conserve tropical forest biodiversity under climate change. *Biological Conservation* **184**:414-423.
- Sierra, R. 2001. The role of domestic timber markets in tropical deforestation and forest degradation in Ecuador: Implications for conservation planning and policy. *Ecological Economics* **36**:327-340.
- Sierra, R. 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. Page 57. *Forest Trends and Internacional Conservation, Ecuador*.
- Sierra, R., F. Campos, and J. Chamberlin. 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* **59**:95-110.
- Soares-Filho, B., P. Moutinho, D. Nepstad, A. Anderson, H. Rodrigues, R. Garcia, L. Dietzsch, F. Merry, M. Bowman, L. Hissa, R. Silvestrini, and C. Maretti. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:10821-10826.
- Tapia-Armijos, M. F., J. Homeier, C. I. Espinosa, C. Leuschner, and M. de la Cruz. 2015. Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLoS ONE* **10**:e0133701.
- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nunez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert, and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* **294**:1923-1926.
- Townsend, P. A., T. R. Lookingbill, C. C. Kingdon, and R. H. Gardner. 2009. Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Remote Sensing of Environment* **113**:1410-1420.
- UNEP-WCMC. 2008. State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress. Cambridge, UK. State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress.
- Valencia, R. 2000. Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Valencia, R., H. Balslev, and G. Paz Y Miño C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation* **3**:21-28.
- Vina, A., F. R. Echavarría, and D. C. Rundquist. 2004. Satellite change detection analysis of deforestation rates and patterns along the Colombia-Ecuador border. *Ambio* **33**:118-125.
- Wilson, K., A. Newton, C. Echeverría, C. Weston, and M. Burgman. 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation* **122**:9-21.

- Wittemyer, G., P. Elsen, W. T. Bean, A. C. O. Burton, and J. S. Brashares. 2008. Accelerated Human Population Growth at Protected Area Edges. *Science* **321**:123-126.
- Wyman, M. S., and T. V. Stein. 2010. Modeling social and land-use/land-cover change data to assess drivers of smallholder deforestation in Belize. *Applied Geography* **30**:329-342.





### Capítulo III

#### How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes?<sup>2</sup>

Pablo Cuenca\*, , Rodrigo Arriagada<sup>†</sup>, Cristian Echeverría\*,

\* Universidad of Concepción, Department of Forest Sciences, Landscape Ecology Laboratory, Concepción, Chile.

<sup>†</sup> Pontificia Universidad Católica de Chile, Department of Ecosystems and Environment, Santiago, Chile  
Millennium Nucleus Center for the Socioeconomic Impact of Environmental Policies, Santiago, Chile.

#### Abstract

For many decades, protected areas (PAs) have been considered by decision makers and conservation practitioners as one of the most common policies to promote biodiversity conservation. Diverse studies have assessed the impact of conservation policies at global and regional levels by comparing deforestation rates between PAs and unprotected areas. Most of these studies are based on conventional methods and could overestimate the avoided deforestation of PAs by omitting from their analyses the lack of randomness in the allocation of forest protection.

We demonstrate that estimates of effectiveness can be substantially improved by controlling for biases along dimensions that are observable and testing the sensitivity of estimates of potential hidden biases. We used matching methods to evaluate the impact on deforestation of Ecuador's tropical Andean forest protected-area system between 1990 and 2008. We found that protection reduced deforestation in approximately 6% of the protected forests. These would have been deforested had they not been protected. Conventional approaches to estimate conservation impact, which fail to control for observable covariates correlated with both protection and deforestation, substantially overestimate avoided deforestation. Our conclusions are robust to potential hidden bias, as well as to changes in modelling assumptions. In addition, it is assumed that this research will help decision-making in the framework of international climate change mitigation policies, such as REDD+.

Keywords: Protected areas; avoided deforestation; matching, conservation policy; tropical Andean forest; REDD.

---

<sup>2</sup> Este capítulo ha sido publicado como: Cuenca, P., R. Arriagada, and C. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy* 56:56-66.

## Highlights

- Studies are based on conventional methods and could overestimate the avoided deforestation of PAs by omitting from their analyses the lack of randomness in the allocation of forest protection.
- We found that protection reduced deforestation in approximately 6% of the protected forests.
- Conventional approaches fail to control for observable covariates correlated with both protection and deforestation.
- This research will help decision-making in the framework of international climate change mitigation policies, such as REDD+.

## 1. Introduction

For many decades, protected areas (PAs) have been considered by decision makers and conservation practitioners as one of the most common policies to promote biodiversity conservation (Millennium Ecosystem Assessment 2005; UNEP-WCMC 2008). In recent years, the role of PAs has been extended to maintaining food security and water supply, and improving human health and the population's wellbeing (Dudley et al. 2014; Nigel 2008). In addition, PAs have become the cornerstone for strengthening climate resilience (Gullison et al. 2007; Joppa & Pfaff 2011; Juffe-Bignoli et al. 2014; Scharlemann et al. 2010) and mitigating the effects of climate change (Hannah 2008; Soares-Filho et al. 2010). Due to the increasing importance of PAs in addressing not only their conservation impacts, but also the impacts on humans, PAs are now regarded as an important element of the landscape (Echeverria et al. 2008; Nagendra et al. 2009) and should be evaluated periodically in order to know if they actually protect their natural values and provide benefits to society (Nelson & Chomitz 2011; Pfaff et al. 2009).

One way to assess the impact of conservation policies on forest ecosystems is by estimating their avoided deforestation (Bruner et al. 2001; Oliveira et al. 2007; Wendland et al. 2015). It is expected that PAs, as one of the most common conservation policies (Millennium Ecosystem Assessment 2005), influence land use patterns that will avoid deforestation. There are several studies that assess the impact of conservation policies at the global and regional levels by comparing deforestation rates through time at a landscape scale (Bruner et al. 2001; Nagendra 2008; Nelson & Chomitz 2011). Most of these studies rely on indirect comparisons between

PAs and unprotected areas (Bruner et al. 2001; Joppa et al. 2008). However, the results of these studies based on conventional methods could overestimate the avoided deforestation of PAs by omitting from their analyses the lack of randomness in the allocation of forest protection (Andam et al. 2008; Blackman et al. 2015; Pfaff et al. 2014).

Error minimization in the estimation of avoided deforestation is of great interest within the framework of the REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) negotiations mechanism (Pfaff et al. 2014). To do this, it requires the combination of spatially explicit information on socioeconomic and biophysical factors (Echeverria et al. 2008; Soares-Filho et al. 2010) and the use of impact assessment methodologies (Gertler et al. 2011). The Propensity Score Analysis (PSA) is one of the most robust and widely used methods to assess the impact of policies on natural forest conservation (Andam et al. 2008; Gaveau et al. 2009). By using the PSA, it is possible to estimate the causal impact of PAs based on the estimation of counterfactual scenarios that estimate what would have occurred in the absence of PAs (Blackman et al. 2015; Joppa & Pfaff 2009). Another advantage of using the PSA over conventional methods used in the conservation literature is its application in non-randomized policy designs, allowing the generation of similar comparison groups to PAs based on observable variables and using different econometric methodologies (Guo & Fraser 2009; Rubin 2006). This way, the PSA prevents that the non-randomness of the allocation of PAs can produce biased estimates of avoided deforestation (Andam et al. 2008; Arriagada et al. 2014; Arriagada et al. 2012; Blackman et al. 2015; Pfaff et al. 2014; Pfaff et al. 2009).

The impact assessment of PAs using the PSA has been widely tested in the tropical forests of Costa Rica, Indonesia, Thailand and Mexico (Andam et al. 2010; Blackman et al. 2015; Gaveau et al. 2009; Pfaff et al. 2009). However, there are no previous studies on tropical Andean forests, which are recognized worldwide for their high biological diversity (Young & León 2000). Knowing how effective PAs have been in the protection of these ecosystems would permit improvements in the design of conservation policies applied to these ecosystems and advancements in measures to mitigate the effect of climate change.

In this study, we estimated the avoided deforestation attributable to PAs in Ecuador. Ecuador was selected because its tropical Andean forests are classified as one of the most megadiverse worldwide per surface unit, with 1,250 species of plants belonging to 136 different families

registered in 1 km<sup>2</sup> (Léon-Yáñez 2011; Valencia et al. 1994). Myers (2000) and Pimm et al. (2014) suggest that these forests are a “hotspot” of biodiversity and that they are disappearing due to the rapid change in land use to meet, among other things, the demand for wood and non-wood forest products.

In this context, the aim of this study was to estimate PAs’ avoided deforestation for Ecuador’s tropical Andean forest between 1990 and 2000 and between 2000 and 2008. Measurement of avoided deforestation was based on an estimated counterfactual scenario allowing us to answer the following research question: how much more tropical Andean forest would have been lost in the absence of the assigned protection? Results of this study can also be instrumental in improving the management of PAs in countries that have the objective of reducing deforestation and conserving their natural resources, as is the case in Ecuador. In addition, it is assumed that this research will help decision-making in the framework of international climate change mitigation policies, such as REDD+.

## **2. Materials and methods**

### **2.1 Study area and data**

The research considered all Ecuadorian tropical Andean forests, which cover about 14 million hectares. In the mid-20<sup>th</sup> century, some of the country’s native forest was cleared, especially as a result of migration and land reform. This policy required (one of its main objectives) the landowner to change the forest cover to other uses to confirm ownership (Holland et al. 2013). Between 1990 and 2008, approximately two million hectares of native forest was lost in Ecuador. Forest cover fell dramatically from 69.6% of the country’s potential forest area in 1990 to 63.5% in 2000, and 60.7% in 2008 (Sierra 2013).

### **2.2. Variables**

#### **2.2.1 Treatment variables**

Only PAs created between 1990 and 2008 were included in the analysis. PAs created after 2008 or which had no remaining forest cover in 1990 (i.e., no baseline forest cover) were excluded from the analysis. Out of Ecuador’s existing 45 PAs, three national parks and eight reserves were analyzed (Table 1). The binary variable, protected forest/unprotected forest, allowed us to construct treatment (i.e., protected cells) and control (i.e., unprotected cells) groups to later

calculate the impact variable (in this case, deforestation) for the sampled cells. Out of the random sample of 21,682 cells of 30x30 m, 20,595 and 1,087 cells correspond to protected and unprotected areas, respectively.

Table 1. Selected Protected Areas

Protected Areas	Category	Year of creation	Area (ha)	Forests type
El Angel	Ecological Reserve	1992	16,541	montane humid forests montane very humid forests subalpine rainforests
Antisana	Ecological Reserve	1993	120,000	montane very humid forests lower montane very humid forests premontane very humid forests montane rainforests premontane rainforests subalpine rainforests
Sumaco Napo-Galeras	National Park	1994	205,751	lower montane humid forests lower montane very humid forests premontane very humid forests lower montane rainforests premontane rainforests
Manglares Cayapas Mataje	Ecological Reserve	1995	51,300	tropical humid forests tropical dry forests
Los Illinizas	Ecological Reserve	1996	149,900	montane humid forests lower montane humid forests montane very humid forests lower montane very humid forests premontane very humid forests subalpine very humid forests subalpine rainforests
Mache Chindul	Ecological Reserve	1996	119,172	premontane humid forests tropical humid forests premontane very humid forests tropical dry forests
Llanganates	National Park	1996	219,931	montane humid forests lower montane humid forests montane very humid forests lower montane very humid forests premontane very humid forests montane rainforests lower montane rainforests premontane rainforests subalpine rainforests
Arenillas	Ecological Reserve	2001	13,170	tropical dry forest tropical thorn forest
Cofan Bermejo	Ecological Reserve	2002	55,451	premontane very humid forests premontane rainforests
Yacuri	National Park	2009	43,090	lower montane humid forests premontane humid forests montane very humid forests
Cerro Plateado	Biological Reserve	2010	26,114	montane very humid forests

Source: Ministry of Environment of Ecuador

### 2.2.2 Impact variables

Measurement of the avoided deforestation for the Ecuadorian tropical Andean forests was conducted using Landsat 5 TM imagery-based maps of land cover types in 1990, 2000 and

2008. These maps were generated by Ecuador's Ministry of Environment at a resolution of 28.5 m. These official maps report the levels of uncertainty based on a set of different strategies including: (i) ground truth which allows image data to be related to real features and materials on the ground; and (ii) reference satellite images. Specifically, uncertainty associated with maps of land use and land cover was estimated using the Kappa statistical index which measures classification accuracy. A Kappa index equals to 1 indicates a total agreement between the remotely sensed classification and the reference data. A value of zero for the index indicates a poor classification where the agreement between the remotely sensed classification and the reference data is due to pure chance. The Ecuadorian official maps report a mean Kappa value of 0.7 for the 1990, 2000 and 2008 maps. Ground truth included 61 field trips where 699 reference points, 3591 calibration points and 1245 validation points were collected. Each point also included photographs summing 19896 in total" (MAE 2012a).

The categories of land cover types, derived from the classification of satellite images, were grouped into categories of forest and non-forest to create a forest/non-forest bitmap using ArcGIS 10.2.2 for Windows (ESRI, Redlands, CA, USA). In particular, agricultural and urban lands, and other land uses were grouped into the non-forest category.

For the estimation of the impact variables, maps showing the land cover for 1990, 2000 and 2008 allowed the quantification of forest loss within and outside PAs using the ArcGIS Spatial Analyst extension (version 10.2.2). Zones located 10 km from the boundaries of PAs were considered outside of PAs. This 10 km buffer area around PAs was chosen to allow comparison with previous studies of the impact of PAs. Humans can respond to protection in one location by changing land use in neighboring locations (Armsworth et al. 2006), and these spillovers can further bias estimates of the protection's impacts (Andam et al. 2008). Therefore, the 10 km buffer areas also reduce potential spillover effects from PAs that could bias estimates of the impact of PAs (Bruner et al. 2001; Gaveau et al. 2009; Soares-Filho et al. 2010). The categories of native forest cover and non-native forest cover were used for the analysis of deforestation. The formula used to determine the annual deforestation rate was:

$$P = \left[ \left( \frac{A_2}{A_1} \right)^{1/(t_2 - t_1)} - 1 \right] * 100$$

where  $A_1$  and  $A_2$  are the forest cover at time  $t_1$  and  $t_2$ , respectively (Echeverria et al. 2006; FAO

1995; Newton 2007), and  $P$  is the percentage loss per year.

### **2.2.3 Confounding variables**

A key problem plaguing observational studies is that confounding factors may bias the estimates of treatment effects (Baser 2006). Confounding factors affect both placement of protection and policy outcomes. From a review of the literature concerning the evaluation of the effectiveness of PAs (Andam et al. 2008; Angelsen & Kaimowitz 1999; Echeverria et al. 2008; Gaveau et al. 2009; Laurance et al. 2002), the following confounding variables for this study were considered: elevation, slope, and distance to roads, populated areas, and rivers. These variables were generated based on maps from the database of Ecuador's Ministry of Environment.

### **2.3 Propensity score analysis**

The PSA assesses what would have happened if a treatment, in this case, the protection of forests, had not been applied (Rosenbaum & Rubin 1983; Rubin 1980). The PSA was performed using the probability that a cell is assigned for protection. Protected cells, or "treatment" cells, were matched with unprotected land (also called "control" cells) using a matching algorithm (Sekhon 2008; Sekhon 2013) based on an estimated propensity score.

This matching procedure allows us to compare protected and unprotected lands with similar propensity scores in terms of their probability for being protected. Therefore, after matching, one can expect to obtain balanced treatment and control groups in terms of their difference with respect to a set of characteristics that influence the propensity to obtain protection, and in turn, affect the impact variable of interest (i.e., avoided deforestation).

To improve the covariance balance, estimates of the impact of PAs were also based on matching that uses calipers (Sekhon 2008). Calipers define a tolerance level for judging the quality of the matches; if a protected plot does not have a match within the caliper (i.e., available controls are not good matches), it is eliminated from the sample (Andam et al. 2008).

PSA-estimated avoided deforestation was compared with simple comparisons between PAs and unprotected areas (Bruner et al. 2001; Nepstad et al. 2006) to check for differences and to test for potential overestimations in the measurement of avoided deforestation when using conventional methods used in the conservation literature.



## 2.4 Test of standardized mean differences

To ensure that matching improves the balance between treatment and control observations, the balance of covariates was estimated before and after the matching. In order to judge balance, normalized differences of covariates between protected and unprotected lands were used. These differences are preferable to the  $t$ -statistics when there are large differences in sample size (Abadie & Imbens 2011). Specifically, it is described as follows:

$$\frac{\bar{X}_t - \bar{X}_c}{\frac{\sqrt{\sigma_t^2 - \sigma_c^2}}{2}}$$

where  $\bar{X}$  is the average,  $\sigma^2$  is the variance, “ $t$ ” means areas within PAs and “ $c$ ” areas outside PAs. Groups are judged to be different at the 95% significance level whenever the  $t$ -statistic is greater than 1.96 or the normalized difference is greater than 0.4 (Imbens & Wooldridge 2009).

## 2.5 Test for unobservables

Despite the efforts to control for observable sources of bias, protection and changes in forest cover may show correlation in the absence of an impact of protection because of failure to match on a relevant but unobserved covariate. In an analysis of this kind, the main concern is that PAs may be unobservably less likely to be deforested than their matched unprotected areas (Andam et al. 2008). Therefore, by employing the matching method, the main identifying assumption assumes that there exist no unobserved confounding variables that would affect the likelihood of protection or impact deforestation. If there are such unobservable confounders, the differences observed between protected and unprotected lands cannot be entirely controlled by only observable confounding variables, which potentially would deliver biased estimates of impact.

A sensitivity analysis examines the degree to which uncertainty about hidden biases in the assignment of protection could alter the conclusions of this study. We used the sensitivity test proposed by (Rosenbaum 2009; Rosenbaum & Rubin 1983), and based on the Wilcoxon statistical test that assumes that each observation unit has a fixed value of one unobserved covariate (or a compound of unobserved covariates). The unobserved covariate not only affects protection assignment, but also determines whether deforestation is more likely for the protected cells or their matched controls. Thus, this sensitivity test is conservative (Andam et

al. 2008). Matched forested cells differ in their odds of being protected by a factor of  $\Gamma$  as a result of this unobserved covariate ( $\Gamma=1$  in the absence of hidden bias). The higher the gamma ( $\Gamma$ ) level range at which the inference of the estimated effect of PAs on deforestation does not change, the more confidence there will be that the conclusion regarding the estimation of causal effect is not affected by unobserved differences.

### 3. Results

#### 3.1 Loss of native forest

Within PAs, the area of native forest in 1990 was 787,290 ha (Table 2). Between 1990 and 2000, the native forest decreased by 6,760 ha (annual rate of change = 0.09% per year). Between 2000 and 2008, forest loss increased by 10,780 ha (annual rate of change = 0.17% per year). Between 1990 and 2008, 17,540 ha of native forest within PAs were lost (annual rate of change = 0.13% per year). The effective management of PAs depend on factors related to: (i) political will to fund and manage the PA, (ii) human and financial resources to address the threats to its integrity; and (iii) attitudes and acceptance of the PA by local and indigenous communities (Alcorn 1993; Hackel 1999; Kremen et al. 1999; Tear et al. 2005). In that sense, finding that deforestation within PAs in Ecuador is not zero should not be a surprise.

Outside PAs, the area of native forest in 1990 was 683,280 ha (Table 2). From 1990–2000, 51,670 ha of native forest were lost (annual rate of change = 0.78% per year), while from 2000–2008, it was 25,620 ha (annual rate of change = 0.52% per year). Between 1990 and 2008, a total loss of 77,290 ha (annual rate of change = 0.67% per year) of native forest outside PAs was reported (Table 2).

Table 2. Change in native forest area in 1990, 2000 and 2008, inside and outside PAs

Categories	Inside PAs	Outside PAs
Native forest cover in 1990 (ha)	787,290	683,280
Native forest cover in 2000 (ha)	780,530	631,610
Native forest cover in 2008 (ha)	769,750	605,990
Rate of change in forest cover 1990–2000 (% per year)	0.09	0.78
Rate of change in forest cover 2000–2008 (% per year)	0.17	0.52
Rate of change in forest cover 1990–2008 (% per year)	0.13	0.67

#### 3.2 Controlling PA selection bias

Differences reported in Table 2 between protected and unprotected areas can be explained by

the protection assignment; however, if PAs and unprotected areas differ in characteristics that not only affect protection, but also determine changes in forest cover, then these differences could not be attributable entirely to the conservation policy. After analyzing the results, it is clear that, before matching, protected cells are on soils with higher slopes and altitudes than unprotected cells (Table 3). Moreover, over 90% of unprotected cells are located on flatter land and lower altitudes; in contrast, only 10% of protected cells are located on land with these biophysical characteristics. Table 3 shows some metrics of covariate balance before and after matching for the sample. The fourth and fifth columns of Table 3 present two measures of the differences in the covariate distributions between protected and unprotected areas: the difference in means and the average distance between the two empirical quantile functions (values greater than 0 indicate deviations between the groups in some part of the empirical distribution). If matching is effective, these measures should move toward zero (Ho et al. 2007), which is what we observe in the covariate balance after the matching (see Table 3). Table 3 also reports normalized differences as another check for differences between the treated and control groups. These are differences in average covariate values by treatment status, scaled by a measure of the standard deviation of the covariates. These normalized differences contrast with t-statistics for testing the null of no differences in means between treated and controls. The normalized differences provide a scale and sample size free way of assessing overlap (Imbens 2015). For both protected and unprotected areas, several covariates reported normalized differences above 0.25. Large values for the normalized differences would indicate that the average covariate values in the two groups are substantially different. Such differences would imply that simple methods, such as regression analysis, will be sensitive to specification choices and outliers (Imbens 2015). After matching, the balance of covariates in terms of normalized differences was greatly improved for all covariates (Table 3).

Table 3. Balance of covariates

Variables	Mean Value Protected	Mean Value Unprotected	Differences in Mean Values	Raw eQQ Difference	Normalized Differences
<u>Slope (°)</u>					
Unmatched	20.03	12.848	43.171	7.1819	0.4743
Matched	20.03	20.478	-2.6935	1.4185	-0.0277
<u>Altitude (masl)</u>					
Unmatched	1668.2	804.69	84.601	866.57	-0.2485
Matched	1668.2	1664.6	0.3584	14.993	0.0035
<u>Soil productivity</u>					
Unmatched	1.6615	1.5497	10.044	0.1481	0.1076

Matched	1.6615	1.6615	0.0	0.0	0.000
<u>Distance to roads (km)</u>					
Unmatched	17.251	38.253	-219.92	22.487	-0.6419
Matched	17.251	17.165	0.1520	0.1520	0.0089
<u>Distance to cities (km)</u>					
Unmatched	23.566	45.08	-205.67	22.516	-0.7212
Matched	23.566	23.43	1.291	0.3990	0.0130
<u>Distance to rivers (km)</u>					
Unmatched	5.3425	7.681	-34.677	2.3807	-0.3025
Matched	5.3425	5.3808	-0.5675	0.2386	-0.0058

### 3.3 Estimated avoided deforestation

Estimation results from our measurements of native forest cover changes are presented in Table 4, which are the differences in means in the matched samples. Matching often does not eliminate all differences in the distribution of covariates among the treated and control observations. To reduce any remaining bias, we estimate multivariate regressions using the matched data. Because the covariate distributions are likely to be similar in the matched sample, we do not expect to find statistically significant coefficients on any covariate other than protection, and we do not use the results to extrapolate out of sample. This strategy of post-matching regression adjustment typically generates treatment effect estimates that are more accurate and robust to misspecification than parametric regression alone (Ho et al. 2007; Imbens & Wooldridge 2009). We consider both the matching and the post-matching regression results to be equally reliable, because matching greatly reduces differences in the distributions of all covariates, as shown by the differences in the means, the raw eQQ, and the normalized differences in Table 2 (Ho et al. 2007).

Using matching, results show that 5.6% of the protected cells would have been deforested in 2000 in the absence of protection ( $P < 0.01$ ) (Table 4). By using matching with calipers, the estimate of the impact of PAs on avoided deforestation was 4.0% ( $P < 0.01$ ), which is not much different from the without-calipers estimate (Table 4). Furthermore, measurements of avoided deforestation using conventional methods (without controlling other covariates) revealed that 9% of protected cells would have been deforested in 2000, had they not been protected since 1990.

The differences in the estimates of avoided deforestation based on the PSA method and those produced by conventional methods suggest that these latter results can lead to overestimates of the protection impact. To put the estimates of Table 4 in perspective, of the 17,530 hectares of forest that were protected between 1990 and 2008, conventional methods estimate that between

1,578 and 5,259 ha of deforestation would have occurred. On the other hand, the PSA method reported that between 701 and 1,052 ha of avoided deforestation would have occurred in the absence of protection.

Table 4. Estimated impacts of PAs on avoided deforestation

	Rate of change in forest cover 1990–2000 (% per year)	Rate of change in forest cover 2000–2008 (% per year)
No. of protected cells (treatment)	1,087	1,087
No. of control cells	20,595	21,682
Sample selected by matching on the propensity score+		
Differences in means	0.056*	0.033*
No. matched controls	1,087	1,087
Sample selected by matching on the propensity score using calipers		
Differences in means	0.04*	0.043*
No. matched controls	917	917
Marginal effect from multivariate regression	0.051	0.03
Conventional conservation science approach		
Differences in means	0.09*	0.10*

\*Estimates significant at  $P < 0.05$

+ Standard errors for post-matching estimates using the variance formula in Abadie et al. (2008).

### 3.4 Sensitivity test for unobserved biases

Table 5 presents results from sensitivity tests that assess the degree to which potential, unobservable heterogeneity makes us uncertain about the inferences drawn in Table 4. Table 5 presents the analysis of the estimates from matching with calipers. The second column in Table 5 indicates that the estimate of 5.6% avoided deforestation remains significantly different from zero, even in the presence of moderate unobserved biases (Table 5). If an unobserved covariate caused the odds ratio of protection to differ between protected and unprotected cells by a factor as much as 2.5, the 95% confidence interval would still exclude zero.

Table 5. Sensitivity test of hidden biases measured by critical p-values

$\Gamma$	Protected 2000 (never protected and forest in 1990 control)
1.0	<0.0001
1.6	<0.0001
1.7	0.0004
1.8	0.0009
1.9	0.0019
2.0	0.0038
2.1	0.0068
2.2	0.0117
2.3	0.0188
2.4	0.0286
2.5	0.0418
2.6	0.0585
2.7	0.0791
2.8	0.1037

2.9	0.1322
3.0	0.1644
3.1	0.1999
3.2	0.2382
3.3	0.2789
3.4	0.3213
3.5	0.3648
3.6	0.4088
3.7	0.4526
3.8	0.4959
3.9	0.5381
4.0	0.5789

## 4. Discussion

### 4.1. Measuring the effects of PAs

Using the PSA, we were able to estimate the impact of a conservation policy comparing with the counterfactual scenario of what would have happened to the deforestation process if Ecuador's tropical Andean forest had not been protected. The PSA allowed us to control for the selection bias in the protection assignment when estimating avoided deforestation because the allocation of PAs in the landscape is not random (Andam et al. 2008; Soares-Filho et al. 2010). It has been found that the allocation of PAs in tropical ecosystems responds to such criteria as soil productivity and accessibility to the native forest (Shadish et al. 2002).

With the PSA method, avoided deforestation of Costa Rica's PAs was measured controlling for PA selection biases, reporting estimates ranging from 7–9% (Andam et al. 2008). In Chile, this same method estimated that 6% more forest would have been cut if there had been no protection (Arriagada et al. 2014). Consistently, the present study showed that, in the absence of the protection of forests, between 4% and 5.6% more native forest would have been deforested by 2000. While this impact may appear to be minor, it is similar to the results obtained in evaluating the effectiveness of PAs globally (Joppa & Pfaff 2011) and also reflects a reduction in the rate of deforestation in Ecuador (Sierra 2013).

Estimates with conventional methods, usually used to calculate the avoided deforestation attributable to PAs, report that, in the absence of protection, 39% and 30% of protected native forests would have been deforested in Costa Rica and Ecuador, respectively (Andam et al. 2008; Bruner et al. 2004a). In this study, by using conventional methods, avoided deforestation is estimated to be 10% in Ecuador's tropical Andean forest. This confirms that conventional methods tend to overestimate the impact of PAs. Andam et al. (2008) argue that avoided

deforestation calculated by conventional methods could be substantially inaccurate, which is corroborated by the results of the present investigation.

PAs located in remote areas allows for greater isolation, and thus, low accessibility to forests (Arturo Sánchez-Azofeifa et al. 2003). PAs located in areas with higher opportunity costs associated with a conservation setting and that coincide with areas near roads or markets have the greatest impact, compared to PAs with low rates of forest loss located in areas with difficult accessibility (Pfaff et al. 2014; Pfaff et al. 2009).

The rate of deforestation in Ecuador's tropical Andean forest is related to the intensification of rural production systems, and the falling growth rates of population and birth (Holland et al. 2013; Sierra 2013). On the other hand, the legalization of landownership has allowed a reduction in migratory agriculture and its associated forest-clearing practice, which has consolidated the ownership of the remaining forest areas (Sierra 2013) and decreased pressure on the forest, thereby enhancing the protection given to Ecuador's native forests.

#### **4.2 Study implications**

Although PAs in Ecuador have reduced deforestation within their boundaries, native forest loss was observed in adjacent areas. This can lead to, on one hand, forests in PAs gradually becoming isolated from each other because of deforestation outside its borders and, on the other hand, the PAs only protecting remnant natural forests. Similar processes are reported in other tropical countries such as Costa Rica, Indonesia and Thailand (Curran et al. 2004; DeFries et al. 2005; Gaveau et al. 2009). If this trend of deforestation in areas adjacent to PAs remains constant, many PAs considered hotspots of diversity may be highly threatened and lose their biological representativeness.

In recent years, PAs have been playing a major role in climate change mitigation policies (Angelsen & Rudel 2013; Buizer et al. 2014; Pfaff et al. 2014). An example of these policies is REDD+, which is designed under land use regulations affecting deforestation (e.g., forest loss by increased agricultural use). Currently, the REDD+ strategy is being implemented in Ecuador with the goal of compensating forest conservation, in the form of credits for avoided deforestation. In such schemes, estimation of avoided deforestation is of utmost importance in order to allow buying credits from greenhouse gasses emitters. This means the incentives for both buyers and sellers are not traded on biased estimates; high rates of counterfactual



deforestation in the tropical Andean forest could divert efforts to avoid deforestation (Andam et al. 2008).

Our results reveal that Ecuador's PAs are effective in reducing deforestation of the tropical Andean forest. This implies that PAs reduce direct pressures such as agricultural expansion and infrastructure, and timber extraction (Geist & Lambin 2002). However, the loss of native forest that occurs in areas adjacent to PAs can lead to a significant change in the landscape and affect some ecological processes, as well as jeopardize the high biological diversity of the Ecuador's tropical Andean forest.

## **5. Conclusion**

Conservation policies play an important role in curbing deforestation. In the case of Ecuador and for the study period, PAs have positively influenced tropical Andean forest conservation.

Our study confirms an overestimation of avoided deforestation when conventional methods are applied. It is suggested to carry out rigorous empirical analyses that evaluate, through counterfactual comparisons and a reduction of observed biases, the impact of conservation policies, especially when agreeing to climate change mitigation compensation mechanisms.

This study neither differentiates categories of PAs that contribute in a major way to avoided deforestation (e.g., national parks vs. forest reserves) nor tests for spillover effects that may be displacing deforestation pressure toward unprotected areas. Further, deeper analyses should analyze these issues.

This paper aimed to evaluate the impact of PAs on avoided deforestation, however not all PAs are established with the purpose of conserving forest. Impact evaluations of PAs should also work toward developing additional measures for program outcomes including, forest degradation (not just deforestation), biodiversity and wildlife conservation, conservation of primary forests (not forests in general), among others.

Finally, it is essential to implement regular impact assessment practices of the national systems of PAs to determine the effectiveness of PAs in terms of avoided deforestation. This can be a useful tool for ensuring biodiversity conservation in different parts of the world.

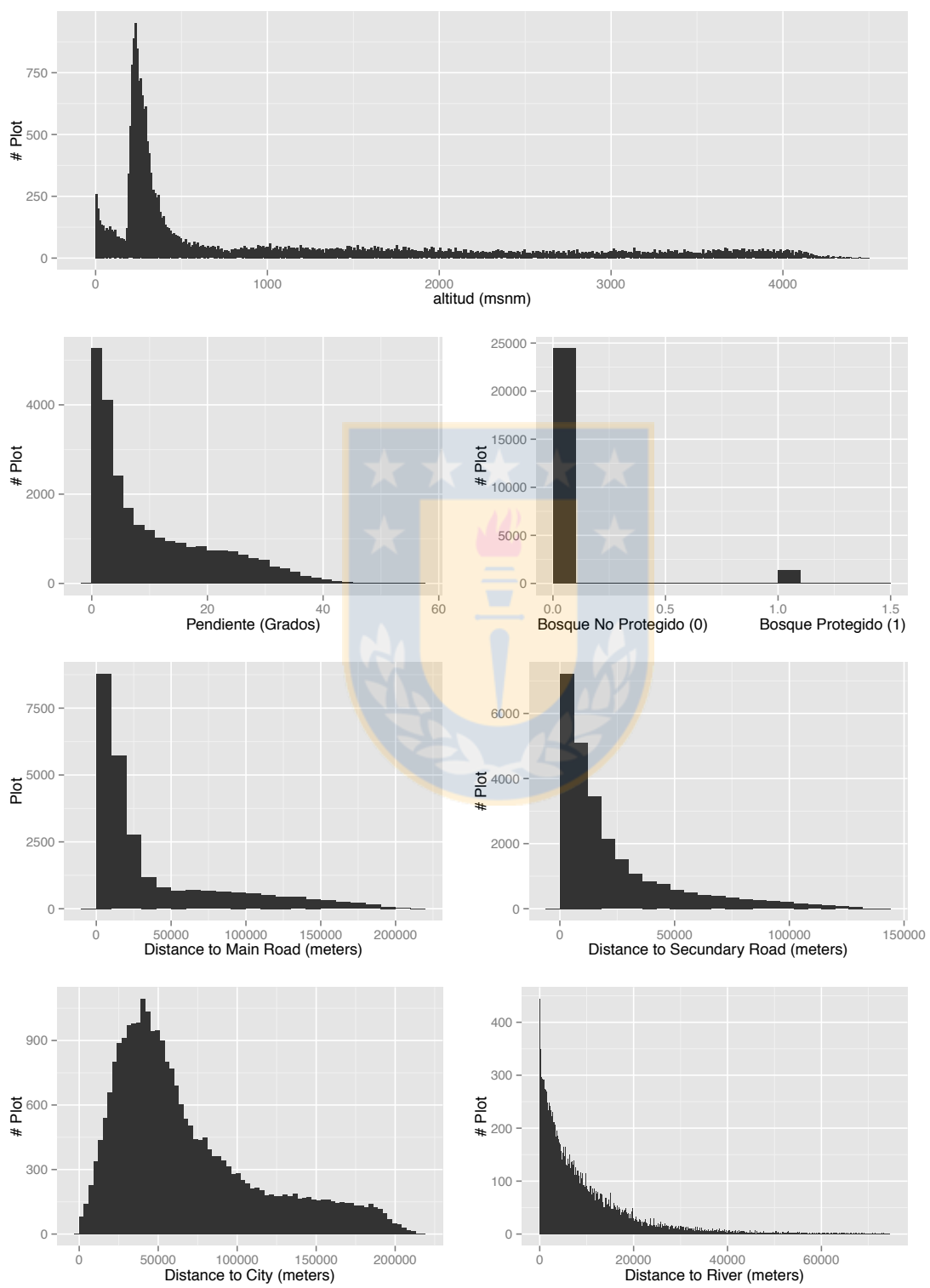
## **Acknowledgements**

We would like to thank Ministry of Environment of Ecuador for providing the spatial information and Rodrigo Fuentes from LEP (Laboratorio de Ecología de Paisaje) and Jeanneth Alvear from Socio Bosque Project of Ecuador for their valuable assistance. P. Cuenca acknowledge support from CONICYT (Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica) of Chile and SENESCYT (Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e innovación) of Ecuador.

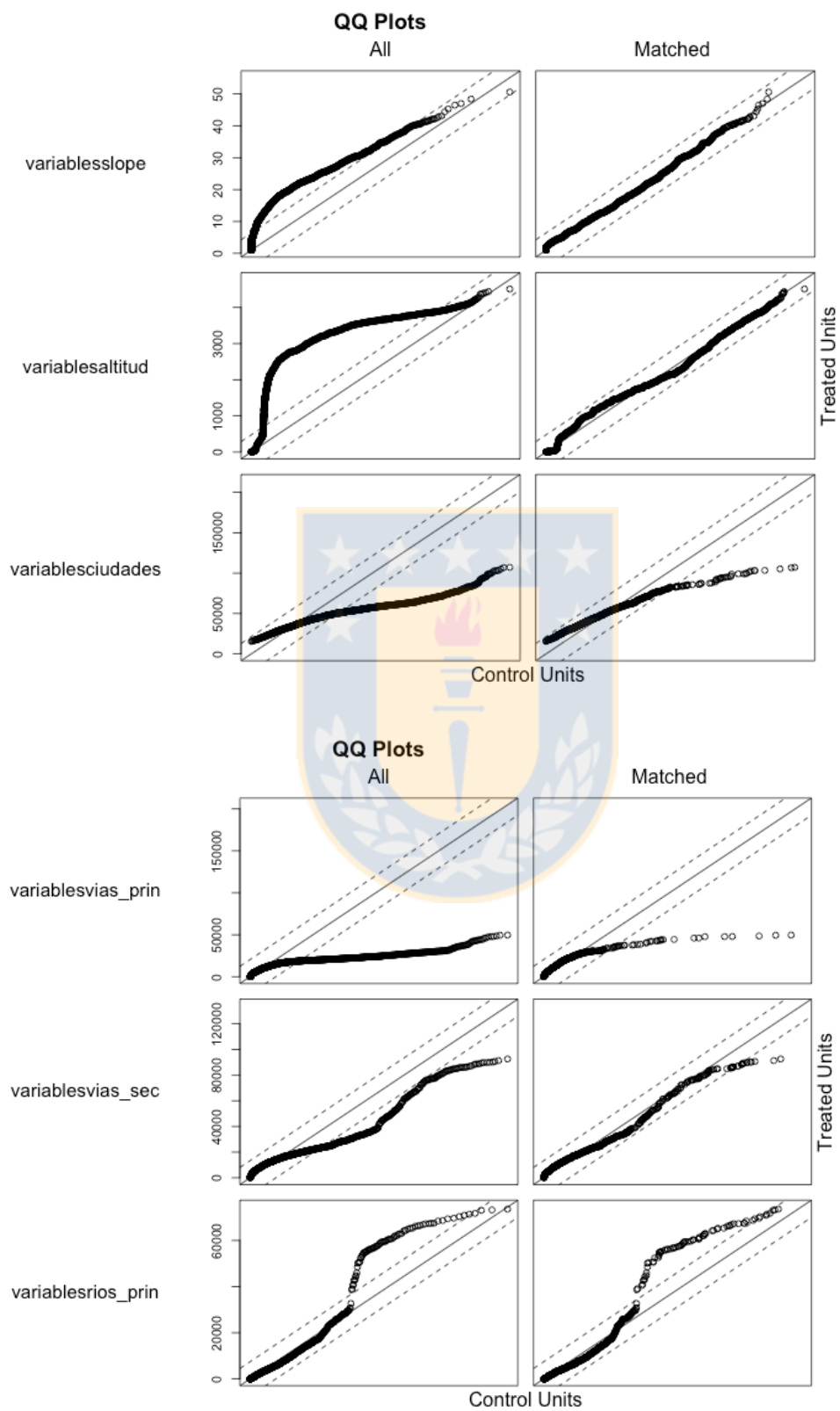


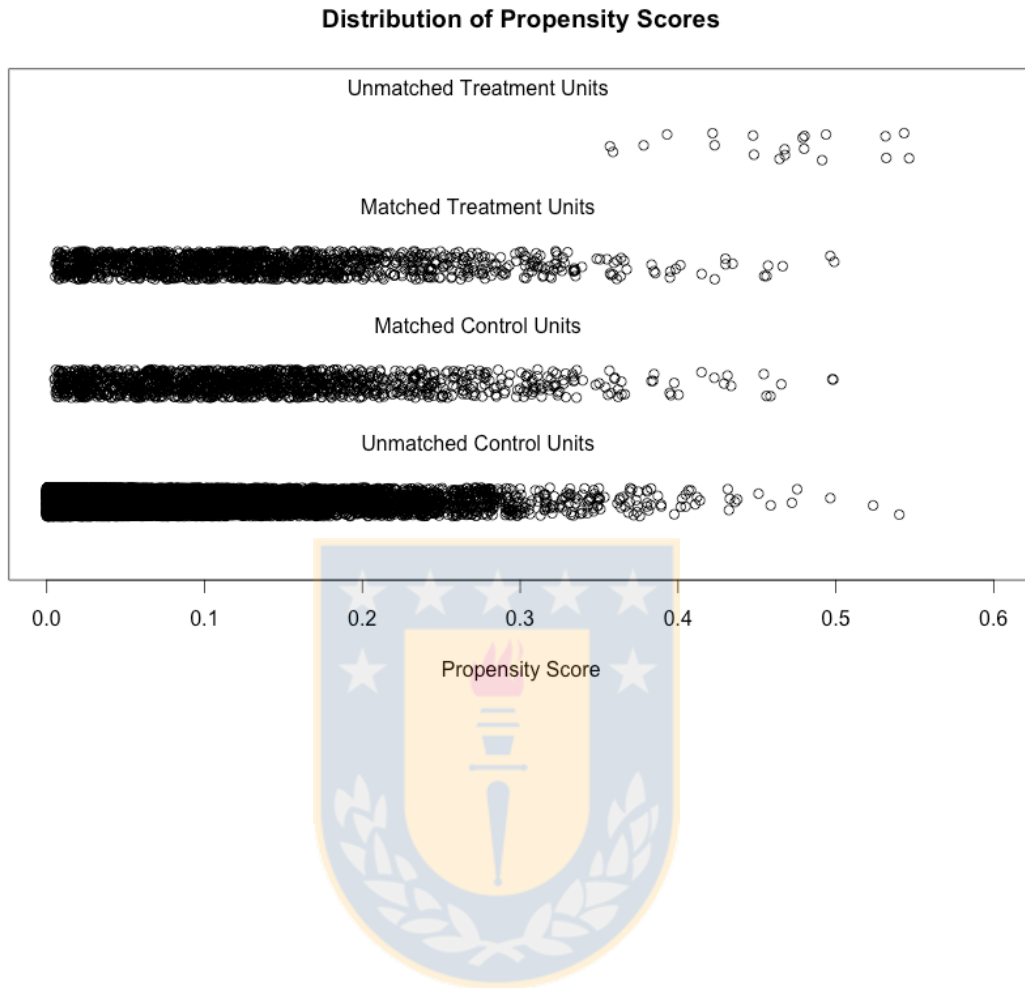
## ANNEXES

## Annex A. Histograms of Variables



## Annex B. Variables Before and After Matching



**Annex C. Distribution of Propensity Score with Calipers**

**Annex D. Balance of Covariables 2000–2008**

<b>Variables</b>	<b>Avg. Value Protected</b>	<b>Avg. Value Unprotected</b>	<b>Avg. Difference of Values</b>	<b>Avg. Raw eQQ</b>	<b>Normalized Differences</b>
<i>Slope (°)</i>					
Without Matching	20.03	12.848	43.171	7.1819	0.4743
Matching	20.03	19.483	3.2873	1.1449	-0.0277
<i>Altitude, m a.s.l.</i>					
Without Matching	1668.2	804.69	84.601	866.57	-0.2485
Matching	1668.2	1665.4	0.2746	11.315	0.0035
<i>Soil productivity</i>					
Without Matching	1.6615	1.5497	10.044	0.1481	0.1076
Matching	1.6615	1.6569	0.4135	0.0045	0.000
<i>Distance to routes, km</i>					
Without Matching	17.251	38.253	-219.92	22.487	-0.6419
Matching	17.251	17.162	0.9286	0.1661	0.0089
<i>Distance to cities, km</i>					
Without Matching	23.566	45.08	-205.67	22.516	-0.7212
Matching	23.566	23.59	-0.2638	0.4309	0.0130
<i>Distance to rivers, km</i>					
Without Matching	5.3425	7.681	-34.677	2.3807	-0.3025
Matching	5.3425	5.463	-1.798	0.4474	-0.0058

### Annex E. Protected 2008 (never protected and forest control in 2000)

Critical  $p$ -values for effects of treatment

$\Gamma$	Protected 2008 (never protected and forest control in 2000)
1.0	0.0066
1.1	0.0322
1.2	0.1005
1.3	0.2251
1.4	0.3930
1.5	0.5707
1.6	0.7255
1.7	0.8402
1.8	0.9145
1.9	0.9577
2.0	0.9804
2.1	0.9915
2.2	0.9965
2.3	0.9986
2.4	0.9995
2.5	0.9998
2.6	0.9999
2.7	1.0000
2.8	1.0000
2.9	1.0000
3.0	1.0000
3.1	1.0000
3.2	1.0000
3.3	1.0000
3.4	1.0000
3.5	1.0000
3.6	1.0000
3.7	1.0000
3.8	1.0000
3.9	1.0000
4.0	1.0000



## 6. Bibliography

- Abadie, A., Imbens, G.W., 2008. On the Failure of the Bootstrap for Matching Estimators. *Econometrica* 76, 1537-1557.
- Abadie, A., Imbens, G.W., 2011. Bias-corrected matching estimators for average treatment effects. *Journal of Business & Economic Statistics* 29, 1-11.
- Alcorn, J.B., 1993. Indigenous Peoples and Conservation. *Conservation Biology* 7, 424-426.
- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G.A., Robalino, J.A., 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 16089-16094.
- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Sims, K.R., Healy, A., Holland, M.B., 2010. Protected areas reduced poverty in Costa Rica and Thailand. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107, 9996-10001.
- Angelsen, A., Kaimowitz, D., 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *World Bank Research Observer* 14, 73-98.
- Angelsen, A., Rudel, T.K., 2013. Designing and Implementing Effective REDD + Policies: A Forest Transition Approach. *Review of Environmental Economics and Policy* 7, 91-113.
- Armsworth, P.R., Daily, G.C., Kareiva, P., Sanchirico, J.N., 2006. Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103, 5403-5408.
- Arriagada, R.A., Echeverria, C., Moya, D., 2014. Creating protected areas on public lands: is there room for additional conservation?. in review. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Arriagada, R.A., Ferraro, P.J., Sills, E.O., Pattanayak, S.K., Cordero-Sancho, S., 2012. Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. *Land Economics* 88, 382-399.
- Arturo Sánchez-Azofeifa, G., Daily, G.C., Pfaff, A.S., Busch, C., 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109, 123-135.
- Baser, O., 2006. Too Much Ado about Propensity Score Models? Comparing Methods of Propensity Score Matching. *Value in Health* 9, 377-385.
- Blackman, A., Pfaff, A., Robalino, J., 2015. Paper park performance: Mexico's natural protected areas in the 1990s. *Global Environmental Change* 31, 50-61.
- Bruner, A., Lisa, N.-L., Ted, G., Adrian, T., Malki, S., Grady, H., Katrina, B., Richard, R., 2004. Manejo de ocho áreas protegidas del Ecuador. *Conservation International*, p. 46.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., da Fonseca, G.A., 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291, 125-128.
- Buizer, M., Humphreys, D., de Jong, W., 2014. Climate change and deforestation: The evolution of an intersecting policy domain. *Environmental Science & Policy* 35, 1-11.
- Curran, L.M., Trigg, S.N., McDonald, A.K., Astiani, D., Hardiono, Y.M., Siregar, P., Caniago, I., Kasischke, E., 2004. Lowland Forest Loss in Protected Areas of Indonesian Borneo. *Science* 303, 1000-1003.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C., Hansen, M.C., 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15, 19-26.
- Dudley, N., Groves, C., Redford, K.H., Stolton, S., 2014. Where now for protected areas? Setting the stage for the 2014 World Parks Congress. *Oryx* 48, 496-503.

- Echeverria, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A., Newton, A., 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130, 481-494.
- Echeverria, C., Coomes, D.A., Hall, M., Newton, A.C., 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* 212, 439-449.
- FAO, 1995. *Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Gaveau, D.L.A., Epting, J., Lyne, O., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M., Leader-Williams, N., 2009. Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography* 36, 2165-2175.
- Geist, H.J., Lambin, E.F., 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52, 143-150.
- Gertler, P., Martinez, S., Bank, W., 2011. *Impact Evaluation in Practice*. World Bank.
- Gullison, R.E., Frumhoff, P.C., Canadell, J.G., Field, C.B., Nepstad, D.C., Hayhoe, K., Avissar, R., Curran, L.M., Friedlingstein, P., Jones, C.D., Nobre, C., 2007. Tropical Forests and Climate Policy. *Science* 316, 985-986.
- Guo, S., Fraser, M.W., 2009. *Propensity Score Analysis: Statistical Methods and Applications*. SAGE Publications.
- Hackel, J.D., 1999. Community Conservation and the Future of Africa's Wildlife. *Conservación con Comunidades y el Futuro de la Conservación de la Vida Silvestre Africana*. *Conservation Biology* 13, 726-734.
- Hannah, L., 2008. Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 201-212.
- Ho, D.E., Imai, K., King, G., Stuart, E.A., 2007. Matching as Nonparametric Preprocessing for Reducing Model Dependence in Parametric Causal Inference. *Political Analysis* 15, 199-236.
- Holland, M.B., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B.E., Suárez, L., 2013. Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development*.
- Imbens, G.W., 2015. Matching Methods in Practice: Three Examples. *Journal of Human Resources* 50, 373-419.
- Imbens, G.W., Wooldridge, J.M., 2009. Recent Developments in the Econometrics of Program Evaluation. *Journal of Economic Literature* 47, 5-86.
- Joppa, L.N., Loarie, S.R., Pimm, S.L., 2008. On the protection of "protected areas". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 6673-6678.
- Joppa, L.N., Pfaff, A., 2009. High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *PLoS one* 4, e8273.
- Joppa, L.N., Pfaff, A., 2011. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278, 1633-1638.
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., de Lima, M.G., Deguignet, M., Bertzky, B., Milam, A.N., Martinez-Lopez, J., Lewis, E., Eassom, A., Wicander, S., Geldmann, J., van Soesbergen, A., Arnell, A.P., O'Connor, B., Park, S., Shi, Y.N., Danks, F.S., MacSharry, B., Kingston, N., 2014. *Protected Planet Report 2014*. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), Cambridge, UK.

- Kremen, C., Razafimahatratra, V., Guillery, R.P., Rakotomalala, J., Weiss, A., Ratsisompatrarivo, J.-S., 1999. Designing the Masoala National Park in Madagascar Based on Biological and Socioeconomic Data  
Diseño del Parque Nacional Masoala en Madagascar en Base Datos Biológicos y Socioeconómicos. *Conservation Biology* 13, 1055-1068.
- Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M., Da Costa, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29, 737-748.
- Léon-Yáñez, S., 2011. Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- MAE, 2012. Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental. Ministerio del Ambiente del Ecuador: Programa Socio Bosque, Quito, Ecuador, p. 32.
- Millennium Ecosystem Assessment, M., 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses. World Resources Institute, Washington, DC.
- Myers, N., Mittermeier, Russell A., Mittermeier, Cristina G., da Fonseca, Gustavo A. B., Kent, Jennifer, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403.
- Nagendra, H., 2008. Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *Ambio* 37, 330-337.
- Nagendra, H., Paul, S., Pareeth, S., Dutt, S., 2009. Landscapes of Protection: Forest Change and Fragmentation in Northern West Bengal, India. *Environ. Manage.* 44, 853-864.
- Nelson, A., Chomitz, K.M., 2011. Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PloS one* 6, e22722.
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., Rolla, A., 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology* 20, 65-73.
- Newton, A.C., 2007. Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. CABI.
- Nigel, D., 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, p. 86.
- Oliveira, P.J.C., Asner, G.P., Knapp, D.E., Almeyda, A., Galván-Gildemeister, R., Keene, S., Raybin, R.F., Smith, R.C., 2007. Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science* 317, 1233-1236.
- Pfaff, A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C., Herrera, L.D., 2014. Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Development* 55, 7-20.
- Pfaff, A., Robalino, J., Sanchez-Azofeifa, G., Andam, K., Ferraro, P., 2009. Park location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across Costa Rica. *The BE Journal of Economic Analysis and Policy* 9, 5.
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344.
- Rosenbaum, P.R., 2009. *Design of Observational Studies*. Springer.
- Rosenbaum, P.R., Rubin, D.B., 1983. The Central Role of the Propensity Score in Observational Studies for Causal Effects. *Biometrika* 70, 41-55.
- Rubin, D.B., 1980. Bias Reduction Using Mahalanobis-Metric Matching. *Biometrics* 36, 293.
- Rubin, D.B., 2006. *Matched Sampling for Causal Effects*. Cambridge University Press.

- Scharlemann, J.P.W., Kapos, V., Campbell, A., Lysenko, I., Burgess, N.D., Hansen, M.C., Gibbs, H.K., Dickson, B., Miles, L., 2010. Securing tropical forest carbon: the contribution of protected areas to REDD. *Oryx* 44, 352-357.
- Sekhon, J., 2008. Multivariate and propensity score matching software with automated balance optimization: the matching package for R. *Journal of Statistical Software*, Forthcoming.
- Sekhon, J.S., 2013. Multivariate and Propensity Score Matching with Balance Optimization.
- Shadish, W.R., Cook, T.D., Campbell, D.T., 2002. Experimental and quasi-experimental designs for generalized causal inference. Houghton Mifflin.
- Sierra, R., 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. *Forest Trends and Internacional Conservation, Ecuador*, p. 57.
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L., Merry, F., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., Maretti, C., 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107, 10821-10826.
- Tear, T.H., Kareiva, P., Angermeier, P.L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K., Ruckelshaus, M., Scott, J.M., Wilhere, G., 2005. How Much Is Enough? The Recurrent Problem of Setting Measurable Objectives in Conservation. *BioScience* 55, 835-849.
- UNEP-WCMC, 2008. State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress, Cambridge, UK. State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress.
- Valencia, R., Balslev, H., Paz Y Miño C, G., 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodivers Conserv* 3, 21-28.
- Wendland, K.J., Baumann, M., Lewis, D.J., Sieber, A., Radeloff, V.C., 2015. Protected Area Effectiveness in European Russia: A Postmatching Panel Data Analysis. *Land Economics* 91, 149-168.
- Young, K.R., León, B., 2000. Biodiversity Conservation in Peru's Eastern Montane Forests. *Mountain Research and Development* 20, 208-211.

## Capítulo IV

### **Are government incentives effective for avoided deforestation in tropical Andean landscapes?**

Pablo Cuenca<sup>1,4</sup>, Juan Robalino<sup>2</sup>, Rodrigo Arriagada<sup>3,4</sup>, Cristian Echeverría<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Laboratorio de Ecología de Paisaje, Concepción, Chile

<sup>2</sup> Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica

<sup>3</sup> Pontificia Universidad Católica de Chile, Department and Ecosystems and Environment, Santiago, Chile

<sup>4</sup> Millennium Nucleus Center for the Socioeconomic Impact of Environmental Policies (CESIEP), Santiago, Chile

#### **Introducción**

El bosque tropical tienen un papel preponderante en la regulación del sistema climático mundial mediante el almacenamiento de grandes reservas de carbono (Pan et al. 2011; Scharlemann et al. 2010) y a través de la regulación de los flujos de energía y agua (Bonan 2008). La liberación de este carbono a la atmósfera a través de la deforestación y la degradación forestal es la segunda mayor fuente de emisiones de gases de efecto invernadero (GHG) (Miles & Kapos 2008). La décimo tercera conferencia de las partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas contra el Cambio Climático produjo el Plan de Acción de Bali que hizo hincapié en la necesidad de buscar mecanismos de incentivos para los países en desarrollo para reducir las emisiones de carbono provenientes de la deforestación y degradación de los bosques (REDD) (Reinecke et al. 2014).

Los gobiernos juegan un rol importante en la mitigación de los GHG dado que muchos de sus bosques implican la provisión y regulación de servicios ecosistémicos, entre ellos el almacenamiento de carbono (de Koning et al. 2011; Kemkes et al. 2010). En tal sentido, muchos gobiernos para asegurar los bienes y servicios del bosque han puesto en marcha mecanismos como los programas de conservación y pago por servicios ecosistémicos (PES), los cuales han sido ampliamente documentados (Arriagada et al. 2009; Bennett 2008; Liu et al. 2008; Muñoz-Piña et al. 2008; Sanchez-Azofeifa et al. 2007; Turpie et al. 2008) y son considerados la forma más directa para cumplir con las metas de conservación (Ferraro & Kiss 2002).

Los profesionales de la conservación y tomadores de decisión han comenzado a evaluar con más cuidado los impactos de los PSE financiados por gobiernos nacionales, llamados también pagos directos por conservación sobre los resultados sociales y ambientales (Arriagada et al.



2016; Ferraro & Hanauer 2014; Miteva et al. 2012) y como estos impactos varían espacialmente (Gaveau et al. 2012). A pesar de estos esfuerzos, todavía se conoce poco acerca de por qué los impactos provenientes del PSE ocurren o dejan de ocurrir (Ferraro & Hanauer 2014).

Uno de los desafíos de la evaluación de impacto de los PSE consiste en determinar la tasa de deforestación que existiría con y sin programa (Robalino et al. 2015). Esta diferencia es lo que se conoce como efecto causal del tratamiento o programa (Guo & Fraser 2014; Stuart et al. 2014). Claramente, no se pueden observar ambos resultados para el mismo individuo participante al mismo tiempo. El resultado del individuo participante si el programa no existiera, es hipotético y, por ende, no se observa. Este resultado hipotético se denomina resultado contrafactual en la literatura (Rubin 1980; Rubin 2006).

La mayoría de los estudios que evalúan el impacto de los PSE y de las políticas de conservación se concentran especialmente en Costa Rica, México e Indonesia (Blackman et al. 2015; Gaveau et al. 2012; Robalino et al. 2008; Robalino et al. 2015; Sanchez-Azofeifa et al. 2007) y muy pocos estudios en el bosque Andino tropical (Cuenca et al. 2016; Rodríguez et al. 2013), el cual es reconocido por su alta capacidad para mitigar los efectos de GHG y su enorme diversidad biológica. A través de una evaluación robusta del impacto de los PSE en estos ecosistemas se podrá mejorar el diseño y focalización de los programas de conservación, evitando así, la liberación de carbono a la atmosfera por la deforestación y degradación del bosque Andino tropical.

En este artículo se estimó por primera vez el impacto del sistema nacional de incentivos monetarios para la conservación en bosque Andino tropical, denominado Programa de Conservación Socio Bosque (PSB). Se seleccionó PSB por ser un programa del gobierno nacional que transfiere directamente los incentivos económicos a las familias rurales y comunidades locales e indígenas que voluntariamente se han comprometido a cumplir con las actividades de conservación claramente acordadas (de Koning et al. 2011)

Por lo tanto, PSB es un programa de pagos directo por conservación que evita la pérdida de los bosques y permite mantener las reservas de carbono, por lo cual forma parte de la estrategia nacional del mecanismo REDD, específicamente en el componente de políticas basadas en incentivos (MAE 2012b). Las metas del PSB son proteger alrededor de 3,600,000 ha de bosque nativo y otros ecosistemas provenientes de la importancia global para conservación de la

biodiversidad, reducir las tasas de deforestación y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas, e incrementar los ingresos y proteger el capital humano en comunidades con altas tasas de pobreza (de Koning et al. 2011; MAE 2012b). Hasta el momento se ha invertido US\$ 55.6 millones y se han conservado 1,500,000 ha de bosque, páramos y manglares (MAE 2012b). Si bien las metas del PSB aportan a la naturaleza y sociedad (Cao et al. 2009), hasta ahora se desconoce su impacto sobre la deforestación en el bosque Andino tropical a pesar de que estos ecosistemas son reconocidos por su alta capacidad para mitigar los efectos de GEI y su enorme diversidad biológica (Myers et al. 2000; Pimm et al. 2014; Young 1997)

La presente investigación busca estimar el impacto del programa de conservación Socio Bosque sobre la deforestación evitada en el bosque Andino tropical entre 2008 y 2014. La medición del impacto de PSB estuvo basado sobre una estimación de un escenario contrafactual permitiendo responder la pregunta de investigación: ¿Cuánto más bosque Andino tropical se hubiera perdido en ausencia del programa de conservación Socio Bosque?. Los resultados de esta investigación muestran que PSB es más efectivo sobre propietarios individuales que sobre propietarios colectivos. Esta información permitirá a los tomadores de decisión mejorar la asignación de los recursos financieros, así como, adaptar y concentrar los esfuerzos de PSB en el marco nacional de sostenibilidad financiera, conservación de la biodiversidad y cambio climático.

## **Materiales y métodos**

### **Datos**

El presente estudio estimó el impacto causal sobre la deforestación evitada del PSB establecido después de 2008. Para esto se lanzó una muestra aleatoria de 300,000 unidades de observación de 30 m x 30 m a través del mapa del Ecuador. La muestra final del análisis tuvo 279,000 celdas dado que se excluyeron celdas que no fueron bosque en el 2008. Además, se centró la muestra aleatoria en dos formas de asignación del PSB: individual y colectivo, también se eliminó celdas que cayeron sobre otras formas de protección, las cuales incluyen reservas indígenas, refugios de vida silvestre, parque nacionales, reservas ecológicas y zonas de protección.

La variable dependiente fue deforestación entre 2008 y 2014. Cualquier área con bosque convertida a no bosque para el 2014, fue considerada como deforestada y se le asignó el valor de 1. Áreas cubierta por bosque en el 2008, se le asignó el valor de 0.



Para estimar el cambio de cobertura forestal se utilizó mapas con base a las imágenes Landsat 5 TM del año 2008 y 2014. Estos mapas fueron generados por el Programa Socio Bosque del Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) y fueron contrastados en terreno con 61 salidas de campo donde 699 puntos de referencia, 3,591 puntos de calibración y 1,245 puntos de validación fueron levantados. Cada punto incluyó un resumen de fotografías, 19,896 en total (MAE 2012a, b)

En cuanto a los contratos del PSB se recibió información espacial proveniente del MAE de todas las fincas que estaban involucradas en el programa para cada año del periodo de análisis 2008–2014 y de los contratos del PSB tanto para propietarios individuales como para colectivos.

Para caracterizar adecuadamente los grupos tratados y así encontrar grupos no tratados similares, la información de cobertura del suelo fue combinada con información espacialmente explícita sobre covariables que se considera que afectan tanto a las áreas con PSB y sin PSB. De esta manera se resolvió el problema clave que afrontan los estudios observacionales que son los factores de confusión pueden sesgar las estimación del efecto del tratamiento (Baser 2006). A partir de la revisión bibliográfica concerniente a la efectividad de las políticas de conservación (Andam et al. 2008; Angelsen & Kaimowitz 1999; Cuenca et al. 2016; Echeverria et al. 2008; Robalino et al. 2015) las siguientes variables fueron empleadas con variables confusoras: elevación, pendiente y las distancias a ríos, caminos, áreas pobladas y a la frontera del bosque. Estas variables fueron generadas a partir de mapas de información base del MAE (Table 1).

Table 1. Descriptive statistics of treated and untreated observations by distance to PSB

Variable		SB	SB collective	SB individual	Without SB
Distance to forest frontier (m)	mean	6124	6628	956	3421
	se	28.18	29.15	21.12	8.82
Distance to local road (m)	mean	48,621	52,187	12,077	23,177
	se	213	220	263.9	46.68
Distance to national roads (m)	mean	81,878	88,545	13,554	41,078
	se	352,82	362.19	279.99	86.19
Distance to river (m)	mean	7,907	7512	11,956	8,023

	se	38.76	34.31	244.56	18.40
Distance to village (m)	mean	12,185	12,754	6,352	9,299
	se	42.84	44.89	82.46	14.57
Slope (degree)	mean	9.97	9.07	19.14	12.43
	se	0.06	0.05	0.27	0.02
Altitude (m.s.l.m)	mean	545.2	465	1,363	809
	se	3.39	2.91	17.07	1.62
Precipitation (mm)	mean	2,789	2,824	2,435	2,612
	se	122.4	6.68	23.97	1.9
Temperature (° c)	mean	23.35	23.73	19.45	22.14
	se	0.01	0.01	0.14	0.01
N° observation		30,439	27,733	2,706	260,050

Note: se (standard error)

## Métodos

A través del Propensity Score Matching (PSM) se identificó un grupo de control adecuado para estimar lo que podría haber sucedido, si el tratamiento, en este caso PSB, no se hubiese implementado (Rosenbaum & Rubin 1983; Rubin 1980). El Propensity Score fue definido como la probabilidad de que una celda sea asignada para la conservación. Para estimar esta probabilidad se utilizó como variable dependiente 0 para celdas sin PSB y 1 para celdas con PSB. Luego, las celdas con PSB o “celdas tratamiento” fueron emparejadas mediante la técnica del matching (Leuven & Sianesi 2015; Sekhon 2008; Sekhon 2013) con celdas sin PSB o también llamadas “celdas de control” que tienen el PS más parecido.

El PSM permitió que se reduzcan las diferencias entre el grupo tratado y control en el conjunto de características que influyen la propensión de estar en una celda con PSB, y a su vez, que afectan la variable de impacto de interés (deforestación en este caso).

Para mejorar el balance de covarianza se probó otra técnica llamada *calipers* que consistió en definir un nivel de tolerancia para juzgar la calidad de los matching (Sekhon 2008). Si una celda tratada hizo match con una observación no tratada cuyo PS no esté dentro del *caliper*, ésta fue eliminada del análisis. Además todas las observaciones no tratadas que no fueron emparejadas también fueron eliminadas del análisis.

### Test de diferencias de medias normalizadas

Para asegurar que la técnica del matching mejoró la similitud entre las observaciones de tratamiento y control, se realizó el balance de covariables en las muestras antes y después del matching a través del cálculo de las diferencias de medias normalizadas que es la raíz cuadrada de la suma de las varianzas. Esta es preferible al estadístico  $t$  cuando hay grandes diferencias en el tamaño de la muestra (Abadie & Imbens 2011). Específicamente, se describe así:

$$\frac{\bar{X}_t - \bar{X}_c}{\sqrt{\frac{\sigma_t^2 + \sigma_c^2}{2}}}$$

Donde  $\bar{X}$  es la media,  $\sigma^2$  es la varianza, “ $t$ ” designa áreas dentro de áreas protegidas y “ $c$ ” áreas a fuera de las áreas protegidas. La regla de oro de la diferencias de medias normalizadas es que cuando es mayor que 0.25 puede sesgar la estimación de regresión.

### Test de sensibilidad

Al emplear el PSM el principal supuesto identificador asume que no existen variables no-observadas que afecten la probabilidad de conservación y al mismo tiempo impacten la deforestación. De existir dichas variables no-observables, las diferencias observadas entre celdas con PSB y sin PSB no pueden ser enteramente atribuidas al programa, lo que potencialmente entregaría estimaciones sesgadas de impacto.

Para testear la robustez, se utilizó el test de sensibilidad propuesto por Rosenbaum (2002) y basado en el test estadístico de Wilcoxon que asume que cada unidad de observación posee un valor fijo de una covariable no-observada (o un compuesto de covariables no-observadas). Mientras más alto el nivel de gama ( $\Gamma$ ) al cual la inferencia del efecto estimado del PSB sobre deforestación no cambia, más confianza en que la conclusión sobre la estimación de efecto causal no está afectada por una diferencia no-observada (Wendland et al. 2015).

## Resultados

### Controlando el sesgo de selección del PSB

La diferencias reportadas entre áreas con PSB y sin PSB puede ser explicadas por la asignación del programa de conservación del bosque (en la Table 2). Si las áreas con PSB y sin PSB difieren en características que no solo afectan a la conservación de los bosques pero también determinan cambios en la cobertura forestal, estas diferencias no podrían ser enteramente

atribuible a las políticas gubernamentales de conservación o llamadas también “pagos directo por conservación”.

Las comparaciones de las diferencias en la distribución de las covariables entre celdas con PSB y sin PSB indicaron diferencias significativas en las medias. Entonces, si los resultados del matching fueron efectivos, estas dos medidas (cuarta columna del Table 2) deben pasar drásticamente a cero, o lo más cercano a este valor. El análisis de covariables indicó que a través de la técnica del matching se mejoró de forma sustancial el balance de las covariables y se eliminaron los sesgos provenientes de las variables observables en el presente análisis.

Table 2. Balance of covariates

Variables	Mean value conserved	Mean value unconserved	Differences in mean values	Raw eQQ difference	Normalized differences
Slope (°)					
Matched	10.023	9.949	0.6803	0.1350	0.0236
Altitude (m.a.s.l)					
Unmatched	560.45	802.29	-39.775	257.49	-0.3739
Matched	560.45	552.45	1.3155	9.5068	0.0086
Distance to national roads (km)					
Unmatched	81.616	41.083	65.638	40.525	0.7818
Matched	81.616	80.684	1.509	2.0586	0.0417
Distance to local roads (km)					
Unmatched	48.564	23.217	68.138	25.342	0.8411
Matched	48.564	47.855	1.9059	0.7863	0.0784
Distance to villages (km)					
Unmatched	12.278	9.2756	39.981	3.0604	0.3952
Matched	12.278	12.175	1.3684	0.1681	0.0236
Distance to rivers (km)					
Unmatched	7.9365	8.0214	-1.2433	1.7523	-0.0143
Matched	7.9365	7.1594	11.38	0.7921	0.0142
Distance to forest frontier (km)					
Unmatched	6.1542	3.4012	55.436	2.7623	0.5863
Matched	6.1542	5.2885	17.433	0.8181	0.0147
Precipitation media (mm)					
Unmatched	2789	2610.7	25.497	282.1	0.2124
Matched	2789.7	2786.6	0.4448	10.916	0.0163
Temperature media (mm)					
Unmatched	23.277	22.204	37.863	1.5169	0.2046
Matched	23.277	23.299	-0.7518	0.0757	-0.0036

### Estimación de la deforestación evitada

En el presente estudio se consideró los resultados de la regresiones del matching y el postmatching siendo igual de fiables, porque el matching reduce en gran medida las diferencias

en la distribución de todas las covariables, como muestra la diferencias de medias en la tercera columna y las diferencias normalizadas en la Table 2 (Ho et al. 2007)

Al medir la deforestación evitada empleando métodos convencionales (sin el control de otras variables) reveló que el 5.11% de las celdas bajo el PSB se hubieran deforestado entre el 2000 y 2014 de no haber sido incluidas en el programa socio bosque en el 2000. Mientras que, al estimar la deforestación evitada a través del PSM arroja que entre 1.37 a 1.54% de las celdas bajo el PSB se hubieran deforestado en el 2000 y el 2014 en ausencia del programa. Por medio del matching con calipers, la estimación del impacto del PSB sobre la deforestación evitada fue del 1.4% ( $P < 0.01$ ), lo que demuestra que no hay mayor diferencia en la estimación sin calipers.

Al analizar el impacto del PSB en los contratos individuales y colectivos se observó a través del matching que 3.4% y 0.09% se hubiera deforestado en ausencia del PSB en los propietarios individuales y colectivos respectivamente. Si se hubiera estimado el impacto del PSB sin el control de las covariables el resultado hubiera sido una estimación de 5.2% y 5.6% tanto para PSB individual como para PSB colectivo respectivamente.

Table 3. Estimated impacts of PSB on avoided deforestation

	PSB	PSB-collective	PSB-individual
N° of program cells (treatment)	30,439	27,733	2,706
N° of control cells	260,050	260,050	260,050
<b>Conventional Approach</b>			
Naive t-test	-0.0511 <sup>a</sup>	-0.0525 <sup>a</sup>	-0.056 <sup>a</sup>
OLS	-0.0219 <sup>a</sup>	-0.0182 <sup>a</sup>	-0.0568 <sup>a</sup>
<b>Sample selected by psmach2 on the propensity score<sup>b</sup></b>			
PSM (n=1)	-0.0150 <sup>a</sup>	-0.0090 <sup>a</sup>	-0.0346 <sup>a</sup>
PSM (n=2)	-0.0143 <sup>a</sup>	-0.0084 <sup>a</sup>	-0.0328 <sup>a</sup>
PSM (n=3)	-0.0146 <sup>a</sup>	-0.0085 <sup>a</sup>	-0.0334 <sup>a</sup>
<b>Sample selected by psmach2 on the propensity score using calipers</b>			
Calipers (c=0.01) (n=1)	-0.0143 <sup>a</sup>	-0.0090 <sup>a</sup>	-0.060 <sup>a</sup>
<b>Sample selected by psmach2 on the propensity score with Bias Adjusted</b>			
PSM (n=1)	-0.0154 <sup>a</sup>	-0.010 <sup>a</sup>	-0.0801 <sup>a</sup>
PSM (n=2)	-0.0137 <sup>a</sup>	-0.0093 <sup>a</sup>	-0.0787 <sup>a</sup>
PSM (n=3)	-0.0140 <sup>a</sup>	-0.094 <sup>a</sup>	-0.0799 <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Estimates significant at  $P < 0.05$

<sup>b</sup> Standard errors for post-matching estimates using the variance formula in Abadie and Imbens (2008)

Para poner estos resultados en contexto, en el PSB colectivo la superficie protegida fue de 1,247.500 ha y de no haber implementado el PSB una área de 11.227 ha se hubieran perdido en el 2014. En cambio para PSB individual de sus 165,700 ha bajo protección del PSB se estimó

que una superficie de 5,733 ha fueron evitadas que se talen de bosque Andino tropical por la implementación de programa de conservación.

### Test de sensibilidad

La heterogeneidad no observada entre los valores conservado y no conservados por el PSB se presenta en la Tabla 4. . El gama cambia la probabilidad de rechazar la hipótesis. Mientras más alto el nivel de gama ( $\Gamma$ ) al cual la inferencia del efecto estimado del PSB sobre la protección no cambia, más confianza en que la conclusión sobre la estimación de efecto causal no está afectada por una diferencia no-observada (Table 4). En otras palabras, la segunda columna de la Tabla 5 indica que la estimación de 1.5% de deforestación evitada por el PSB continua siendo significativa diferente a cero, inclusive en la presencia de moderados sesgos no observados.

Table 4. Sensitivity test of hidden biases measured by critical P-values.

$\Gamma$	Protected 2014 (never protected by PSB and forest in 2008 control)
1.0	<0.0001
1.4	<0.0001
1.4	0.0002
1.5	0.0007
1.6	0.0016
1.7	0.0033
1.8	0.0063
1.9	0.0110
2.0	0.0181
2.1	0.0280
2.2	0.0412
2.3	0.0581
2.4	0.0789
2.5	0.1036
2.6	0.1321
2.7	0.1641
2.8	0.1992
2.9	0.2370
3.0	0.2769
3.1	0.3183
3.2	0.3606
3.3	0.4034
3.4	0.4459
3.5	0.4879
3.6	0.5287
3.7	0.5682
3.8	0.6060
3.9	0.6419
4.0	0.6757

### Discusión

El presente estudio estimó la deforestación evitada proveniente de la política de pagos por conservación, denominada PSB. Para evitar caer en sesgo por la falta de aleatoriedad del tratamiento (PSB) y para generar una estimación robusta del efecto de esta política de conservación se empleó el método matching, al igual que otras investigaciones empíricas

(Andam et al. 2008; Arriagada et al. 2016; Cuenca et al. 2016; Gaveau et al. 2009). Acorde con Blackman et al. (2015); Robalino et al. (2015), con la técnica matching se controla el sesgo de selección durante las estimaciones de la deforestación evitada debido a que la asignación de las políticas de conservación (p.ej. socio bosque, áreas protegidas, pago por servicios ambientales) no son realizadas de manera aleatoria.

Con base a la técnica del matching se logró responder a la pregunta contrafactual de qué habría sucedido con el bosque Andino tropical si no se hubiera implementado el PSB. El presente estudio reveló que el PSB es efectivo en evitar la pérdida de bosque, siendo más efectivo sobre bosques de propietarios individuales que sobre propietarios colectivos. En ausencia del PSB se hubiera deforestados entre 1.5 y 3.4% más para el año 2014. Estos resultados son consistentes con los porcentajes de deforestación evitada reportados por otras investigaciones sobre evaluación de impacto de políticas de conservación (Arriagada et al. 2016; Arriagada et al. 2009; Blackman et al. 2015; Cuenca et al. 2016).

La literatura sobre la propiedad común y manejo colectivo-comunitario de los bosques ha sido generalmente positiva sobre el potencial para la tenencia segura de la tierra para apoyar normas consuetudinarias e institución local (Bray et al. 2006). La literatura está llena de ejemplos de instituciones-asociaciones de manejo comunitario con éxito en la gestión de la tierra (Baynes et al. 2015; Bray et al. 2006; de Koning et al. 2011). La mayoría de los ejemplo citados provee una rica inferencia descriptiva acerca del diseño y operación de las instituciones a nivel comunitario, pero no necesariamente contienen contrafactuals explícitos que permitan estimaciones del impacto de programas de conservación (Buntaine et al. 2015). La presente investigación contribuye al crecimiento de la literatura que evalúan los programas de conservación basados sobre métodos que trabajan en forma robusta (Miteva et al. 2012).

Cuando se estima la efectividad de las políticas de conservación muchas investigaciones intentan hacer comparaciones entre la política de conservación implementada dentro y fuera del área, mientras que otras evaluaciones comparan antes y el después del establecimiento de la política conservación (Bruner et al. 2001; Joppa et al. 2008; Nelson & Chomitz 2011). Estas estimaciones podrían estar fuertemente sesgadas acorde con Andam et al. (2008). Para ilustrar esto, en la presente investigación con métodos convencionales la deforestación evitada de PSB hubiera sido entre 5 y 7%, es decir de dos a tres veces más el impacto del PSB reportado con la



técnica del matching. Las estimaciones del impacto del PSB sobre la deforestación fueron significativamente menores que las generadas por métodos convencionales que no controlan la falta de aleatoriedad del tratamiento (Arriagada et al. 2009; Pfaff et al. 2014). De acuerdo con Blackman et al. (2015) estas estimaciones son un hallazgo frecuente en las evaluaciones de las políticas de conservación de bosques que utilizan la técnica del matching y otras técnicas quasi-experimentales (Blackman et al. 2015; Buntaine et al. 2015; Gaveau et al. 2009; Pfaff et al. 2009; Robalino et al. 2015).

Como es de suponer investigaciones previas no están conscientes del uso de la técnica del matching para abordar los factores que probablemente confunden la relación entre PSB y la deforestación evitada. Esto ha dejado muchas investigaciones sobre el PSB con una débil base empírica (Bremer et al. 2014a; Holland et al. 2013).

El Estado Ecuatoriano está invirtiendo en PSB casi US\$ 56 millones desde su creación entre contratos colectivos y privados con el fin de lograr las metas de conservación (Hayes et al. 2015). La presente investigación sugiere que esta inversión quizás debería aumentar si la reducción de la tasa de deforestación es una de la primeras metas del PSB, debido a que aún se reportan considerables tasas de pérdida de bosque en el Ecuador (Cuenca et al. 2016; Sierra 2013). Por otro lado, el impacto positivo de PSB sobre la deforestación a nivel local es indicador de los esfuerzos del Ecuador para conservar el bosque Andino tropical acorde con su nueva constitución en donde se establece que el Estado reducirá la deforestación y conservará los bosques (Art. 414) (Asamblea-Nacional 2008), y a nivel global, es un indicador que los esfuerzos de conservación de este país están en sintonía con los esfuerzos de muchos otros países para evitar la deforestación (Andam et al. 2008; Arriagada et al. 2016; Blackman et al. 2015; Joppa & Pfaff 2011; Soares-Filho et al. 2010; Wendland et al. 2015).

De acuerdo con Cao et al. (2009) mecanismos que consideran para el desarrollo humano tanto aspectos ambientales y humanos proporcionan a largo plazo medidas adecuadas a través de las cuales los habitantes pueden escapar de la trampa de la pobreza, que parece ser una forma efectiva para mejorar tanto la naturaleza y la sociedad. Parece que el PSB podría ser este mecanismo (de Koning et al. 2011).

### **Implicancias del estudio**

El papel que cumplen los bosques tropicales en el ciclo climático y del carbono tiene una relación directa con las tasas de deforestación actuales-futuras y con la cantidad de bosques que queden en pie, o que puedan aumentar sus reservas de carbono (Cramer et al. 2004). De ahí la importancia de medir de forma robusta la deforestación evitada para impedir caer en subestimaciones o sobreestimaciones. Esto debido a que, por ejemplo una sobreestimación de la deforestación evitada puede dar la apariencia de que los objetivos del PSB han sido cumplidos cuando esto no es el caso, y más bien, podrían existir mayores tasas de deforestación que las reportadas bajo métodos convencionales.

Por otro lado, el PSB es parte de la estrategia REDD+ que está implementándose en el Ecuador con la finalidad de compensar para conservar los bosques en forma de créditos de deforestación evitada (Larrea & Warnars 2009; Loaiza et al. 2015). En tales esquemas, estimar la deforestación evitada en forma robusta es de suma importancia para permitir a los compradores o vendedores negociar créditos a emisores de gases de efecto invernadero bajo cálculos correctos y no desviar así los esfuerzos por mantener el carbono proveniente de la conservación del bosque (Andam et al. 2008).

Las evaluaciones de impacto como la presente investigación, podrían utilizar experimentos conductuales y encuestas de campo (aspectos no tratados en la presente investigación) para conectar incentivos, instituciones y decisiones del uso del suelo con los resultados de la deforestación evitada en el bosque Andino tropical (Buntaine et al. 2015).

### **Conclusión**

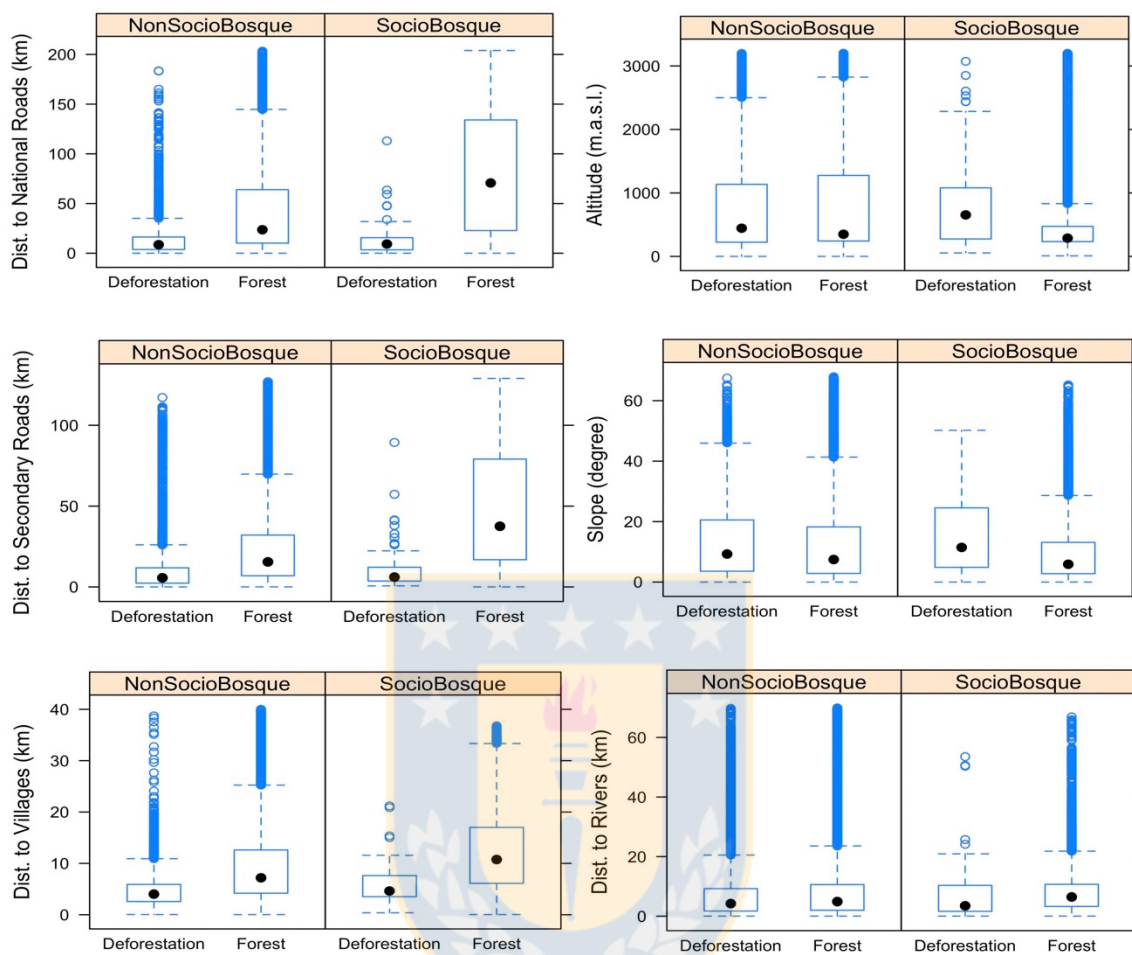
El PSB es una iniciativa para conservar los bosques y reducir las emisiones de GEI provenientes de la deforestación. Esta investigación entrega un análisis empírico que revela por primera vez el impacto de PSB sobre la deforestación. Los resultados demuestran que si no existiera el PSB debería crearse como un mecanismo para evitar la deforestación del bosque Andino tropical. Por otro lado, la presente investigación debe reconocer que los resultados expuestos abordan solo el efecto del PSB sobre la deforestación. Puede ser el caso que el PSB haya tenido un efecto amplio y positivo sobre los medios de vida locales e ingresos, o sobre las propiedades ecológicas del bosque Andino tropical que no son cuantificables a través de variables

categorías del bosque. La presente investigación no puede y no tiene la intención de hablar sobre estas preguntas, pero sí futuros estudios podrían dar respuesta a estas interrogantes.

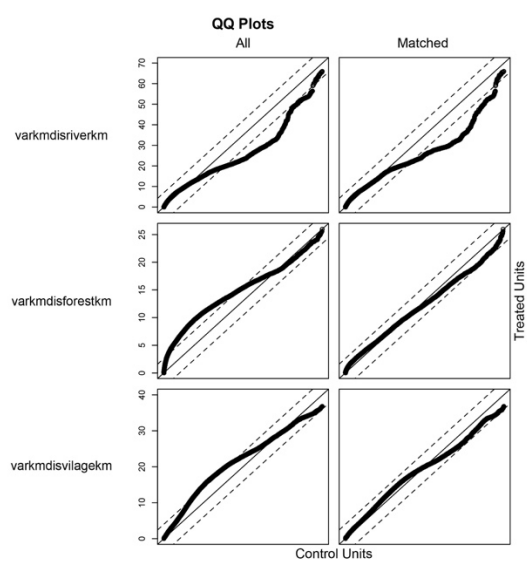
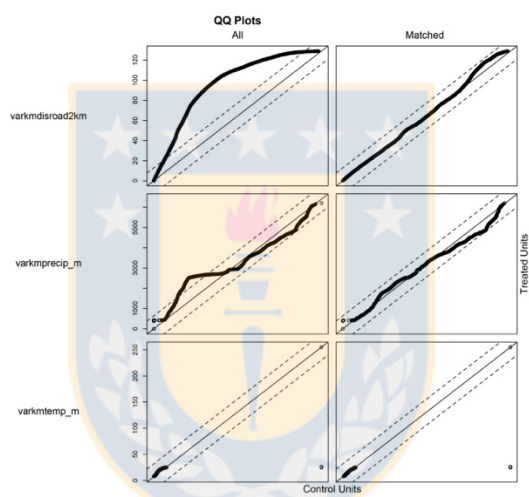
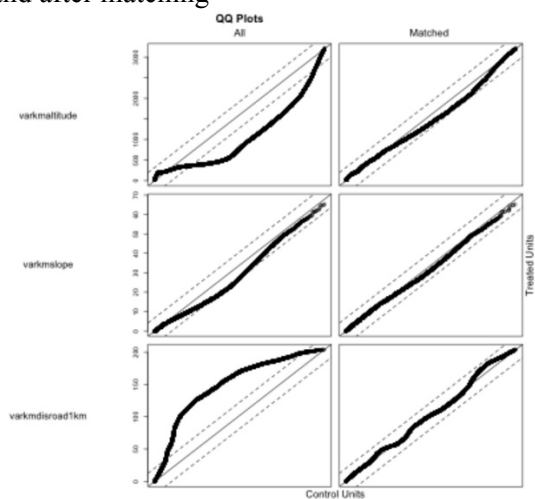
Dado las implicancias del PSB para la sociedad y la naturaleza, es necesario implementar programas periódicos de evaluación de impacto para conocer no solo el rol del socio bosque sobre la deforestación, sino también sobre la pobreza. En este mismo sentido, el PSB debe ser reconocido como una iniciativa nacional que aporte a la mitigación del cambio climático mundial, por tanto, su sostenibilidad financiera debe cautelarse.



## Annex A. Boxplot of variables



## Annex B. Variables before and after matching



## Referencias

- Abadie, A., and G. W. Imbens. 2008. On the Failure of the Bootstrap for Matching Estimators. *Econometrica* **76**:1537-1557.
- Abadie, A., and G. W. Imbens. 2011. Bias-corrected matching estimators for average treatment effects. *Journal of Business & Economic Statistics* **29**:1-11.
- Alcorn, J. B. 1993. Indigenous Peoples and Conservation. *Conservation Biology* **7**:424-426.
- Algelsen Arild, B. S., Loisel Cyril, Peskett Leo, Streck. 2009. Reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD): An options assessment report. Page 116 in M. Institute, editor.
- Andam, K. S., P. J. Ferraro, A. Pfaff, G. A. Sanchez-Azofeifa, and J. A. Robalino. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **105**:16089-16094.
- Andam, K. S., P. J. Ferraro, K. R. Sims, A. Healy, and M. B. Holland. 2010. Protected areas reduced poverty in Costa Rica and Thailand. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:9996-10001.
- Angelsen, A., and D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *World Bank Research Observer* **14**:73-98.
- Angelsen, A., and T. K. Rudel. 2013. Designing and Implementing Effective REDD + Policies: A Forest Transition Approach. *Review of Environmental Economics and Policy* **7**:91-113.
- Armenteras, D., F. Gast, and H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* **113**:245-256.
- Armsworth, P. R., G. C. Daily, P. Kareiva, and J. N. Sanchirico. 2006. Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:5403-5408.
- Arriagada, R. A., C. Echeverria, and D. Moya. 2014. Creating protected areas on public lands: is there room for additional conservation?. in review. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Arriagada, R. A., C. M. Echeverria, and D. E. Moya. 2016. Creating Protected Areas on Public Lands: Is There Room for Additional Conservation? *PLoS ONE* **11**:e0148094.
- Arriagada, R. A., P. J. Ferraro, E. O. Sills, S. K. Pattanayak, and S. Cordero-Sancho. 2012. Do Payments for Environmental Services Affect Forest Cover? A Farm-Level Evaluation from Costa Rica. *Land Economics* **88**:382-399.
- Arriagada, R. A., E. O. Sills, S. K. Pattanayak, and P. J. Ferraro. 2009. Combining qualitative and quantitative methods to evaluate participation in Costa Rica's program of payments for environmental services. *Journal of Sustainable Forestry* **28**:343-367.
- Arturo Sánchez-Azofeifa, G., G. C. Daily, A. S. Pfaff, and C. Busch. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* **109**:123-135.
- Asamblea-Nacional 2008. Constitución de la República del Ecuador. Asamblea Nacional.
- Balmford, A., L. Bennun, B. ten Brink, D. Cooper, I. M. Côté, P. Crane, A. Dobson, N. Dudley, I. Dutton, R. E. Green, R. D. Gregory, J. Harrison, E. T. Kennedy, C. Kremen, N. Leader-Williams, T. E. Lovejoy, G. Mace, R. May, P. Mayaux, P. Morling, J. Phillips, K. Redford, T. H. Ricketts, J. P. Rodríguez, M. Sanjayan, P. J.

- Schei, A. S. van Jaarsveld, and B. A. Walther. 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 Target. *Science* **307**:212-213.
- Barber, C. P., M. A. Cochrane, C. M. Souza Jr, and W. F. Laurance. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* **177**:203-209.
- Baser, O. 2006. Too Much Ado about Propensity Score Models? Comparing Methods of Propensity Score Matching. *Value in Health* **9**:377-385.
- Bass, M. S., M. Finer, C. N. Jenkins, H. Kreft, D. F. Cisneros-Heredia, S. F. McCracken, N. C. A. Pitman, P. H. English, K. Swing, G. Villa, A. Di Fiore, C. C. Voigt, and T. H. Kunz. 2010. Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PLoS ONE* **5**:e8767.
- Bastian Bertzky, C. C., James Kemsey, Siobhan Kenney, Corinna Ravilious, Charles Besançon y Neil, and J. C. Burgess. 2012. Protected Planet Report 2012: Tracking progress towards global targets for protected areas. UICN, Gland, Suiza and UNEP-WCMC, Cambridge, Reino Unido.
- Baylis, K., J. Honey-Rosés, J. Börner, E. Corbera, D. Ezzine-de-Blas, P. J. Ferraro, R. Lapeyre, U. M. Persson, A. Pfaff, and S. Wunder 2016. Mainstreaming Impact Evaluation in Nature Conservation.
- Baynes, J., J. Herbohn, C. Smith, R. Fisher, and D. Bray. 2015. Key factors which influence the success of community forestry in developing countries. *Global Environmental Change* **35**:226-238.
- Bennett, D. L. 2006. Enlazando Paisaje.
- Bennett, M. T. 2008. China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual? *Ecological Economics* **65**:699-711.
- Bissonette, J. A. 2008. Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis David B. Lindenmayer and Joern Fischer. 2006. Washington, DC: Island Press. Cloth \$80.00, ISBN: 1-59726-020-7. Paper, \$39.95. ISBN:1-59726-021-5. 352 pages. *Ecological Restoration* **26**:162-164.
- Blackman, A., A. Pfaff, and J. Robalino. 2015. Paper park performance: Mexico's natural protected areas in the 1990s. *Global Environmental Change* **31**:50-61.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* **320**:1444-1449.
- Bray, D. B., C. Antinori, and J. M. Torres-Rojo. 2006. The Mexican model of community forest management: The role of agrarian policy, forest policy and entrepreneurial organization. *Forest Policy and Economics* **8**:470-484.
- Bremer, L. L., K. A. Farley, and D. Lopez-Carr. 2014a. What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program. *Land Use Policy* **36**:122-133.
- Bremer, L. L., K. A. Farley, D. Lopez-Carr, and J. Romero. 2014b. Conservation and livelihood outcomes of payment for ecosystem services in the Ecuadorian Andes: What is the potential for 'win-win'? *Ecosystem Services* **8**:148-165.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Magin, and C. Hilton-Taylor. 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity
- Pérdida de Hábitat y Extinciones en Áreas Críticas para la Biodiversidad. *Conservation Biology* **16**:909-923.



- Bruner, A., N.-L. Lisa, G. Ted, T. Adrian, S. Malki, H. Grady, B. Katrina, and R. Richard. 2004a. Manejo de ocho áreas protegidas del Ecuador. Page 46. Conservation International.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, and A. Balmford. 2004b. Financial Costs and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries. *BioScience* **54**:1119-1126.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, and G. A. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**:125-128.
- Buizer, M., D. Humphreys, and W. de Jong. 2014. Climate change and deforestation: The evolution of an intersecting policy domain. *Environmental Science & Policy* **35**:1-11.
- Buntaine, M. T., S. E. Hamilton, and M. Millones. 2015. Titling community land to prevent deforestation: An evaluation of a best-case program in Morona-Santiago, Ecuador. *Global Environmental Change* **33**:32-43.
- Bürgi, M., A. Hersperger, and N. Schneeberger. 2004. Driving forces of landscape change — current and new directions. *Landscape Ecology* **19**:857-868.
- Butchart, S. H. M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J. P. W. Scharlemann, R. E. A. Almond, J. E. M. Baillie, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K. E. Carpenter, G. M. Carr, J. Chanson, A. M. Chenery, J. Csirke, N. C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J. N. Galloway, P. Genovesi, R. D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M. A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. H. Morcillo, T. E. E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J. R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S. N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T. D. Tyrrell, J.-C. Vié, and R. Watson. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* **328**:1164-1168.
- Cao, S., B. Zhong, H. Yue, H. Zeng, and J. Zeng. 2009. Development and testing of a sustainable environmental restoration policy on eradicating the poverty trap in China's Changting County. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**:10712-10716.
- Casto, M., R. Sierra, O. Calva, J. Camacho, and F. Lopez. 2013. Zonas de Procesos Homogéneos de Deforestación del Ecuador: Factores promotores y tendencias al 2020. Programa GESOREN-GIZ y Ministerio de Ambiente del Ecuador.
- Cernea, M. M., and K. Schmidt-Soltau. 2006. Poverty Risks and National Parks: Policy Issues in Conservation and Resettlement. *World Development* **34**:1808-1830.
- Chapin, M. 2004. A challenge to conservationists. *World Watch* **Nov/Dec**: 17-31.
- Coad, L., N. D. Burgess, C. Loucks, L. Fish, J. P. W. Scharlemann, L. Duarte, and C. Besançon. 2009. The ecological representativeness of the global protected areas estate in 2009: progress towards the CBD 2010 target.
- Coomes, O. T., F. Grimard, C. Potvin, and P. Sima. 2008. The fate of the tropical forest: Carbon or cattle? *Ecological Economics* **65**:207-212.
- Cramer, W., A. Bondeau, S. Schaphoff, W. Lucht, B. Smith, and S. Sitch. 2004. Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **359**:331-343.
- Crawley, M. J. 2012. *The R Book*. Wiley.
- Cropper, M., J. Puri, and C. Griffiths. 2001. Predicting the Location of Deforestation: The Role of Roads and Protected Areas in North Thailand. *Land Economics* **77**:172-186.

- Cuenca, P., R. Arriagada, and C. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy* **56**:56-66.
- Curran, L. M., S. N. Trigg, A. K. McDonald, D. Astiani, Y. M. Hardiono, P. Siregar, I. Caniago, and E. Kasischke. 2004. Lowland Forest Loss in Protected Areas of Indonesian Borneo. *Science* **303**:1000-1003.
- de Koning, F., M. Aguiñaga, M. Bravo, M. Chiu, M. Lascano, T. Lozada, and L. Suarez. 2011. Bridging the gap between forest conservation and poverty alleviation: the Ecuadorian Socio Bosque program. *Environmental Science & Policy* **14**:531-542.
- DeFries, R., A. Hansen, A. C. Newton, and M. C. Hansen. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* **15**:19-26.
- DeFries, R., A. Hansen, B. L. Turner, R. Reid, and J. Liu. 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecol Appl* **17**:1031-1038.
- DeFries, R., K. K. Karanth, and S. Pareeth. 2010a. Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation* **143**:2870-2880.
- DeFries, R. S., T. Rudel, M. Uriarte, and M. Hansen. 2010b. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience* **3**:178-181.
- Di Marco, M., S. H. M. Butchart, P. Visconti, G. M. Buchanan, G. F. Ficetola, and C. Rondinini. 2016. Synergies and trade-offs in achieving global biodiversity targets. *Conservation Biology* **30**:189-195.
- Dodson, C. H., and A. H. Gentry. 1991. Biological Extinction in Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **78**:273-295.
- Dudley, N., C. Groves, K. H. Redford, and S. Stolton. 2014. Where now for protected areas? Setting the stage for the 2014 World Parks Congress. *Oryx* **48**:496-503.
- Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara, and A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* **130**:481-494.
- Echeverría, C., D. A. Coomes, M. Hall, and A. C. Newton. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* **212**:439-449.
- Echeverría, C., A. Newton, L. Nahuelhual, D. Coomes, and J. M. Rey-Benayas. 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography* **32**:822-831.
- Echeverría, C., A. C. Newton, A. Lara, J. M. R. Benayas, and D. A. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* **16**:426-439.
- Ecuador, M. d. A. d. 2006. Políticas y Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador 2007 - 2016. Page 154 in G. E. F.-W. Bank, editor. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Proyecto GEF: Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Quito - Ecuador.
- Ewers, R. M., A. D. Kliskey, S. Walker, D. Rutledge, J. S. Harding, and R. K. Didham. 2006. Past and future trajectories of forest loss in New Zealand. *Biological Conservation* **133**:312-325.

- Ewers, R. M., W. F. Laurance, and C. M. Souza. 2008. Temporal fluctuations in Amazonian deforestation rates. *Environmental Conservation* **35**:303.
- Ewers, R. M., and A. S. L. Rodrigues. 2008. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)* **23**:113-116.
- FAO 1995. *Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Farina, A. 2006. *Principles and methods in landscape ecology*.
- Ferraro, P. J., and M. M. Hanauer. 2014. Quantifying causal mechanisms to determine how protected areas affect poverty through changes in ecosystem services and infrastructure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Ferraro, P. J., and A. Kiss. 2002. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* **298**:1718-1719.
- Ferraro, P. J., and S. K. Pattanayak. 2006. Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PLoS Biol* **4**:e105.
- Forman, R. T. T., and M. Godron 1986. *Landscape ecology*. Wiley.
- Fox, J., and S. Weisberg 2011. *An R Companion to Applied Regression*. SAGE Publications.
- Gaveau, D. L. A., L. M. Curran, G. D. Paoli, K. M. Carlson, P. Wells, A. Besse-Rimba, D. Ratnasari, and N. Leader-Williams. 2012. Examining protected area effectiveness in Sumatra: importance of regulations governing unprotected lands. *Conservation Letters* **5**:142-148.
- Gaveau, D. L. A., J. Epting, O. Lyne, M. Linkie, I. Kumara, M. Kanninen, and N. Leader-Williams. 2009. Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *Journal of Biogeography* **36**:2165-2175.
- Gaveau, D. L. A., H. Wandono, and F. Setiabudi. 2007. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth? *Biological Conservation* **134**:495-504.
- GEF. 2009. *GEF Focal Area: Biodiversity*. Global Environment Facility.
- Geist, H. J., and E. F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* **52**:143-150.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I. D. Craigie, M. Hockings, and N. D. Burgess. 2013a. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**:230-238.
- Geldmann, J., M. Barnes, L. Coad, I. D. Craigie, M. Hockings, and N. D. Burgess. 2013b. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* **161**:230-238.
- Gentry, A. H. 1986. Northwest South America (Colombia, Ecuador and Perú) in D. G. Campbell, and H. D. Hammond, editors. *Floristic inventory of tropical countries: The status of plant systematics, collections, and vegetation, plus recommendations for the future*. New York Botanical Gardens, New York.
- Gertler, P., S. Martinez, and W. Bank 2011. *Impact Evaluation in Practice*. World Bank.
- Gordon, A., W. T. Langford, M. D. White, J. A. Todd, and L. Bastin. 2011. Modelling trade offs between public and private conservation policies. *Biological Conservation* **144**:558-566.
- Green, J. M. H., C. Larrosa, N. D. Burgess, A. Balmford, A. Johnston, B. P. Mbilinyi, P. J. Platts, and L. Coad. 2013. Deforestation in an African biodiversity hotspot: Extent, variation and the effectiveness of protected areas. *Biological Conservation* **164**:62-72.

- Gullison, R. E., P. C. Frumhoff, J. G. Canadell, C. B. Field, D. C. Nepstad, K. Hayhoe, R. Avissar, L. M. Curran, P. Friedlingstein, C. D. Jones, and C. Nobre. 2007. Tropical Forests and Climate Policy. *Science* **316**:985-986.
- Guo, S., and M. W. Fraser 2009. *Propensity Score Analysis: Statistical Methods and Applications*. SAGE Publications.
- Guo, S., and M. W. Fraser 2014. *Propensity Score Analysis: Statistical Methods and Applications*. SAGE Publications.
- Gutzwiller, K. 2002. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*.
- Hackel, J. D. 1999. Community Conservation and the Future of Africa's Wildlife. *Conservación con Comunidades y el Futuro de la Conservación de la Vida Silvestre Africana. Conservation Biology* **13**:726-734.
- Hannah, L. 2008. Protected Areas and Climate Change. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1134**:201-212.
- Hansen, A. J., and R. DeFries. 2007. ECOLOGICAL MECHANISMS LINKING PROTECTED AREAS TO SURROUNDING LANDS. *Ecological Applications* **17**:974-988.
- Hayes, T., F. Murtinho, and H. Wolff. 2015. An institutional analysis of Payment for Environmental Services on collectively managed lands in Ecuador. *Ecological Economics* **118**:81-89.
- Ho, D. E., K. Imai, G. King, and E. A. Stuart. 2007. Matching as Nonparametric Preprocessing for Reducing Model Dependence in Parametric Causal Inference. *Political Analysis* **15**:199-236.
- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts, and C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* **8**:23-29.
- Holland, M. B., F. de Koning, M. Morales, L. Naughton-Treves, B. E. Robinson, and L. Suárez. 2013. *Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon*. World Development.
- Imbens, G. W. 2015. Matching Methods in Practice: Three Examples. *Journal of Human Resources* **50**:373-419.
- Imbens, G. W., and J. M. Wooldridge. 2009. Recent Developments in the Econometrics of Program Evaluation. *Journal of Economic Literature* **47**:5-86.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007 - Mitigation of Climate Change: Working Group III contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- Jack, B. K., C. Kousky, and K. R. E. Sims. 2008. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:9465-9470.
- Jenkins, C. N., and L. Joppa. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* **142**:2166-2174.
- Jokisch, B. D., and B. M. Lair. 2002. ONE LAST STAND? FORESTS AND CHANGE ON ECUADOR'S EASTERN CORDILLERA. *Geographical Review* **92**:235-256.
- Jones, D. A., A. J. Hansen, K. Bly, K. Doherty, J. P. Verschuyf, J. I. Paugh, R. Carle, and S. J. Story. 2009. Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. *Remote Sensing of Environment* **113**:1346-1356.
- Joppa, L., and A. Pfaff. 2010. Reassessing the forest impacts of protection: the challenge of nonrandom location and a corrective method. *Ann N Y Acad Sci* **1185**:135-149.

- Joppa, L. N., S. R. Loarie, and S. L. Pimm. 2008. On the protection of “protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:6673-6678.
- Joppa, L. N., and A. Pfaff. 2009. High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *PLoS ONE* **4**:e8273.
- Joppa, L. N., and A. Pfaff. 2011. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**:1633-1638.
- Jørgensen, P. M., S. León-Yáñez, and M. B. Garden 1999. *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press.
- Juffe-Bignoli, D., N. D. Burgess, H. Bingham, E. M. S. Belle, M. G. de Lima, M. Deguignet, B. Bertzky, A. N. Milam, J. Martinez-Lopez, E. Lewis, A. Eassom, S. Wicander, J. Geldmann, A. van Soesbergen, A. P. Arnell, B. O’Connor, S. Park, Y. N. Shi, F. S. Danks, B. MacSharry, and N. Kingston. 2014. *Protected Planet Report 2014*. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), Cambridge, UK.
- Kemkes, R. J., J. Farley, and C. J. Koliba. 2010. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological Economics* **69**:2069-2074.
- Kremen, C., V. Razafimahatratra, R. P. Guillery, J. Rakotomalala, A. Weiss, and J.-S. Ratsisompatrarivo. 1999. *Designing the Masoala National Park in Madagascar Based on Biological and Socioeconomic Data*.  
Diseño del Parque Nacional Masoala en Madagascar en Base Datos Biológicos y Socioeconómicos. *Conservation Biology* **13**:1055-1068.
- Lambin, E. F., and P. Meyfroidt. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel, and J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11**:261-269.
- Larrea, C., and L. Warnars. 2009. Ecuador's Yasuni-ITT Initiative: Avoiding emissions by keeping petroleum underground. *Energy for Sustainable Development* **13**:219-223.
- Laurance, W. F. 2005. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. *Trends Ecol Evol* **20**:645-648.
- Laurance, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends Ecol Evol* **22**:65-70.
- Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, G. Schroth, P. M. Fearnside, S. Bergen, E. M. Venticinque, and C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* **29**:737-748.
- Laurance, W. F., B. M. Croes, L. Tchignoumba, S. A. Lahm, A. Alonso, M. E. Lee, P. Campbell, and C. Ondzeano. 2006. Impacts of Roads and Hunting on Central African Rainforest Mammals. *Conservation Biology* **20**:1251-1261.
- Laurance, W. F., J. M. Rankin-de Merona, A. Andrade, S. G. Laurance, S. D'Angelo, T. E. Lovejoy, and H. L. Vasconcelos. 2003. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree communities. *Journal of Tropical Ecology* **19**:343-347.
- Laurance, W. F., D. C. Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, V. Arroyo-Rodriguez, P. Ashton, J. Benitez-Malvido, A. Blom, K. S. Bobo, C. H. Cannon, M. Cao, R. Carroll, C.



- Chapman, R. Coates, M. Cords, F. Danielsen, B. De Dijn, E. Dinerstein, M. A. Donnelly, D. Edwards, F. Edwards, N. Farwig, P. Fashing, P. M. Forget, M. Foster, G. Gale, D. Harris, R. Harrison, J. Hart, S. Karpanty, W. J. Kress, J. Krishnaswamy, W. Logsdon, J. Lovett, W. Magnusson, F. Maisels, A. R. Marshall, D. McClearn, D. Mudappa, M. R. Nielsen, R. Pearson, N. Pitman, J. van der Ploeg, A. Plumptre, J. Poulsen, M. Quesada, H. Rainey, D. Robinson, C. Roetgers, F. Rovero, F. Scatena, C. Schulze, D. Sheil, T. Struhsaker, J. Terborgh, D. Thomas, R. Timm, J. N. Urbina-Cardona, K. Vasudevan, S. J. Wright, G. J. Arias, L. Arroyo, M. Ashton, P. Auzel, D. Babaasa, F. Babweteera, P. Baker, O. Banki, M. Bass, I. Bila-Isia, S. Blake, W. Brockelman, N. Brokaw, C. A. Bruhl, S. Bunyavejchewin, J. T. Chao, J. Chave, R. Chellam, C. J. Clark, J. Clavijo, R. Congdon, R. Corlett, H. S. Dattaraja, C. Dave, G. Davies, M. Beisiegel Bde, N. da Silva Rde, A. Di Fiore, A. Diesmos, R. Dirzo, D. Doran-Sheehy, M. Eaton, L. Emmons, A. Estrada, C. Ewango, L. Fedigan, F. Feer, B. Fruth, J. G. Willis, U. Goodale, S. Goodman, J. C. Guix, P. Guthiga, W. Haber, K. Hamer, I. Herbinger, J. Hill, Z. Huang, I. F. Sun, K. Ickes, A. Itoh, N. Ivanauskas, B. Jackes, J. Janovec, D. Janzen, M. Jiangming, C. Jin, T. Jones, H. Justiniano, E. Kalko, A. Kasangaki, T. Killeen, H. B. King, E. Klop, C. Knott, I. Kone, E. Kudavidanage, J. L. Ribeiro, J. Lattke, R. Laval, R. Lawton, M. Leal, M. Leighton, M. Lentino, C. Leonel, J. Lindsell, L. Ling-Ling, K. E. Linsenmair, E. Losos, A. Lugo, J. Lwanga, A. L. Mack, M. Martins, W. S. McGraw, R. McNab, L. Montag, J. M. Thompson, J. Nabe-Nielsen, M. Nakagawa, S. Nepal, M. Norconk, V. Novotny, S. O'Donnell, M. Opiang, P. Ouboter, K. Parker, N. Parthasarathy, K. Pisciotta, D. Prawiradilaga, C. Pringle, S. Rajathurai, U. Reichard, G. Reinartz, K. Renton, G. Reynolds, V. Reynolds, E. Riley, M. O. Rodel, J. Rothman, P. Round, S. Sakai, T. Sanaiotti, T. Savini, G. Schaab, J. Seidensticker, A. Siaka, M. R. Silman, T. B. Smith, S. S. de Almeida, N. Sodhi, C. Stanford, K. Stewart, E. Stokes, K. E. Stoner, R. Sukumar, M. Surbeck, M. Tobler, T. Tschardtke, A. Turkalo, G. Umapathy, M. van Weerd, J. V. Rivera, M. Venkataraman, L. Venn, C. Vereza, C. V. de Castilho, M. Waltert, B. Wang, D. Watts, W. Weber, P. West, D. Whitacre, K. Whitney, D. Wilkie, S. Williams, D. D. Wright, P. Wright, L. Xiankai, P. Yonzon, and F. Zamzani. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**:290-294.
- Le Saout, S., M. Hoffmann, Y. Shi, A. Hughes, C. Bernard, T. M. Brooks, B. Bertzky, S. H. M. Butchart, S. N. Stuart, T. Badman, and A. S. L. Rodrigues. 2013. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. *Science* **342**:803-805.
- Léon-Yáñez, S. 2011. Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Leuven, E., and B. Sianesi. 2015. PSMATCH2: Stata module to perform full Mahalanobis and propensity score matching, common support graphing, and covariate imbalance testing. *Statistical Software Components*.
- Lewis, S. L. 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **361**:195-210.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer 2013. *Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis*. Island Press.
- Liu, J., S. Li, Z. Ouyang, C. Tam, and X. Chen. 2008. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **105**:9477-9482.

- Loaiza, T., U. Nehren, and G. Gerold. 2015. REDD+ and incentives: An analysis of income generation in forest-dependent communities of the Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *Applied Geography* **62**:225-236.
- López, S., R. Sierra, and M. Tirado. 2010. Tropical deforestation in the Ecuadorian Chocó: logging practices and socio-spatial relationships. *The Geographical Bulletin* **51**:3.
- MAE. 1999. Estudio complementario de tenencia de tierra, sector Y de La Laguna en la Reserva Ecológica Mache Chindul, REMACH,. Ministerio de Ambiente del Ecuador: Proyecto INEFAN-GEF, Quito, Ecuador.
- MAE. 2005. Plan de manejo y gestión participativa de la Reserva Ecológica Mache Chindul 2005 - 2010. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2006. Políticas y Plan Estratégico del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador 2007 - 2016. Proyecto GEF: Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2007. Plan de Manejo de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas. Proyecto GEF Ecuador: Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP-GEF). Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito, Ecuador.
- MAE. 2012a. Línea Base de Deforestación del Ecuador Continental. Page 32. Ministerio del Ambiente del Ecuador: Programa Socio Bosque, Quito, Ecuador.
- MAE. 2012b. Sistematización de Socio Bosque 2012. Ministerio del Ambiente del Ecuador. Programa Socio Bosque, Quito, Ecuador.
- Marquette, C. M. 1998. Land Use Patterns Among Small Farmer Settlers in the Northeastern Ecuadorian Amazon. *Human Ecology* **26**:573-598.
- Mateo, R. G., M. de la Estrella, Á. M. Felicísimo, J. Muñoz, and A. Guisan. 2013. A new spin on a compositionalist predictive modelling framework for conservation planning: A tropical case study in Ecuador. *Biological Conservation* **160**:150-161.
- McGarigal, K., and W. C. McComb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs* **65**:235-260.
- McGarigal, K., SA Cushman. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps, University of Massachusetts, Amherst.
- Mena, C. F. 2008. Trajectories of Land-use and Land-cover in the Northern Ecuadorian Amazon. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **74**:737-751.
- Mena, C. F., R. E. Bilborrow, and M. E. McClain. 2006. Socioeconomic drivers of deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environ Manage* **37**:802-815.
- Miles, L., and V. Kapos. 2008. Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation: global land-use implications. *Science* **320**:1454-1455.
- Millennium Ecosystem Assessment, M. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miteva, D., S. Pattanayk, and P. Ferraro. 2014. Do biodiversity policies work? The case for conservation evaluation 2.0 in D. Helm, and C. Hepburn, editors. *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. OUP Oxford, United State.
- Miteva, D. A., S. K. Pattanayak, and P. J. Ferraro. 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy* **28**:69-92.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres, and J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* **65**:725-736.



- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Myers, N., Mittermeier, Russell A., Mittermeier, Cristina G., da Fonseca, Gustavo A. B., Kent, Jennifer. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**.
- Myers, N., B. D. o. F. University of California, and R. Management 1986. Tackling Mass Extinction of Species: A Great Creative Challenge. University of California, College of Natural Resources, Department of Forestry and Resource Management.
- Nagendra, H. 2008. Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *Ambio* **37**:330-337.
- Nagendra, H., D. K. Munroe, and J. Southworth. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **101**:111-115.
- Nagendra, H., S. Pareeth, and R. Ghate. 2006. People within parks—forest villages, land-cover change and landscape fragmentation in the Tadoba Andhari Tiger Reserve, India. *Applied Geography* **26**:96-112.
- Nagendra, H., S. Paul, S. Pareeth, and S. Dutt. 2009. Landscapes of Protection: Forest Change and Fragmentation in Northern West Bengal, India. *Environmental Management* **44**:853-864.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, A. Lara, C. Echeverría, and M. E. González. 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* **107**:12-20.
- Naughton-Treves, L., M. B. Holland, and K. Brandon. 2005. THE ROLE OF PROTECTED AREAS IN CONSERVING BIODIVERSITY AND SUSTAINING LOCAL LIVELIHOODS. *Annual Review of Environment and Resources* **30**:219-252.
- Nelson, A., and K. M. Chomitz. 2011. Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PLoS One* **6**:e22722.
- Nepstad, D., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz, G. Fiske, and A. Rolla. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conserv Biol* **20**:65-73.
- Newton, A. C. 2007. Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. CABI.
- Nigel, D., editor. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN.
- Nolte, C. 2015. Identifying challenges to enforcement in protected areas: empirical insights from 15 Colombian parks. *Oryx FirstView*:1-6.
- Oliveira, P. J. C., G. P. Asner, D. E. Knapp, A. Almeyda, R. Galván-Gildemeister, S. Keene, R. F. Raybin, and R. C. Smith. 2007. Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon. *Science* **317**:1233-1236.
- Ostrom, E., and H. Nagendra. 2006. Insights on linking forests, trees, and people from the air, on the ground, and in the laboratory. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **103**:19224-19231.
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, O. L. Phillips, A. Shvidenko, S. L. Lewis, J. G. Canadell, P. Ciais, R. B. Jackson, S. W. Pacala, A. D. McGuire, S. Piao, A. Rautiainen, S. Sitch, and D. Hayes. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* **333**:988-993.

- Pauchard, A., and P. Villarroel. 2002. Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. *Natural Areas Journal* **22**:318-330.
- Pfaff, A., J. Robalino, E. Lima, C. Sandoval, and L. D. Herrera. 2014. Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Development* **55**:7-20.
- Pfaff, A., J. Robalino, G. Sanchez-Azofeifa, K. Andam, and P. Ferraro. 2009. Park location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across Costa Rica. *The BE Journal of Economic Analysis and Policy* **9**:5.
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. V. Nunez, R. M. Vasquez, S. G. Laurance, L. V. Ferreira, M. Stern, S. Brown, and J. Grace. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* **282**:439-442.
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts, and J. O. Sexton. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* **344**.
- Plant, R. E. 2012. *Spatial Data Analysis in Ecology and Agriculture Using R*. CRC Press.
- Ravindranath, N. H., and M. Ostwald 2007. *Carbon Inventory Methods: Handbook for Greenhouse Gas Inventory, Carbon Mitigation and Roundwood Production Projects*. Springer Netherlands.
- Reinecke, S., T. Pistorius, and M. Pregernig. 2014. UNFCCC and the REDD+ Partnership from a networked governance perspective. *Environmental Science & Policy* **35**:30-39.
- Robalino, J., P. Alexander, A. Sánchez-Azofeifa, F. Alpízar, C. León, and C. Rodríguez. 2008. Deforestation Impacts of Environmental Services Payments: Costa Rica's PSA Program 2000–2005.
- Robalino, J., C. Sandoval, D. N. Barton, A. Chacon, and A. Pfaff. 2015. Evaluating Interactions of Forest Conservation Policies on Avoided Deforestation. *PLoS ONE* **10**:e0124910.
- Robbins, A. S. T., and J. M. Daniels. 2012. Restoration and Economics: A Union Waiting to Happen? *Restoration Ecology* **20**:10-17.
- Rodríguez, N., D. Armenteras, and J. Retana. 2013. Effectiveness of protected areas in the Colombian Andes: deforestation, fire and land-use changes. *Regional Environmental Change* **13**:423-435.
- Rosenbaum, P. R. 2009. *Design of Observational Studies*. Springer.
- Rosenbaum, P. R., and D. B. Rubin. 1983. The Central Role of the Propensity Score in Observational Studies for Causal Effects. *Biometrika* **70**:41-55.
- Rubin, D. B. 1980. Bias Reduction Using Mahalanobis-Metric Matching. *Biometrics* **36**:293.
- Rubin, D. B. 2006. *Matched Sampling for Causal Effects*. Cambridge University Press.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, 3rd, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, and D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**:1770-1774.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., A. Pfaff, J. A. Robalino, and J. P. Boomhower. 2007. Costa Rica's payment for environmental services program: intention, implementation, and impact. *Conserv Biol* **21**:1165-1173.
- Sarmiento, F. O. 2002. Anthropogenic Change in the Landscapes of Highland Ecuador. *Geographical Review* **92**:213-234.

- Scharlemann, J. P. W., V. Kapos, A. Campbell, I. Lysenko, N. D. Burgess, M. C. Hansen, H. K. Gibbs, B. Dickson, and L. Miles. 2010. Securing tropical forest carbon: the contribution of protected areas to REDD. *Oryx* **44**:352-357.
- Schmitz, M. F., D. G. G. Matos, I. De Aranzabal, D. Ruiz-Labourdette, and F. D. Pineda. 2012. Effects of a protected area on land-use dynamics and socioeconomic development of local populations. *Biological Conservation* **149**:122-135.
- Schwartzman, S., A. Moreira, and D. Nepstad. 2000. Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks  
Reconsideración de la Conservación de los Bosques Tropicales: Peligros en Parques. *Conservation Biology* **14**:1351-1357.
- Sekhon, J. 2008. Multivariate and propensity score matching software with automated balance optimization: the matching package for R. *Journal of Statistical Software*, Forthcoming.
- Sekhon, J. S. 2013. Multivariate and Propensity Score Matching with Balance Optimization.
- Shadish, W. R., T. D. Cook, and D. T. Campbell 2002. Experimental and quasi-experimental designs for generalized causal inference. Houghton Mifflin.
- Sierra, R. 2001. The role of domestic timber markets in tropical deforestation and forest degradation in Ecuador: Implications for conservation planning and policy. *Ecological Economics* **36**:327-340.
- Sierra, R. 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. Page 57. *Forest Trends and Internacional Conservation*, Ecuador.
- Sierra, R., F. Campos, and J. Chamberlin. 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* **59**:95-110.
- Sloep Peter, B. A., editor. 2005. *Environmental Policy in an International Context Conflicts*.
- Soares-Filho, B., P. Moutinho, D. Nepstad, A. Anderson, H. Rodrigues, R. Garcia, L. Dietzsch, F. Merry, M. Bowman, L. Hissa, R. Silvestrini, and C. Maretti. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**:10821-10826.
- Solomon, S., I. P. o. C. Change, and I. P. o. C. C. W. G. I. 2007. *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- Southgate, D., R. Sierra, and L. Brown. 1991. The causes of tropical deforestation in Ecuador: A statistical analysis. *World Development* **19**:1145-1151.
- Southgate, D. D., and C. F. Runge 1990. *The institutional origins of deforestation in Latin America*. Department of Agricultural and Applied Economics, University of Minnesota St. Paul, Minnesota, USA.
- Stern, N. H., and G. B. Treasury 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press.
- Stringer, L. C., A. J. Dougill, A. D. Thomas, D. V. Spracklen, S. Chesterman, C. I. Speranza, H. Rueff, M. Riddell, M. Williams, T. Beedy, D. J. Abson, P. Klintenberg, S. Syampungani, P. Powell, A. R. Palmer, M. K. Seely, D. D. Mkwambisi, M. Falcao, A. Siteo, S. Ross, and G. Kopolu. 2012. Challenges and opportunities in linking carbon sequestration, livelihoods and ecosystem service provision in drylands. *Environmental Science & Policy* **19-20**:121-135.

- Stuart, E., H. Huskamp, K. Duckworth, J. Simmons, Z. Song, M. Chernew, and C. Barry. 2014. Using propensity scores in difference-in-differences models to estimate the effects of a policy change. *Health Services and Outcomes Research Methodology*:1-17.
- Tapia-Armijos, M. F., J. Homeier, C. I. Espinosa, C. Leuschner, and M. de la Cruz. 2015. Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s – Losing a Hotspot of Biodiversity. *PLoS ONE* **10**:e0133701.
- Tear, T. H., P. Kareiva, P. L. Angermeier, P. Comer, B. Czech, R. Kautz, L. Landon, D. Mehlman, K. Murphy, M. Ruckelshaus, J. M. Scott, and G. Wilhere. 2005. How Much Is Enough? The Recurrent Problem of Setting Measurable Objectives in Conservation. *BioScience* **55**:835-849.
- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nunez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert, and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* **294**:1923-1926.
- Turner, B. L., 2nd, E. F. Lambin, and A. Reenberg. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proc Natl Acad Sci U S A* **104**:20666-20671.
- Turner, D. P., W. D. Ritts, Z. Yang, R. E. Kennedy, W. B. Cohen, M. V. Duane, P. E. Thornton, and B. E. Law. 2011. Decadal trends in net ecosystem production and net ecosystem carbon balance for a regional socioecological system. *Forest Ecology and Management* **262**:1318-1325.
- Turner, M. G., R. H. Gardner, and R. V. O'Neill 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. U.S. Government Printing Office.
- Turpie, J. K., C. Marais, and J. N. Blihnaut. 2008. The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics* **65**:788-798.
- UNEP-WCMC. 2008. *State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress*. Cambridge, UK. State of the world's protected areas: an annual review of global conservation progress.
- Valencia, R. 2000. *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Valencia, R., H. Balslev, and G. Paz Y Miño C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation* **3**:21-28.
- Vina, A., F. R. Echavarría, and D. C. Rundquist. 2004. Satellite change detection analysis of deforestation rates and patterns along the Colombia-Ecuador border. *Ambio* **33**:118-125.
- Wendland, K. J., M. Baumann, D. J. Lewis, A. Sieber, and V. C. Radeloff. 2015. Protected Area Effectiveness in European Russia: A Postmatching Panel Data Analysis. *Land Economics* **91**:149-168.
- Wilson, K., A. Newton, C. Echeverría, C. Weston, and M. Burgman. 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation* **122**:9-21.
- Wittemyer, G., P. Elsen, W. T. Bean, A. C. O. Burton, and J. S. Brashares. 2008. Accelerated Human Population Growth at Protected Area Edges. *Science* **321**:123-126.
- Wunder, S. 2000. *The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador*. St. Martin's Press.

- Wunder, S. 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conserv Biol* **21**:48-58.
- Wünscher, T., and S. Engel. 2012. International payments for biodiversity services: Review and evaluation of conservation targeting approaches. *Biological Conservation* **152**:222-230.
- Wyman, M. S., and T. V. Stein. 2010. Modeling social and land-use/land-cover change data to assess drivers of smallholder deforestation in Belize. *Applied Geography* **30**:329-342.
- Young, K. R. 1997. Wildlife conservation in the cultural landscapes of the central Andes. *Landscape and Urban Planning* **38**:137-147.
- Young, K. R., and B. León. 2000. Biodiversity Conservation in Peru's Eastern Montane Forests. *Mountain Research and Development* **20**:208-211.
- Young, K. R., Leon B. 1999. Peru's humid eastern montane forests: An overview of their physical settings, biological diversity, human use and settlement, and conservation needs. Page 90. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests, Denmark.



## Capítulo V

### Conclusiones Generales

La presente investigación ha cumplido en forma exitosa con el objetivo de evaluar las políticas de conservación del bosques Andino tropical del Ecuador. Los resultados reportan la pérdida de bosque y fragmentación tanto en bosque protegidos, no protegidos y en su paisaje circundante. Aspectos determinantes en la pérdida de la biodiversidad. Para cumplir con este objetivo, se emplearon técnicas robustas que combinan disciplinas como la econometría y la estadística con el propósito de eliminar el efecto causal proveniente de la falta de aleatoriedad de las políticas de conservación (p.ej. programas de conservación, áreas protegidas, pago por servicio ecosistémicos), y por otro lado, se utilizó una disciplina que ha tenido un gran auge en los últimos años como es la ecología de paisaje. Esta reconoce la interacción entre los patrones espaciales de los elementos dentro del paisaje y los procesos ecológicos.

En este capítulo de conclusiones generales se sintetiza el impacto de las políticas de conservación en el área estudiada. Los resultados obtenidos en el capítulo 2, examinan el cambio en paisajes protegidos con altos índices de biodiversidad y densidad de población. En el capítulo 3 se evaluó el efecto de las APs sobre la deforestación y en capítulo 4 se estimó la efectividad del programa socio bosque sobre la pérdida de bosque Andino tropical.

#### **Patrones de la pérdida de bosque y fragmentación**

La presente investigación reporta las más altas tasas de deforestación de los ecosistemas Andino tropical. El paisaje estudiado del hotspot Chocó Darién ha estado sometido a la fragmentación de los bosques dado por la pérdida de hábitat, la reducción del tamaño de parche y el incremento del aislamiento de los hábitats. Las APs y en su paisaje circundante han sido sometidas a un grado más alto de deforestación y fragmentación del bosque Andino tropical si se compara con el resto del Ecuador. Bajo estas condiciones, en los últimos años las APs en la zona de estudio frenan la pérdida de bosque, aunque la fragmentación en el paisaje circundante al APs es alarmante y pone en riesgo la alta diversidad biológica de estos ecosistemas Andino tropical protegidos.

Asimismo, el incremento de áreas deforestadas en el paisaje circundante ha permitido incrementar el aislamiento de las APs y otros pequeños fragmentos de bosque remanente, lo cual ocasionará muy probablemente que el número de especies se reduzca. Esta reducción de



especies sería el resultado de la disminución de la tasa de colonización dado por el incremento del aislamiento y un incremento en la extinción determinada por la reducción del parche de hábitat. Como es de suponer bajo estas condiciones la pérdida de biodiversidad en este hotspot seguirá a ritmos alarmantes.

### **Causas de la pérdida de bosque**

La presencia de carreteras y poblados son las principales causas de la fragmentación y pérdida de bosque en el hotspot Chocó Darién (Capítulo 2). Si estos motores de la deforestación continúan operando, se espera que siga la pérdida y fragmentación del bosque Andino tropical durante las próximas décadas y es indudable que afecte la diversidad biológica del hotspot, el cual acoge una de la mayor diversidad florística de la región del neotrópico y del mundo.

El presente estudio corrobora que las APs son un escudo contra la deforestación en el bosque Andino tropical, especialmente en estos paisajes donde se cruzan altos índices de biodiversidad y densidad de población.

### **Efectividad de las áreas protegidas contra la deforestación**

Los métodos empíricos robustos empleados en el presente estudio para cuantificar la deforestación evitada de las APs permitieron corroborar que métodos convencionales sobreestiman la efectividad de las APs sobre la deforestación. Esto es de suma importancia si se piensa en las oportunidades emergentes del cambio climático que tienen las APs, dado que al tranzar bonos de carbono provenientes de la deforestación evitada la cuantificación debe realizarse de la manera más exacta posible, sin llegar a reportar altas tasas deforestación contrafactuales porque podrían desviar los esfuerzos por evitar la deforestación.

Este estudio revela que existen pérdida de bosque en las APs aunque es menor comparada con el paisaje circundante. Es por ello, que se debe prestar atención en el manejo de algunas APs y no esperar que las APs por si solas disminuyan la pérdida de bosque. En otras palabras, muchas APs podrán eliminar las presiones humanas dentro de sus límites, pero otras quizás no.

### **Pagos por conservación y su efecto sobre la pérdida de bosque**

La presente investigación ha determinado que el PSB es más efectivo en reducir la pérdida de bosque en el Bosque Andino tropical en propietarios individuales que en propietarios colectivos. El no uso de métodos empíricos robustos en la evaluación de impacto del PSB



podrían hacer suponer que el PSB está alcanzando sus objetivos de reducir la deforestación, cuando no podría ser el caso.

### **Futuros estudios**

La presente investigación en su conjunto entrega información valiosa para la toma de decisiones y la planificación de las APs. Las evaluaciones de impacto en el bosque Andino tropical efectuadas en la presente investigación doctoral son pioneras, y son las únicas informaciones empíricas acerca de la efectividad de las APs en estos ecosistemas. El presente estudio parte por lo primordial, estimar la efectividad de las políticas de conservación en el Ecuador, y constituyen así, el punto de partida para otras investigaciones:

- a) Además de incluir los sensores remotos como una herramienta para cuantificar la pérdida de bosque, se deberán efectuar la recolección de información socioeconómica a través de encuestas de campo para mejorar el entendimiento de los procesos de deforestación desde la cosmovisión de las comunidades que coexisten y dependen de los recursos provenientes del bosque.
- b) Es necesario evaluar las categorías de APs para determinar cuál y por qué es más efectiva en evitar la deforestación en el bosque Andino tropical, y por otro lado, en la evaluaciones de impacto incluir experimentos conductuales y encuestas de campo para conectar incentivos por conservación, instituciones y decisiones de uso del suelo a los resultados de la deforestación evitada en ecosistemas Andino tropical.
- c) Puede ser que las APs y el PSB hayan tenido un efecto amplio y positivo sobre el bienestar de los pobladores que están directa e indirectamente relacionados con estas dos políticas de conservación. También es probable que el PSB tenga un efecto positivo son las propiedades ecológicas del bosque Andino tropical. Aspectos que no fueron cuantificados en la presente investigación o que son muy difíciles de observar a través de variables categorías de bosque o no bosque.
- d) También es necesario analizar las interacción entre políticas de conservación, en este caso la interacción entre las APs y el programa socio bosque, con el fin de mejorar el destino de los recursos financieros, dado que implementar el PSB en o alrededor de APs podría tener una menor impacto si se realiza en zonas más alejadas a APs. Aún no existe información empírica acerca de este tema para el bosque Andino tropical.

## **Conclusión**

Las políticas de conservación, tanto las APs y el PSB, son efectivas en evitar la deforestación en el bosque Andino tropical. Sin embargo, las fuertes presiones que soporta este ecosistema hace que muchas de estas políticas de conservación estén en riesgo y se rompa la frágil línea entre la protección y la deforestación. Los patrones espaciales que se dan en el paisaje protegido revelan que aún se requiere de mayores esfuerzos para evitar que los bosques naturales contenidos en las APs queden aislados y con pocas posibilidades de conectividad.

Para favorecer la persistencia del bosque Andino tropical y garantizar la conservación de la biodiversidad en el área de estudio se deberá involucrar a los habitantes locales en los esfuerzos de conservación y por otro lado, entender que el mero establecimiento de APs no garantiza la protección del bosque.

