

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**Manejo de *Cedrela odorata* en Galápagos y su influencia en el ensamblaje de
comunidades de plantas nativas y no nativas en los primeros estadios de
sucesión**

**Tesis previa a la obtención del título de
Magíster en Biología de la Conservación**

NORMA ISABEL DOMÍNGUEZ GAIBOR

Quito, 2016

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Certifico que la tesis de Maestría en Biología de la Conservación de la candidata Norma Isabel Domínguez Gaibor ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

Verónica Crespo, Ph.D.
Directora de Tesis

Quito, 29 de junio del 2016

DEDICATORIA

Esta tesis la dedico a mis padres, quienes han sabido formarme con buenos sentimientos y valores, encaminándome por el sendero del saber, y han sido ejemplo de constancia, dedicación y esfuerzo, constituyéndose así en el pilar fundamental de mi vida.

A mis hermanas que con su apoyo me han fortalecido en los momentos de flaqueza, brindándome ánimo y soporte para cumplir con las metas propuestas.

A mi novio por su comprensión, amor y apoyo incondicional.

AGRADECIMIENTOS

A los docentes del programa de Maestría en Biología de la Conservación de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE).

Al Comité de Tesis conformado por: Verónica Crespo, Tjitte De Vries y Rafael Cárdenas docentes de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, quienes a través de su gran desempeño como catedráticos e investigadores aportaron de manera profesional a concluir con éxito esta investigación.

A Gonzalo Rivas Torres quien a través de las becas otorgadas por: University of Florida, NSF-IGERT Quantitative Spacial Ecology Program-UF, Secretaría Nacional de Educación Superior Ciencia y Tecnología-SENESCYT apoyó al desarrollo de esta investigación dentro de su proyecto de Disertación Doctoral, así también al Parque Nacional Galápagos por todo el apoyo logístico brindado para este estudio.

A Carlos Carpio, Pablo Melo y Cristina Ibarra por su valioso acompañamiento y asesoría profesional que ha permitido llegar a su culminación con éxito.

TABLA DE CONTENIDOS

1.	RESUMEN	9
2.	ABSTRACT	11
3.	INTRODUCCIÓN	13
3.1	INVASIONES BIOLÓGICAS	13
3.2	MÉTODOS DE MANEJO Y CONTROL	14
3.3	PROBLEMÁTICA EN ISLAS	16
3.4	INVASIONES EN LAS ISLAS GALÁPAGOS	16
3.5	PROBLEMÁTICA Y AMENAZAS DE <i>CEDRELA ODORATA</i> EN EL BOSQUE DE <i>SCALEZIA PEDUNCULATA</i>	18
3.6	OBJETIVOS	19
3.6.1	GENERAL	19
3.6.2	ESPECÍFICOS	19
4.	MATERIALES Y MÉTODOS	20
4.1	AREA DE ESTUDIO	20
4.1.1	CLIMA	20
4.2	COLECCIÓN DE MUESTRAS Y TOMA DE DATOS	21
4.2.1	APERTURA DEL DOSEL	22
4.3	ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	23

4.3.1	CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PLANTAS ENTRE LOS SITIOS CORTADOS Y NO CORTADOS EN LOS PRIMEROS SEIS MESES DE SUCESIÓN.	23
4.3.2	EFFECTOS DE MANEJO (CORTE - NO CORTE) DE <i>Cedrela odorata</i> SOBRE LAS ESPECIES ENDÉMICAS E INVASIVAS.	25
4.3.3	INFLUENCIA DEL CORTE SOBRE LA APERTURA DEL DOSEL	25
5.	RESULTADOS _____	26
5.1	VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PLANTAS ENTRE LOS SITIOS CORTADOS Y NO CORTADOS EN LOS PRIMEROS SEIS MESES DE SUCESIÓN.	26
5.1.1	DIVERSIDAD	26
5.1.2	VARIACIÓN EN LA COMPOSICIÓN VEGETAL.....	27
5.2	EFFECTOS DEL MANEJO (CORTE - NO CORTE) DE <i>CEDRELA ODORATA</i> SOBRE LAS ESPECIES ENDÉMICAS E INVASIVAS.....	29
5.3	EFFECTOS DE LA APERTURA DEL DOSEL.....	29
6.	DISCUSIÓN _____	30
6.1	VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PLANTAS ENTRE LOS SITIOS CORTDOS Y NO CORTADOS EN LOS PRIMEROS SEIS MESES DE SUCESION.....	30
6.2	ESPECIES ENDÉMICAS E INVASIVAS Y MANEJO DE <i>Cedrela odorata</i>....	32
6.3	SUCESIÓN ECOLÓGICA	33

6.4 MANEJO DE ESPECIES INVASIVAS Y SU IMPLICACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN.....	35
7. LITERATURA CITADA _____	37
8. FIGURAS _____	43
9. TABLAS _____	49
10. ANEXOS _____	53

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** A. Isla de Santa Cruz, Galápagos - Ecuador. B. Sitios de muestreo en el bosque de *Scalesia pedunculata*. C1) Sitio 1, C2) Sitio 2, C3) Sitio 3.43
- Figura 2.** Variación de los índices de Diversidad, riqueza y abundancia en los tres tiempos y dos tipos de manejo. A) Diversidad-corte, B) Diversidad –no corte, C) Riqueza-corte, D) Riqueza-No corte, E) Abundancia Corte, F) Abundancia-no corte.....45
- Figura 3.** Análisis de escalamiento multidimensional no métrico de abundancias relativas de las especies nativas y no nativas en los 2 tipos de manejo Corte y no Corte. En los 3 tiempos: a) t₀, b) t₁ y c) t₂.46
- Figura 4.** Análisis de escalamiento multidimensional no métrico de presencia/ausencia de especies nativas y no nativas en los 2 tipos de manejo Corte y no Corte. En los 3 tiempos: a) t₀, b) t₁ y c) t₂.47

LISTA DE TABLAS

- Tabla 1.** Matriz de las especies identificadas en el estudio y clasificadas como nativas y no nativas.....50
- Tabla 2.** Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de la abundancia relativa del tratamiento Corte vs No Corte en el tiempo 1 (t_1). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.....50
- Tabla 3.** Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de la abundancia relativa del tratamiento Corte vs No Corte en el tiempo 2 (t_2). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.....51
- Tabla 4.** Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de presencia/ausencia Corte vs No Corte en el tiempo 1 (t_1). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.52
- Tabla 5.** Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de presencia/ausencia Corte vs No Corte en el tiempo 2 (t_2). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.52

1. RESUMEN

Las especies invasivas amenazan la biodiversidad. Muchos métodos de manejo y control no se planifican a largo plazo. Las Islas Galápagos enfrentan graves problemas de invasión. *Cedrela odorata* (Meliaceae) es una especie arbórea invasiva en Santa Cruz (Galápagos), es manejada por el Parque Nacional Galápagos (PNG). Este estudio evalúa la efectividad del manejo de *C. odorata* (metodología del PNG), y su influencia sobre el ensamblaje de comunidades de plantas nativas y no nativas en los primeros estadios de sucesión. Escogimos tres sitios, ubicamos 48 parcelas de 2x2 m, estas se dividieron en dos grupos de 24. Al primer grupo se aplicó el manejo (corte) y al segundo grupo (no corte). Tomamos datos de composición y abundancia vegetal en tres muestreos, uno antes y dos después del manejo. Adicionalmente se midió la apertura del dosel en las 48 parcelas, después del corte. Comparamos la variación de diversidad, riqueza y abundancia entre tratamientos y tiempo. Se determinó la similitud biológica por composición, e identificamos las especies con mayor contribución a la diferencia. También contrastamos la apertura del dosel entre parcelas cortadas y no cortadas. Finalmente, se analizó la variación de la abundancia relativa (endémicas e invasivas por tratamiento). Nuestros resultados revelaron una dominancia de especies no nativas herbáceas sobre las nativas, independientemente del tiempo y tratamiento aplicado. La diversidad, riqueza y abundancia no presentaron un patrón de variación en el tiempo ni entre tratamientos. Tampoco existieron diferencias marcadas en la composición biológica. Sin embargo, la abundancia relativa de especies invasivas incrementó significativamente en las parcelas cortadas. Concluimos que las estrategias de control aplicadas por el PNG, especialmente el desbroce facilitarían la proliferación de especies no nativas, invasivas. Sería importante un

control del banco de semillas, considerar los procesos de sucesión previos a implementar los métodos de control para *C. odorata* sin afectar la regeneración de especies endémicas.

Palabras claves: ecosistemas alterados, Galápagos, métodos de control, pérdida de biodiversidad, *Scalesia pedunculata*.

2. ABSTRACT

Invasive species threaten biodiversity. Many methods of management and control are not planned long term. The Galapagos Islands face serious invasion problems. *Cedrela odorata* (Meliaceae) is an invasive species in Santa Cruz (Galapagos), it is managed by the Galapagos National Park (GNP) This study evaluates the effectiveness of management of *C. odorata* (methodology GNP) and its influence on the assembly of communities of native and non-native plants in the early stages of succession. We chose three sites that are located in 48 plots 2x2 meters; these were divided into two groups of 24. The first group management was applied (cut) and the second group (not cut). We took compositional data and abundant vegetation in three samples, one before and two after the handling. Additionally, the canopy opening in the 48 plots was measured after cutting. We compared the variation of diversity, richness, and abundance between treatments and time. Biological similarity was determined by composition and we identified the species with the greatest contribution to the difference. Also we contrasted the canopy opening between cut and uncut plots. Finally, the variation of the relative abundance (endemic and invasive per treatment) was analyzed. Our results revealed a dominance of herbaceous non-native species among the native species, regardless of time and treatment applied. The diversity, richness, and abundance did not show a pattern of variation over time or between treatments. Nor were there marked differences in the biological composition. However, the relative abundance of invasive species increased significantly on cut plots. We concluded that control strategies implemented by the GNP, especially clearing the proliferation of non-native invasive species. It would be important to control the seed bank and consider succession processes prior to implement control methods for *C. odorata* without affecting the regeneration of endemic species.

Keywords: alerted ecosystems, Galapagos, methods of control, loss of biodiversity, *Scalesia pedunculata*.

3. INTRODUCCIÓN

3.1 INVASIONES BIOLÓGICAS

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (Richardson *et al.*, 2014). Se conoce como invasión biológica al proceso por el cual una especie exótica coloniza nuevos espacios geográficos, logra establecerse de manera exitosa y causa impactos a las especies nativas y al ecosistema invadido (Richardson *et al.*, 2000). Varios casos de invasiones biológicas han producido la extinción de especies nativas, ya sea por competencia, destrucción de hábitats, depredación o parasitismo (Rauber, 2011; Capdevila-Argüelles *et al.*, 2013). Otras especies invasivas han producido impactos directos en procesos ecológicos, como ciclos de nutrientes, flujo de energía o dinámica de comunidades (Schüttler *et al.*, 2009; Kristensen *et al.*, 2014) y en factores ambientales asociados, como hidrología, composición del suelo y clima. (Cannas *et al.*, 2004). Por ejemplo en Hawai alrededor del 50% de las aves endémicas se extinguieron cuando fueron colonizadas por el ser humano hace 1500 años, ya que esto provocó la introducción de especies asociadas como perros, gatos, cabras (Baena *et al.*, 2008).

La invasión biológica es un proceso con múltiples pasos, que inicia con la dispersión de especies de su hábitat natural hacia un hábitat fuera de su rango de distribución, seguido por el establecimiento de poblaciones autosustentables, su propagación e impactos al ecosistema invadido (Puth y Post, 2005). A pesar de que las especies tienen la capacidad de dispersarse hacia nuevos hábitats de manera natural, el papel de los seres humanos como facilitadores de este proceso ha sido fundamental (Lockwood *et al.*, 2007). La intervención humana intencional o accidental ha permitido la dispersión de las especies fuera de su área de

distribución, muchas veces a lugares muy lejanos a los que podrían llegar por sus propios medios (Puth y Post, 2005). Gracias al cada vez más eficiente movimiento de personas, sus bienes y productos a través del mundo, las tasas de invasión han tenido un crecimiento exponencial en los últimos 150 años (Lockwood *et al.*, 2007). Sin embargo, cabe aclarar, que algunas acciones antropogénicas también han servido para crear y fortalecer barreras en las diferentes etapas de invasión ralentizando la distribución de especies no nativas por ejemplo con la selección de algunas especies o variedades de cultivos resistentes a ciertas plagas, con la elaboración de canales que permitan el suministro de agua a zonas áridas, todos estos procedimientos deber realizarse con todos los estudios y precauciones para evitar impactos negativos a largo plazo (Lockwood *et al.*, 2007).

3.2 MÉTODOS DE MANEJO Y CONTROL

El manejo y control de especies invasivas requiere una profunda comprensión de las características biológicas y de historia de vida de las especies invasivas. Además, se debe entender la relación de estas con factores ambientales y sus interacciones con especies nativas y otras no nativas (Cannas *et al.*, 2004). Asimismo, se debe tomar en cuenta la intervención del ser humano y sus acciones, como factores de riesgo durante todo el proceso de invasión (Borgnia *et al.*, 2013). Por lo tanto, la lucha contra las especies invasivas requiere un manejo técnico-científico con un análisis de factibilidad *a priori*, donde se consideren factores sociales, ambientales, biológicos y técnicos, que garanticen la ejecución y la viabilidad de los programas de manejo (analizando la relación costo-beneficio, Sanguinetti *et al.*, 2014).

Según Mack *et al.*, (2000), existen algunos métodos para el control y erradicación de especies invasivas como: 1) control mecánico, consiste en la remoción manual de las especies vegetales invasivas, ya sea a través de la tala, poda, desbroce; 2) control químico utilizando

sustancias químicas que afectan a la especie invasora, las cuales pueden ser efectivas a corto plazo; 3) control biológico, a través de la introducción de un enemigo natural, que permita controlar la densidad poblacional de la especie invasiva; 4) manejo de hábitats consiste en realizar acciones encaminadas a la conservación y protección del hábitat de manera integral, considerando todos los componentes bióticos y abióticos que lo conforman y no enfocados a una sola especie; 5) manejo integrado el cual incorpora los diferentes tipos de manejo (mecánico, biológico, químico, manejo de hábitats) y los ejecuta de manera conjunta, con coordinación y monitoreo continuos.

Se conoce que la erradicación de un invasor plenamente establecido representa un reto importante, y los esfuerzos de control y la eficacia de los mismos varían dependiendo de las interacciones y sinergias de las especies invasivas con otros factores como eventos climáticos u otras especies (Mack *et al.*, 2000). Además, la baja disponibilidad de información científica actualizada, protocolos y lineamientos establecidos, suelen constituir obstáculos para la erradicación (Pimentel *et al.*, 2000, en Mack *et al.*, 2000). Sin embargo, a nivel mundial existe un gran número de ejemplos de erradicaciones y controles exitosos, que han permitido el incremento en abundancia y la recuperación de las especies nativas (Smith-Ramírez y Arellano, 2013; Carrión, 2013). De igual manera, hay erradicaciones o acciones de control que han generado perturbaciones y han modificado la disponibilidad de recursos (Davis *et al.*, 2000), incrementando la vulnerabilidad de las comunidades vegetales y animales a las invasiones. La erradicación de especies invasivas ya establecidas puede además, crear nichos ecológicos para otras especies invasivas (Rejmánek *et al.*, 2005). Un ejemplo, es la erradicación de las cabras de la isla Santiago en Galápagos, la cual, aparentemente, ha promovido la invasión de la mora, *Rubus niveus* en la isla, especialmente en los

acampamentos establecidos durante el proceso de control de cabras (T. de Vries, com. pers). Por lo tanto, es importante evaluar la factibilidad y efectividad del manejo, controlar y verificar su cumplimiento y efectos sobre especies “no objetivo” (*non-target effects*) (Sanguinetti *et al.*, 2014), a corto, mediano y largo plazo (Vilà y Consejo Superior de Investigaciones Científicas España, 2008).

3.3 PROBLEMÁTICA EN ISLAS

La presencia y abundancia de especies invasivas varía entre continentes, biomas y ecosistemas. Las islas oceánicas están sujetas a altas tasas de invasión (Mack *et al.*, 2000), debido a que son hábitats con baja riqueza específica, poca representatividad de determinados grupos taxonómicos y funcionales y por ende, muchos nichos vacantes para especies nuevas (Russell y Holmes, 2015). Además, los ecosistemas aislados presentan un alto grado de endemismo y de aislamiento genético y las especies que ahí han evolucionado presentan usualmente características muy restringidas y baja capacidad de respuesta o “resistencia biológica” ante especies competitivas o predadores del continente (Mack *et al.*, 2000). Finalmente, factores climáticos favorables como alta temperatura y/o humedad de algunas islas tropicales, facilitan el establecimiento de propágulos (Strayer, 2012).

3.4 INVASIONES EN LAS ISLAS GALÁPAGOS

Las islas Galápagos se encuentran ubicadas en la parte oeste de América del Sur, 1000 km aprox., al oeste de las costas de Ecuador. Son conocidas como un laboratorio natural para estudios de evolución debido a los distintos procesos de colonización y radiación adaptativa que han sufrido sus especies durante miles de años. Además, se caracterizan por un alto grado de endemismo. Solamente en flora vascular poseen alrededor de 500 especies nativas, 180 de

las cuales son endémicas (Jäger *et al.*, 2007). El 96,4% del área de las islas Galápagos se encuentran dentro del Parque Nacional Galápagos, mientras que el 3,6% corresponde a zonas urbanas y destinadas para la agricultura. La mayor parte del área agrícola se desarrolla en la parte alta, fuera del área protegida en las islas de Santa Cruz, Isabela, Floreana y San Cristóbal (Tye *et al.*, 2002).

Una de las principales amenazas para la biodiversidad en Galápagos es la introducción de especies exóticas. Por ejemplo, existen alrededor de 800 especies de plantas introducidas (Jäger *et al.*, 2009), las cuales conforman más del 60% del total de la flora presente en Galápagos (Jäger *et al.*, 2009). El 45% de las plantas introducidas han logrado naturalizarse (Soria *et al.*, 2002) y 40 especies ejercen un efecto negativo sobre la vegetación nativa (Buddenhagen *et al.*, 2009). La gran mayoría de especies invasivas se encuentran en zonas donde antes predominaban especies nativas, con mayor presencia en las zonas altas y con mayor humedad (Buddenhagen *et al.*, 2009).

En las Islas Galápagos el manejo de las especies invasivas es fundamental (Jäger y Kowarik, 2010). Los principales organismos involucrados son el Parque Nacional Galápagos (PNG), la Fundación Charles Darwin, el Servicio Ecuatoriano de Sanidad Agropecuaria (SESA)-Galápagos, el Ministerio de Agricultura, y la Municipalidad de Santa Cruz (FCD, 2006). Los esfuerzos de manejo y control se enfocan en la prevención, reacción y fortalecimiento de la planificación técnica. Sin embargo, estos esfuerzos no se evalúan ni monitorean para medir su éxito y la recuperación de especies nativas, especialmente a largo plazo (Jäger y Kowarik, 2010).

3.5 PROBLEMÁTICA Y AMENAZAS DE *CEDRELA ODORATA* EN EL BOSQUE DE *SCALEZIA PEDUNCULATA*

Cedrela odorata o cedro cubano es un árbol invasivo con mayor distribución en la Isla de Santa Cruz, en Galápagos, que causa alteraciones a la composición de las comunidades de plantas nativas (Tye *et al.*, 2002). *C. odorata* es originaria de América tropical, donde se distribuye desde el norte de México y las islas del Caribe, hasta el norte de Argentina, desde el nivel del mar, hasta los 1900 msnm. Se desarrolla en temperaturas medias que varían desde los 22-26 °C, con precipitaciones anuales entre los 1000 hasta los 3700 mm (Orwa *et al.*, 2009). Es una especie forestal que puede alcanzar los 40 m de altura y hasta los 2 m de diámetro. Es muy apreciada en la industria por la calidad y usos que tiene su madera y su alto costo en el mercado (Amález y Flores, 1988).

En Ecuador continental, *Cedrela odorata* es una especie de uso condicionado y está incluida en CITES (Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre). Dentro de la lista roja de la UICN se encuentra considerada como una especie vulnerable. En cambio, en Galápagos es una especie introducida e invasiva, presente en las islas Santa Cruz, Isabela, San Cristóbal y Floreana (PMG, 2007). Se conoce que *C. odorata* fue introducida en Bellavista y Santa Cruz en los años 40 y usada a mediados de los años 60, con la finalidad de crear una cerca que divida los límites del PNG y la zona de agricultura en el área de El Chato y Santa Rosa (deVries com. pers). En la actualidad, se considera que tiene una distribución dentro del Parque Nacional Galápagos de 860 ha. En la isla de Santa Cruz se ha formado un bosque novel o emergente dominado por *C. odorata* (Rivas *et al.*, datos no publicados), que cubre alrededor del 28% de un área de distribución

histórica de especies nativas como *Scalesia pedunculata* (Trueman *et al.*, 2014), una especie arbórea endémica, fuertemente amenazada por *C. odorata*.

Para controlar la invasión de *C. odorata* en el bosque de *S. pedunculata*, el PNG ha establecido un programa de manejo utilizando la técnica de control manual, la cual consiste en elegir al azar individuos adultos de *C. odorata* con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 40 cm y cortarlos a unos 60 cm desde la base y luego desbrozar alrededor del mismo (un área de 2 m²). El presente estudio busca replicar esta metodología y evaluar sus efectos sobre el ensamblaje de comunidades nativas y no nativas, en los primeros estadios de sucesión (seis meses).

3.6 OBJETIVOS

3.6.1 GENERAL

Evaluar la influencia del manejo de *C. odorata* sobre el ensamblaje de comunidades de plantas nativas y no nativas en los primeros estadios de sucesión en la Isla de Santa Cruz, en el Parque Nacional Galápagos.

3.6.2 ESPECÍFICOS

1. Analizar cómo varía la diversidad y composición de plantas entre los sitios cortados y no cortados a los tres y seis meses de sucesión.
2. Determinar los efectos del manejo de *C. odorata* sobre la abundancia de especies endémicas e invasivas.
3. Proveer de información base y recomendaciones preliminares al PNG para un buen manejo de *C. odorata*.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 AREA DE ESTUDIO

El presente estudio se desarrolló dentro del Parque Nacional Galápagos, en la parte alta de la Isla de Santa Cruz, en un remanente de bosque de *Scalesia pedunculata*, que tiene una extensión de 140 ha y se encuentra invadido por *Cedrela odorata* (Rentería y Buddenhagen, 2006). El estudio se realizó en la parte alta de la zona de transición y en la zona de *Scalesia* (230 – 560 msnm). Las coordenadas de la zona de estudio varían entre N 0° 40' 37.8402" E 90° 25' 7.9998" y N 0° 39' 52.272" E 90° 26' 24.054", en un área aproximada de 3 km² (Figura 1). Dentro de la Isla de Santa Cruz hay siete zonas de vida o formaciones vegetales. Esta es una zona húmeda, que se caracteriza por la presencia de helechos, epífitas, líquenes filamentosos y árboles de hasta 10 m de altura. (Itow, 2003).

4.1.1 CLIMA

Galápagos posee un clima con dos estaciones, una cálida, con una temperatura de 17 a 33°C y con altas precipitaciones, que va de enero a mayo y una fría, con una temperatura que oscila entre los 18 y 20°C, que va de junio a diciembre. La presencia de corrientes marinas y eventos como El Niño y La Niña influyen directamente a las condiciones climáticas de las islas. Durante el Fenómeno de El Niño, la temperatura y la precipitación aumentan, mientras que durante el Fenómeno de La Niña, la temperatura y la precipitación son más bajas (Itow, 2003). La fluctuación anual de precipitaciones en la parte alta (zona de estudio) va desde los 300mm (junio-diciembre) a 1700 mm (enero-mayo) (Jäger *et al.*, 2009).

4.2 COLECCIÓN DE MUESTRAS Y TOMA DE DATOS

La información base que se utilizó para los análisis se obtuvo de tres muestreos realizados entre enero y septiembre del 2013. En el área de estudio se eligieron tres sitios al azar, que se encuentran a una distancia de 1.5 km entre cada uno. Los tres sitios poseen características edáficas y ecológicas (composición vegetal, altura) similares (Obs.pers), por lo que en este estudio no evaluamos diferencias entre ellos (Figura 1). En cada uno de estos tres sitios se establecieron 16 parcelas permanentes de 2x2 m cada una (48 parcelas en total), con una distancia de al menos 20 metros entre parcelas dentro de cada sitio, tomando a individuos adultos de *C. odorata*, con un DAP mayor a 40 cm, como centroides. Los individuos que se consideraron para el censo fueron plantas > 5cm de altura que se encontraban dentro de las parcelas. Los datos de composición y abundancia vegetal se tomaron en tres tiempos: tiempo 0 (t_0) o control (antes del corte), tiempo 1 (t_1) a los tres meses del corte y tiempo 2 (t_2) a los seis meses del el corte. En cada parcela también se tomaron datos de información geográfica con un GPS (Garmin, eTREX H, USA) para crear un mapa digital de cada uno de los sitios y puntos de muestreo (Figura 1).

El primer muestreo (t_0) se realizó entre enero y febrero 2013, en las 48 parcelas, sin aplicar ningún tipo de manejo. Una vez tomados esos datos, se dividieron al azar las 48 parcelas en dos grupos de 24 parcelas cada uno. En el primer grupo de parcelas (Corte) se realizó el corte de individuos adultos de *C. odorata*, utilizando los protocolos de manejo del PNG. Al segundo grupo de parcelas (No corte) no se les realizó ningún tipo de manejo, dejando en pie al individuo centroeide de *C. odorata*.

Una vez aplicado el manejo se retiró el árbol cortado de la zona y se realizó la limpieza y desbroce manual utilizando un machete en las 48 parcelas, eliminando completamente la

vegetación que se encontraba en un área de 2x2 m., alrededor del individuo de *C. odorata*, hasta dejar el terreno completamente limpio. A los 3 meses (t_1 , abril-mayo 2013, con un temperatura entre los 21-28°C) y 6 a los meses (t_2 , agosto-septiembre 2013, una temperatura entre los 19-22°C) después del corte, se realizaron el segundo y tercer muestreo, respectivamente, tomando los mismos datos de composición y abundancia vegetal. Las especies indeterminadas en campo fueron comparadas e identificadas con colecciones botánicas del Herbario de la Estación Científica Charles Darwin, catálogo de plantas vasculares del Ecuador (Jorgensen y León-Yáñez, 1999) y con bases de datos electrónicas. También nos apoyamos en botánicos expertos en el área. Una vez identificados los especímenes se los clasificó en especies nativas y no nativas según el Manual de identificación y manejo de malezas en las Islas Galápagos (2006). Finalmente, se identificaron las especies endémicas e invasivas según la base de datos online de La Lista de Especies de la Fundación Charles Darwin (Tabla 1).

4.2.1 APERTURA DEL DOSEL

Para estimar la cantidad de luz en cada parcela utilizamos imágenes hemisféricas capturadas en horas de la mañana utilizando una Nikon D40 y Nikon 8mm f / 2.8 lente ojo de pez (Nikon Corporation, Japón), instalada sobre un trípode en el centro de cada parcela, nivelado a 1,30 m y orientado al norte magnético. La apertura del dosel (el porcentaje de claros presentes en la cubierta forestal, utilizado como sustituto para determinar la cantidad de transmisión de luz en el sotobosque), se calculó al subir imágenes digitales hemisféricas del dosel en el software especializado Gap Luz Analyzer 2.0 (Frazer *et al.*, 1999). Esta medida se tomó una sola vez en las 48 parcelas, luego de aplicar el corte, en febrero 2013 (Anexo 2).

4.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

4.3.1 CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PLANTAS ENTRE LOS SITIOS CORTADOS Y NO CORTADOS EN LOS PRIMEROS SEIS MESES DE SUCESIÓN.

4.3.1.1 Diversidad

Para entender los cambios en la diversidad y composición vegetal en cada parcela calculamos la riqueza (S, número de especies), abundancia y diversidad local por medio del índice de Shannon-Wiener (H'), que toma en cuenta el número de especies y la abundancia de cada una (Pla L, 2006). Estos análisis se realizaron en el programa Microsoft Office Excel para Windows, versión 2007. El índice de diversidad se calculó con la ecuación 1:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \log_2 p_i)$$

Donde:

S = número de especies

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos

Para establecer los efectos de los tratamientos corte y no corte, se comparó la variación de la diversidad (H'), riqueza (S) y abundancia de las especies nativas y no nativas en los tres tiempos y en los dos tipos de tratamiento (corte y no corte). Además, se determinó la significancia entre las variables a través de la prueba de Kruskal-Wallis para datos no normales. Esta es una prueba estadística no paramétrica que evalúa las diferencias entre

grupos sin asumir el supuesto de normalidad (Sánchez, 2005). Los análisis se realizaron en el programa Minitab 16 (Minitab, Coventry, UK).

4.3.1.2 Variación de la composición vegetal

La similitud en la composición de especies vegetales a través del tiempo entre las parcelas cortadas y no cortadas se evaluó a través de análisis de escalamiento multidimensional no métrico, por sus siglas en inglés (NMDS). Estos análisis se realizaron con los datos de abundancia relativa de cada especie por parcela, los cuales fueron previamente transformados a Logaritmo natural $\ln(x+1)$. Utilizamos Bray-Curtis como índice de similitud ya que es una medida que analiza abundancias. Realizamos el mismo análisis para los datos de presencia/ausencia, utilizando coeficiente de Sorensen – Dice. Además, calculamos la bondad de ajuste del NMDS en función del estrés (0-1), donde valores cercanos a 0 indican un buen ajuste y valores por sobre 0.3 indican un mal ajuste. A través del ANOSIM (Analysis of Similarities) se describieron las diferencias y cambios temporales entre los sitios manejados y no manejados. Esta es una prueba no paramétrica basada en medidas de distancia, donde el valor de R varía entre -1 y +1. Valores positivos y negativos cerca de cero indican que existen coincidencias o asociados entre grupos y los valores cercanos a 1 indican que hay menor similitud entre los grupos (Chapman y Underwood, 1999). Finalmente, calculamos el porcentaje de contribución de las especies a las diferencias entre tratamientos con un análisis SIMPER (SIMilarity PERcentage) (Bell y Barnes, 2003). Estos análisis se realizaron con el software estadístico PAST (Palaeontological Statistics), versión 2.17 para Windows (Hammer *et al.*, 2001).

4.3.2 EFECTOS DE MANEJO (CORTE - NO CORTE) DE *Cedrela odorata* SOBRE LAS ESPECIES ENDÉMICAS E INVASIVAS.

Para determinar el efecto del manejo de *C. odorata* sobre las especies endémicas e invasivas, se comparó la abundancia relativa de especies invasivas y endémicas a lo largo del tiempo y entre los tipos de manejo (Corte y No Corte). Evaluamos la existencia de diferencias significativas mediante la prueba de Kruskal-Wallis debido a lo normalidad de los datos (Sánchez, 2008). Los análisis se realizaron con el programa Minitab 16 (Minitab, Covertry, UK).

4.3.3 INFLUENCIA DEL CORTE SOBRE LA APERTURA DEL DOSEL

Con el fin de determinar si el corte de los cedros afecta a la cantidad de luz que llega a las parcelas cortadas (24), realizamos una prueba de t para dos muestras no pareadas, entre las parcelas cortadas y no cortadas (Edgell *et al.*, 1984). Este análisis se lo realizó con el software estadístico SPSS versión 22.

5. RESULTADOS

5.1 VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PLANTAS ENTRE LOS SITIOS CORTADOS Y NO CORTADOS EN LOS PRIMEROS SEIS MESES DE SUCESIÓN.

5.1.1 DIVERSIDAD

Cedrela odorata es la especie arbórea con mayor tamaño que encontramos en la zona de estudio. Registramos un total de 29 especies, en su mayoría herbáceas y arbustivas. De estas, 13 (44.8%) son especies nativas, de las cuales cuatro son endémicas (13.8%) y 16 son no nativas (55.2%), de las cuales siete son invasivas (24.1%) (Tabla 1).

Al comparar la diversidad Shannon en las parcelas cortadas y no cortadas, no se observa ningún patrón remarcable entre las especies nativas y no nativas a lo largo del tiempo, ni entre los tratamientos (Figura 2). Dentro de cada tratamiento encontramos algunos cambios en la diversidad de especies nativas y no nativas. Por ejemplo, las nativas disminuyen de manera significativa a los tres meses ($H=24.05$, $p=0.0001$, Figura 2B), pero esto se invierte a los seis meses y la diversidad regresa a los niveles iniciales. En las mismas parcelas se observa una disminución significativa de la diversidad de especies no nativas, entre los tiempos t_0 , t_1 , y t_2 ($H=14.48$, $p=0.0001$, Figura 2B). Para las parcelas cortadas no se encontraron diferencias significativas (Figura 2A).

En cuanto a la comparación de la riqueza de especies nativas en las parcelas cortadas, observamos cambios significativos a lo largo del tiempo, con mayor riqueza en t_2 ($H=11.80$, $p=0.003$, Figura 2C). Algo similar se observó para las especies no nativas ($H=7.65$, $p=0.022$, Figura 2C). En las parcelas no cortadas, las especies nativas incrementan (aunque no

significativamente) a los seis meses con respecto al tiempo cero ($H=20.40$, $p=0.0001$, Figura 2D). Mientras tanto, las especies no nativas disminuyen significativamente después del desbroce ($H=23.56$, $p=0.001$, Figura 2D) con respecto a t_0 .

En relación a la abundancia, encontramos un aumento a los seis meses de las especies nativas en las parcelas cortadas ($H=22.02$, $p=0.0001$, Figura 2E), por ejemplo *Ageratum conyzoides* y *Commelina diffusa*. Las especies no nativas mostraron variaciones no significativas a lo largo del tiempo (Figura 2E). En las parcelas no cortadas, las especies nativas disminuyen significativamente en abundancia a los tres meses ($H=15.14$, $p=0.001$, Figura 2F), pero vuelven a aumentar a los seis meses respecto a t_1 aunque no de manera significativa (Figura 2F). Además se observa que las especies no nativas varían significativamente en los tiempos t_0 , t_1 , y t_2 con tendencia a disminuir ($H=28.53$, $p=0.0001$, Figura 2B).

5.1.2 VARIACIÓN EN LA COMPOSICIÓN VEGETAL

No encontramos diferencias significativas en la abundancia relativa de las especies entre los distintos tipos de tratamiento (Corte y No corte), ni a lo largo del tiempo (Figura 3). De hecho, los resultados del ANOSIM mostraron un fuerte solapamiento entre las parcelas ($R=0.0552$, $p=0.995$, Figura 3). Sin embargo, observamos un ligero aumento de las diferencias entre parcelas cortadas y no cortadas en los tiempos t_1 y t_2 ($R_1=0.095$, $p_1=0.0056$; $R_2=0.088$, $p_2=0.012$). Adicionalmente, las especies con mayor contribución acumulada y que aportan hasta un 50% a la ligera disimilitud entre tratamientos en los tiempos t_1 y t_2 son en su mayoría especies no nativas e invasivas. En t_1 las especies que más contribuyen son *Tradescantia fluminensis* y *Melinis minutiflora* (no nativas), seguidas por *Trema micrantha* y *Passiflora edulis* (invasivas) (SIMPER, Tabla 2). Cabe recalcar que las dos especies invasivas

son más abundantes en las parcelas cortadas (Tabla 2). En cambio, en t_2 hay dos especies nativas (*Ageratum conyzoides* y *Commelina diffusa*) que también contribuyen a las diferencias, con una contribución acumulada de (23.35%), ligeramente mayor a la contribución de una no nativa y otra invasiva (*Melinis minutiflora*, *Cestrum auriculatum*, respectivamente) cuya contribución acumulada es de (22.31%) (Tabla 3). Cabe agregar que *Ageratum conyzoides*, una especie nativa, pionera y con comportamiento invasivo es, en promedio, más abundante en las parcelas cortadas que en las no cortadas (Tabla 3). Finalmente, no se observa mayor contribución de las especies endémicas presentes en el tiempo cero (Anexo 2).

Para los datos de presencia y ausencia obtuvimos resultados parecidos a lo largo del tiempo (Figura 4). Al igual que para la abundancia relativa, encontramos que en el t_0 (antes del corte) no existen diferencias entre las parcelas (ANOSIM, $R=0.06$, $p=0.995$). Las diferencias entre parcelas cortadas y no cortadas recién se empiezan a notar a los seis meses cuando R aumentan ligeramente y con significación estadística ($R_{t_1}=0.06$, $pt_1=0.0056$; $R_{t_2}=0.14$, $pt_2=0.012$). Las especies con mayor grado de contribución a estas ligeras diferencias entre parcelas a los seis meses son: *Melinis minutiflora* (No nativa), *Commelina diffusa* (nativa), *Tradescantia fluminensis* (No nativa), *Ageratum conyzoides* (Nativa), *Cestrum auriculatum* (Invasiva) (Tabla 5). Encontramos que estas dos últimas especies están presentes más en las parcelas cortadas que en las no cortadas (Tabla 5). Finalmente, encontramos que la contribución de especies endémicas como: *Tournefortia pubescens*, *Psidium galapageium* disminuyen a lo largo del tiempo (Anexo 3).

5.2 EFECTOS DEL MANEJO (CORTE - NO CORTE) DE *CEDRELA ODORATA* SOBRE LAS ESPECIES ENDÉMICAS E INVASIVAS.

Según los resultados, la abundancia relativa de especies invasivas en las parcelas cortadas (37,58%) es significativamente mayor a la de parcelas no cortadas (27,38%) ($H=7.78$, $p=0.005$, Figura 5b). Por otra parte, en todas las parcelas se observa mayor abundancia de especies invasivas frente a las endémicas ($H=38.08$, $p=0.0001$, Figura 5). Sin embargo, al comparar las abundancias de las especies endémicas entre parcelas cortadas y no cortadas se observa que no varían de manera significativa (Fig. 5a). A pesar de que en el t_0 existe ya un dominio de especies invasivas en todas las parcelas, observamos que en las cortadas las especies invasivas germinan más rápido que en las parcelas no cortadas.

5.3 EFECTOS DE LA APERTURA DEL DOSEL

Al comparar la cantidad de luz que llega a las parcelas cortadas respecto a las parcelas no cortadas, encontramos que no existen diferencias significativas (t de student= 1.19, $p=0.237$).

6. DISCUSIÓN

La presencia de especies invasivas genera cambios a nivel de comunidades y/o ecosistemas (Jäger *et al.*, 2007), desplazando a especies nativas, causando alteraciones en los procesos ecológicos e incluso desencadenando cambios a nivel de paisaje y biodiversidad (Schüttler *et al.*, 2009). Esto ha motivado el desarrollo de planes y programas encaminados a prevenir y manejar las invasiones biológicas. Sin embargo, estas estrategias requieren una buena planificación – en base a un buen conocimiento sobre la especie invasiva y el hábitat y las especies nativas – y deben ser evaluadas y monitoreadas regularmente para evitar causar daños adicionales o peores al ecosistema invadido. Por lo tanto, si existen dudas sobre la efectividad o posibles impactos negativos del manejo, la no acción es la decisión más adecuada hasta contar con información pormenorizada (Sanguinetti *et al.*, 2014). En este estudio se buscó evaluar los efectos de la metodología empleada por el PNG para manejar a *Cedrela odorata* sobre las especies nativas y no nativas.

6.1 VARIACIÓN DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PLANTAS ENTRE LOS SITIOS CORTADOS Y NO CORTADOS EN LOS PRIMEROS SEIS MESES DE SUCESION

Los resultados de este estudio sugieren que en los seis meses no existe un patrón determinante que sugiera que el tipo de manejo influye en la diversidad, riqueza y abundancia de especies nativas y no nativas. Por ejemplo, la abundancia de las especies nativas varió de manera significativa en las parcelas cortadas y en las parcelas no cortadas, pero el aumento en las cortadas fue más pronunciado. Esto podría ser el resultado simplemente del hecho de haber retirado la cobertura vegetal lo cual podría haber estimulado la regeneración del banco de

semillas. En futuros estudios sería importante considerar los rasgos funcionales de las especies, así como variables ambientales, pues la dinámica de la vegetación a corto plazo, luego de un disturbio, es muy compleja y está influenciada por diversos elementos, entre ellos los atributos de las especies dominantes y las características ambientales del área (Duguy y Vallejo, 2008). Es importante señalar que en toda el área de estudio predominan especies herbáceas y arbustivas, en su mayoría especies no nativas como *Tradescantia fluminensis*, *Cestrum auriculatum* y *Melinis minutiflora* (Tabla1), que son especies con una amplia capacidad para generar bancos de semillas. Estudios de Jäger y Kowarik (2010) en la Isla de Santa Cruz demuestran que la capacidad de dispersión y la germinación del banco de semillas son suficientes para la recuperación relativa de las especies, donde las no nativas (tabla 1) tienen ventaja sobre la nativas.

Al comparar la composición de las plantas no nativas y nativas en ambos tipos de manejo corte y no corte, basados en la abundancia relativa y presencia/ausencia, no encontramos diferencias significativas entre los dos tratamientos, lo que sugiere que son similares desde el punto de vista estadístico (Figura 3, 4). No obstante, a pesar de encontrarse en etapas emergentes se considera que la recuperación de especies no nativas fue más rápida con relación a las especies nativas en los dos tipos de manejo (Tabla 3, 4). Se evidencia claramente que las especies con mayor contribución acumulada en el t_1 son no nativas e invasivas lo cual podría relacionarse a que son mejores colonizadoras. Esto concuerda con los resultados de Rivas (2015), quien encontró que las especies no nativas crecen relativamente más rápido que las especies nativas, debido a que presentan rasgos como gran capacidad de flotabilidad por lo que pueden ser dispersados con mayor facilidad, crecimiento rápido sobre todo en presencia de luz, esto les permiten ser más competitivas. Sin embargo,

en el t₂ la recuperación y contribución de especies nativas como *Ageratum conyzoides* y *Commelina diffusa* aumenta con relación a las no nativas (Tabla 4). No obstante, los rasgos y características de estas especies son muy similares a las especies invasivas y son consideradas malezas, ya que son plantas herbáceas con una enorme plasticidad de forma, muy sensibles a la luz y con un crecimiento y florecimiento rápido (Ming, 1999). Esto sugiere que no hay ningún efecto de cortar el cedro sobre las especies nativas versus las no nativas, sino más bien el desbroce parece ser que tiene un efecto que permite que colonicen especies pioneras, nativas y no nativas que pueden ser anuales, bianuales o perennes. Es importante señalar que *C. odorata* se encontró únicamente en el tiempo cero, en los censos posteriores no se encuentra en ningún tipo de manejo, lo cual sugiere que el manejo no está promoviendo la germinación, por lo menos a corto plazo (6 meses), de nuevos cedros.

6.2 ESPECIES ENDÉMICAS E INVASIVAS Y MANEJO DE *CEDRELA ODORATA*

La intención del manejo de *C. odorata* por parte del PNG, es facilitar el establecimiento e incrementar la riqueza y abundancia de especies endémicas, al reducir a una especie altamente dominante (Jäger y Kowarik, 2010). Sin embargo, nuestros resultados muestran un mayor porcentaje de especies invasivas en las parcelas cortadas (Figura 5, 6), lo que sugiere que el corte de *Cedrela odorata* influencia de manera positiva el desarrollo de especies invasivas. Sin embargo, cabe aclarar que la dominancia de especies invasivas frente a las endémicas es mayor en los dos tipos de tratamiento (corte y no corte), lo cual indica que la zona se encuentra un banco de semillas de plantas invasivas, las cuales aparentemente colonizan y germinan más rápido en las parcelas cortadas y desbrozadas. Esto posiblemente responde a que las especies invasivas presentan mayor resistencia fisiológica, gran plasticidad fenotípica, poseen mayor capacidad de dispersión y son más competitivas (Hock *et al.*, 2015). Esto

supone un riesgo para las especies endémicas, debido a sus características evolutivas y de aislamiento, estas interactúan con otras especies dentro de un ecosistema dinámico y en equilibrios dinámicos donde sus procesos evolutivos son muy lentos (Moser *et al.*, 2009). Además, los mecanismos de defensa son limitados y en la batalla por la supervivencia las invasivas tienen mayores ventajas (Gardener, 2011). En estudios similares en Santa Cruz, Jäger y Kowarik (2010) y Rivas (2015), han sugerido que la creación de nichos puede estimular al banco de semillas, demostrando que las semillas de especies invasivas germinan más rápido con respecto a las endémicas. Esto sugiere que los recursos están siendo mejor aprovechados por las especies invasivas, lo que debe considerarse y dar prioridad al momento de realizar el manejo. Por lo tanto, antes de que estas especies sean erradicadas se debería tratar el banco de semillas y evitar poner en riesgo la supervivencia de especies endémicas que son prioridad para la conservación.

6.3 SUCESIÓN ECOLÓGICA

Se conoce como sucesión ecológica al cambio en la estructura y composición de las comunidades a través del tiempo (Martínez y García, 2007). La sucesión se da como resultado de perturbaciones naturales o antropogénicas (Marten, 2001). En Galápagos las sucesiones vegetales son influenciadas por eventos naturales muy fuertes como incendios naturales, erupciones volcánicas o el Fenómeno del Niño. De igual manera, la modificación de los hábitats provocada por los seres humanos ha incidido en los patrones de sucesión, por ejemplo debido a las perturbaciones asociadas a especies invasivas (Hamann, 2001). En este estudio se analizó la influencia que ejerce el manejo de *Cedrela odorata* (corte y desbroce de cedros y la vegetación circundante) como generador de disturbio y de cambios en la comunidad biológica, al punto de causar sustituciones de especies (Marten, 2001). En nuestro estudio, se registraron

principalmente especies herbáceas y arbustivas no nativas luego del corte y desbroce en las parcelas cortadas y no cortadas.

La apertura de claros en el dosel del bosque supone uno de los cambios lumínicos más bruscos y uno de los principales agentes dinamizadores de las poblaciones y comunidades de animales y plantas del bosque (Valverde y Silvertown 1997). En nuestro estudio el corte de los cedros no produjo cambios significativos en la cantidad de luz que llega al sotobosque. Esto debido, posiblemente, al hecho de que árboles en los alrededores seguían generando suficiente sombra. Es fundamental señalar además, que este estudio abarca solamente los seis primeros meses, que corresponden a las etapas de sucesión temprana o inicial, conocida también como etapa inmadura. Es decir a medida que avanza el ensamble la composición se hace más compleja, sobreviviendo las más especializadas y cubriendo a los pastos y a los arbustos de menor tamaño. En esta etapa de sucesión temprana se espera un establecimiento de especies pioneras, la mayoría con estructura sencilla y de rápida reproducción (Marten, 2001). Por lo tanto, es importante determinar el tipo de especies presentes esta etapa de sucesión inicial, y monitorear la sucesión secundaria, para a través del tiempo en otros estudios determinar si existen o no diferencias entre los tratamientos y si estas influyen de manera directa a la formación o transformación posterior de las comunidades, hasta llegar a la etapa final conocida como clímax (Walker *et al.*, 2007). En los primeros tres meses de sucesión observamos en cuanto a la abundancia una tendencia en las parcelas cortadas a un incremento en la germinación de semillas de especies no nativas teniendo 125 individuos (66,84%) y una menor abundancia 62 individuos de especies nativas (33,15%). Sin embargo, esto cambió a los seis meses incrementando la abundancia de especies nativas (69,56%), frente a las no nativas (30,43%), lo cual sugiere que las especies invasivas son mejor

colonizadoras, mientras que las nativas están mejor adaptadas. Por lo tanto es elemental identificar las especies presentes en la sucesión inicial porque los cambios en la estructura y composición son esenciales, rápidos y muy marcados en estas etapas (Walker, 2005). Además, para entender a nivel de comunidad, la sucesión que se genera luego de un disturbio es necesario conocer las respuestas individuales de las diferentes especies (Gleason 1926 en Vargas 2000). Estudios similares en las islas Galápagos sugieren que en ausencia de los principales fenómenos o eventos climáticos durante el control, la vegetación tiene el potencial de recuperarse de los efectos provocados por las acciones de manejo (Jäger y Kowarik, 2010).

6.4 MANEJO DE ESPECIES INVASIVAS Y SU IMPLICACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN

El manejo de especies invasivas a diferentes escalas temporales y espaciales es un reto importante para la conservación del paisaje, los servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Schüttler *et al.*, 2009). Por esta razón la prevención del ingreso de nuevas especies es la estrategia más adecuada. Sin embargo, donde la prevención ha fallado, el control y la erradicación son la siguiente estrategia (Rentería *et al.*, 2007). Sin duda, es importante fortalecer y mejorar las estrategias de manejo y control de especies invasivas como *Cedrela odorata*, de tal manera que estas medidas no afecten la sucesión de especies nativas y endémicas y permitan la recuperación del bosque nativo. Uno de los principales problemas de las estrategias de gestión es la falta de un análisis integrado, que promueva la conservación y uso sostenible con enfoque ecosistémico. Nuestro estudio sugiere que el corte de *C. odorata* y el desbroce facilita la germinación de especies invasivas, mientras que el crecimiento de especies endémicas se mantiene constante (Figura 5). Estudios similares señalan a *C. odorata* es una especie altamente competitiva que genera cambios en la

estructura y composición del bosque (Watson *et al.*, 2010; Rivas com. pers.). Por esta razón, es importante la conservación de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas a través del manejo forestal (Prieto *et al.*, 2012). Las acciones de control de cedro deben ser planificadas entendiendo las etapas de sucesión del área, sus implicaciones con el método de control implementado, la importancia del banco de semillas y la generación natural en los claros creados, analizando los procesos ecológicos que se desarrollan en el área de manera holística. Además considerar que se encuentra expandiéndose a la zona de amortiguamiento entre el PNG y la frontera agrícola. Por esto, recomendamos implementar medidas de manejo de *C. odorata* a corto y largo plazo. A corto plazo sugerimos disminuir los impactos relacionados al corte de *C. odorata*, como la proliferación de especies invasivas, tratando el banco de semillas e identificando las fuentes de propágulos además las frecuencias de dispersión para lograr minimizar su proliferación y establecimiento (Lockwood *et al.*, 2007). A largo plazo, esta gestión debe ir de la mano con acciones de restauración de tal manera que al remover la especie focal y crear un nuevo claro vacante este sea ocupado por especies nativas, procurando la regeneración natural con protocolos que permitan determinar los bancos de semillas de las especies no nativas e invasivas, y establecer un control previo a la germinación. Por último, sugerimos incorporar políticas y acciones que promuevan la conservación de especies nativas, a través de una conectividad social, política, científica y económica enfocada en el desarrollo sostenible.

7. LITERATURA CITADA

- Amález, E., y Flores, E. 1988. Características de la madera de *Cedrela odorata* L (cedro amargo, Meliaceae) en Costa Rica. *Rev. Biol. Trop* 36(1), 67–73.
- Baena, M.L., y Halffter, G. 2008. Extinción de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 263-282.
- Bell, J. J., y Barnes, D. K. A. 2003. Effect of disturbance on assemblages: an example using Porifera. *The Biological Bulletin* 205(2): 144–159.
- Borgnia, M., Benitez, V., Gozzi, C., y Guichón, M. L. 2013. La ardilla de vientre rojo en Argentina y el manejo de especies introducidas como un problema biológico y social. *Ecología austral* 23(3):147–155.
- Buddenhagen, C. E., Rentería, J. L., Gardener, M., Wilkinson, S. R., Soria, M., Yáñez, P., y Valle, R. 2009. The Control of a Highly Invasive Tree *Cinchona pubescens* in Galapagos.
- Cannas, S., Marco, D., Páez, S., y Montemurro, M. 2004a. Modelado de invasiones biológicas: dinámica poblacional y formación de patrones espaciales. Julio A. Hernández and Andrés Pomi (Ed. Dirac, 2004).
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., y Álvarez, V. Á. S. 2013. Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*.
- Carrión, A. 2013. Problemática de la fauna introducida en las islas Galápagos y su situación actual de control.

- Chapman, M. G. y A. J. Underwood 1999. Ecological patterns in multivariate assemblages: information and interpretation of negative values in ANOSIM tests. *Marine Ecology Progress Series* 180: 257-265.
- Davis, M. A., Grime, J. P., y Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88(3): 528-534.
- Duguy B. y Vallejo R. 2008. Land use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 19(1): 97-108.
- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M., Montenegro, G. (2010). Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales, Imprenta Lom, Santiago, Chile.
- Frazer, G. W., Canham, C. D., y Lertzman, K. P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user's manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 36.
- González-Oliva, L., Ledis Regalado, L., Hechavarría Schwesinger, P. H. O., Hernández, J. A., Castañeira, M. A., y Puebla, G. B. 2012. Protocolo para la detección y manejo de plantas invasoras o potencialmente invasoras en áreas naturales y seminaturales de Cuba.

- Hamann, O. 2001. Demographic studies of three indigenous stand-forming plant taxa (Scalesia, Opuntia, and Bursera) in the Galápagos Islands, Ecuador. *Biodiversity & Conservation* 10(2): 223–250.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., y P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Hock, M., Beckmann, M., Hofmann, R. R., Bruelheide, H., y Erfmeier, A. 2015. Effects of UV-B radiation on germination characteristics in invasive plants in New Zealand. *NeoBiota* (26): 21-37.
- Itow, S. 2003. Zonation pattern, succession process and invasion by aliens in species-poor insular vegetation of the Galapagos Islands. *Global Environmental Research* 7(1): 39–58.
- Jäger, H., y Kowarik, I. 2010. Resilience of Native Plant Community Following Manual Control of Invasive *Cinchona pubescens* in Galápagos. *Restoration Ecology* 18: 103-112.
- Jäger, H., Kowarik, I., y Tye, A. 2009. Destruction without extinction: long-term impacts of an invasive tree species on Galápagos highland vegetation. *Journal of Ecology* 97(6): 1252-1263.
- Jäger, H., Tye, A., y Kowarik, I. 2007. Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological Conservation* 140(3-4): 297-307.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., y Marchetti, M. P. 2007. *Invasion ecology*. Malden, MA: Blackwell Pub.

- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., y Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications* 10(3): 689–710.
- Marten, G. (2001). *Human Ecology: Basic Concepts for Sustainable Development*
- Martínez Ramos, M., y García Orth, X, 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas *Boletín de la Sociedad Botánica de México*.
- Ming, L. C. 1999. *Ageratum conyzoides*: A tropical source of medicinal and agricultural products. *Perspectives on new crops and new uses* 469–473.
- Moser, S., Franco, G., Pittiglio, S., Chou, y W., Cayan, D. 2009. *The Future Is Now: An Update on Climate Change Science Impacts and Response Options for California*. California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research Program. CEC-500-2008-071 Prieto, R. O.
- Puth, L. M., y Post, D. M. 2005. Studying invasion. *Ecology Letters* 8(7): 715-721.
- Rauber, R. B. 2011. Invasión de *Hieracium pilosella* L. en pastizales de Tierra del Fuego. Ph. D. Thesis. Universidad de Buenos Aires.
- Rentería, J. L., Atkinson, R. y Buddenhagen, C. E. 2007. Estrategias para la erradicación de 21 especies de plantas potencialmente invasoras en Galápagos.
- Rejmánek, M., Richardson, D. M., Pyšek, P., y Van der Maarel, E. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. *Vegetation ecology* 20:332–355.
- Rentería, J. L., y Buddenhagen, C. E. 2006. Invasive plants in the *Scalesia pedunculata* forest at Los Gemelos, Santa Cruz, Galápagos. *Galápagos Research* 64:31–5.

- Richardson, D. M., Hui, C., Nuñez, M. A., y Pauchard, A. 2014. Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. *Biological Invasions* 16(3): 473-481.
- Russell, J. C., y Holmes, N. D. 2015. Tropical island conservation: Rat eradication for species recovery. *Biological Conservation* 185: 1-7.
- Sanguinetti, J., Buria, L., Malmierca, L., Valenzuela, A. E., Núñez, C., Pastore, H., others. 2014. Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. *Ecología austral* 24(2): 183–192.
- Sánchez, J. 2005. *Introducción a la estadística no paramétrica y el análisis multivariado*, Quito, Ecuador.
- Schüttler, E., Unesco, y Man and the Biosphere Programme. 2009. *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe: un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. La Paz: CEBEM.
- Simberloff, D. y Rejmanek, M. 2011. *Encyclopedia of biological invasions*. Berkeley, CA: University of California Press. Kevin McDonough. Northern Michigan.
- Smith-Ramírez, C., y Arellano, G. 2013. Necesidad de que las Fuerzas Armadas realicen un control de las plantas invasoras en el Archipiélago de Juan Fernández, Chile. *Bosque (Valdivia)* 34(1): 1-2.

- Soria, M. C., Gardener, M. R., y Tye, A. 2002. Eradication of potentially invasive plants with limited distributions in the Galapagos Islands. *Turning the tide: the eradication of invasive species* 287–292.
- Strayer, D. L. 2012. Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecology Letters* 15(10): 1199-1210.
- Valverde, T. y Silvertown, J. 1997^a. Canopy closure rate and forest structure. *Ecology* 78: 1555–1562.
- Vargas, O. 2000. Sucesión-regeneración del páramo después de quemas. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- Vilà, M., y Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Spain) (Eds.). 2008. *Invasiones biológicas*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Walker, L. R. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Revista Ecosistemas* 14(1).
- Walker, L. R., Walker, J., y Hobbs, R. J. (Eds.). 2007. *Linking restoration and ecological succession*. New York, NY: Springer.
- Watson, J. Trueman, M., Tufet, M., Henderson, S. y Atkinson, R. 2010 *Mapping terrestrial anthropogenic degradation on the inhabited islands of the Galapagos Archipelago*.

8. FIGURAS

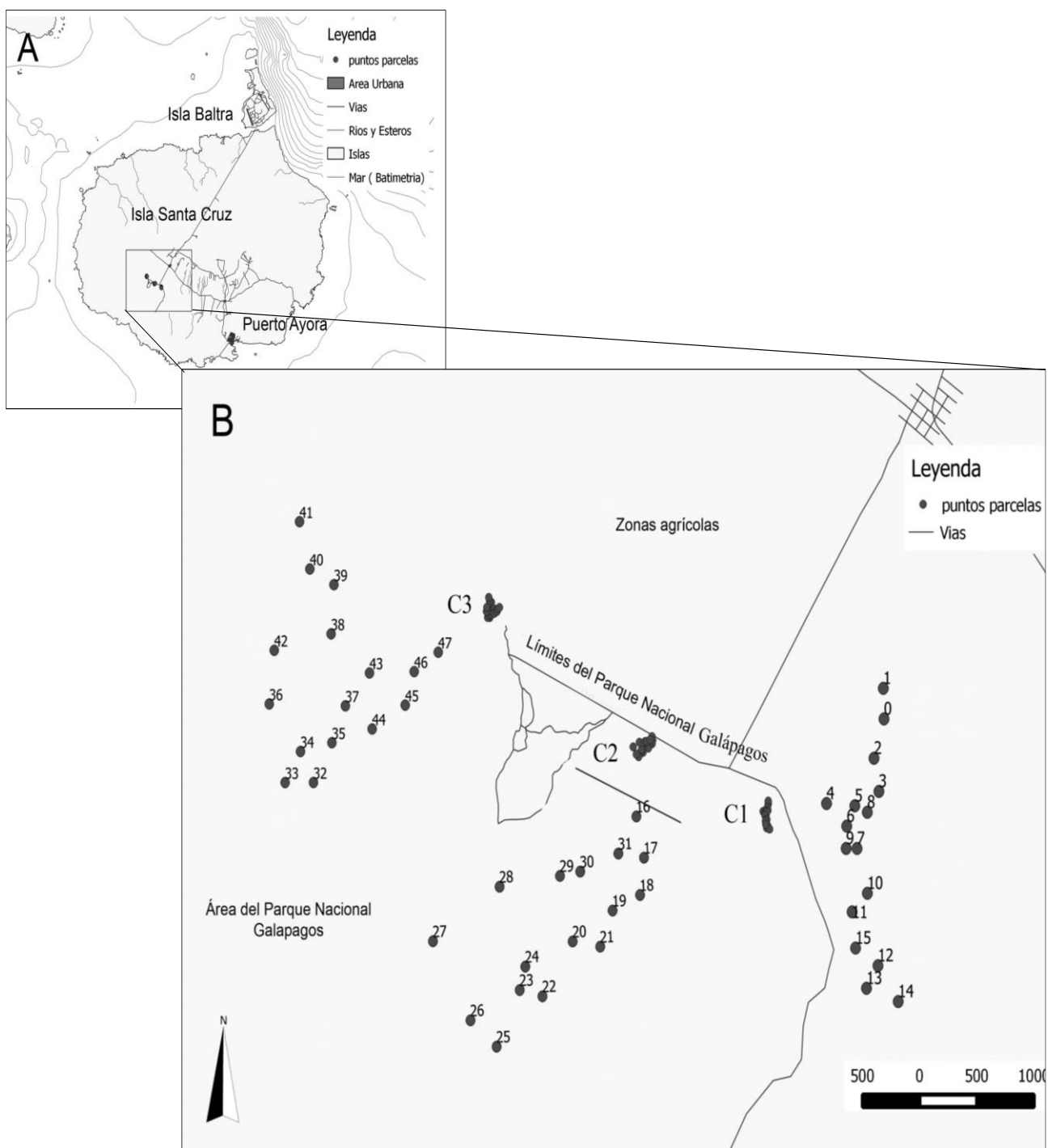


Figura 1. A. Isla de Santa Cruz, Galápagos - Ecuador. B. Sitios de muestreo de *Cedrela odorata* en el bosque de *Scalesia pedunculata*. C1) Sitio 1, C2) Sitio 2, C3) Sitio 3

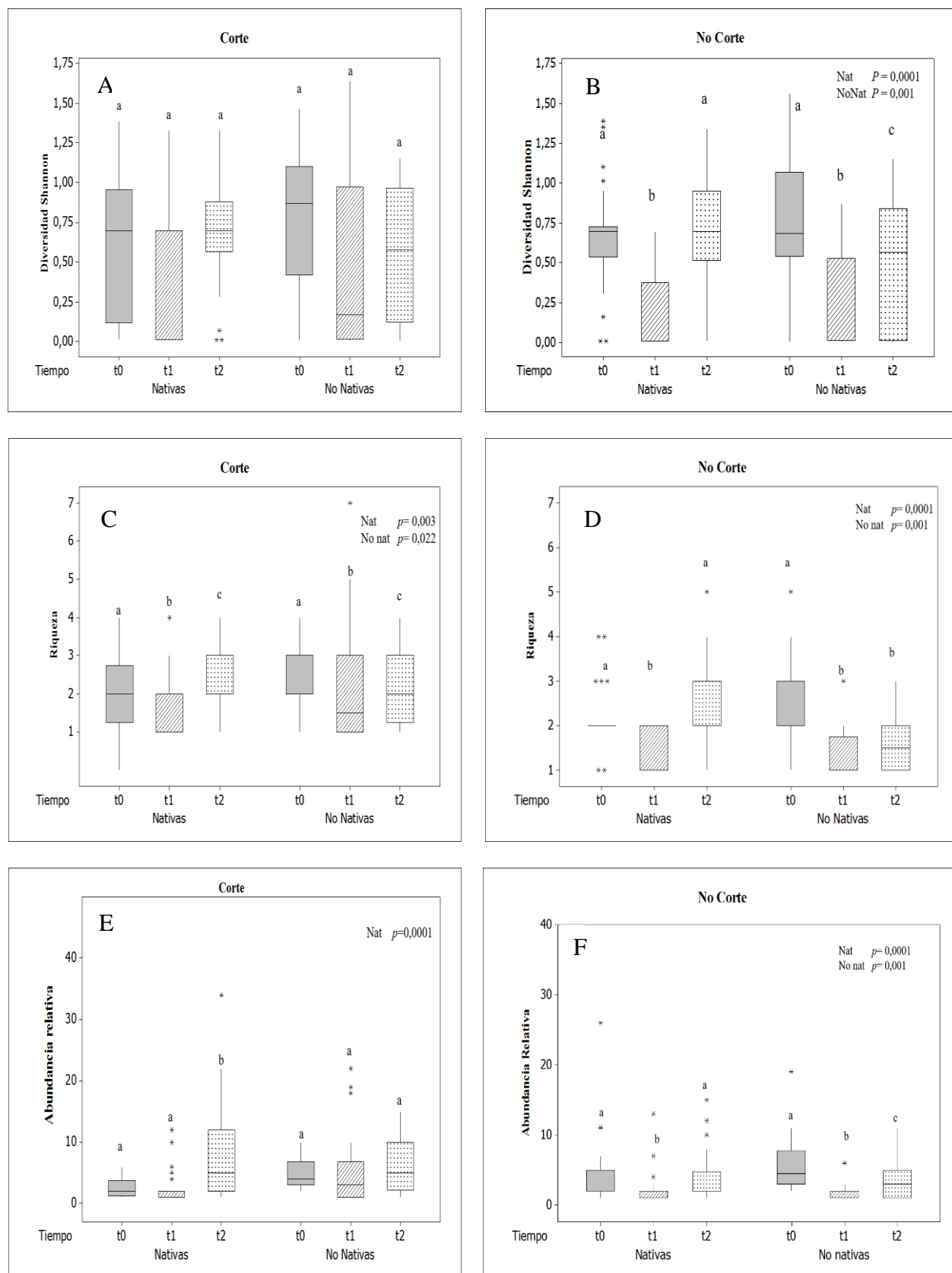


Figura 2. Variación de los índices de Diversidad, riqueza y abundancia en los tres tiempos y dos tipos de manejo. A) Diversidad-corte, B) Diversidad –no corte, C) Riqueza-corte, D) Riqueza-No corte, E) Abundancia Corte, F) Abundancia-no corte.

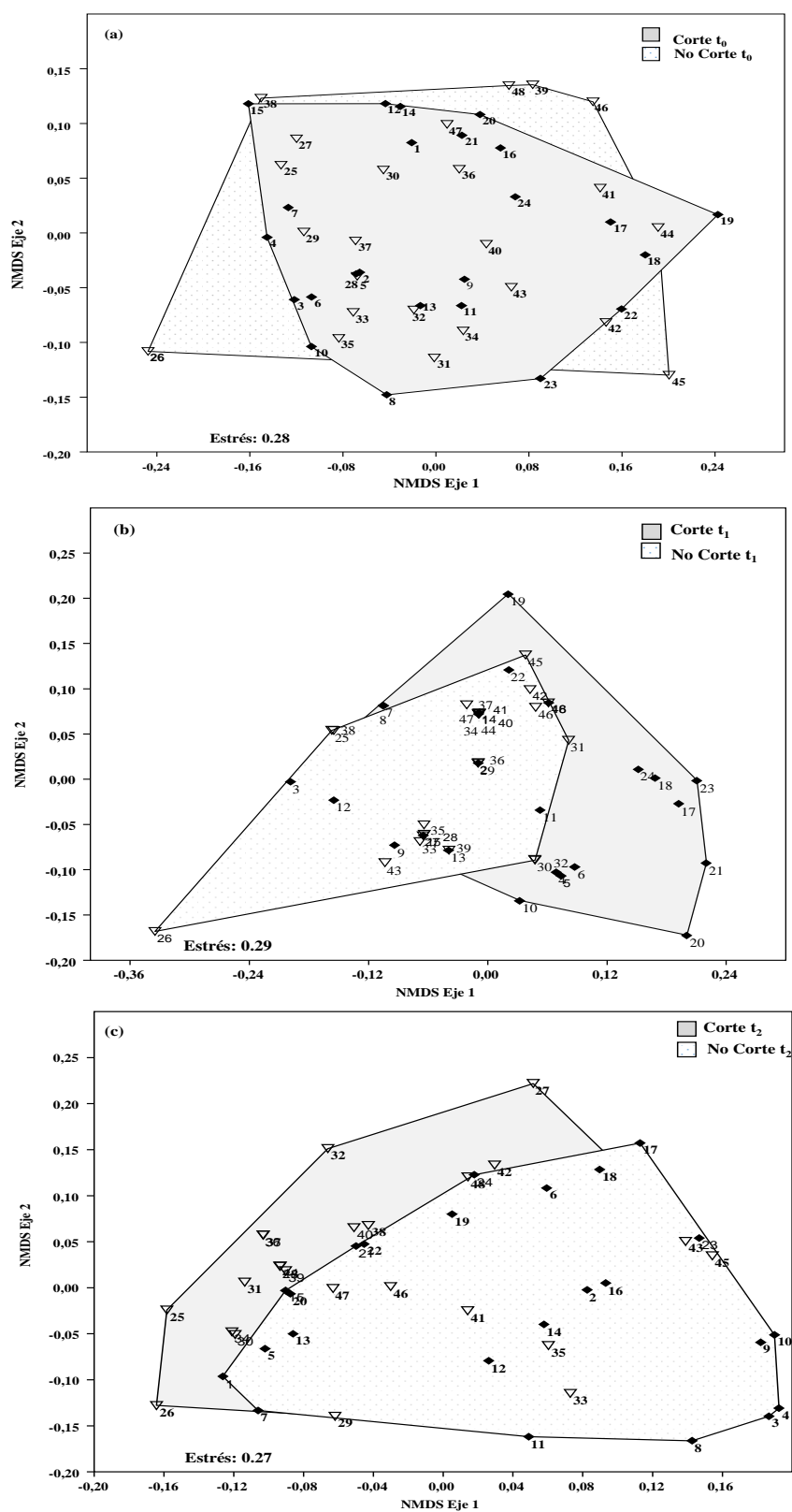


Figura 3. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico de abundancias relativas de las especies nativas y no nativas en los 2 tipos de manejo Corte y no Corte. En los 3 tiempos: a) t_0 , b) t_1 y c) t_2 .

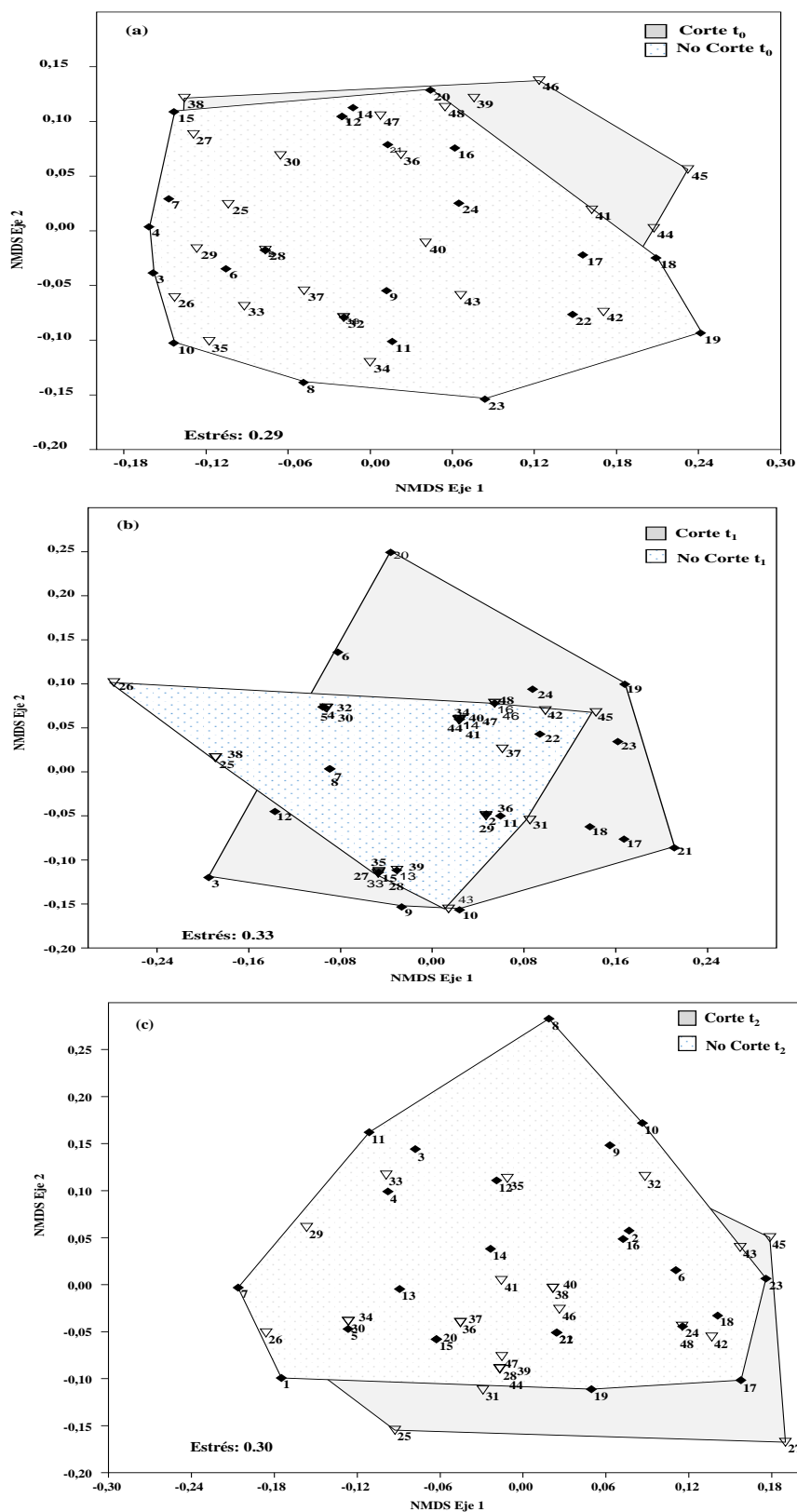


Figura 4. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico de presencia/ausencia de especies nativas y no nativas en los 2 tipos de manejo Corte y no Corte. En los 3 tiempos: a) t_0 , b) t_1 y c) t_2 .

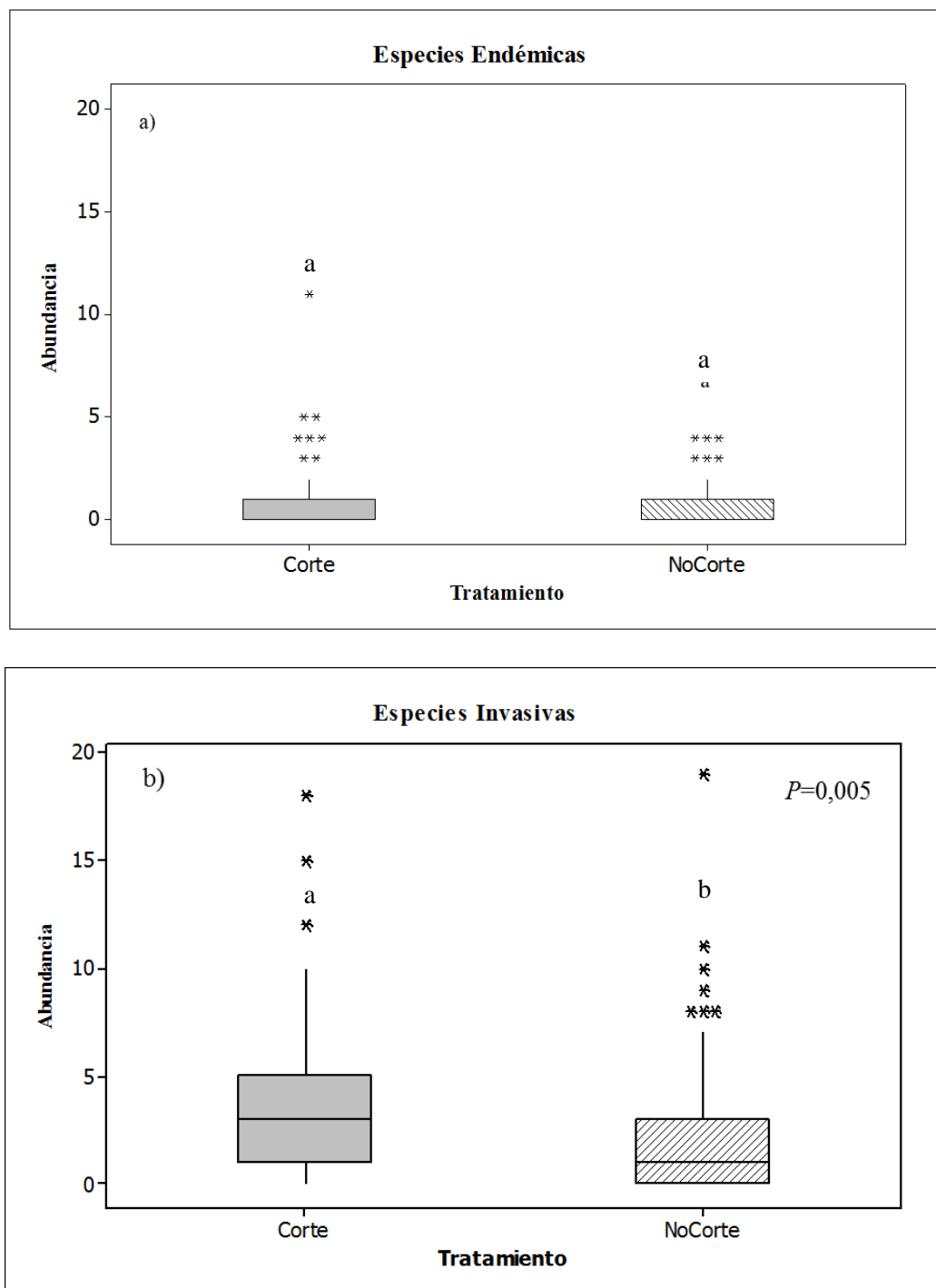


Figura 5. Box plot de la variación de abundancias de las especies dentro del tratamiento corte y no corte a) endémicas, b) invasivas.

9. TABLAS

Tabla 1. Matriz de las especies identificadas en el estudio y clasificadas como nativas y no nativas

Nativas			No Nativas		
Orden	Familia	Especie	Orden	Familia	Especie
Sapindales	Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i>	Sapindales	Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> *
Lamiales	Boraginaceae	<i>Tournefortia pubescens</i> +	Rosales	Rosaceae	<i>Rubus niveus</i> *
Gentianales	Rubiaceae	<i>Psychotria rufipes</i> +	Solanales	Solanaceae	<i>Cestrum auriculatum</i> *
Myrtales	Myrtaceae	<i>Psidium galapageium</i> +	Myrtales	Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> *
Asterales	Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i>	Malvales	Malvaceae	<i>Triumfetta triloba</i>
Solanales	Convolvulaceae	<i>Ipomoea triloba</i>	Lamiales	Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>
Plumbaginales	Plumbaginaceae	<i>Plumbago scandens</i>	Lamiales	Verbenaceae	<i>Priva lappulacea</i>
Lamiales	Acanthaceae	<i>Blechnum pyramidatum</i>	Fabales	Fabaceae	<i>Desmodium cannum</i>
Commelinales	Commelinaceae	<i>Commelinaceae</i>	Rosales	Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> *
Malpighiales	Passifloraceae	<i>Passiflora colinvauxii</i> +	Rubiales	Rubiaceae	<i>Cinchona pubescens</i> *
Caryophyllales	Phytolaccaceae	<i>Phytolacca octandra</i>	Asterales	Asteraceae	<i>Spilanthes acmella</i>
Gentianales	Rubiaceae	<i>Diodia radula</i>	Lamiales	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>
Gentianales	Rubiaceae	<i>Chiococca alba</i>	Malvales	Malvaceae	<i>Sida rombifolia</i>
			Poales	Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i>
			Violales	Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i>
			Commelinales	Commelinaceae	<i>Tradescantia fluminensis</i>

+ Cuatro especies endémicas del Archipiélago de Galápagos

* Seis especies invasivas del Archipiélago de Galápagos

Tabla 2. Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de la abundancia relativa del tratamiento Corte vs No Corte en el tiempo 1 (t_1). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.

Disimilitud promedio = 56.24					
Especies	Disimilitud promedio	% Contribución	% Acumulativo	Abundancia prom. Corte	Abundancia prom. No Corte
<i>Tradescantia fluminensis</i>	9,242	16,43	16,43	1,34	1,91
<i>Melinis minutiflora</i>	8,357	14,86	31,29	1,16	1,39
<i>Trema micrantha</i>	8,075	14,36	45,65	1,67	0,328
<i>Passiflora edulis</i>	5,566	9,898	55,55	1,11	0,249

Tabla 3. Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de la abundancia relativa del tratamiento Corte vs No Corte en el tiempo 2 (t_2). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.

Disimilitud promedio = 61.71					
Especies	Disimilitud promedio	% Contribución	% Acumulativo	Abundancia prom. Corte	Abundancia prom. No Corte
<i>Ageratum conyzoides</i>	7,997	12,96	12,96	1,83	0,709
<i>Melinis minutiflora</i>	7,608	12,33	25,29	1,62	1,63
<i>Commelina diffusa</i>	6,412	10,39	35,68	1,33	1,8
<i>Cestrum auriculatum</i>	6,163	9,988	45,67	1,08	1,1
<i>Tradescantia fluminensis</i>	5,736	9,295	54,96	0,794	1,24

Tabla 4. Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de presencia/ausencia Corte vs No Corte en el tiempo 1 (t_1). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.

Disimilitud promedio = 49.98					
Especies	Disimilitud promedio	% Contribución	% Acumulativo	Abundancia prom. Corte	Abundancia prom. No Corte
<i>Tradescantia fluminensis</i>	8,661	17,33	17,33	0,5	0,542
<i>Melinis minutiflora</i>	7,779	15,56	32,89	0,375	0,375
<i>Trema micrantha</i>	6,987	13,98	46,87	0,458	0,0833
<i>Passiflora edulis</i>	5,253	10,51	57,38	0,333	0,0833

Tabla 5. Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de presencia/ausencia Corte vs No Corte en el tiempo 2 (t_2). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.

Disimilitud promedio = 51.69					
Especies	Disimilitud promedio	% Contribución	% Acumulativo	Abundancia prom. Corte	Abundancia prom. No Corte
<i>Melinis minutiflora</i>	5,952	11,51	11,51	0,5	0,458
<i>Commelina diffusa</i>	5,831	11,28	22,79	0,542	0,625
<i>Tradescantia fluminensis</i>	5,685	11	33,79	0,333	0,417
<i>Ageratum conyzoides</i>	5,644	10,92	44,71	0,458	0,208
<i>Cestrum auriculatum</i>	5,61	10,85	55,57	0,417	0,333

10. ANEXOS

Anexo 1. Sitios de muestreo, coordenadas UTM, 48 unidades experimentales, Bosque de *Scaleisia**Pedunculata*. Isla Santa Cruz (Ecuador). (C1-sitio1, C2-sitio2, C3-sitio 3).

ID	Locality	Corte	Tratamiento	N	E
C1P1	Cedar 1	Pre	Corte	-0,677178064	-90,4188891
C1P2	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,677001541	-90,4188937
C1P3	Cedar 1	Pre	Corte	-0,677405046	-90,4189594
C1P4	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,677596154	-90,4189248
C1P5	Cedar 1	Pre	Corte	-0,677665891	-90,4192928
C1P6	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,677679218	-90,4190941
C1P7	Cedar 1	Pre	Corte	-0,677796397	-90,419151
C1P8	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,677925227	-90,4190787
C1P9	Cedar 1	Pre	Corte	-0,677716434	-90,4190064
C1P10	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,677925227	-90,419155
C1P11	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,678183725	-90,4190056
C1P12	Cedar 1	Pre	Corte	-0,678291181	-90,4191132
C1P13	Cedar 1	Pre	Corte	-0,678601479	-90,4189314
C1P14	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,678731902	-90,419012
C1P15	Cedar 1	Pre	Corte	-0,678808345	-90,418789
C1P16	Cedar 1	Pre	No-corte	-0,678499723	-90,4190888
C2P1	Cedar 2	Pre	Corte	-0,672841771	-90,4280249
C2P2	Cedar 2	Pre	Corte	-0,673085097	-90,4279814
C2P3	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673301937	-90,4280191
C2P4	Cedar 2	Pre	Corte	-0,673384331	-90,4282184
C2P5	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673552388	-90,4285106
C2P6	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673591364	-90,4283157
C2P7	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673863441	-90,4287396
C2P8	Cedar 2	Pre	Corte	-0,673819939	-90,4288998
C2P9	Cedar 2	Pre	Corte	-0,673684739	-90,4288542
C2P10	Cedar 2	Pre	Corte	-0,67414348	-90,4290787
C2P11	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673981374	-90,4292581
C2P12	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673507629	-90,4295048
C2P13	Cedar 2	Pre	Corte	-0,673209652	-90,4290166
C2P14	Cedar 2	Pre	Corte	-0,673165312	-90,428584
C2P15	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673146453	-90,4284387
C2P16	Cedar 2	Pre	No-corte	-0,673052995	-90,4281628
C3P1	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,665168306	-90,4407718
C3P2	Cedar 3	Pre	Corte	-0,665168641	-90,4409434
C3P3	Cedar 3	Pre	Corte	-0,665014163	-90,4408504
C3P4	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,664970493	-90,44066
C3P5	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,664777793	-90,4410394
C3P6	Cedar 3	Pre	Corte	-0,664787097	-90,4405784
C3P7	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,664429022	-90,440665
C3P8	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,66418427	-90,4406478
C3P9	Cedar 3	Pre	Corte	-0,664106235	-90,4407937
C3P10	Cedar 3	Pre	Corte	-0,663871039	-90,4408561
C3P11	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,664510746	-90,4410093
C3P12	Cedar 3	Pre	Corte	-0,664623566	-90,4404323
C3P13	Cedar 3	Pre	Corte	-0,664902013	-90,440416
C3P14	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,664783409	-90,4402159
C3P15	Cedar 3	Pre	Corte	-0,664616693	-90,4401616
C3P16	Cedar 3	Pre	No-corte	-0,664520301	-90,4400159

Anexo 2. Apertura del dosel (luminosidad) en las 48 unidades experimentales.

Fecha	ID	Localidad	Corte	Tratamiento	Apertura de dosel
31-ene-13	C1P1	Sitio 1	Pre	Corte	27,7
31-ene-13	C1P2	Sitio 1	Pre	No-corte	23,41
31-ene-13	C1P3	Sitio 1	Pre	Corte	20,82
31-ene-13	C1P4	Sitio 1	Pre	No-corte	21,91
31-ene-13	C1P5	Sitio 1	Pre	Corte	28,3
31-ene-13	C1P6	Sitio 1	Pre	No-corte	36,08
31-ene-13	C1P7	Sitio 1	Pre	Corte	21,84
31-ene-13	C1P8	Sitio 1	Pre	No-corte	17,77
31-ene-13	C1P9	Sitio 1	Pre	Corte	22,06
31-ene-13	C1P10	Sitio 1	Pre	No-corte	30,49
31-ene-13	C1P11	Sitio 1	Pre	No-corte	25,17
31-ene-13	C1P12	Sitio 1	Pre	Corte	22,93
31-ene-13	C1P13	Sitio 1	Pre	Corte	31,58
31-ene-13	C1P14	Sitio 1	Pre	No-corte	28,76
31-ene-13	C1P15	Sitio 1	Pre	Corte	26,21
31-ene-13	C1P16	Sitio 1	Pre	No-corte	17,97
31-ene-13	C2P1	Sitio 2	Pre	Corte	27,91
31-ene-13	C2P2	Sitio 2	Pre	Corte	46,45
31-ene-13	C2P3	Sitio 2	Pre	No-corte	30,44
31-ene-13	C2P4	Sitio 2	Pre	Corte	43,63
31-ene-13	C2P5	Sitio 2	Pre	No-corte	32,41
31-ene-13	C2P6	Sitio 2	Pre	No-corte	26,6
31-ene-13	C2P7	Sitio 2	Pre	No-corte	30,02
31-ene-13	C2P8	Sitio 2	Pre	Corte	43,87
31-ene-13	C2P9	Sitio 2	Pre	Corte	27,46

31-ene-13	C2P10	Sitio 2	Pre	Corte	31,46
02-feb-13	C2P11	Sitio 2	Pre	No-corte	26,46
02-feb-13	C2P12	Sitio 2	Pre	No-corte	21,57
02-feb-13	C2P13	Sitio 2	Pre	Corte	38,42
02-feb-13	C2P14	Sitio 2	Pre	Corte	40,44
02-feb-13	C2P15	Sitio 2	Pre	No-corte	36,55
02-feb-13	C2P16	Sitio 2	Pre	No-corte	41,48
<hr/>					
05-feb-13	C3P1	Sitio 3	Pre	No-corte	39,5
05-feb-13	C3P2	Sitio 3	Pre	Corte	51,49
05-feb-13	C3P3	Sitio 3	Pre	Corte	65,68
05-feb-13	C3P4	Sitio 3	Pre	No-corte	47,29
05-feb-13	C3P5	Sitio 3	Pre	No-corte	43,72
05-feb-13	C3P6	Sitio 3	Pre	Corte	35,02
05-feb-13	C3P7	Sitio 3	Pre	No-corte	51,78
05-feb-13	C3P8	Sitio 3	Pre	No-corte	45,48
05-feb-13	C3P9	Sitio 3	Pre	Corte	64,92
05-feb-13	C3P10	Sitio 3	Pre	Corte	55,18
05-feb-13	C3P11	Sitio 3	Pre	No-corte	57,62
05-feb-13	C3P12	Sitio 3	Pre	Corte	55,18
05-feb-13	C3P13	Sitio 3	Pre	Corte	49,74
05-feb-13	C3P14	Sitio 3	Pre	No-corte	44,06
05-feb-13	C3P15	Sitio 3	Pre	Corte	58,91
05-feb-13	C3P16	Sitio 3	Pre	No-corte	53,51

Anexo 3. Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de la abundancia relativa del tratamiento Corte vs No Corte en el tiempo 0 (t_0). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.

Disimilitud promedio = 51.47					
Especies	Disimilitud promedio	% Contribución	% Acumulativo	Abundancia prom. Corte	Abundancia prom. No Corte
<i>Cestrum auriculatum</i>	5,774	11,22	11,22	1,44	1,41
<i>Chiococca alba</i>	5,617	10,91	22,13	1,27	1,24
<i>Rubus niveus</i>	5,215	10,13	32,27	0,879	1,04
<i>Tradescantia fluminensis</i>	5,079	9,869	42,14	1,27	1,21
<i>Tournefortia pubescens</i>	4,28	8,316	50,45	0,832	0,826
<i>Blechum pyramidatum</i>	3,892	7,562	58,01	2,27	1,97

Anexo 4. Valores del SIMPER (Porcentaje de Similitud) de presencia/ausencia Corte vs No Corte en el tiempo 0 (t_0). Se muestran los valores de la contribución, porcentaje acumulativo y abundancias relativas promedios de las especies que juntas contribuyen aproximadamente con el 50% de las diferencias entre tratamientos.

Disimilitud promedio = 46.37					
Especies	Disimilitud promedio	% Contribución	% Acumulativo	Abundancia prom. Corte	Abundancia prom. No Corte
<i>Cestrum auriculatum</i>	5,323	11,48	11,48	0,458	0,542
<i>Tradescantia fluminensis</i>	5,228	11,27	22,75	0,458	0,458
<i>Chiococca alba</i>	5,102	11	33,76	0,417	0,417
<i>Tournefortia pubescens</i>	4,295	9,263	43,02	0,292	0,292
<i>Rubus niveus</i>	4,122	8,89	51,91	0,25	0,292
<i>Blechum pyramidatum</i>	3,09	6,664	58,57	0,833	0,792

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

DECLARACIÓN Y AUTORIZACIÓN

Yo, Norma Isabel Domínguez Gaibor, C.I. 060341581-1 autora del trabajo de graduación intitulado: "Manejo de *Cedrela odorata* en Galápagos y su influencia en el ensamblaje de comunidades de plantas nativas y no nativas en los primeros estadios de sucesión", previa a la obtención del grado académico de **MAGÍSTER EN BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN** en la **Facultad de Ciencias Exactas y Naturales**:

1. Declaro tener pleno conocimiento de la obligación que tiene la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, de conformidad con el artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior, de entregar a la SENESCYT en formato digital una copia del referido trabajo de graduación para que sea integrado al Sistema Nacional de Información de la Educación Superior del Ecuador para su difusión pública respetando los derechos de autor.
2. Autorizo a la Pontificia Universidad Católica del Ecuador a difundir a través del sitio web de la Biblioteca de la PUCE el referido trabajo de graduación, respetando las políticas de propiedad intelectual de la Universidad.

Quito, 29 de junio del 2016

Norma Isabel Domínguez Gaibor

060341581-1