



CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA Y EDÁFICA DE LOS BOSQUES DE LA ISLA
SOCORRO: BUSCANDO EVIDENCIA DEL IMPACTO DE MÁS DE 100 AÑOS DE
PASTOREO POR BORREGO

TESIS QUE PRESENTA **SALVADOR GONZALEZ DE LEÓN**
PARA OBTENER EL GRADO DE **MAESTRO EN CIENCIAS**

Xalapa, Veracruz, México 2012



Aprobación final del documento de tesis de grado:

Título de la tesis en comillas:

“Caracterización Florística y Edáfica de los Bosques de la Isla Socorro: buscando evidencia del impacto de más de cien años de pastoreo por borrego”

	Nombre	Firma
Director	Dr. Roger Enrique Guevara Hernández	
Comité Tutorial	Dra. Yareni Perroni Ventura	
	Dr. Oscar Luis Briones Villareal	
Jurado	Dra. Isabelle Francoise Barois Boullard	
	Dr. Juan Carlos López Acosta	

DECLARACIÓN

Excepto cuando es explícitamente indicado en el texto, el trabajo de investigación contenido en esta tesis fue efectuado por (nombre completo del alumno) como estudiante de la carrera de Maestro / Doctor en Ciencias entre (mes) de (año) y (mes) del (año), bajo la supervisión del (nombre del director de tesis).

Las investigaciones reportadas en esta tesis no han sido utilizadas anteriormente para obtener otros grados académicos, ni serán utilizadas para tales fines en el futuro.

Candidato: Salvador Gonzalez de León _____

Director de tesis: Dr. Roger E. Guevara
Hernández _____

Reconocimientos

A mi director de tesis Roger Guevara, por haberme apoyado a pesar de ser un neófito en muchos de los temas que apenas ahora empiezo a manejar.

A mi comité Tutorial: Yareni Perroni y el Profesor Oscar Briones, por su comprensión y consejos para poder desarrollar este trabajo de tesis.

Al Dr. Juan Carlos y a la Dra. Isabelle Barois por su participación como jurados de tesis y por sus comentarios y sugerencias en la redacción final de la tesis.

Un afectuoso reconocimiento y más que nada un fuerte abrazo a toda la Secretaria de Posgrado por su amable apoyo a lo largo de estos últimos dos años: Dr. Trevor Williams, Bertha Ulloa, Emma Gómez, Mónica Enríques, Enrique Salinas, incluso la muchacha nueva de archivo que no se su nombre disculpa.

Al personal del Laboratorio de Análisis de Suelos: Sandra Rocha, Lourdes, Ninfa por facilitar el equipo así como apoyarme con los procedimientos para el análisis de suelo.

A todos mis compañeros del laboratorio así como los del INECOL en general

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para desarrollar mis estudios de Maestría en el posgrado del Instituto de Ecología, A.C.(Becario No.319424)

Dedicatoria

A TODA LA GENTE QUE ME CONOCE

Índice

Resumen	12
1 Introducción.....	13
1.1 Impactos del pastoreo por borregos	16
1.2 Impactos ecosistémicos del pastoreo por borregos	17
1.2.1 En el ciclo de nutrientes	17
1.2.2 En la comunidad vegetal	20
2 Área de Estudio.....	23
2.1 El Borrego en la Isla Socorro	26
3 Metodología.....	30
3.1 Análisis florístico	30
3.2 Toma de muestras del suelo	31
3.3 Análisis de las muestras de suelo	32
3.3.1 Determinación de pH y humedad del suelo	32
3.3.2 Determinación de carbono, nitrógeno y fósforo	32
3.3.3 Tasa potencial de mineralización de Carbono	33
3.3.4 Tasa de Mineralización de Nitrógeno	34
4 Análisis de Datos.....	36
4.1 Análisis florístico	36
4.1.1 Curvas de Whittaker	36
4.1.2 Valores de importancia	36
4.1.3 Índice de diversidad de Shannon	37
4.1.4 Análisis de similitud	38
4.2 Análisis fisicoquímicos y biológicos del suelo	38
4.2.1 Correlación entre variables topográficas y variables del suelo	38
4.2.2 Contrastes entre los bosques del sureste y del norte de Isla Socorro	38
4.2.3 Análisis de similitud	38
4.2.4 Correlaciones entre el componente florístico y el contenido de nutrientes y procesos del suelo	39
4.2.5 Modelos analíticos para explorar la relación entre el componente florístico y la química del suelo en los bosques de Isla Socorro	39
5 Resultados	40
5.1 Análisis florístico	40
5.1.1 Abundancia de formas de vida en el sureste y norte de Isla Socorro	40
5.1.2 Abundancia de plantas leñosas por talla en el sureste y norte de Isla Socorro	42
5.1.3 Curvas de Whittaker en el sureste y norte de Isla Socorro	43
5.1.4 Valor de importancia en el norte y sureste de Isla Socorro	50
5.1.5 Índice de diversidad de Shannon-Wiener en el sureste y norte de Isla Socorro	52
5.1.6 Análisis de similitud	56

5.2 Caracterización de la química y procesos en el suelo	57
5.3 Correlaciones entre el componente florístico y la química del suelo en los bosques de Isla Socorro	59
5.3.1 Modelos analíticos	63
6 Discusión	67
6.1 Análisis florístico y posibles evidencias del impacto de los borregos	67
6.2 Caracterización de la química y procesos en el suelo	71
6.3 Correlaciones entre el componente florístico y la química del suelo en los bosques de Isla Socorro	74
7 Conclusión.....	77
Referencias.....	79

Lista de figuras

Fig. 1. Mecanismo de la hipótesis acelerativa propuesta por Ritchie et al, 1998.	19
Fig. 2. Mecanismo de la hipótesis des acelerativa propuesta por Richie et al., 1998	20
Fig. 3. Mapa de la ubicación de la isla Socorro	23
Fig. 4. Mapa de los bosques en la Isla Socorro (verde) y cima del Monte Evermann (negro), Miranda (1960)	25
Fig. 5. Delimitación esquemática de las zona sureste (con borregos) y noroeste (sin borregos) de Isla Socorro. Tomado de Harmutt & Levin 2008.	27
Fig. 6. Registro histórico del borrego en la Isla Socorro	29
Fig. 7. Ubicación de los puntos de muestreo	31
Fig. 8. Distribución de individuos y especies en la flora de los bosques de Isla Socorro.	41
Fig. 9. Abundancia relativa de formas de vida en los bosques del sureste (con borregos) y norte (sin borregos) de Isla Socorro	42
Fig. 10. Abundancia relativa de plantas leñosas en tres categorías de tamaño en los bosques del sureste y norte de Isla Socorro.	43
Fig. 11. Abundancia relativa de plantas leñosas en tres categorías de tamaño en los bosques del sureste (excluyendo el sitio Bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de <i>Guettarda islularis</i>) y norte de Isla Socorro.	44
Fig. 13. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas en los bosques del sureste (sin borregos, todos los sitios), del sureste excluyendo el sitio bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de <i>Guettarda insularis</i> , y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12.	46

- Fig. 14. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas para árboles de talla grande (DAP > 10 cm) en los bosques del sureste (sin borregos) y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12 47
- Fig. 15. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas para árboles de talla media (DAP < 10 cm) en los bosques del sureste (sin borregos) y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12 48
- Fig. 16. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas en fase de regeneración (altura > 50 cm y/o DAP < 1 cm) en los bosques del sureste (sin borregos, todos los sitios), del sureste excluyendo el sitio bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de *Guettarda insularis*, y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12 49
- Fig. 17. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies herbáceas en los bosques del sureste (sin borregos) y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12 50
- Fig. 18. Valor de importancia para las especies leñosas en los bosques del norte de Isla Socorro. Para la clave de las especies ver Fig. 12 51
- Fig. 19. Valor de importancia para las especies leñosas en los bosques del sureste de Isla Socorro. Para la clave de las especies ver Fig. 12 53
- Fig. 20. Delta de los valores del índice de diversidad Shannon-Wiener entre bosques del sureste y norte de Isla Socorro para la totalidad de especies así como solo considerando las especies leñosas. El histograma representa la distribución esperada de la diferencia entre los valores de los índices cuando los individuos se distribuyen aleatoriamente entre los transectos de cada bosque analizado. La flecha

indica el valor observado del delta entre los valores de diversidad. Se presentan los análisis de todos los sitios así como excluyendo el sitio Bosque M1 por presentar un inusual número de rebrotes.54

Fig. 21. Delta del los valores del índice de diversidad Shannon-Wiener entre bosques del sureste y norte de Isla Socorro para las especies leñosas en tres categorías de talla. El histograma representa la distribución esperada del la diferencia entre los valores de los índices cuando los individuos se distribuyen aleatoriamente entre los transectos de cada bosque analizado. La flecha indica el valor observado del delta entre los valores de diversidad. Se presentan los análisis de todos los sitios así como excluyendo el sitio Bosque M1 por presentar un inusual número de rebrotes. 55

Fig. 22. Dendogramas basados en la disimilitud en la composición y abundancia de la comunidad vegetal de los bosques en sureste (M1, M2, B1, B3, B4 y B5) y norte (C1, C2 y C3) de Isla Socorro. 56

Fig. 23. Gráficos de Caja y Bigote para los Contrastes de los datos de las variables químicas y de procesos biológicos del suelo, las unidades de cada variable así como los valores de las medias y desviaciones estándar se encuentren en el Cuadro 2 60

Fig.24. Dendograma de distancia entre los bosques del norte (C1, C2 y C3) y del sureste (B1, B3, B4, B5, M1, M2) de Isla Socorro en función del contenido químico y las tasas de mineralización del carbono y nitrógeno del suelo 60

Fig. 25. Resumen gráfico del análisis de coinercia entre la abundancia de formas de vida y talla de las especies vegetales con la química y tasas de mineralización del suelo en los bosques del norte (C1, C2 y C3) y sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) de Isla Socorro. Hum = Humedad de suelo (%), NH4 = Contenido de amonio en el suelo (%) , pH, NO3= Contenido de Nitrato en el suelo (%), N=Contenido de Nitrogeno en el suelo(%),C=Contenido de Carbono en el suelo(%),TC= Tasa de mineralización de Carnono(grC/Kgsueloseco/dia), TN= Tasa de mineralización de Nitrogeno(grN/Kgsueloseco/dia).

AHA=Abundancia de herbáceas angiospermas, ALR=Abundancia de leñosas en regeneración, ALL=Abundancia de leñosas leanas,AL10= Abundancia de leñosas DAP>10cm, ALM10=Abundancia de especies Leñosas DAP<10cm, AHP=Abundancia herbáceas pterófitos 61

Fig. 26. Resumen gráfico del análisis de coinercia entre la riqueza de especies de formas de vida y talla de las especies vegetales con la química y tasas de mineralización del suelo en los bosques del norte (C1, C2 y C3) y sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) de Isla Socorro. Las abreviaciones de la figura son las mismas utilizadas en la Figura 25, a diferencia que se intercambia la letra S que denota Riqueza por la A anteriormente usada para indicar Abundancia. 64

Fig. 27. Resumen gráfico del análisis de coinercia entre la abundancia de las especies con la química y tasas de mineralización del suelo en cada uno de los transectos muestreados en los bosques del norte (C1, C2 y C3) y sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) de Isla Socorro. Las abreviaciones de la figura son las mismas utilizadas en la Figura 25. 65

Fig. 28. Modelos lineales para relacionar la regeneración de bosque con respecto a las variables del suelo más significativas en el análisis de coinercia. 66

Resumen

La introducción de especies exóticas trae alteraciones ecológicas en una amplia variedad de ecosistemas. La Isla Socorro en el archipiélago de Revillagigedo, México presenta un caso de estudio particular, al tener bosques que tuvieron aproximadamente 100 años de pastoreo por borregos (*Ovis aries*) introducidos y bosques donde el borrego nunca se estableció. Así la isla presenta una oportunidad de estudiar en un experimento natural los posibles impactos del borrego en la vegetación de los bosques. En este estudio se llevo a cabo una caracterización florística y edáfica en ambos tipos de bosques (con y sin borregos). Se encontraron diferencias en las métricas que describen la vegetación y las concentraciones de nutrientes y procesos del suelo. Así mismo se detectaron correlaciones entre algunas métricas de la vegetación y variables del suelo sugiriendo una posible perturbación en los bosques que fueron frecuentados por los borregos.

1 Introducción

Las islas oceánicas, aquellas que están por fuera de las plataformas continentales, tienen en general una baja diversidad ya que los eventos de colonización son poco probables, sin embargo son muchos los componentes bióticos que se encuentran en ella y son en general exclusivos, i.e., endémicos , (Tempelton 1980, Carlson & Tempelton 1984). Islas como las Galápagos (Grehan, 2001), las Revillagigedo (Brattstorm, 1990), Hawaii (Vitousek, 2005) entre otras más, albergan una alta proporción de especies endémicas de plantas, aves, reptiles, etc.

Como parte del territorio mexicano se reconocen 451 islas, islotes y rocas que suman un área de 5126.7 km². Ciento setenta y cuatro islas, islotes o rocas se localizan en el Golfo de México y Mar Caribe con una extensión total de 1010.05 km², y 277 se localizan en el Océano Pacífico con una extensión total de 4116.65 km² (INEGI, 2012). Así los ecosistemas insulares han sido tema importante en la conservación del medio ambiente en México. Por su importancia económica, cultural, geográfica y estratégica se han implementado diversas medidas para la protección de los ecosistemas insulares, por ejemplo: muchas islas mexicanas han sido declaradas áreas naturales protegidas, por ejemplo parques nacionales (archipiélago de Espíritu Santo o el Archipiélago de San Lorenzo), sitios RAMSAR (Isla Isabel), y Reservas de la Biosfera (Archipiélago de Revillagigedo) (SEMARNAT- CONANP, 2007).

En general los ecosistemas insulares son relativamente simples con baja riqueza de especies y diversidad y las comunidades muchas veces están eclécticamente ensambladas (Carlquist, 1965), en general las islas tienen una baja redundancia funcional (Denslow, 2003), y cascadas tróficas simples (Pimm, 1991). Las islas, más que los sistemas de tierra firme, son altamente vulnerables ante la llegada de especies ya que al tener una baja riqueza y diversidad de especies, pocas especies invasoras pueden

representar una alta proporción de la biota total (Vitousek et al., 1996) aumentando los riesgos de extinción en comparación con ecosistemas similares en tierra firme (O'Dowd et al., 2003).

El movimiento de especies animales y vegetales de un lugar a otro es propio de procesos naturales como las migraciones y es facilitado por fenómenos naturales como: sequias, tormentas, corrientes marítimas, etc. y es por estos mecanismos que las islas son colonizadas por especies de áreas a veces muy remotas. Sin embargo, el ser humano ha fomentado el transporte de especies de un lugar a otro, algunas veces no intencionadamente como en las aguas de lastre de las embarcaciones que al cargar agua en zonas de embarque y posteriormente descargar esas aguas en las zonas de desembarque transportan involuntariamente peces, algas y otros organismos que pueden ser potenciales especies invasoras en las nuevas áreas donde son depositadas. Otras introducciones de especies exóticas son completamente deliberadas como es el caso de las especies animales y vegetales indispensables para la alimentación humana y para el uso como materia prima (Koike et al., 2006). Entre las especies de plantas comúnmente introducidas se encuentran; trigo (*Triticum* spp) , cebada(*Hordeum vulgare*), caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) y de especies animales como, caballos (*Equus caballus*) y borregos (*Ovis aries*) , destacando estos últimos al igual que otros ungulados por su agresividad e impacto sobre comunidades vegetales.

En el Archipiélago de Revillagigedo se encuentra Isla Socorro la cual se localiza a 691 km del puerto de Manzanillo, Colima y es la segunda isla Mexicana con mayor aislamiento geográfico solo superada por Isla Clarión dentro del mismo archipiélago (INEGI, 1994). La Isla Socorro como muchas otras islas es de suma importancia biológica ya que su origen volcánico, compleja topografía (alcanza hasta 1000 m de elevación) y el aislamiento geográfico han moldeado fuertemente la biota que la habita, creando ecosistemas únicos que por su propia naturaleza son vulnerables al disturbio antrópico.

Pese a su lejanía, Isla Socorro no ha estado exenta de la introducción de especies exóticas. En la

isla se han documentado 47 especies vegetales introducidas entre ellas varias especies de gramíneas (pastos forrajeros), limón (*Citrus limón*), granada (*Punica granatum*), algodón (*Gossypium spp.*), entre otros. Además se han introducido especies de mamíferos como el ratón casero (*Mus musculus*), el gato domestico (*Felis catus*) y el borrego (*Ovis aries*), (Castellanos & Ortega-Rubio, 1994).

Por su masa corporal, tamaño poblacional y hábitos alimenticios, se le atribuye a gatos y borregos los mayores impactos negativos sobre la fauna y vegetación nativa de la Isla Socorro. Por ejemplo se relaciona la introducción del gato con una disminución en la abundancia de la lagartija azul (*Urosaurus auriculatus*) (Rodríguez-Estrella 1998; Brattstrom & Howell, 1956). En 1869, con la introducción del borrego domestico (Hanna, 1926) y su posterior expansión a gran parte de los hábitats en la parte sureste de la isla, se cree que este ha contribuido grandemente a la pérdida de vegetación nativa en aproximadamente 2000 ha, equivalente a 14% de la superficie isleña (Castellanos & Rodríguez-Estrella, 1992). Como consecuencia del alta densidad de borregos, asociaciones vegetales como los bosques de higuera y guayabillo (*Ficus cotinifolia* y *Psidium socorroense* respectivamente) ubicados aproximadamente a 500 m de elevación han desaparecido de gran parte del sureste de la isla (Leon de la Luz, citado en Castellanos & Rodríguez-Estrella, 1992). Esta superficie desprovista de vegetación presenta diversos grados de erosión agudizando los efectos negativos de los borregos. Otro estudio en progreso que está evaluando los efectos del pastoreo del borrego en los matorrales que se localizan por debajo de los 550 msnm (Ortiz, 2012 com. pers.) reporta igualmente un deterioro de la cobertura vegetal. Este mismo estudio reporta un notorio incremento en la cobertura vegetal, después de que el plan de erradicación de borregos de Isla Socorro logró eliminar de la isla a más del 90% de la población de borregos (Ortiz, 2012 com. Pers.). Pese a los esfuerzos hechos en Isla Socorro, aún hay hábitats en los que no se han evaluado los impactos del borrego, como lo son los bosques montanos.

Posiblemente por su lejanía a las facilidades del sector naval y de los caminos transitables en vehículos los bosques de la isla (600 – 850 msnm) han recibido menor atención, en especial los bosques que se ubican en la ladera norte de la isla. Estos bosques cubren una extensión de aproximadamente 4000 ha y se localizan en las zonas de cañadas entre los 550 y 850 m de elevación. Como el resto de la vegetación en la isla los bosques son poco diversos pero presentan una alta proporción de endemismos (Levin & Moran, 1989) por lo cual resulta importante evaluar los impactos del forrajeo por borregos en estos ecosistemas. Este estudio busca analizar los posibles impactos de los borregos en los bosques de Isla Socorro, estudiando tanto en la ladera sureste como en la ladera norte de la misma.

1.1 Impactos del pastoreo por borregos

Estudios con ungulados como la cabra y el borrego en Australia (Parkes et al., 1996), consideran sus poblaciones ferales como una gran peste ambiental tanto en la agricultura y ganadería como en ambientes naturales. En la agricultura estos ungulados consumen los cultivos y en los pastizales ganaderos los animales ferales compiten por pasto con el ganado de crianza. Además del consumo de materia vegetal *per se*, las características del forrajeo de estos ungulados facilitan la erosión del suelo ya que tienden a desprender muchas plantas juveniles desde la raíz, dejando suelo expuesto, desprovisto del soporte formado por las raíces.

En los sistemas naturales, tanto borregos como cabras forrajean ramas bajas de arboles maduros, arbustos y plántulas, y muchas veces suprimen la regeneración de la vegetación al remover a los estadios juveniles creando un hueco demográfico con consecuencias catastróficas a nivel poblacional ya que al morir los árboles o arbustos maduros no hay plántulas y briznales para sustituirlos (Mcnaughton, 1984; Haukioja et al., 1990; Dyer et al., 1993; Collins et al., 1998; Lehtilä et al., 2000;

Zamora et al., 2001). Además del impacto directo en la remoción de la vegetación y la erosión del suelo, estos ungulados afectan de forma indirecta a muchos animales como son aquellos que habitan en el suelo ya sea en madrigueras/nidos, utilizan el suelo como medio de forrajeo y también a aquellos animales que consumen partes de las plantas que los borregos eliminan como las flores y frutos que impactan a organismos nectarívoros, frugívoros (Vázquez & Simberloff, 2004).

1.2 Impactos ecosistémicos del pastoreo por borregos

1.2.1 En el ciclo de nutrientes

Otros efectos del forrajeo de ungulados ferales en sistemas naturales son más indirectos por ejemplo: la alteración de procesos ecosistémicos elementales como el flujo de nutrimentos en las cascadas tróficas. No obstante, resultan lógicos e intuitivos una serie de efectos de estos ungulados ferales en los ecosistemas sin embargo describir estos procesos en detalle y cuantificarlos es una tarea compleja ya que hay muchas variables involucradas e interconectadas (Mcnaughton, 1989).

Algunos efectos ecosistémicos directos han sido estudiados y son relativamente sencillos de describir, como el aumento de la disponibilidad de carbono y de nitrógeno en el suelo vía el depósito de excretas y orines de los herbívoros (Frank & Evans, 1997). Por ejemplo se ha documentado que hasta 500 kg de Nitrógeno por hectárea pueden ser depositados en parches de orina de borrego (Hayness & Williams, 1993). Cambios en los niveles de pH en el suelo también están asociados a los orines del borrego ya que contienen elevadas cantidades de urea la cual se degrada rápidamente en compuestos de amonio, que al ser hidrolizados en contacto con agua presente en la humedad del ambiente o lluvia libera iones amonio (NH_4^+) lo que aumentan el pH del suelo y cuando este amonio se nitrifica el pH disminuye ya que la nitrificación libera iones de hidrógeno (Shand et al., 2000).

Otro efecto indirecto de una elevada deposición de orines por borregos es la disminución de la tasas de mineralización de carbono, esta transformación a lo largo del tiempo representa una evaluación indirecta de la actividad microbiana en los suelos, y la presencia del borrego puede provocar un desacelere en la tasa a la que compuestos orgánicos de carbono en suelo son transformados a compuestos inorgánicos o minerales como el dióxido de carbono (Buscot & Varma, 2005) como la tasa potencial de mineralización de carbono es una medida indirecta de la fertilidad del suelo (Paul & Clark, 1996), por lo tanto se puede argumentar que los borregos tienen el potencial de disminuir la productividad primaria de los ecosistemas (Donlan, 2002). De manera similar a la tasa de mineralización de carbono, el nitrógeno que se transforma de nitrógeno orgánico a inorgánico como NH_4^+ y NO_3^- por la actividad microbiana del suelo es una medida indirecta de la fertilidad del suelo, con la particularidad que esta tasa de mineralización de nitrógeno tiene mayor relevancia sobre la productividad vegetal del suelo ya que produce la mayor parte del nitrógeno asimilable para las plantas (Schelesinger, 1997).

Pese a que los efectos generales del forrajeo por ungulados en los ecosistemas pueden ser identificados, muchos de los procesos involucrados son complejos y los efectos específicos son únicos variando con las particularidades del sistema; como puede ser tipo de suelo, humedad ambiental, tipo de vegetación, etc. (Bargett & Wardle, 2003; Bargett, 2005). Una de las generalidades claras de las que no hay duda, es que el forrajeo por ungulados altera el ciclo de nutrientes en el suelo. Estudios de Ritchie et al., 1998 y Bardgett et al., 1998 han identificado dos hipótesis (acelerativa y desacelerativa) sobre los efectos del forrajeo en los ecosistemas del suelo, su comunidad microbiana y en general en la dinámica de los ciclos de nutrientes. La hipótesis acelerativa (Fig. 1) sugiere que el forrajeo por ungulados estimula la actividad microbiana del suelo y promueve un incremento en las tasas a las cuales los nutrientes se reciclan. Este efecto se observa comúnmente en ecosistemas con pastoreo de

praderas. La hipótesis desacelerativa predice que la herbivoría tendrá un efecto negativo en la biología del suelo y por ende disminuirá la productividad de este. Comúnmente este efecto se observa en sitios donde el forrajeo por ungulados se concentra en el ramoneo en especies arbóreas.

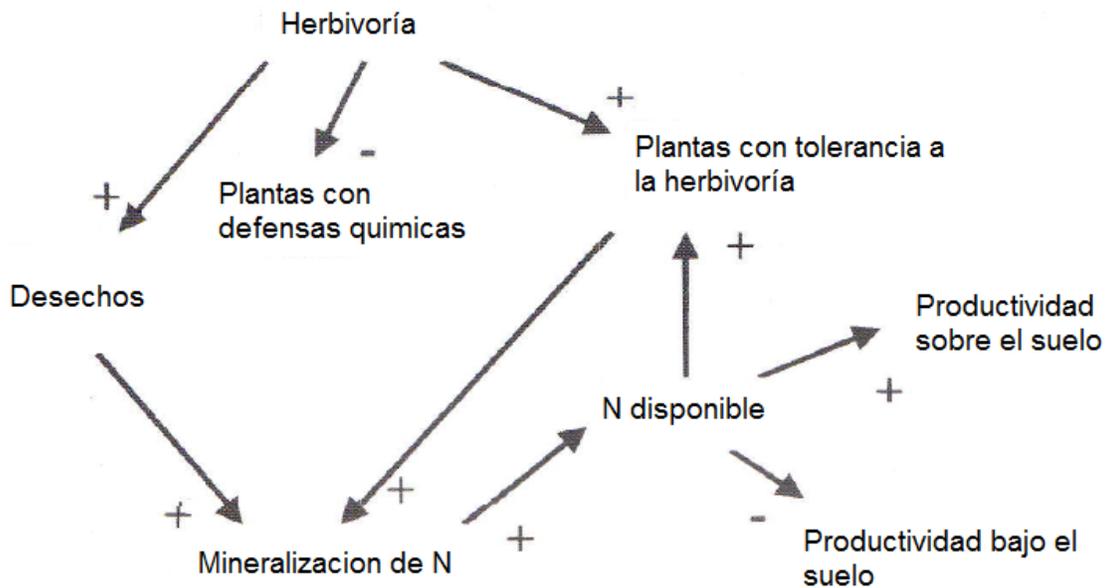


Fig. 1. Mecanismo de la hipótesis acelerativa propuesta por Ritchie et al, 1998.

La hipótesis acelerativa menciona que el forrajeo por ungulados disminuye la abundancia de especies vegetales con defensas químicas o físicas, y aumenta la abundancia de especies que presentan tolerancia como mecanismo defensivo contra la herbivoría (es decir, especies que presentan una estrategia de producir más tejido cuando son consumidas tanto que compensa, o en algunos casos sobre compensan las pérdidas (Weis & Franks, 2006). Con altas cantidades de plantas como alimento se aumenta la cantidad de excretas y orines con nutrientes asimilables los cuales favorecen las tasas de mineralización y la cantidad de nitrógeno disponible en el suelo esto incrementa la productividad sobre el suelo y favorece un nuevo crecimiento de plantas tolerantes a la herbivoría.

Por otra parte la hipótesis desacelerativa (Fig. 2) sostiene que el forrajeo por ungulados favorece a especies con resistencia químicas como alcaloides, taninos, fenoles o empobrecidas en nitrógeno. Así, a pesar de que la cantidad de excretas aumente, estas al contener menores cantidades de nitrógeno, y el hecho de que la hojarasca es altamente recalcitrante en relación al nitrógeno, (es decir que el nitrógeno que contienen no está disponible y su mineralización requiere enzimas específicas) se genera una disminución en las tasas de ciclaje de nutrientes disminuyendo la productividad primaria sobre el suelo generando un empobrecimiento de este.

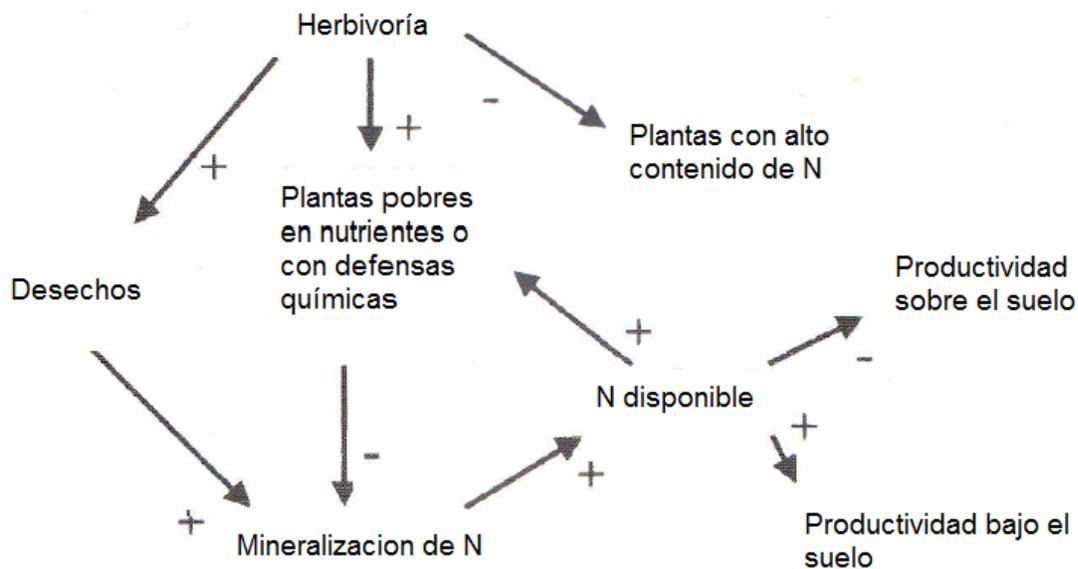


Fig. 2. Mecanismo de la hipótesis des acelerativa propuesta por Richie et al., 1998

1.2.2 En la comunidad vegetal

Asimismo el forrajeo por ungulados afecta directamente la comunidad de plantas. En sistemas boscosos el mayor impacto se da en plantas jóvenes, briznales y plántulas por lo que el forrajeo por estos herbívoros puede causar una hueco demográfico al menos en algunas especies arbóreas (Mcnaughton, 1984; Haukioja et al., 1990; Dyer et al., 1993; Collins et al., 1998; Lethila et al., 2000;

Zamora et al., 2001). Los ungulados herbívoros prefieren forrajear en tallos jóvenes ya que estos tienen un mayor contenido de agua y nutrientes comparado con tallos viejos, además estas mismas características hacen que los tallos jóvenes al ser consumidos queden mayormente expuestos al ataque de patógenos (Vanderklein & Reich, 1999), sin descontar que la eliminación de las hojas en un tallo joven o de poca envergadura es un evento crítico ya que la capacidad fotosintética se reduce drásticamente (Ludlow & Wilson, 1971).

Efectos de la herbivoría por ungulados sobre la reproducción de las plantas también han sido documentados, por ejemplo limitando la reproducción sexual de algunas plantas al alimentarse de los botones, yemas florales o inclusive de las mismas flores y frutos (Skarpe, 1991; Hester et al., 1996). En plantas adultas el constante forrajeo de ramas puede reducir el número de flores que abren sincrónicamente en una planta (despliegue floral) también reduce el tamaño de las flores o la cantidad de néctar lo cual trae consigo perturbaciones en los patrones de polinización (Steets et al., 2006; Vasquez & Simberloff, 2004). Estos efectos sobre la reproducción sexual de las plantas causados por el forrajeo de grandes herbívoros puede favorecer la reproducción vegetativa de algunas especies de plantas, especialmente si el ramoneo rompe con la dominancia apical favoreciendo la proliferación de rebrotes (Bergström et al., 2000).

En concreto dado que los borregos ferales pastaron durante más de 100 años en todos los biomas del sureste de Isla Socorro, y que los bosques han recibido nula atención en relación a los impactos que han generado estos grandes herbívoros exóticos, en este estudio me planteo distinguir algún impacto del borrego en el ecosistema caracterizando los nutrientes del suelo, los procesos de mineralización del mismo, y la estructura de la vegetación de manera que me permita inferir potenciales efectos de estos herbívoros en la dinámica y diversidad de los bosques de la isla. Más específicamente me planteo: a) Describir la concentración de nutrientes en los suelos de los bosques

de la isla que fueron periódicamente frecuentados por los borregos, así como en áreas que han permanecido en general libres de la presencia de los borregos. b) Analizar la comunidad vegetal de los bosques montanos, centrándome en las especies arbóreas y su regeneración c) Establecer correlaciones entre los nutrientes y los procesos del suelo (tasas de mineralización de C y N) con las métricas que describen la comunidad vegetal. d) Integrar la información de los tres objetivos previos para inferir los impactos que tuvieron los borregos en los bosques montanos de Isla Socorro. Para cada uno de los objetivos anteriores me planteo las siguientes hipótesis respectivamente. a) Que vía la deposición de excretas y orines la concentración de nitrógeno y carbono en el suelo así como el pH del mismo será más alto en los sitios con borregos. Sin embargo dado que es poco probable una distribución homogénea de las actividades del borrego, es de esperarse que exista una heterogeneidad en estas métricas. b) Dado la preferencia de los borregos por consumir tallos jóvenes, brinzales y plántulas, se espera detectar una reducción en la abundancia y diversidad de tallos jóvenes. c) Habrá correlación entre las variables de suelo como: las concentraciones de C, N y P o las Tasas de mineralización y las métricas de vegetación como abundancia o diversidad de tallos jóvenes, brinzales y plántulas, tales que indiquen una aceleración o des-aceleración del sistema como las descritas anteriormente.

2 Área de Estudio

La Isla Socorro se localiza a 691.9 km del puerto de Manzanillo, Colima y a 591.43 km de la Paz, Baja California Sur (Fig.3). Es una isla de origen volcánico formada aproximadamente hace dos

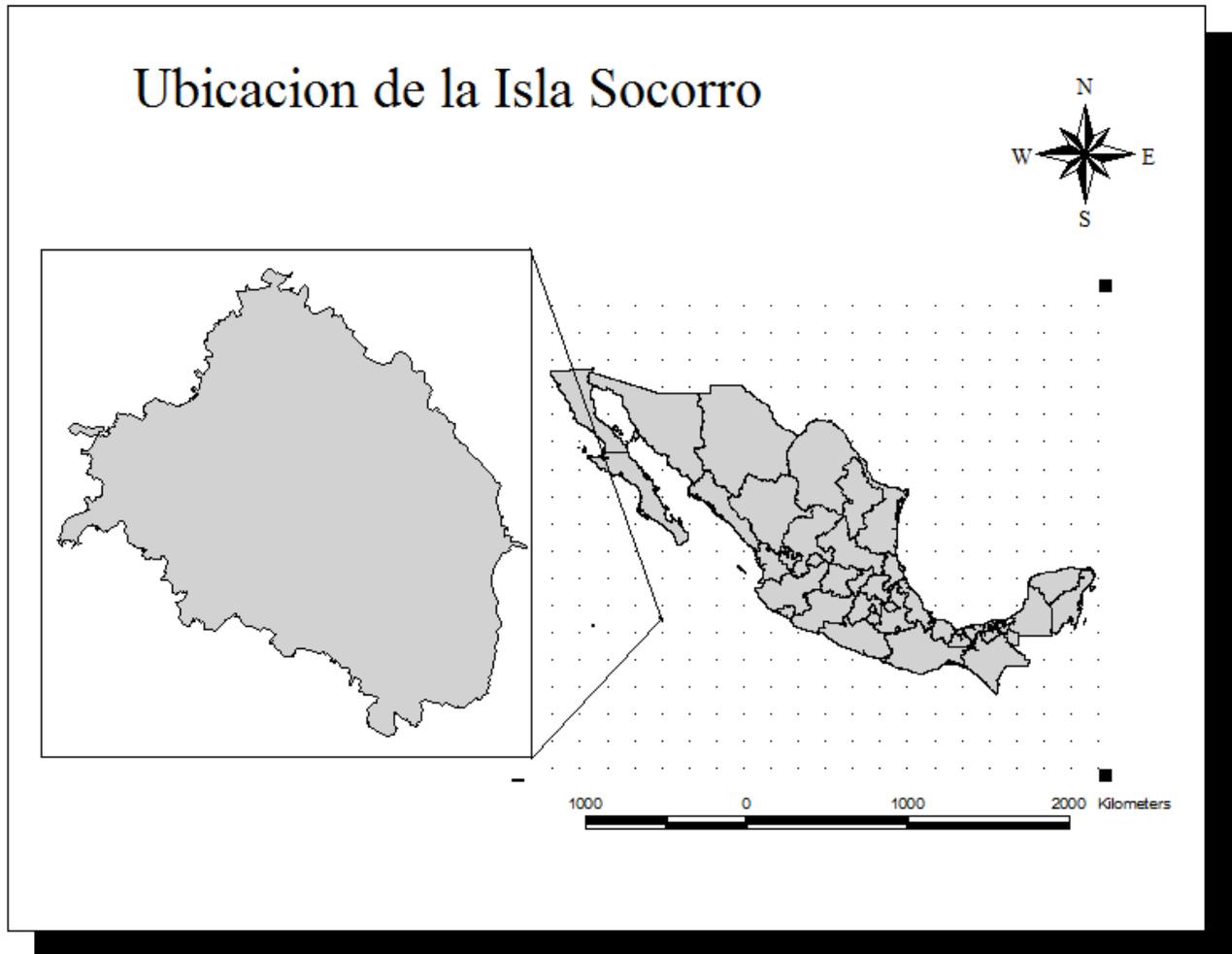


Fig. 3. Mapa de la ubicación de la isla Socorro

millones de años. Actualmente el clima es árido, cálido (García, 1973). La temperatura media anual es de 24.6 °C. El mes más cálido es agosto con 27.5°C, el más frío es enero con 22°C y la oscilación térmica varía entre 5 y 7 °C. Cabe señalar que para la zona más alta de la Isla socorro la temperatura estimada en el mes mas frio es de 11.2 °C promedio, mientras que en el mes mas cálido, es en promedio 19.7 °C. La precipitación media anual alcanza los 313.8 mm, predomina el régimen de

lluvias de verano (Castellanos & Ortega-Rubio, 1994). Miranda (1960) estimó que la precipitación anual de la región más alta de Isla Socorro es de 1200 mm. Con base a lo anterior, se tiene que la zona alta donde se encuentran los bosques de la isla presenta un clima distinto a las zonas bajas, correspondiente al clima templado húmedo-subhúmedo según la clasificación Köppen modificada por García, 1964. Durante los meses de abril a junio y agosto los vientos dominantes en Isla Socorro tienen dirección este, en julio dominan los vientos con dirección este-sureste y en enero predominan vientos del sur- suroeste (Dirección General de Investigación y Desarrollo, SEMAR, 2002). La incidencia de huracanes y tormentas tropicales que se manifiestan en un radio de 200 km alrededor de la isla, es de 2.75 fenómenos en promedio anualmente y estos fenómenos se presentan entre junio y noviembre (Secretaría de Marina s/f). La red fluvial de la Isla Socorro es radial y centrifuga, propia de áreas volcánicas; los cursos prácticamente carecen de afluentes, por lo tanto, las cuencas hidrogeográficas son extremadamente reducidas (Blásquez, 1960).

La vegetación de Isla Socorro de acuerdo con los registros de Levin & Moran (1989), cuenta con 118 especies de plantas nativas y 47 que han sido introducidas, en total la flora cuenta con 165 especies. La fisionomía de la vegetación de la Isla Socorro es en términos generales tropical debido a su posición geográfica. Sin embargo en la isla se diferencian distintas asociaciones vegetales las cuales varían con respecto las diferencias altitudinales, topográficas, climáticas, tipo de suelo y perturbaciones humanas. Las asociaciones vegetales según Leon de la Luz et al., 1994 son: Vegetación costera, Matorral deciduo, Pastizal, Matorral mixto, Pradera y Bosques. Siendo áreas de estos bosques en donde se llevó a cabo este estudio, se seleccionaron los bosques por tener una distribución bien definida y estar concentrados en una sola sección de la isla. Los bosques comprenden la zona comúnmente llamada “selva de higueras con o sin guayabillo” o “selva de zapotillo- guayabillo” (Miranda, 1960) En conjunto esta vegetación ocupa aproximadamente 4000 ha, (Fig. 4) las especies dominantes se

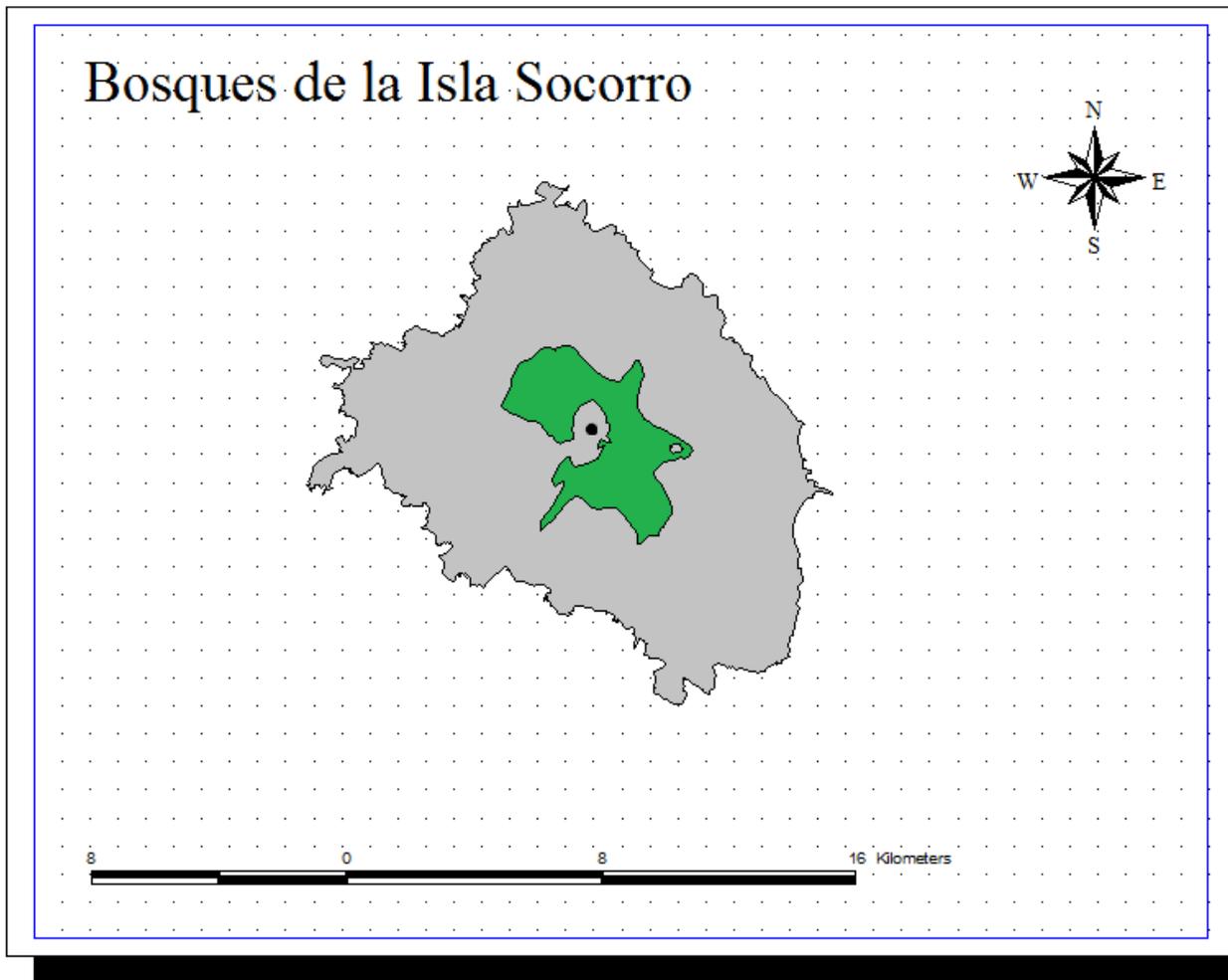


Fig. 4. Mapa de los bosques en la Isla Socorro (verde) y cima del Monte Evermann (negro), Miranda (1960)

encuentran en función de los niveles altitudinales. Entre los 250 y los 500 m de altitud se ubican bosquetes en donde domina *Ficus cotinifolia* (matapalo, amate o higuera). Debido a que estos bosquetes de *Ficus* van desapareciendo gradualmente conforme se eleva el altitud no fueron considerados para este estudio sin embargo se pudieron encontrar individuos aislados a mayores altitudes. Las especies arbóreas que se presentan con mayor incidencia a partir de los 500 m de altitud son: *Bumelia socorrensis*, *Ilex socorrensis*, *Guettarda insularis*, *Psidium socorrense*. Bajo el dosel aparecen otras especies, como trepadoras y arbustos entre ellas: *Chiococca alba*, *Forestiera rhamnifolia*, *Vernonia litoralis* y *Zanthoxylum insulare* y también herbáceas angiospermas como

Verbena sherocarpa. Algunas epifitas: *Cattleya aurantiaca*, *Polypodium polypodioides* var. *aciculare*. A partir de los 700msnm, aparecen especies como *Meliosma nesites*, *Oreopanax xalapensis* y *Prunus capuli*, y desaparecen los pocos *Ficus* y *Psidium* existentes. Así mismo en el soto bosque aparecen varios helechos como *Asplenium* sp. En altitudes superiores a los 600msnm los componentes del bosque empiezan a presentar coberturas densas y abundante ramificación, en especial en las zonas boscosas del norte de la isla. Posiblemente esta isolinea de altitud delimita un régimen térmico relativamente estable provocado por los cúmulos de humedad y neblina que se forman en las primeras y últimas horas del día. (Miranda, 1960; León de la Luz et al., 1994). Los suelos de los bosques son principalmente andosoles mólicos u ólicos, de color oscuro y consistencia esponjosa. Sin embargo hubo zonas que presentaron características de suelos de tipo luvisol, menos oscuros, mas compactados y quebradizos. En general todos los sitios presentaron una capa de entre 0-5 cm de hojarasca y en algunas zonas de los bosques en el lado sureste de la isla cubría extensas áreas de suelo.

2.1 El Borrego en la Isla Socorro

El primer registro de borregos que se llevaron a la Isla Socorro es de 1869 y fueron introducidos constantemente hasta los 1880's (Levin & Moran, 1989; Hanna, 1926). La cantidad y frecuencia exacta de borregos por sitio es desconocida. Pero hay estudios como el de Alvarez et al., 2000 en donde se calculó una población de 1550 borregos y se documentó su distribución en la Isla (Fig. 5). También Alvarez et al., 2000 calcularon una capacidad de carga de 384 borregos para las áreas más frecuentadas por este animal, superando esta capacidad de carga por poco más de un 400%.

Las manadas efectuaban movimientos diarios entre las partes altas y bajas de la isla, subían desde la costa hasta las zonas boscosas (Medina, 1978). Fueron observados constantemente desplazándose solos



Fig. 5. Delimitación esquemática de las zona sureste (con borregos) y noroeste (sin borregos) de Isla Socorro. Tomado de Harmutt & Levin 2008.

o en grandes manadas de entre 50 y 80 individuos desde 1988 a 1996. Los borregos eran vistos diariamente en las zonas desprovistas de vegetación y en lomas erosionadas donde usualmente se alimentaban de pequeños rebrotes. Sin embargo la población de borregos empezó a decaer a partir de 1990 cuando la Marina empezó a exterminarlos, esfuerzo que se favoreció cuando la Isla fue declarada Área Natural Protegida en 1994 acción que puso en marcha un plan para la erradicación del borrego.

Walter & Levine, 2008 mencionan que el último reporte fue cuando unos cientos de borregos fueron observados en las partes remotas y elevadas de las zonas boscosas de la isla en el año de 1999 por E. de la Barrera y 800 individuos en abril del 2006 por Hummel. Así mismo el Grupo de Ecología y Conservación de Islas A.C. (GECI) ha realizado trabajos de erradicación del borrego hasta, hoy en día el borrego en la Isla Socorro se considera prácticamente eliminado. Ya que en las más recientes actividades de GECI de este año (2012), solo se contabilizaron y sacrificaron dos borregos adultos (Fig. 6). Como el momento de inicio de este estudio coincidió con la fase de erradicación más fuerte de los borregos de la isla el enfoque original del proyecto de montar exclusiones para evaluar experimentalmente los impactos de los borregos fue modificado a realizar una caracterización minuciosa tanto de la composición química de suelo, de algunos procesos biogeoquímicos del suelo, y de la diversidad y estructura de la vegetación con la finalidad de hallar pistas que nos permitan inferir el impacto de los borregos en los bosques montanos de la isla.

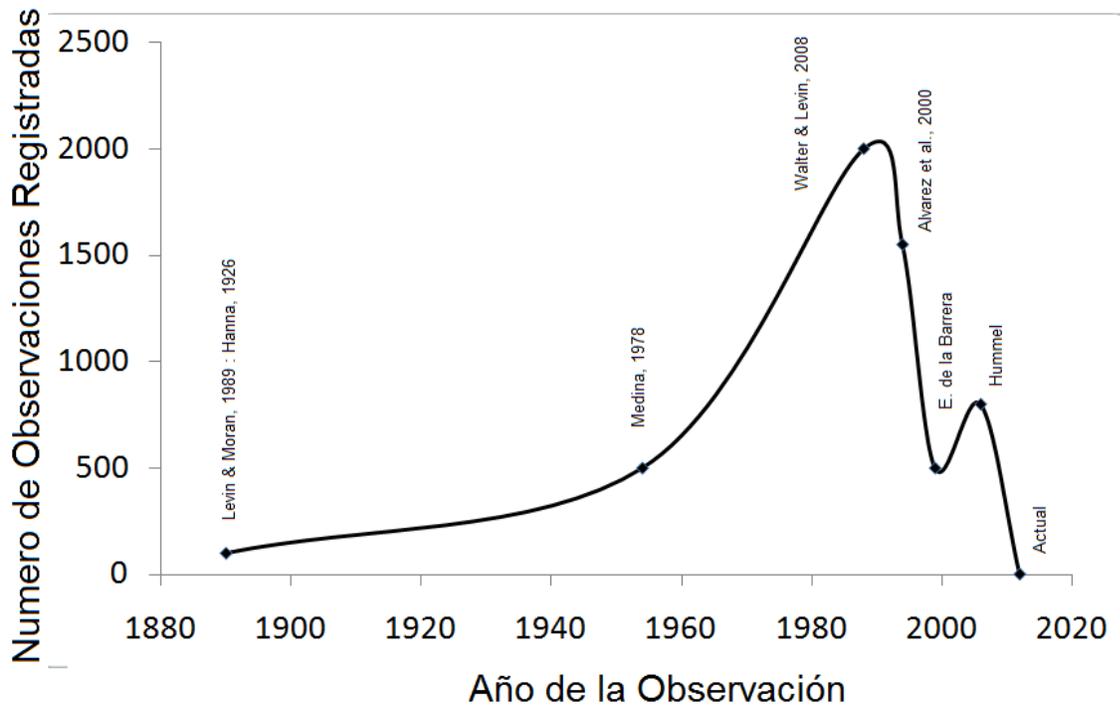


Fig. 6. Registro histórico del borrego en la Isla Socorro

3 Metodología

3.1 Análisis florístico

En las zonas de vegetación boscosa de la isla durante el mes de marzo del 2011 se establecieron nueve sitios designados como: B1, B3, B4, B5, M1, M2, C1, C2 y C3, las letras únicamente indican el nombre común con el que se conocen las distintas zonas del bosque; B para bosque, M para bosque “mandarinas” y C para bosques “de la cañada”. De los nueve sitios seis se encuentran en el lado sureste de la isla (presencia de borrego) y tres en el lado norte (ausencia de borrego), la diferencia en la cantidad de sitios fue debida a la dificultad de acceso a los sitios del norte. Los sitios fueron seleccionados en un gradiente altitudinal desde los 610 m hasta los 850 m. (Fig. 7). En cada sitio se llevaron a cabo diez transectos de 2 x 50 m siguiendo un método similar al propuesto por Gentry (1982, 1988) cubriendo en total una superficie de 6000 m² en el lado sureste de la isla y 3000 m² en el lado norte. En cada transecto se identificaron y registraron todos los individuos de las especies leñosas diferenciando tres categorías: árboles establecidos con un diámetro del tallo principal a la altura del pecho (DAP a 130 cm de altura) igual o mayor a 10 cm, árboles medianos en los que $1 \text{ cm} < \text{DAP} < 10 \text{ cm}$, y los individuos más pequeños que representan la regeneración de los bosques considerando solo aquellos mayores a 50 cm de altura y con $\text{DAP} < 1 \text{ cm}$. Para el caso de las lianas la medición del diámetro del tallo se realizó en la base, 5 cm por arriba del punto de enrizamiento. Tanto para árboles como lianas que se localizaron en los límites de los transectos solo fueron considerados si al menos 50% del tallo principal estuvo enrizado dentro del transecto. En cada transecto también se censaron los arbustos y las herbáceas para los cuales simplemente se registró el número de individuos.



○ Punto de Muestreo

— Limite aproximado de registro de borregos Alvarez et al. 1994

Fig. 7. Ubicación de los puntos de muestreo

3.2 Toma de muestras del suelo

En cada una de las nueve zonas de estudio se tomaron entre cinco (B1, B3, B4, B5, C1, C2, C3) y nueve (M1 y M2) muestras de suelo. Para cada muestra se colectó aproximadamente 200 g de suelo de los primeros 10 cm excluyendo la hojarasca y el mantillo. En los sitios M1 y M2 se realizó un mayor esfuerzo de muestreo ya que estos bosques son más extensos que los bosques localizados en las partes altas. Dentro de cada sitio las muestras de suelo estuvieron espaciadas al menos 20 m, y cada colecta se realizó en una bolsa plástica transparente con sello hermético la cual se colocó a su vez dentro de otra bolsa de plástico grueso negro para aislarla de la luz evitando además cualquier clase de

contaminación. Todas las muestras se mantuvieron a temperatura ambiente en sitios frescos sin exposición directa a los rayos del sol hasta su traslado al laboratorio de suelos del INECOL donde se almacenaron a una temperatura de 4°C para posteriormente realizar los análisis de algunas propiedades fisicoquímicas del suelo tales como, concentraciones de nutrientes, pH, porcentaje de humedad y procesos biológicos; tasa neta de mineralización de Carbono y de Nitrógeno. Detalles de estas técnicas serán descritos más adelante.

3.3 Análisis de las muestras de suelo

Para discernir algún un efecto de la topografía sobre a las variables químicas y procesos biológicos del suelo se llevaron a cabo pruebas de correlación de Spearman entre la altitud y pendiente de cada sitio contra cada una de las variables mencionadas a continuación.

3.3.1 Determinación de pH y humedad del suelo

Para obtener el valor de pH, se agregó agua desionizada a una alícuota de suelo en proporción 2:1 respectivamente, y por medio de un potenciómetro Corning Mod.320, se registro la lectura al momento de que esta permaneciera constante durante 15 segundos. Para la cuantificación del porcentaje de humedad, las muestras de suelo fueron pesadas en fresco y posteriormente secadas en una estufa a 105 °C hasta llegar a peso constante para determinar el contenido de humedad de la diferencia entre el peso fresco y el peso seco de cada muestra. Para estandarizar las estimaciones de humedad entre las muestras la diferencia en pesos se expresa en valor relativo dividiendo por el peso seco de la muestra y multiplicando por 100 para representarlo en porcentaje de humedad.

3.3.2 Determinación de carbono, nitrógeno y fósforo

Cada muestra se tamizo a través de una malla de 1mm de apertura y se tomó una alícuota de 10 g la cual se seco y molió para posteriormente ser procesada en un analizador automático de carbono-nitrógeno Truspec Marca LECO (Michigan, USA) y así obtener el porcentaje de carbono y nitrógeno en cada muestra. De acuerdo al pH neutro y ácido registrado en el suelo de la isla, la concentración de fósforo disponible (mg/kg) fue cuantificada por medio de la técnica de Bray-Kurtz (1945), la cual se basa en la cantidad extractable de fósforo con una solución de ácido clorhídrico y fluoruro de amonio. Después se analiza por colorimetría en un espectrofotómetro con la técnica de Murphy & Riley (1962).

3.3.3 Tasa potencial de mineralización de Carbono

La mineralización del carbono es la transformación del carbono en la materia orgánica de un sustrato a CO_2 , proceso que en el suelo es llevado a cabo por microorganismos como hongos y bacterias (Schlesinger, 1997). Se utilizó un método que permitió concentrar el CO_2 emitido por los microbios del suelo en trampas de NaOH. El contacto del CO_2 y el NaOH resulta en la transformación de CO_2 en ácido carbónico. El ácido carbónico es altamente inestable y rápidamente se convierte a carbonato de sodio (Na_2CO_3). Esta reacción se puede neutralizar agregando sales como el BaCl_2 que agotan el NaOH de la solución permitiendo realizar estimaciones del CO_2 atrapado. Según la estequiometría de la reacción, dos moles de NaOH forman un mol de carbonato de sodio (Na_2CO_3). A diferencia de la tasa de mineralización de carbono real, la cual se refiere a la que se lleva a cabo naturalmente en un suelo, la tasa potencial de mineralización es considerada como la tasa neta máxima que puede alcanzar una muestra de suelo.

Para cada una de las 53 muestras del suelo obtenidas entre los nueve sitios de bosque estudiados se determinó la tasa potencial de mineralización de carbono mediante trampas de NaOH, sustancia que absorbe rápidamente el CO_2 (Coleman et al., 1978). De cada muestra se pesó aproximadamente 100 g

de suelo fresco y se colocaron en tubos de PVC (2" de diámetro y 15 cm largo). El fondo de cada tubo se cubrió con una malla de tela con apertura de 2 mm para evitar que el suelo se saliera del tubo. Para estimular la respiración del suelo, este se humedeció a capacidad de campo con agua desionizada y el tubo con la muestra húmeda de suelo fue colocado en un frasco de cristal de capacidad de 1 L y sellado herméticamente. Dentro de cada frasco de cristal se colocó también un frasco pequeño con 10 ml de NaOH 1 N. Los frascos de 1 L con el suelo y el NaOH se incubaron a 26 °C en la oscuridad por un total de 18 días. Dado que las trampas de NaOH tienen una capacidad limitada fueron reemplazados periódicamente con otros frascos con solución nueva. Los primeros tres días del experimento para todas las muestras, las trampas de NaOH se reemplazaron entre cada 20 a 48 horas. Posteriormente se reemplazaron los frascos entre cada 48 a 96 horas.

A cada trampa de NaOH reemplazada se le agregaron inmediatamente 5 ml de BaCl₂ 1.5 M para neutralizar la reacción con el CO₂ atmosférico y posteriormente se titularon con HCl 1M. Con los datos del peso de los viales con NaOH antes y después de la incubación, los ml gastados de HCl y la humedad del suelo se realizaron los cálculos considerando una mineralización lineal a través de los 18 días de incubación para calcular la concentración de CO₂ liberado y con eso determinar la cantidad de carbono liberado expresada en microgramos de carbono/ gramo de suelo seco por día.

3.3.4 Tasa de Mineralización de Nitrógeno

La tasa potencial de mineralización de Nitrógeno se calculó midiendo los niveles de amonio y nitratos con el método de extracción con KCL de Etchevers et al., 1971 el cual se basa en la extracción de amonio intercambiable por equilibrio de la muestra de suelo con KCL 2N y su determinación por destilación mediante arrastre de vapor en presencia de MgO. La adición de la aleación de Devadra permite incluir la determinación de Nitratos. Se determino la cantidad de NH⁴⁺ y de NO³⁻ en las

muestras frescas y después se incubaron a 25°C y humectadas a capacidad de campo cada tercer día durante 27 días. Al finalizar la incubación se volvió a medir la concentración de NH_4^+ y de NO_3^- . De esta manera se calculó la amonificación y nitrificación neta del suelo, con la adición de estas dos mediciones se determinó la mineralización neta del suelo.

4 Análisis de Datos

4.1 Análisis florístico

4.1.1 Curvas de Whittaker

Como una primera aproximación para caracterizar la estructura y composición de los flora de los bosques de Isla Socorro se elaboraron curvas de Whittaker también conocidas como curvas de abundancia jerárquica o rango abundancia. Estas curvas consisten en representar gráficamente la abundancia de las especies en orden descendente permitiendo comparar cambios en abundancia de especies entre sitios así como patrones más generales como la estructura de la comunidad.

4.1.2 Valores de importancia

Para integrar la abundancia, frecuencia y dominancia (tamaño) en un índice que permita explorar visualmente diferencias en la estructura de los diferentes bosques estudiados se calculó el valor de importancia para las especies leñosas considerando por separado a las plantas establecidas grandes ($DAP > 10$ cm), medianas ($10\text{cm} < DAP < 1\text{cm}$) y plantas en regeneración (altura > 50 cm y $DAP < 1$ cm). En el cálculo de valor de importancia ($VI=(A+F+D)/3*100$) se suman los valores relativos de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies y se dividen por tres y multiplica por cien para quedar expresado en porcentaje. Para el caso de las plantas en regeneración se utilizaron únicamente los valores relativos de abundancia y frecuencia de las especies multiplicada por dos y dividido por cien para tener la estimación en porcentaje. La abundancia relativa de cada especie es el número de individuos de cada especie entre el número total de individuos de todas las especies. La frecuencia relativa es el número de transectos en los que se observó cada especie dividido por el producto del número de especie por 10 (número de transectos realizados en cada sitio). La dominancia relativa es la suma del área (estimada como un círculo a partir del DAP) de todos los individuos de

cada especie dividida por la suma total de las áreas de todos los individuos de todas las especies (Stiling, 1999; Villavicencia & Valdez , 2003).

4.1.3 Índice de diversidad de Shannon

Para comparar la diversidad de especies leñosas entre los sitios con y sin borrego se utilizó una prueba por remuestreo o bootstrap, ya que la cantidad de muestras es distinta entre los lados de la isla y que esta prueba permite llevar a cabo un contraste entre series de datos con distinto número de muestras (Solow, 1993). Se llevó a cabo la prueba de remuestreo para los datos de los tres sitios con borrego y de los seis sitios sin borrego diferenciando las tres clasificaciones de árboles (grande, mediano y regeneración). Con el total de datos de cada clasificación de árboles se generó una base de datos general conteniendo cada individuo censado, de esta base de datos y para cada sitio se tomó una muestra aleatoria con reemplazo con el tamaño de muestra igual al número de individuos censados en ese sitio. Así se determinó un valor para la diversidad con el índice de Shannon (H') en cada sitio y se calculó un índice de diversidad promedio para los sitios con borrego y sin borrego de los cuales se obtuvo la diferencia del índice de Shannon en sitios con borrego menos el de los sitios sin borrego (ΔH). Este procedimiento se efectuó diez mil veces para construir un histograma de la frecuencia del valor de la diferencia vs. el valor de la diferencia de diversidad entre sitios sin y con borrego. El histograma muestra la distribución de la diferencia de diversidad entre sitios sin y con borregos. Si el valor real observado de esta diferencia está fuera de la distribución que el histograma esboza, entonces los valores presentan variaciones no relacionadas a procesos aleatorios y por lo tanto son significativamente distintos. El análisis fue llevado a cabo en el software estadístico R.

4.1.4 Análisis de similitud

Para los análisis de similitud se utilizó la matriz de distancia de acuerdo con el índice modificado de Bray-Curtis (Aguirre et al., 2010). Esta modificación al índice de Bray-Curtis es robusta y poco sensible a la presencia de especies de gran abundancia. Conjuntamente se utilizó el método de agrupamiento de Wards que busca minimizar la varianza entre el par de observaciones a agrupar.

4.2 Análisis fisicoquímicos y biológicos del suelo

4.2.1 Correlación entre variables topográficas y variables del suelo

Con el fin de distinguir si hay algún patrón entre la topografía de la isla con los niveles de C, N, P, Tasas de mineralización, % humedad, pH, entre otras variables del suelo. Se llevaron a cabo pruebas de correlación de Spearman entre las métricas del suelo antes mencionadas con la altitud y la pendiente de los sitios donde fueron tomadas las muestras de suelo.

4.2.2 Contrastes entre los bosques del sureste y del norte de Isla Socorro

Para los contrastes en el contenido de nutrientes y las tasas de mineralización en el suelo se utilizaron pruebas de ANOVA considerando los promedios estimados para cada sitio.

4.2.3 Análisis de similitud

Para poder diferenciar si hay similitudes en las variables químicas del suelo entre los distintos sitios de la isla. Se llevo a cabo un análisis de similitud que en este caso se utilizó como métrica la distancia euclidiana y el método de agrupamiento de Wards que como se mencionó busca minimizar la varianza entre el par de muestras a agrupar.

4.2.4 Correlaciones entre el componente florístico y el contenido de nutrientes y procesos del suelo

Para analizar la correlación entre los componentes florísticos, la concentración de nutrientes y procesos de mineralización de C y N en el suelo en los diferentes sitios de bosque se utilizó el método de coinerencia basado en análisis de componentes principales. Este método busca la correlación entre los ejes del nuevo espacio multidimensional de cada una de las dos tablas a asociar, en este caso la tabla correspondiente al componente florístico y la tabla correspondiente a la química y procesos del suelo. Para estos análisis se utilizaron por separado tablas basadas en la abundancia y riqueza de especies considerando las siguientes formas de vida y clases de tamaño: herbáceas angiospermas, helechos, lianas, árboles con DAP < 1cm, árboles en los que $1\text{cm} < \text{DAP} < 10\text{ cm}$, y árboles con DAP > 10 cm. Para poder establecer si la correlación observada entre los nuevos espacios multidimensionales de componentes principales fue significativa, se utilizó el método de Montecarlo para realizar permutaciones en las matrices de las correlaciones de los análisis de componentes principales antes de llevar a cabo el análisis de coinerencia y de esta forma poder establecer la probabilidad de observar una correlación dada entre ambas tablas solo por azar.

4.2.5 Modelos analíticos para explorar la relación entre el componente florístico y la química del suelo en los bosques de Isla Socorro

Con la finalidad de encontrar tendencias que indiquen alguna relación entre la regeneración de los bosques con la variación de los factores químicos del suelo o con del número de árboles adultos, se analizaron los datos de regeneración de especies leñosas como variable respuesta ante la variación de los niveles de carbono, nitrógeno y pH del suelo usando un modelo lineal múltiple. El modelo contempló el efecto de presencia-ausencia del borrego.

5 Resultados

5.1 Análisis florístico

En total se registraron 4957 individuos incluyendo 40 especies. De las formas de vida los árboles fueron los mejor representados con 3444 individuos (Fig. 8a) seguido por herbáceas (angiospermas 593 individuos y pteridofitas 551 individuo), lianas (246 individuos) y arbustos (123 individuos). En relación al número de especies las herbáceas con 24 especies (17 especies de angiospermas y siete especies de pteridofitas) fueron las mejor representadas (Fig. 8b) seguidas por los árboles (nueve especies) y los arbustos (tres especies).

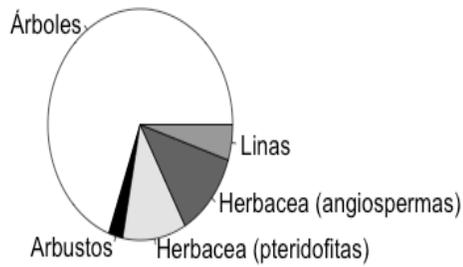
Entre las especies leñosas (3813 individuos) que representan casi 77% del total de individuos registrados se observó que el 62% (2356 individuos) representaron la regeneración del bosque (altura >50 cm y DAP < 1 cm), 25% (949) fueron individuos establecidos de talla o edad media (1 cm < DAP < 10 cm), y 13% estuvo representado por individuos grandes (DAP ≥ 10 cm).

5.1.1 Abundancia de formas de vida en el sureste y norte de Isla Socorro

Considerando por separado los bosques del sureste (con borregos) y del norte (sin borregos) de Isla Socorro (Fig. 9) observamos que hay diferencias significativas en la representación de las distintas formas de vida entre los dos lados de la isla ($\chi^2 = 1505.7$, d.f. = 4, $P < 0.0001$). En todos los casos siguientes los residuales estandarizados son mayores a dos y en la mayoría son mayores a cuatro lo que sugiere que cada contraste particular es al igual que el test general estadísticamente significativo. En los bosques donde hubo presencia de borregos hay una sobre representación de árboles y arbustos comparado con el norte de la isla en donde especialmente los arbustos están sobre representados. Para el caso de las herbáceas se observó que las angiospermas están sobre representadas en el sureste de la

isla mientras que los helechos lo están en el norte de la isla, siendo este último también el caso de las lianas que estuvieron sobre representadas en el norte de la isla.

a) Individuos



b) Especies

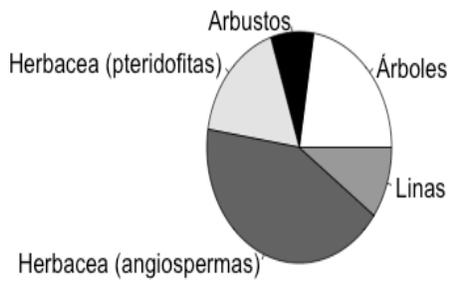


Fig. 8. Distribución de individuos y especies en la flora de los bosques de Isla Socorro.

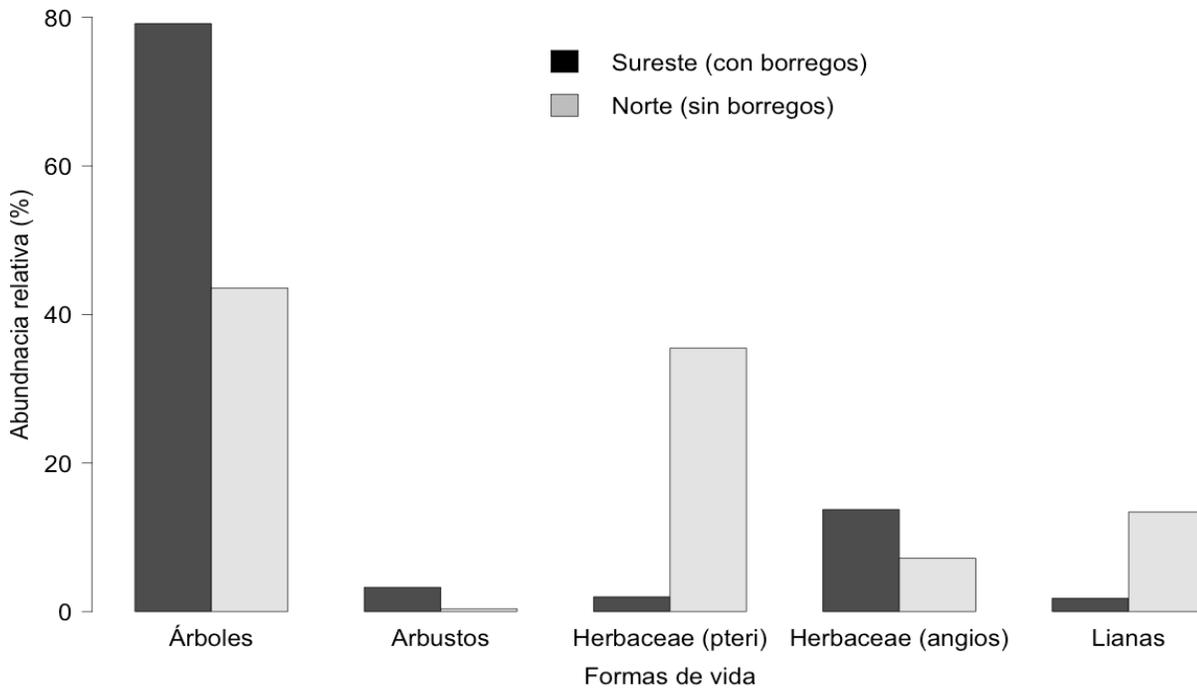


Fig. 9. Abundancia relativa de formas de vida en los bosques del sureste (con borregos) y norte (sin borregos) de Isla Socorro

5.1.2 Abundancia de plantas leñosas por talla en el sureste y norte de Isla Socorro

En relación a la abundancia de las plantas leñosas de diferentes tamaños también se observaron diferencias significativas ($\chi^2 = 945$ d.f. = 2, $P < 0.0001$) entre los bosques del sureste y del norte de la isla (Fig. 10). En todos los casos siguientes los residuales estandarizados son mayores a cuatro lo que sugiere que cada contraste particular es al igual que el test general estadísticamente significativo. Las plantas leñosas en regeneración estuvieron fuertemente sobre representadas en el sureste de la isla mientras que plantas leñosas de media y gran envergadura estuvieron fuertemente sobre representadas en el norte de la isla. Sin embargo es oportuno mencionar que dicho patrón de la abundancia de tallas de plantas leñosas está fuertemente determinado por el sitio denominado Bosque M1 en el que se observó una desproporcionada abundancia de rebrotes de *Guettarda insularis*. Cuando este sitio fue suprimido del análisis se observó que los bosques del sureste y norte de la isla son mas parecidos

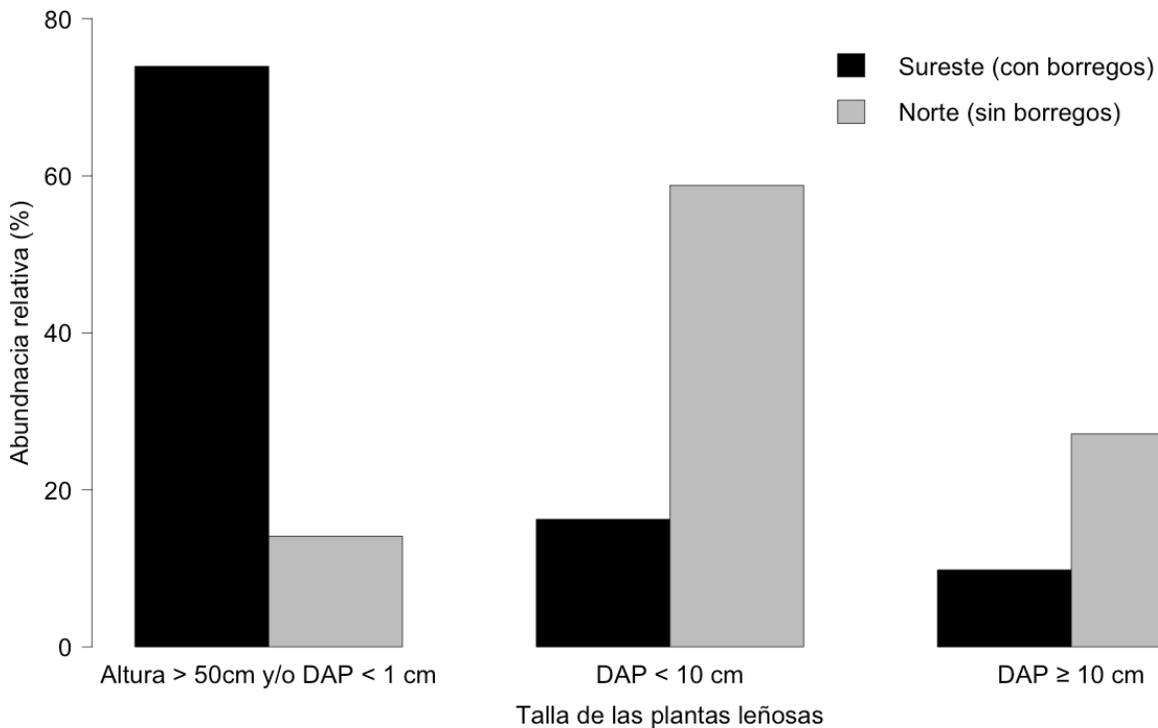


Fig. 10. Abundancia relativa de plantas leñosas en tres categorías de tamaño en los bosques del sureste y norte de Isla Socorro.

aunque aún estadísticamente diferentes ($\chi^2 = 6.5$, d.f. = 2, $P = 0.0383$) en cuanto a la abundancia de las distintas tallas de las especies leñosas (Fig. 11). En este caso ninguno de los valores de los residuales estandarizados fue mayor a dos por lo que los efectos no pueden ser considerados como significativos, pero las diferencias fueron una ligera sobre representación de plantas en fase de regeneración en el lado sureste de la isla y la sobre representación de árboles de mediana talla en el lado norte de la isla.

5.1.3 Curvas de Whittaker en el sureste y norte de Isla Socorro

Las curvas de rango-abundancia para el total de plantas, considerando por separado los bosques del sureste y norte de la isla mostraron que los bosques de sureste son menos equitativos que los

bosques del norte (Fig. 12) ya que para el lado sur de la isla la curva presenta una primera fase mucho mas empinada que la curva correspondiente a los bosques del norte de la Isla. Otra información

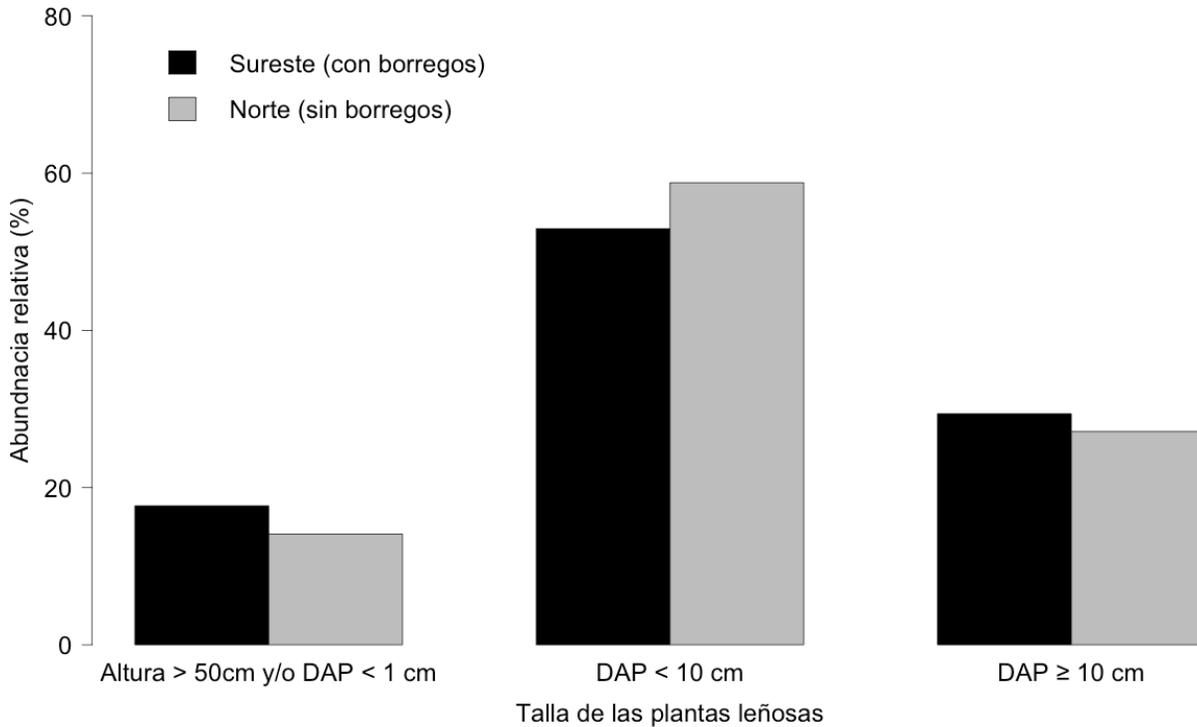


Fig. 11. Abundancia relativa de plantas leñosas en tres categorías de tamaño en los bosques del sureste (excluyendo el sitio Bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de *Guettarda islularis*) y norte de Isla Socorro.

adicional que se aprecia en las curvas de rango-abundancia es la mayor riqueza de especies en los bosques del sureste comparados con los bosques del norte. Sin embargo tal comparación no contribuye significativamente ya que el esfuerzo de muestro fue mayor en el lado sureste de la isla. El patrón que se puede observar es que la equitatividad en los bosques de la Isla se mantiene aún cuando el sitio Bosque M1 es excluido de análisis. También destaca que mientras en el sureste de la isla las especies con mayor abundancia son exclusivamente especies leñosas, en el norte de la isla, entre las tres especies más abundantes se ubicaron dos helechos.

Cuando el análisis se restringió a las especies leñosas (Fig. 13) ya sea considerando todos los sitios o excluyendo el sitio Bosque M1, también se observó que los bosques del norte de la isla presentan mayor equitatividad comparado con los bosques del sureste de la isla. Aquí destacan por su

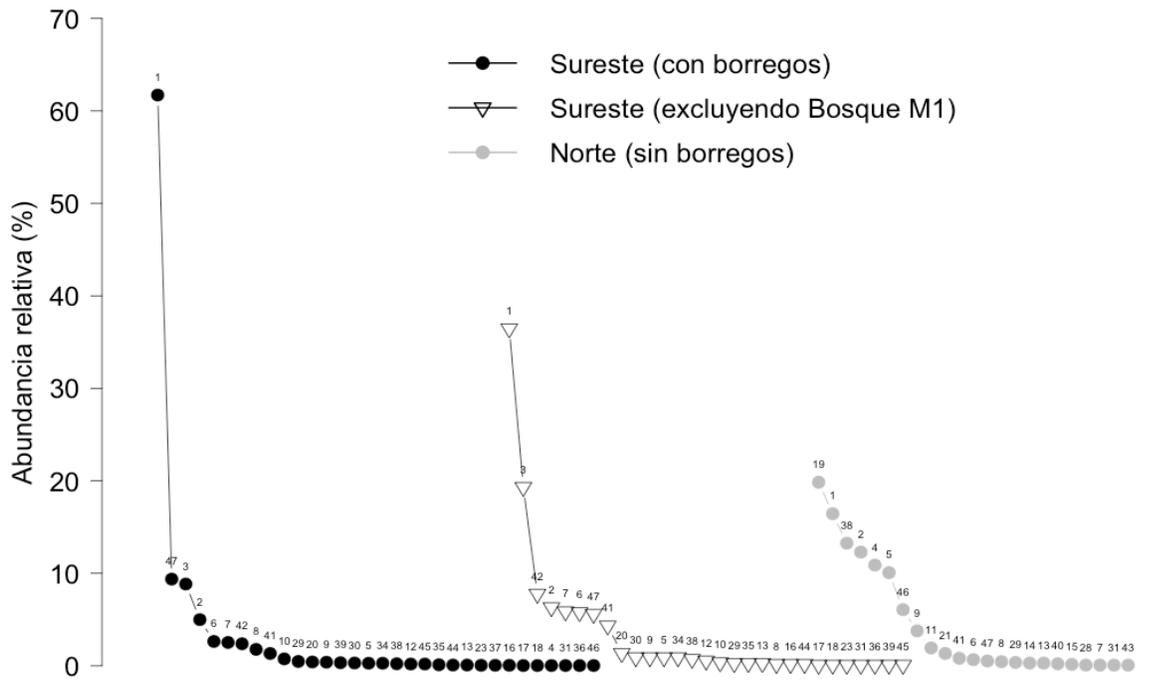


Fig. 12. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies vegetales en los bosques del sureste (sin borregos, todos los sitios), del sureste excluyendo el sitio bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de *Guettarda insularis*, y del norte de Isla Socorro. 1) *Guettarda insularis*, 2) *Ilex socorrensis*, 3) *Psidium socorrense*, 4) *Chiococa alba*, 5) *Oreopanax xalapense*, 6) *Syderoxilon socorrensis*, 7) *Dodonea viscosa*, 8) Malvada dentada liana, 9) *Meliosma nesites*, 10) *Cordia curassavica*, 11) Bejuco, 12) *Ficus cotinifolia*, 13) *Zanthoxylum insulare*, 14) *Spermacoce nesiotica*, 15) *Chamaesyce* sp, 16) *Prunus serotina*, 17) *Adiantopsis radiata*, 18) *Argemone ochroleuca*, 19) *Asplenium*, 20) *Asplenium formosum*, 21) *Asplenium sessilifolium*, 23) *Brickellia peninsularis*, 28) Cyperaceae, 29) *Eragrostis ciliaris*, 30) *Erigeron socorrensis*, 31) *Eupatorium pacificum*, 34) Pasto 2, 35) Peludo desc, 36) *Perityle socorrensis*, 37) *Phaseolus lunatus*, 38) *Polypodium alfredii*, 39) *Pseudoconyzia* sp., 40) *Pteridium* 2, 41) *Pteridium caudatum*, 42) *Salvia riparia*, 43) *Sida rhombifolia*, 44) *Solanum madreense*, 45) *Sonchus tenerrimus*, 46) *Triunfetta socorrensis*, 47) *Verbena spherocarpa*

abundancia relativa en ambos lados de la isla *Guettarda insularis* así como *Psidium socorrense* que solo se detectó en los bosques del sureste de la isla, *Oreopanax xalapense* que fue considerablemente mas abundante en los bosque del norte comparado con los bosques del sureste de la isla.

Cuando se analizaron por separado las curvas de Whittaker para las plantas leñosas de diferentes tallas se observan que la equitatividad es similar en los bosques de ambos lados de la isla

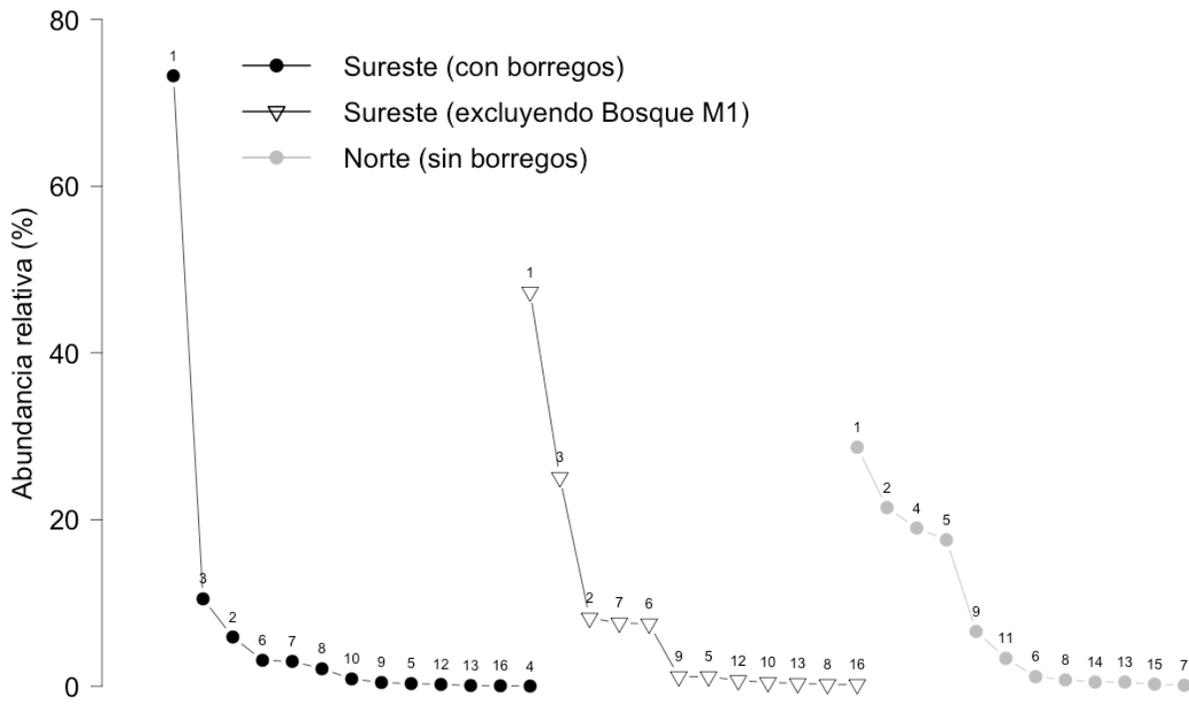


Fig. 13. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas en los bosques del sureste (sin borregos, todos los sitios), del sureste excluyendo el sitio bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de *Guettarda insularis*, y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12.

para plantas leñosas de talla grande (DAP > 10 cm, Fig 14) y las detalla media (DAP < 10 cm, Fig. 15). Destaca que entre las especies con individuos de talla grande *Ilex socorrensis* fue la de mayor abundancia relativa en el norte de la isla, mientras que para los árboles de talla media en el sureste de la isla y en el norte de la isla *Guettarda insularis* fue la especie más abundante. Para las plantas leñosas de

menor talla (altura > 50 cm y/o DAP < 1 cm), lo que representa la regeneración de los bosques, se observó nuevamente que los bosques del norte presentan una mayor equitatividad comparado con los bosques del sureste de la isla (Fig. 16) y destaca que la especie mas abundante en norte de la isla fue una liana, *Chiococa alba* mientras que en el sureste de la isla predominan *G. Insularis* e *I. Socorrense*. Para el caso de la comunidad de especies herbáceas se observó que presentan una equitatividad similar en ambos lados de la isla (Fig. 17), sin embargo mientras en los bosques del sureste las plantas de mayor abundancia son angiospermas en el lado norte los helecho presentaron la mayor abundancia entre las herbáceas.

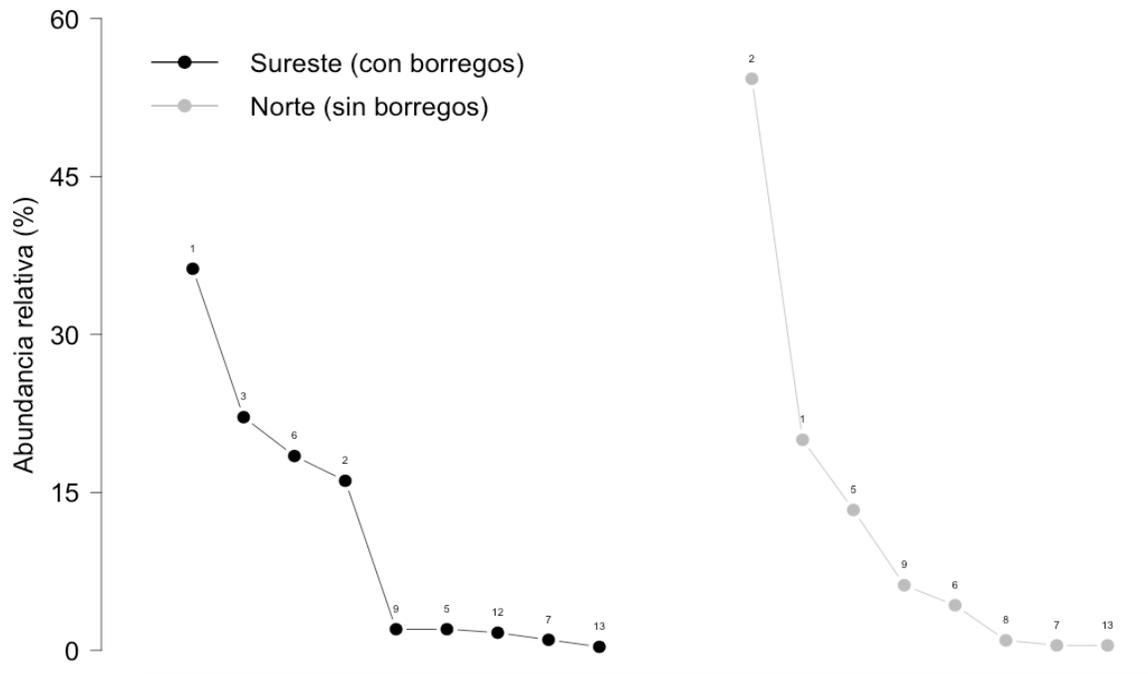


Fig. 14. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas para árboles de talla grande (DAP > 10 cm) en los bosques del sureste (sin borregos) y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12

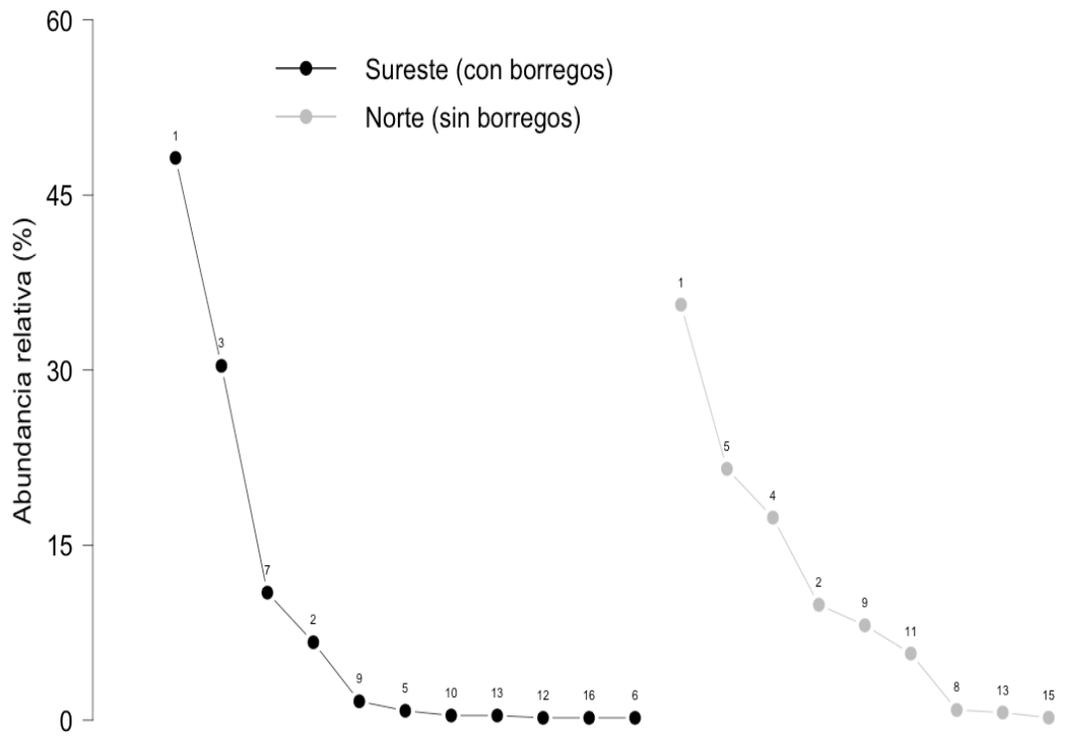


Fig. 15. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas para árboles de talla media(DAP < 10 cm) en los bosques del sureste (sin borregos) y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12

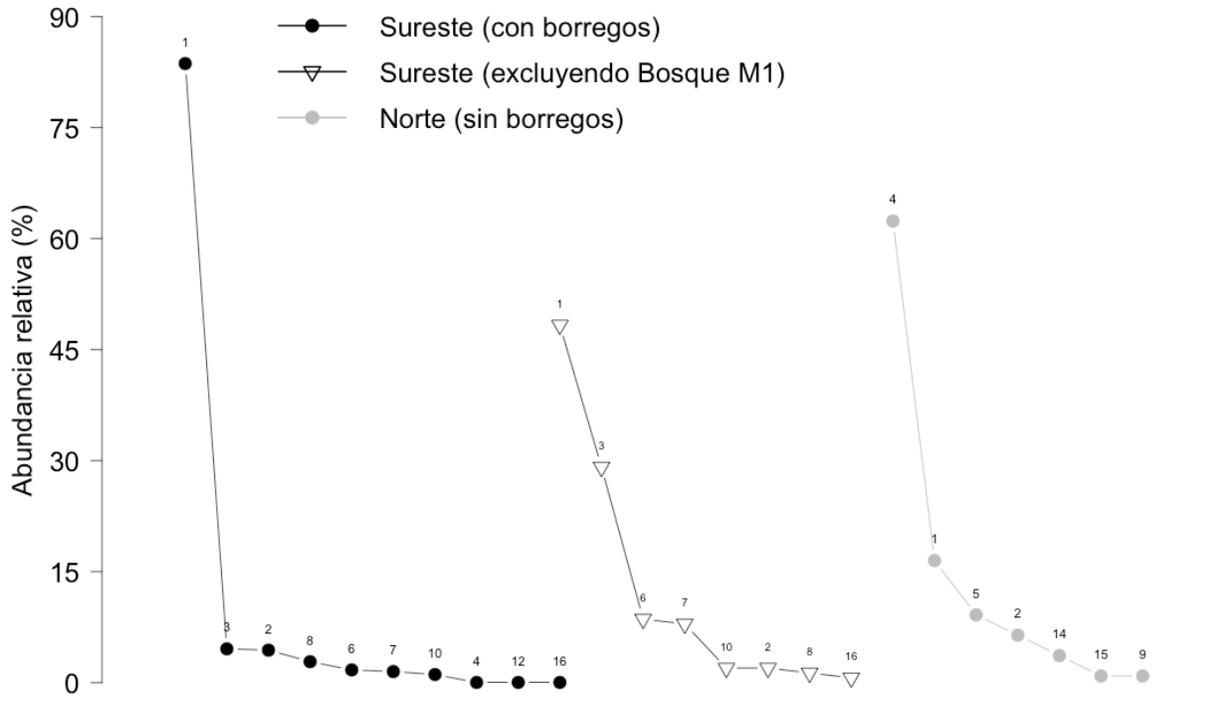


Fig. 16. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies leñosas en fase de regeneración (altura > 50 cm y/o DAP < 1 cm) en los bosques del sureste (sin borregos, todos los sitios), del sureste excluyendo el sitio bosque M1 por presentar una desproporcionada abundancia de rebrotes de *Guettarda insularis*, y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12

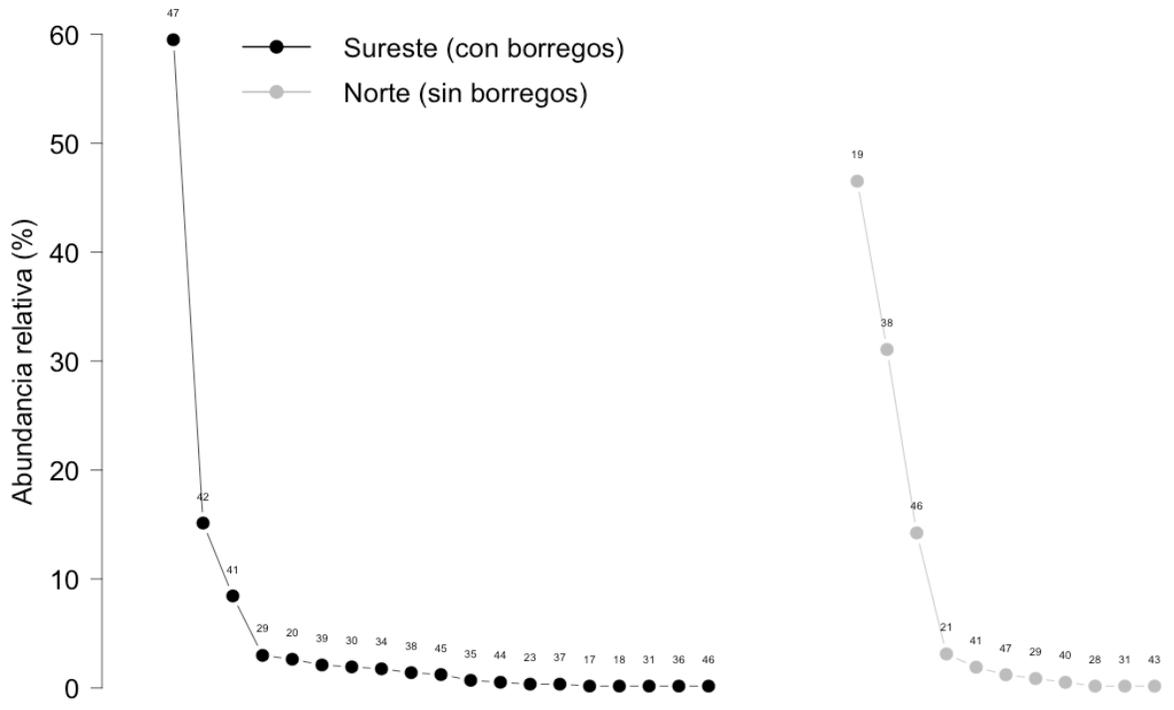


Fig. 17. Curvas de Whittaker en función de la abundancia relativa de las especies herbáceas en los bosques del sureste (sin borregos) y del norte de Isla Socorro. Ver clave de las especies en la Fig. 12

5.1.4 Valor de importancia en el norte y sureste de Isla Socorro

La distribución del valor de importancia entre las especies de los bosques del norte y del sureste mostró el típico patrón de una o unas pocas especies muy importantes con un sequito de especies con mucho menor importancia. Para los bosques del norte (Fig. 18) destaca entre los árboles de mayor talla por su alto valor de importancia *I. socorrense* con un V.I. cuatro veces mas que la especie en segundo lugar *Guettarda insularis*, así como la relativa baja importancia de *Sideroxylon socorrensis* que pese a estar representada por los árboles de mayor envergadura, en el norte de la isla fueron poco abundantes y poco frecuentes.

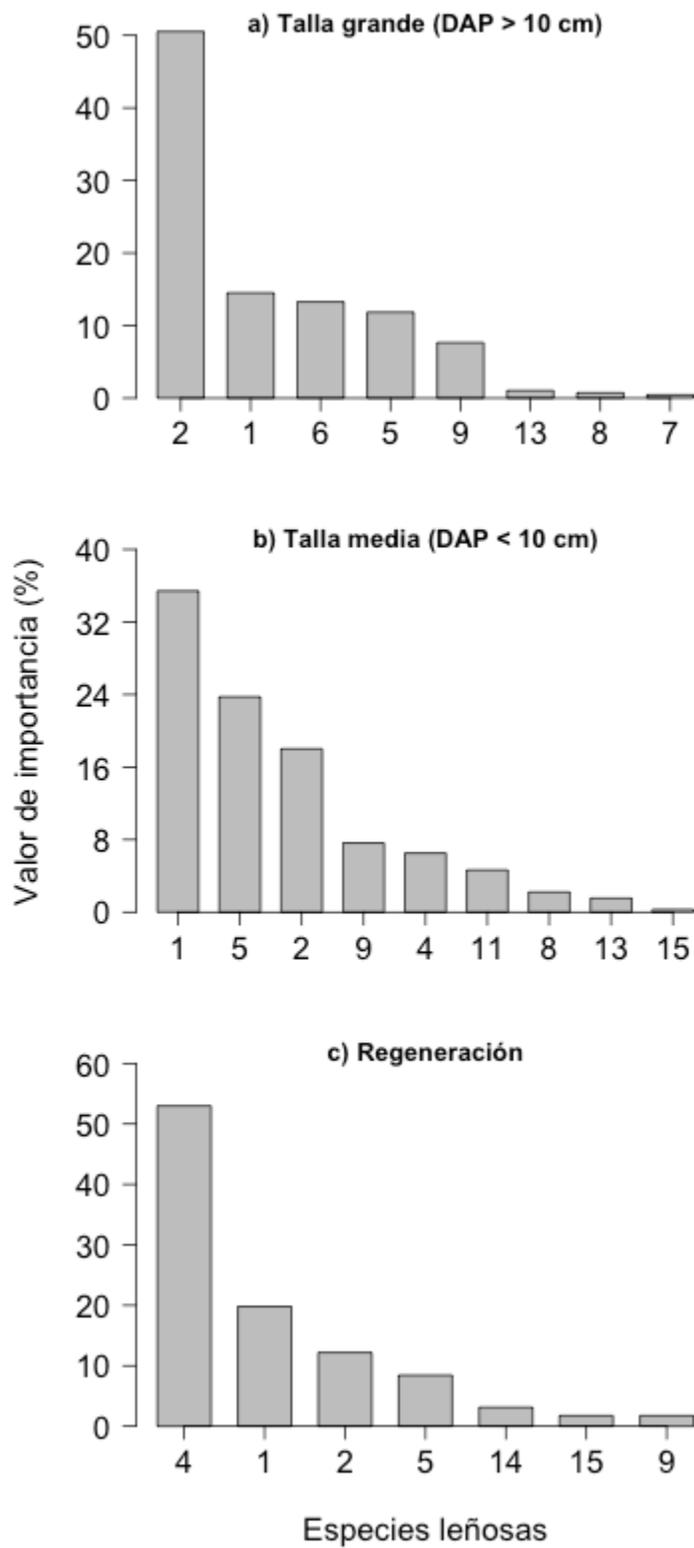


Fig.18. Valor de importancia para las especies leñosas en los bosques del norte de Isla Socorro. Para la clave de las especies ver Fig. 12

Para los árboles de talla media destacan por su valor de importancia *G. insularis* seguido por *O. Xalapenses* e *I. socorrense*, así como la baja representación de *S. socorrensis*. Para las plantas de menor talla destaca por su alto valor de importancia el bejuco *Ch. alba* seguido de *G. insularis* e *I. socorrense*.

Para los bosques del sureste de la isla entre las especies con individuos de talla grande destaca por su alto valor de importancia *S. socorrensis*, *G. insularis*, *P. socorrense* e *I. socorrense* (Fig. 19). Notoriamente para las especies mejor representadas con individuos de talla media e individuos pequeños fueron las mismas que aquellas con individuos de gran talla con la excepción de la notoria baja en valor de importancia de *S. socorrensis*.

5.1.5 Índice de diversidad de Shannon-Wiener en el sureste y norte de Isla Socorro

El análisis de diversidad mediante el remuestreo del delta de los valores de diversidad (ΔH) entre los bosques del sureste y norte de la isla mostró que tanto para la comunidad completa de plantas así como para la comunidad de especies leñosas, existe una mayor diversidad en el norte de la isla. Este resultado fue consistente aún excluyendo el sitio Bosque M1 (Fig. 20). Por otra parte cuando se analizó el delta en el índice de diversidad para las plantas leñosas separando entre distintas categorías de talla, se observó una mayor diversidad en los bosques del sureste para las especies con individuos grandes comparado con los bosques del norte (Fig. 21). Sin embargo para las especies con individuos de talla media y aquellas representadas por individuos pequeños la mayor diversidad se observó en el norte de la isla. El único caso en que la diferencia entre los valores del índice de diversidad no difirió de lo esperado por azar fue para el caso de las especies leñosas representadas por individuos pequeños. Esta diferencia se encontró al excluir el sitio con regeneración desproporcionada (Bosque M1).

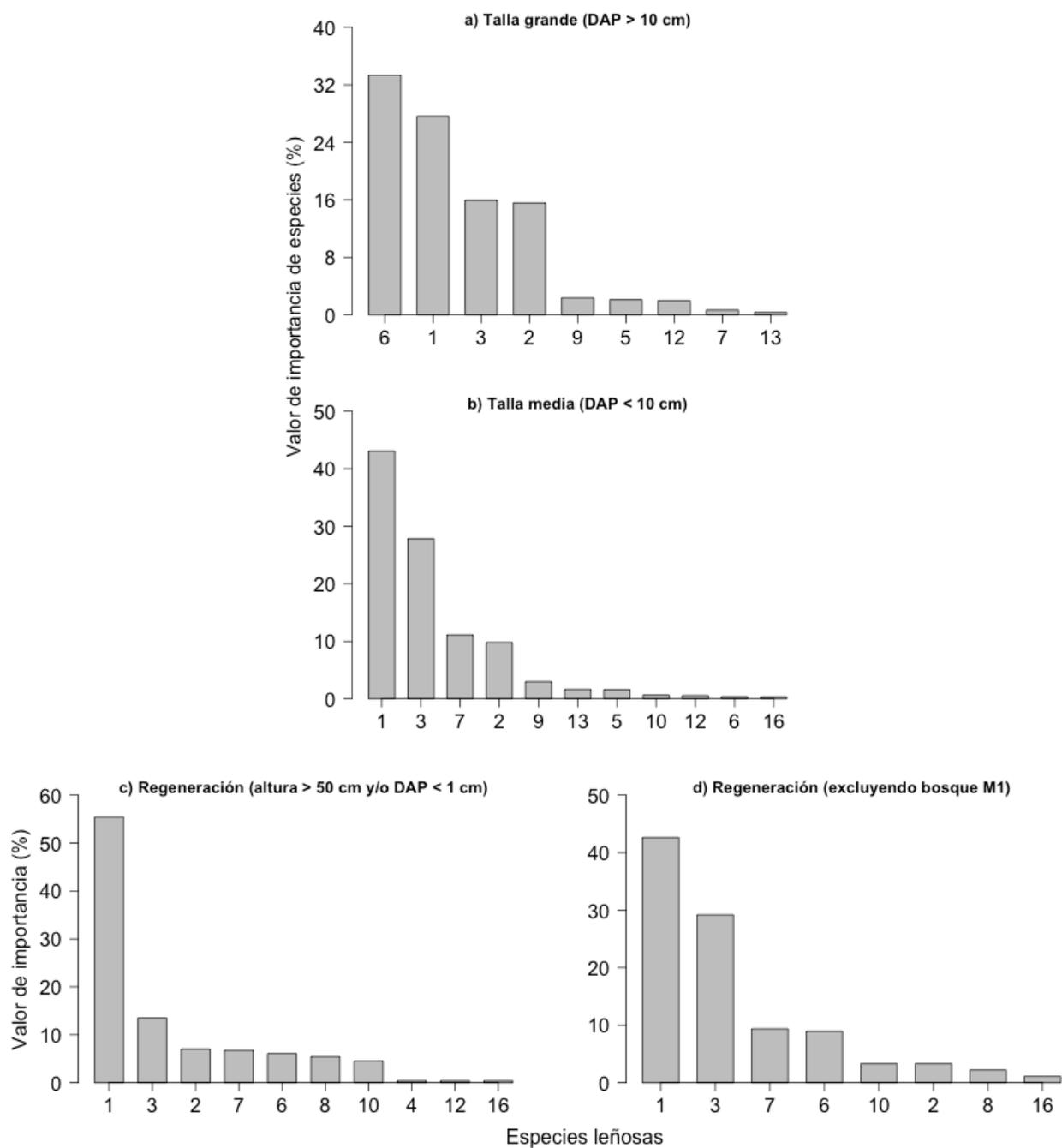


Fig. 19. Valor de importancia para las especies leñosas en los bosques del sureste de Isla Socorro. Para la clave de las especies ver Fig. 12

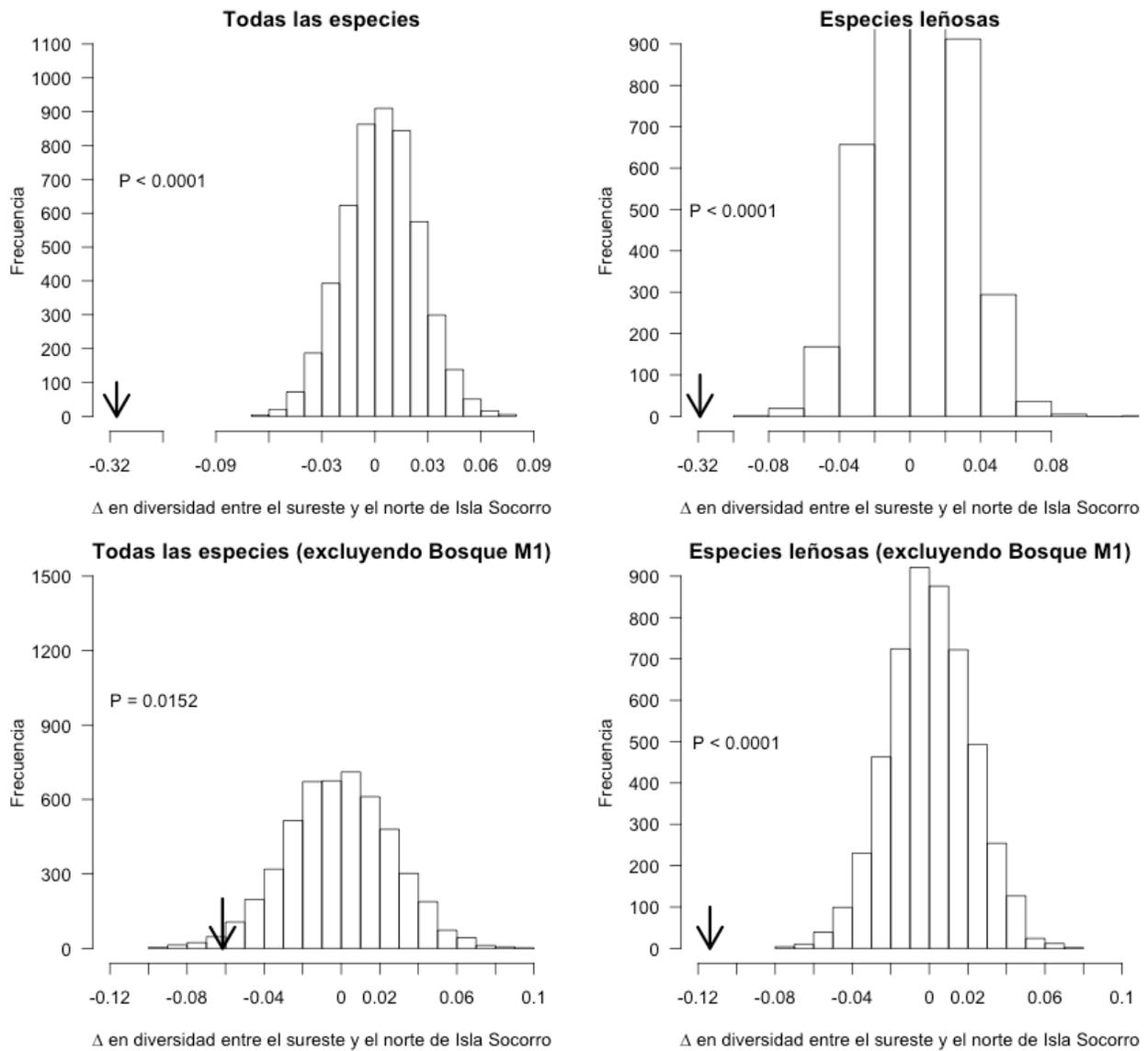


Fig. 20. Delta de los valores del índice de diversidad Shannon-Wiener entre bosques del sureste y norte de Isla Socorro para la totalidad de especies así como solo considerando las especies leñosas. El histograma representa la distribución esperada de la diferencia entre los valores de los índices cuando los individuos se distribuyen aleatoriamente entre los transectos de cada bosque analizado. La flecha indica el valor observado del delta entre los valores de diversidad. Se presentan los análisis de todos los sitios así como excluyendo el sitio Bosque M1 por presentar un inusual número de rebrotes.

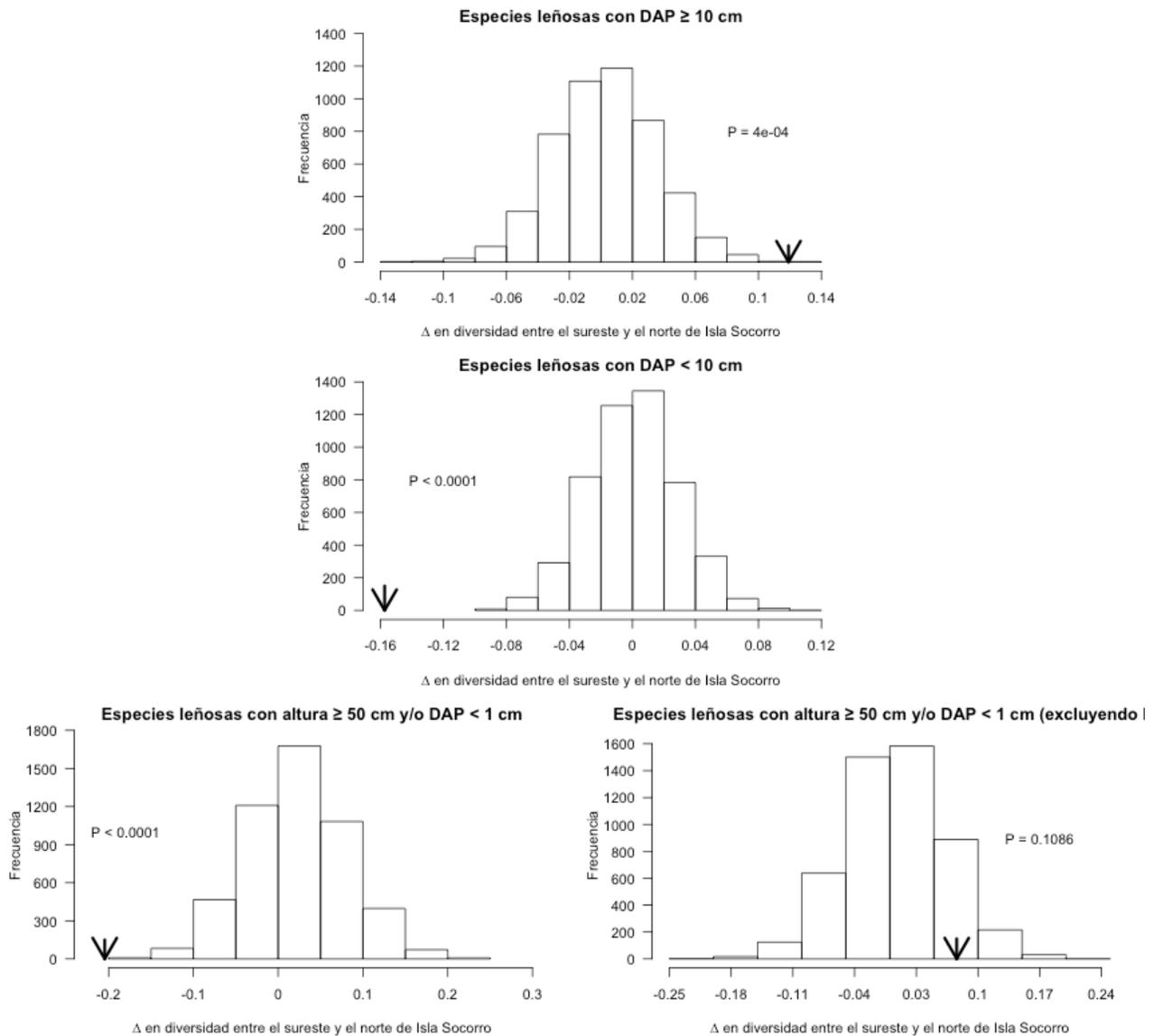


Fig. 21. Delta del los valores del índice de diversidad Shannon-Wiener entre bosques del sureste y norte de Isla Socorro para las especies leñosas en tres categorías de talla. El histograma representa la distribución esperada del la diferencia entre los valores de los índices cuando los individuos se distribuyen aleatoriamente entre los transectos de cada bosque analizado. La flecha indica el valor observado del delta entre los valores de diversidad. Se presentan los análisis de todos los sitios así como excluyendo el sitio Bosque M1 por presentar un inusual número de rebrotes.

5.1.6 Análisis de similitud

El análisis de similitud entre los nueve sitios estudiados de la isla mostró que los bosques en la cañada norte (C1, C2 y C3) son florísticamente distintos en general al resto de los sitios (Fig. 22). Con excepción del análisis basado en el componente herbáceo los bosques del norte de la isla también

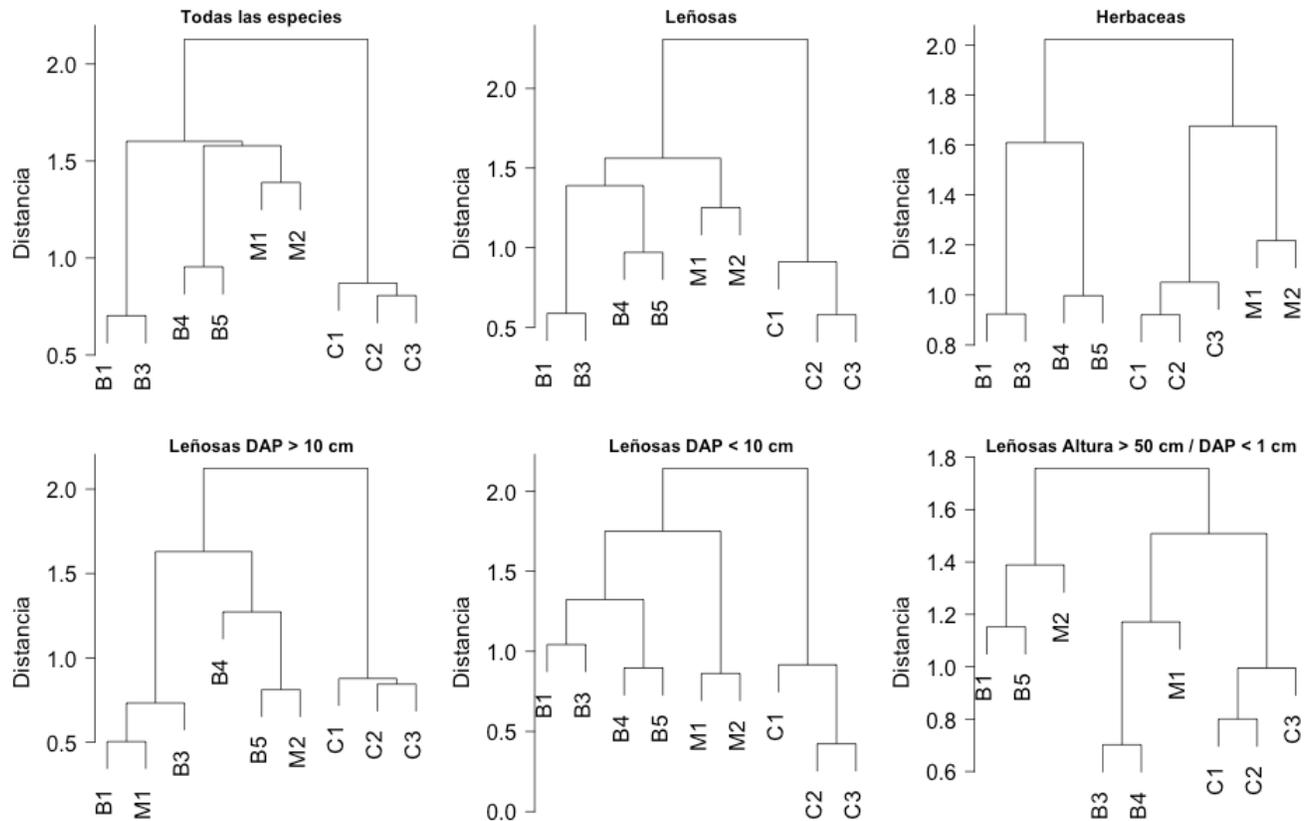


Fig. 22. Dendrogramas basados en la disimilitud en la composición y abundancia de la comunidad vegetal de los bosques en sureste (M1, M2, B1, B3, B4 y B5) y norte (C1, C2 y C3) de Isla Socorro.

difirieron marcadamente en la composición florística de subconjuntos basados en formas de vida y tamaño. También resalta de estos análisis la congruencia en similitud florística entre los bosques y la distancia geográfica entre ellos. Así parejas de bosques geográficamente cercanas, B1 y B3, B4 y B5, y M1 y M2, aparecen formando pequeños cúmulos en el análisis general, cuando solamente se consideran las especies leñosas o las especies herbáceas. Para el caso del análisis considerando

solamente los individuos con DAP < 10 cm de las especies leñosas se observó que los sitios M1 y M2 se agruparon con las parejas de sitios B1/B3 y B4 /B5 respectivamente.

5.2 Caracterización de la química y procesos en el suelo

La concentración de nutrimentos y la tasa de los procesos en el suelo varió ampliamente entre los sitios (Cuadro1, 2). En ningún caso la prueba de Spearman mostró una correlación entre variables químicas y procesos del suelo con las variables geográficas de la isla (altitud y pendiente) con la excepción de la correlación entre la tasa de mineralización de carbono y la pendiente del terreno que resultó ser marginalmente no significativa ($\rho = 0.67$, $P = 0.058$).

Cuadro 1. Resumen de los valores promedio de variables geográficas, contenido químico y tasas de mineralización en los bosques del sureste: B1, B3, B4, B5 (n = 5), M1 y M2 (n = 9); y del norte: C1, C2, y C3 (n = 5)

	B1	B3	B4	B5	M1	M2	C1	C2	C3
Altitud m snm	824	762	839	833	610	640	886	819	765
Pendiente (grados)	4.65	4.5	2.32	6.05	1.86	2.01	7.3	7.6	4.18
pH	5.83	5.34	5.85	5.42	6.45	5.8	6.11	5.88	5.67
Humedad (%)	19.88	21.09	21.42	18.77	26.14	19.84	19.25	19.63	14.62
Fosforo (ppm)	30.26	51.22	7.38	70.85	94.14	28.64	217.66	162.43	366.8
Tasa de mineralización de carbono ($\mu\text{gC.g}$)									
suelo ⁻¹ .dia ⁻¹)	68.71	147.7	63.15	98.98	33.02	47.95	105.26	70.02	84.59
Nitrógeno (%)	1.28	1.89	1.57	1.83	0.65	1.54	1.35	1.12	1.09
Carbono (%)	16.84	25.06	15.78	21.04	7.01	15.26	14.84	10.16	11
C/N	13.2	13.23	10.05	11.52	10.82	9.91	11.03	9.06	10.07
N/P	421.71	369.75	2127.37	257.74	68.81	537.79	61.84	69.08	29.77
Tasa de mineralización de nitrógeno ($\mu\text{gN.g}$)									
suelo ⁻¹ .dia ⁻¹)	-1.45	7.48	-1.93	-6.33	-2.21	-7.53	-1.48	-1.31	-0.95
NO ₃ (ppm)	108.18	72.31	145.13	133.68	20.02	169.74	30.18	49.14	13.47
NH ₄ (ppm)	41.28	1.02	46.82	73.11	53.62	42.43	63.6	37.5	36.76

Cuadro 2. Resumen de los valores de las medias y de las desviaciones estándar

de las variables químicas y de los procesos biológicos analizados para los sitios

del Sureste(Con borrego),n=38 y del Norte (Sin Borrego),n=15.

	Medias		Desviacion Estandar(+ -)	
	Sureste	Norte	Sureste	Norte
pH	5.86	5.88	.49	.28
Humedad (%)	21.57	17.84	4.46	4.45
Fósforo (ppm)	208.6	26.01	48.7	149.01
Tasa de mineralización de				
carbono ($\mu\text{gC.g suelo}^{-1}.\text{d}^{-1}$)	68.99	86.93	54.89	48.25
Nitrógeno (%)	1.39	1.19	.57	.39
Carbono (%)	15.63	12	7.8	5.47
C/N	11.24	9.8	1.82	1.082
Tasa de mineralización de				
nitrógeno ($\mu\text{gN.g}$			5.28	.27
suelo $^{-1}.\text{d}^{-1}$)	-2.60	-1.25		
NO ₃ (ppm)	108.1	30.93	54.52	17.84
NH ₄ (ppm)	43.09	1.8	23.56	1.63

Los contrastes el contenido químico y los procesos entre los bosques del sureste y del norte de la isla (Cuadro 3) mostraron solamente diferencias significativas para el contenido de fósforo, el cual fue en promedio mas de cinco veces mayor en los bosques del norte de la isla comprado con el sureste de la isla (Fig. 23)

El análisis de similitud utilizando los datos de las variables del suelo mostraron que en los suelos del norte de la isla son diferentes a los suelos del sureste de la isla con excepción del sitio denominado M1 (el sitio de menor elevación en el sureste) que resultó estar agrupado con los bosques del norte de la isla (Fig. 24).

Cuadro 3. Resumen de los modelos de ANOVA para
 contrastar el contenido químico y los procesos del suelo
 entre los bosques del sureste y norte de la isla. Cada
 modelo tuvo, g.l. = 1, 7., n= 53

	F	P
pH	0.16	0.7002
Humedad	3.18	0.1177
Fósforo (ppm)	20.86	0.0026
Tasa de mineralización de carbono ($\mu\text{gC.gsuelo}^{-1}.\text{d}^{-1}$)	0.15	0.7062
Nitrógeno (%)	0.97	0.3581
Carbono (%)	1.65	0.2397
C/N	2.14	0.1871
Tasa de mineralización de nitrógeno ($\mu\text{gN.gsuel}^{-1}.\text{d}^{-1}$)	0.06	0.8195
NO ₃ (ppm)	5.39	0.0533
NH ₄ (ppm)	0.04	0.8545

5.3 Correlaciones entre el componente florístico y la química del suelo en los bosques de Isla Socorro

El análisis de coinerencia mostró una relación significativa (índice de correlación = 0.593) entre la abundancia de los diferentes formas de vida y de talla de la flora (Fig. 25), y el remuestreo y aleatorización de este modelo indica que el resultado observado es estadísticamente significativo (P = 0.0231). Por un lado el análisis mostró una clara separación de los bosques del norte (C1, C2 y C3) del

resto de los sitios y esta separación se da en función de la mayor abundancia de helechos, lianas, leñosas tanto de gran talla (DAP > 10 cm) así como de talla media (DAP < 10 cm) que correlacionó

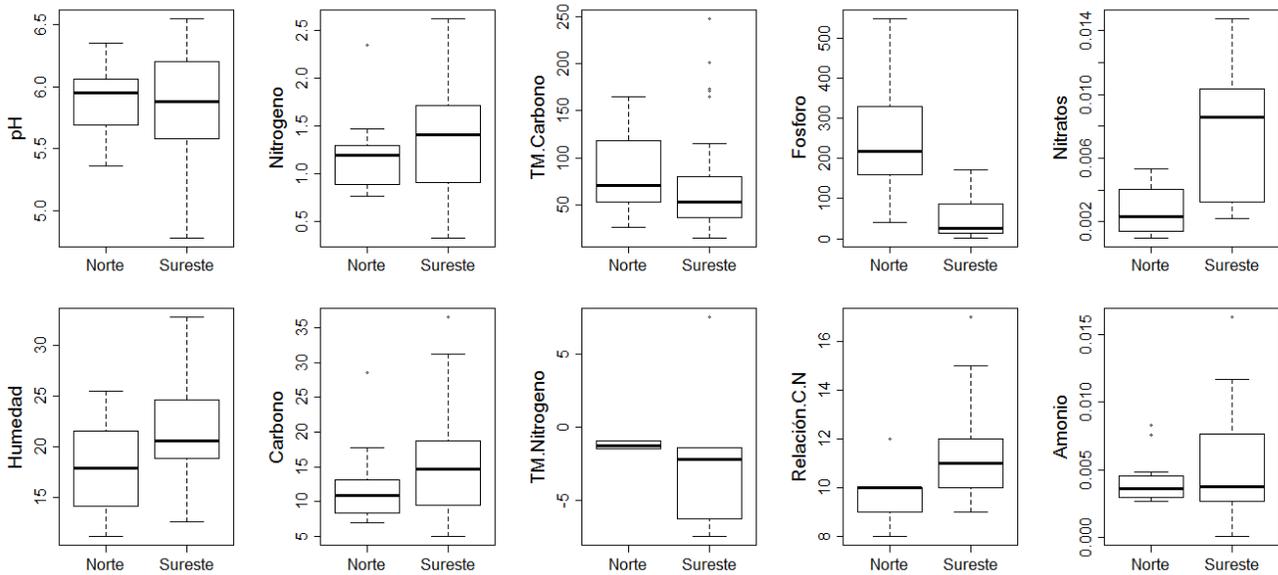


Fig. 23. Gráficos de Caja y Bigote para los Contrastes de los datos de las variables químicas y de procesos biológicos del suelo, las unidades de cada variable así como los valores de las medias y desviaciones estándar se encuentren en el Cuadro 2

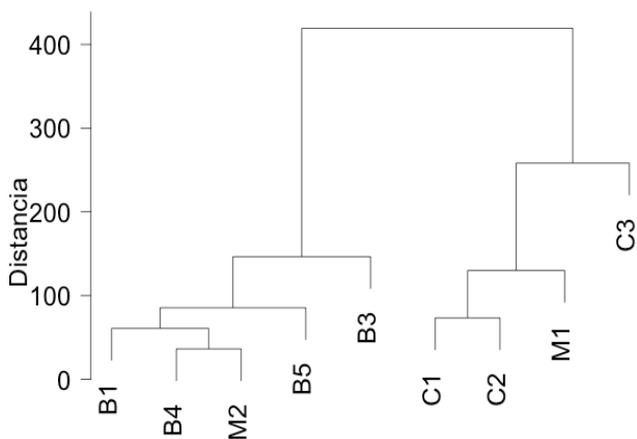


Fig.24. Dendrograma de distancia entre los bosques del norte (C1, C2 y C3) y del sureste (B1, B3, B4, B5, M1, M2) de Isla Socorro en función del contenido químico y las tasas de mineralización del carbono y nitrógeno del suelo

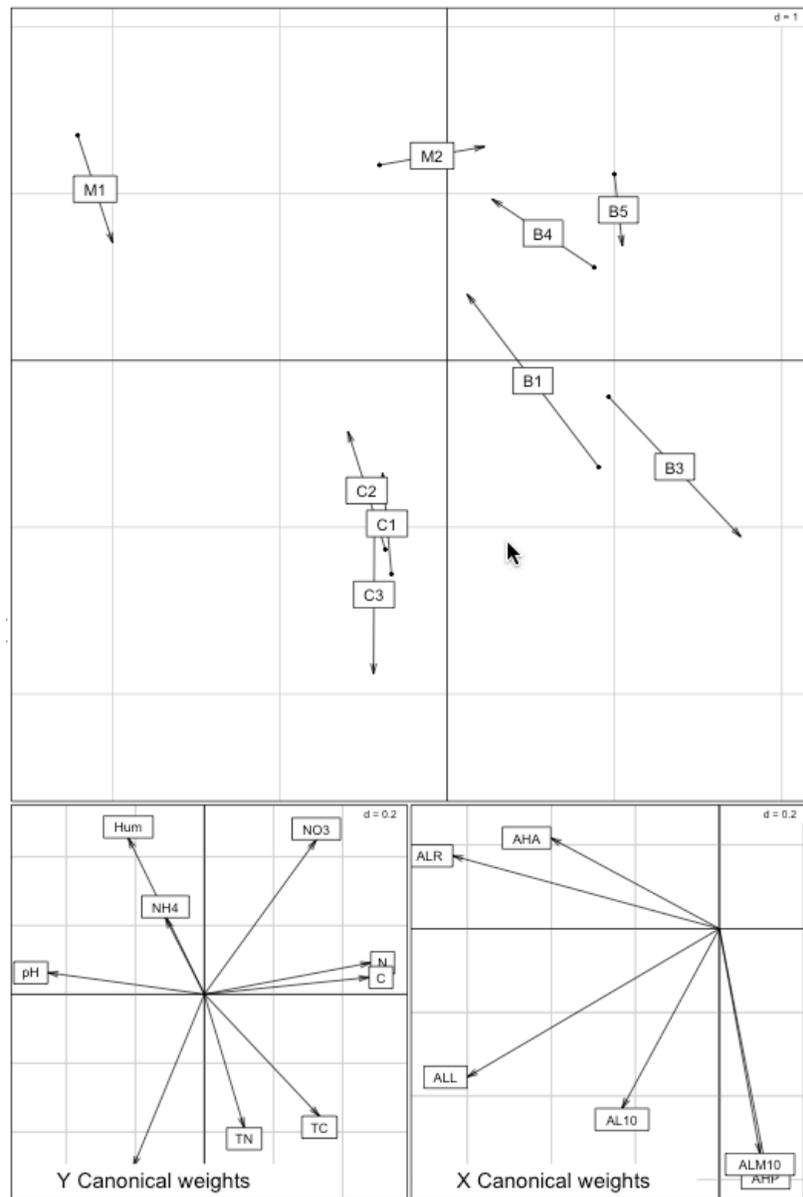


Fig. 25. Resumen gráfico del análisis de coinerencia entre la abundancia de formas de vida y talla de las especies vegetales con la química y tasas de mineralización del suelo en los bosques del norte (C1, C2 y C3) y sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) de Isla Socorro. Hum = Humedad de suelo (%), NH4 = Contenido de amonio en el suelo (%), pH, NO3= Contenido de Nitrato en el suelo (%), N=Contenido de Nitrogeno en el suelo(%),C=Contenido de Carbono en el suelo(%),TC= Tasa de mineralización de Carnono(grC/Kgsueloseco/dia), TN= Tasa de mineralización de Nitrogeno(grN/Kgsueloseco/dia).

AHA=Abundancia de herbáceas angiospermas, ALR=Abundancia de leñosas en regeneración, ALL=Abundancia de leñosas leanas,AL10= Abundancia de leñosas DAP>10cm, ALM10=Abundancia de especies Leñosas DAP<10cm, AHP=Abundancia herbáceas pterófitos

positivamente con las tasas de mineralización de carbono y nitrógeno así como con el contenido de fósforo en el suelo. Por otra parte el sitio a menor elevación en el sureste de la isla (M1) también se segregó del resto de los sitios y tal separación se dio por la mayor abundancia de herbáceas angiospermas y leñosas en regeneración (principalmente rebrotes de *G. Insularis*) y su correlación positiva con el contenido de amonio, el pH y el contenido de humedad del suelo

De forma similar el análisis de coinerencia mostró las mismas relaciones entre los componentes de riqueza de especies de la flora y la composición química del suelo con una correlación global de 0.579 ($P = 0.0283$, Fig. 26)

También al analizar la correlación entre la abundancia de cada especie , el contenido químico y las tasas de mineralización en el suelo se observó una clara segregación de los transectos correspondientes a los bosques del norte (C1, C2 y C3) y los del sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) y entre estos últimos se separa nuevamente los correspondientes al sitio del sureste de menor elevación (Fig. 27). Destaca que la segregación de los sitios correspondientes los bosque del norte se dio por la correlación entre la abundancia de diversas especies de helechos, lianas con las tasas de mineralización de carbono y nitrógeno así como con el contenido de fósforo en el suelo, mientras que para el sitio M1 la segregación de los transectos se dio por la correlación positiva entre el pH, el contenido de amonio y la humedad con la abundancia de diversas hierbas, mayoritariamente de la familia Asteraceae.

5.3.1 Modelos analíticos

A manera de comprobación de los patrones mostrados por los análisis de coinercia se corrieron modelos lineales que mostraron relaciones significativas entre el número de plantas de especies leñosas en regeneración con la concertación de nutrientes en el suelo, nitrógeno y carbono, así como con el aumento de pH (Fig. 28) mientras que ninguna otra de las relaciones sugeridas por los modelos de coinercia resultaron ser significativas. Para los casos del nitrógeno ($F = 13.9$, d.f. = 2, 5; $P = 0.0090$) y de carbono ($F = 7.7$, d.f. = 2, 5; $P = 0.0298$) se observó una relación negativa con el número de plantas de especies leñosas en regeneración, mientras que para el pH ($F = 9.6$, d.f. = 2, 5; $P = 0.0193$) la relación fue positiva, pero exclusivamente en los sitios del sureste de la isla, mientras que en el norte no se observó relación significativa.

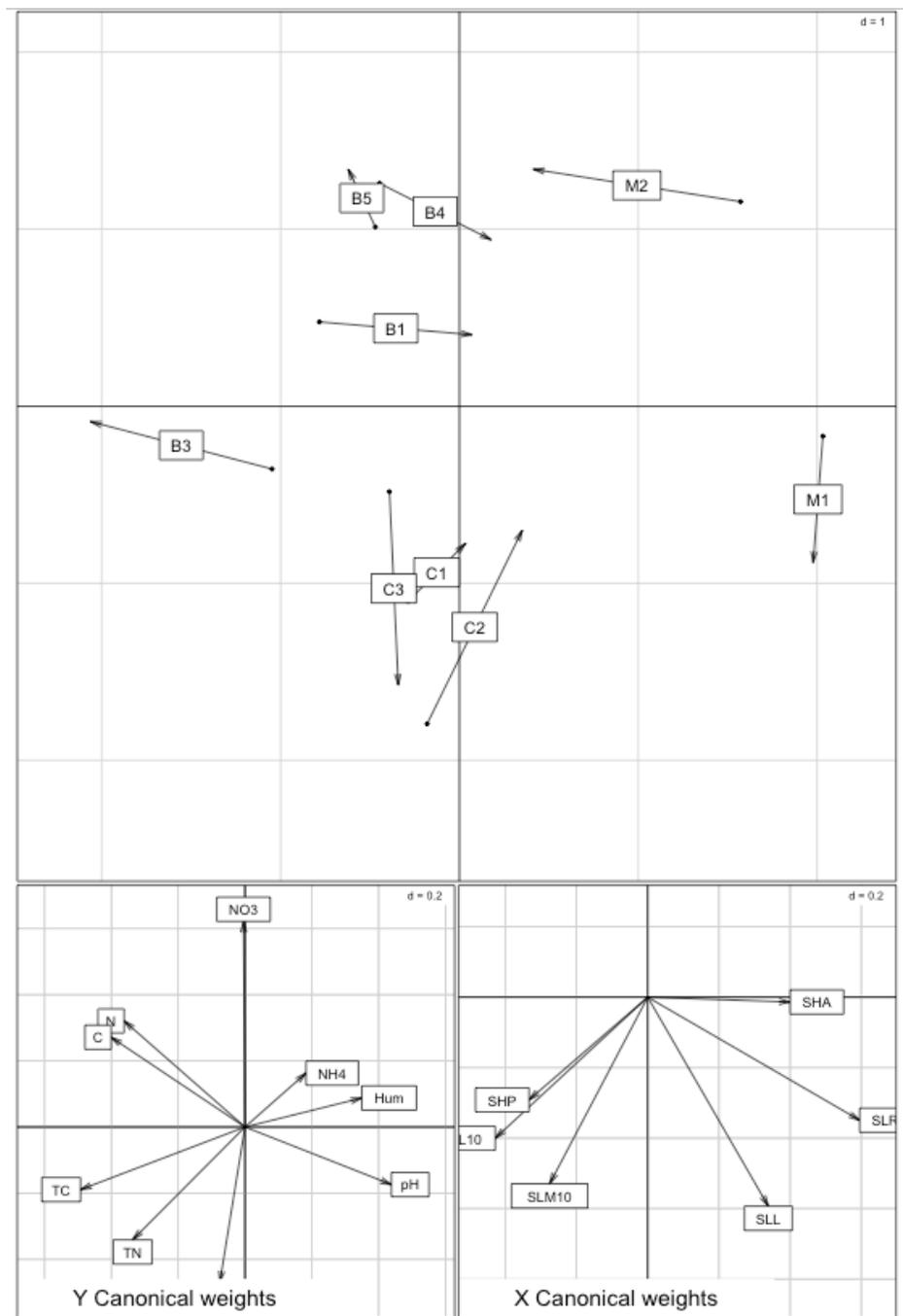


Fig. 26. Resumen gráfico del análisis de coinercia entre la riqueza de especies de formas de vida y talla de las especies vegetales con la química y tasas de mineralización del suelo en los bosques del norte (C1, C2 y C3) y sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) de Isla Socorro. Las abreviaciones de la figura son las mismas utilizadas en la Figura 25, a diferencia que se intercambia la letra S que denota Riqueza por la A anteriormente usada para indicar Abundancia.

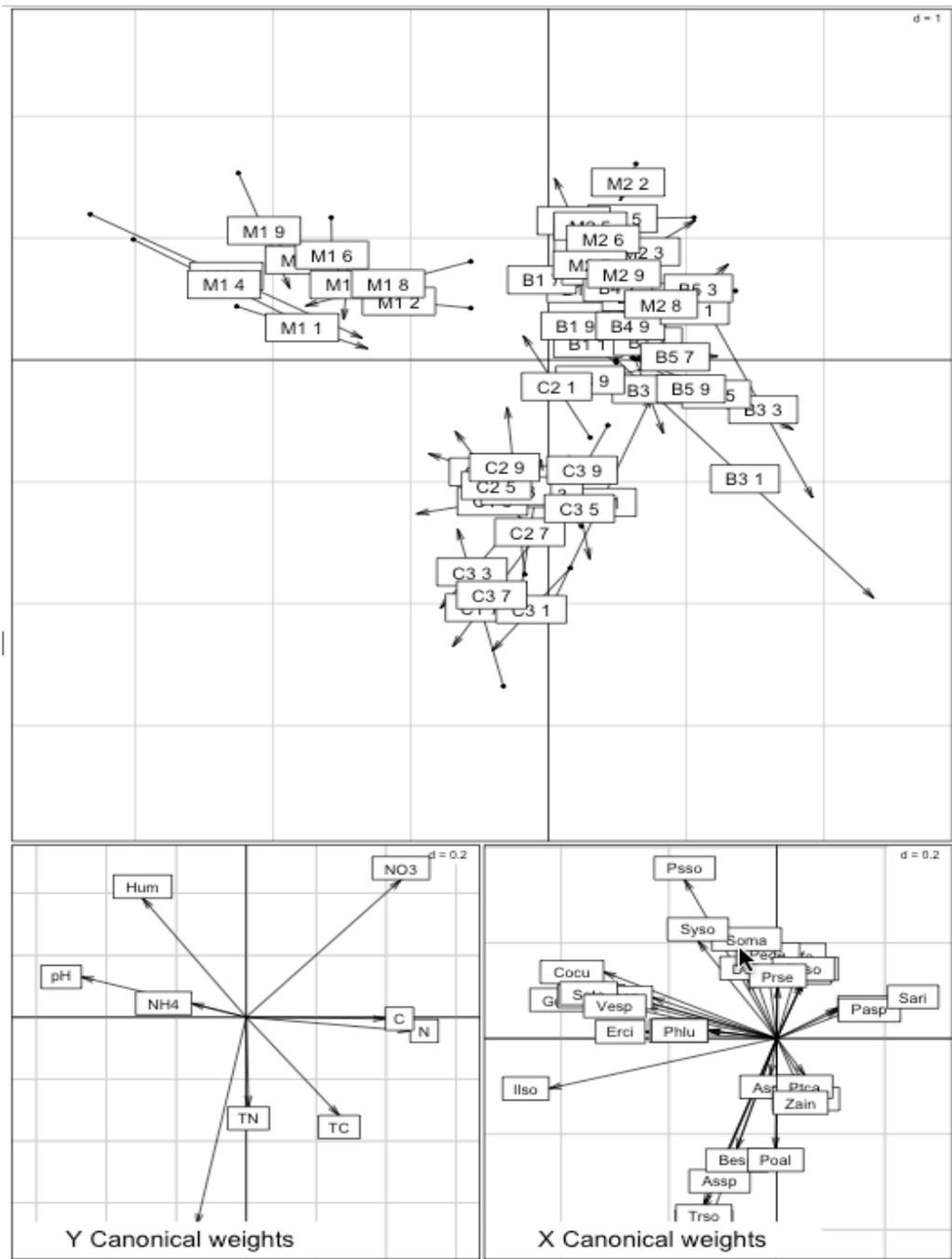


Fig. 27. Resumen gráfico del análisis de coinerencia entre la abundancia de las especies con la química y tasas de mineralización del suelo en cada uno de los transectos muestreados en los bosques del norte (C1, C2 y C3) y sureste (B1, B3, B4, B5, M1 y M2) de Isla Socorro. Las abreviaciones de la figura son las mismas utilizadas en la Figura 25.

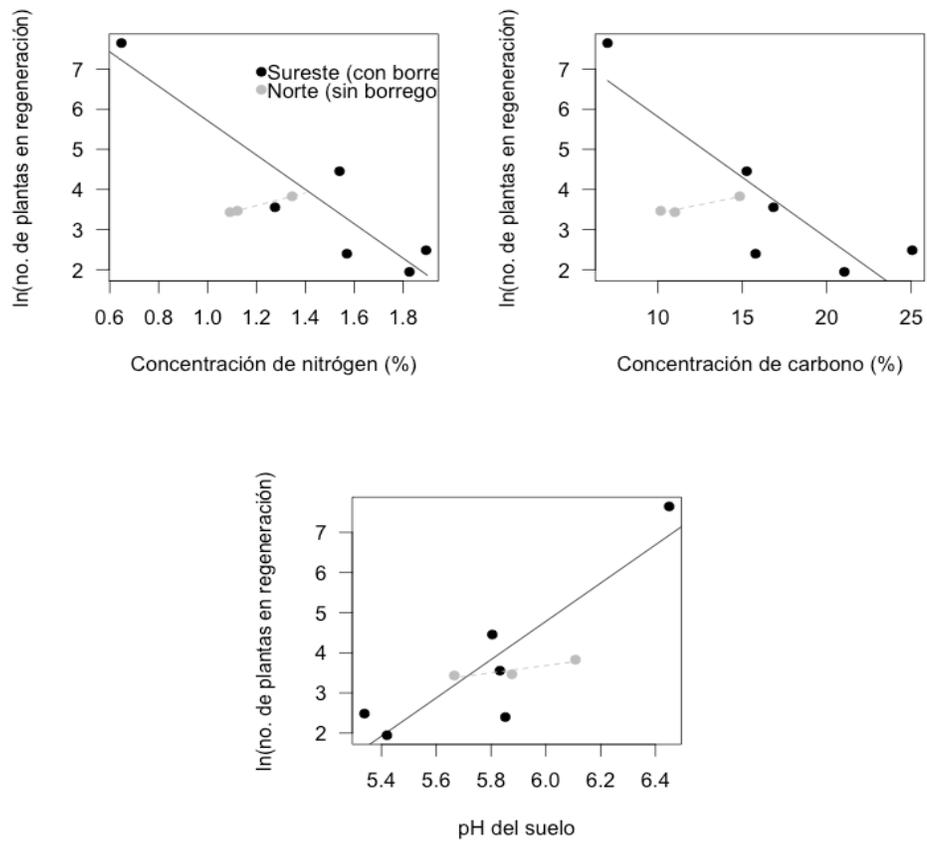


Fig. 28. Modelos lineales para relacionar la regeneración de bosque con respecto a las variables del suelo más significativas en el análisis de coherencia.

6 Discusión

6.1 Análisis florístico y posibles evidencias del impacto de los borregos

En total se registraron 40 especies de plantas en los bosques del sureste y norte de Isla Socorro, que representan 32% del total de la flora reportada para toda la isla. Los bosques montanos del sureste y norte de la isla están conformados por tan solo 13 especies de leñosas (árboles y lianas), por lo que en general podemos decir que estos bosques presentan una baja diversidad que contrasta enormemente con la riqueza de especies de otros bosques montanos en el continente para los cuales se han reportado, con un esfuerzo de muestreo similar, no menos de 60 especies de árboles (Sánchez-Rodríguez et al. 2003). Es baja diversidad de árboles en los bosques montanos en Isla Socorro, sin embargo, no es de sorprenderse dada la lejanía que presenta la isla respecto al continente (MacArthur & Wilson, 1961). También resalta el hecho de que los bosques del norte son florísticamente distintos a los bosques del sureste de la isla lo cual parece ser sin duda un fenómeno ajeno a la presencia de los borregos en la isla ya que la diferencia en la composición florística de los bosques en ambos lados de la isla es evidente aún analizando solo aquellos individuos de talla grande, $DAP > 10$ cm, los que presumiblemente no han sufrido impacto directo de forrajeo por los borregos. Por otra parte en el sentido meramente florístico este estudio encuentra similitudes con los trabajos de León de la Luz et al. (1996) y Flores-Palacios et al. (2009) en el sentido de identificar grandes unidades florísticas como los bosques de *Ilex-Oreopanax* característicos del norte de la isla. Estos aspectos pese a ser relevante no se discuten en mayor detalle en esta tesis.

Un aspecto relacionado con los posibles impactos del pastoreo por borregos en los bosques del sureste de la isla es, que en estos bosques hay una alta abundancia de herbáceas angiospermas (predominantemente pastos y asteraceas) comparado con los bosque del norte de la isla. La proliferación de herbáceas es un posible indicio de que los borregos han impactado la vegetación de

los bosques montanos en Isla Socorro. Otros estudios, han documentado extensamente que el forrajeo de la vegetación nativa por parte de ungulados exóticos favorece a proliferación de herbáceas, en particular pastos, los cuales se ven favorecidas al presentar una alta tolerancia a la herbivoría, es decir tienen la capacidad de compensar el tejido vegetal consumido mediante la producción de tejido vegetativo, por lo que tienden a volverse dominantes en el estrato bajo de hábitats con intenso forrajeo por grandes herbívoros (Ritchie et al., 1998; Bardgett et al 1998). En este sentido, podría parecer contradictorio que en los bosques expuestos al forrajeo por borregos sean los que presentan un mayor número de individuos de las especies arbóreas; casi dos veces mas que los bosques del norte, históricamente libres de borregos. Sin embargo, una vez que se analizaron estos resultados por categorías de tamaño de las especies arbóreas queda claro que la gran mayoría de los individuos de las especies leñosas en los bosques del sureste de la isla corresponden a lo que hemos llamado plantas en regeneración, es decir plantas de talla pequeña, que en la isla corresponden mayoritariamente a rebrotes de las especies leñosas (Guevara, R. com. pers.). Este hecho estaría en concordancia con otros estudios que indican que el forrajeo por ungulados favorece la proliferación de rebrotes siendo especialmente notorios una vez que los herbívoros exóticos son eliminados ya que los rebrotes se desarrollan hasta alcanzar grandes tallas (Harrison & Bardgett, 2003). Además como se mencionó una gran mayoría de estos rebrotes registrados en el sureste de la isla fueron registrados en el sitio denominado M1, que corresponde al sitio de menor elevación y más próximo a la única fuente de agua dulce (exceptuando las aguas sulfurosas que brotan en la zona de las sulfataras cerca de la cima de la isla “Monte Evermann”) por lo que se puede especular que este podría ser uno de los sitios estudiados en esta tesis con mayor impacto del borrego. Esta especulación podrá ser evaluada con mayor objetividad en el futuro una vez que el grupo de trabajo que encabeza la erradicación de borregos de la isla organice la

información referente a los puntos de cacería junto con el número de borregos cazados en cada uno de ellos.

Otro aspecto a destacar como parte de la biología de la isla y las posibles respuestas de la vegetación de los bosques montanos al forrajeo por borregos es que 67% de los individuos de las especies leñosas en la categoría de regeneración corresponde a una sola especie, *Guettarda insularis*, de los cuales el 96% se presentaron dentro de un solo sitio, M1. Esto contrasta con lo encontrado en el norte en el que apenas se registraron 18 individuos en regeneración, y con el hecho de que dentro del bosque M1 se registraron apenas 15 individuos de *G. insularis* con DAP > 1 cm, lo que nos indica la enorme capacidad de producir rebrotes por parte de esta especie, en promedio 115 rebrotes por árbol con DAP > 1 cm. La capacidad de *Guettarda spp.* de producir rebrotes ha sido documentada en otras especies del género, como por ejemplo *G. viburnioides* en bosque subcaducifolio en Campinas, Sao Paulo, Brasil (Rodrigues et al., 2004). Por lo tanto es posible que tras la liberación de la presión de selección que representan los borregos, *G. insularis* pudo convertirse en una especie muy dominante en el sotobosque del sureste de Isla Socorro, en especial en el sitio M1, siendo este un aspecto interesante de seguir en el tiempo y para el cual este estudio presenta una estimación base contra la cual se deberá comparar.

También destaca una subrepresentación de individuos de talla media en los bosques del sureste de la isla comparado con los bosques del norte. Esta subrepresentación varía de ser muy amplia (mas de tres veces menor abundancia relativa en el sureste comparado en el norte) cuando se considera dentro de los cálculos el sitio M1 a una subrepresentación de menos del 10% si este sitio es excluido del cálculo. De cualquier forma, esta subrepresentación de árboles de talla media en los bosques impactados por los borregos sugieren la apertura de un hueco demográfico en las poblaciones de las especies de plantas leñosas en los bosques del sureste de la isla, lo que está en concordancia con otros estudios (Schreiner, 1997). Sin embargo, como se mencionó, la erradicación de borregos parece estar permitiendo la

proliferación de un gran número de rebrotes de las especies leñosas, en especial *G. insularis* por lo que es no se sabe que tan grandes sean los efectos demográficos de largo plazo en las especies leñosas de los bosques de Isla Socorro. En cuanto a la posible erosión genética que podría conllevar la proliferación de tallos vía vegetativa es completamente desconocida ya que no existe información sobre la diversidad genética de las poblaciones de las diferentes especies vegetales en la isla. Este es sin duda un aspecto que amerita ser estudiado y nos podrá brindar información adicional sobre los impactos del borrego en la vegetación de la isla. Por otra parte vale la pena señalar que la subrepresentación de individuos de talla media en los bosque del sureste de la isla estaría de acuerdo con las predicciones del modelo desacelerativo de Ritchie et al. (1998) que menciona que cuando la herbivoría por ungulados se presenta en forma de ramoneo sobre especies arbóreas habrá una disminución en la productividad de los bosques ya que las excretas de estos herbívoros tenderán a tener mayor cantidad de compuestos recalcitrantes y por lo tanto se disminuirá la disponibilidad de nutrimentos llegando así a afectar a las comunidades microbianas y su posterior impacto en la productividad primaria.

Otro aspecto de los posibles impactos de los borregos en la vegetación de la isla los podemos describir a nivel de comunidad en donde se puede apreciar que los bosques del sureste de la isla, como se describió, presentan una alta abundancia de tallos en regeneración, en especial *G. insularis*, lo que genera que la comunidad de plantas de especies leñosas jóvenes sea de muy baja diversidad, y esto resulta fácilmente apreciable tanto en las curvas de Whittaker como en los gráficos de valor de importancia de las especies. En contraste, cuando analizamos la comunidad de especies leñosas en función de los individuos de mayor talla ($DAP > 10$ cm) observamos de hecho un mayor equitatividad en los bosques con borregos (sureste) comparados con los bosques sin borregos (norte), lo que nos habla nuevamente del posible impacto de los borregos alterando la estructura de la comunidad, por ahora, solamente cuando se consideran los tallos de menos tamaño.

Como corolario a esto podemos referir lo mostrado por el análisis de Montecarlo utilizado para contrastar la diversidad de los bosques del norte y sureste de la isla en donde queda demostrado que hay una mayor diversidad de árboles de talla grande en la parte sureste de la isla. Así, sería de esperarse que las cohortes inferiores, árboles de talla media (DAP < 10 cm) y aquellos en fase de regeneración fuese igualmente mas diversos en el sureste de la isla comparado con el norte de la isla ya que se esperaría existe una relación positiva entre la diversidad de árboles adultos y la diversidad de árboles en regeneración. Sin embargo, en este estudio detectamos en el lado sureste (con borregos) una fuerte erosión en la diversidad de la comunidad de especies leñosas en los estadios mas jóvenes, los arboles de talla media (DAP < 10 cm) y aquellos en regeneración. Cabe señalar que la baja diversidad no está dada exclusivamente por la sobre representación de tallos en regeneración de *G. insularis* en el sitio M1, sino es un efecto mas general ya que también se pudo observar una diversidad menor en la comunidad en árboles de talla media. Así, el forrajeo en las especies leñosas en los bosques del sureste de la isla parece haber generado bosques con una alta dominancia de algunas especies en los estadios juveniles lo cual ha sido reportado en otros estudios (Pastor et al., 1993; Wardle et al., 2001) y se traduce en baja diversidad al generar comunidades altamente inequitativas.

6.2 Caracterización de la química y procesos en el suelo

Los bosques del sureste y norte de la isla se ubican en distintas zonas de la isla con algunas diferencias topográficas lo que sugeriría que también puede haber relación con diferencias en la composición química del suelo y sus procesos biológicos, y esto podría enmascarar o confundir posibles impactos de los borregos en estos componentes. En general en otros estudios se ha reportado por ejemplo que la tasa de mineralización de nitrógeno y carbono asi como la nitrificación varían conforme aumenta la altitud del terreno (Grub, 1977; Marss et al., 1988) por varios factores como pueden ser la acumulación de

materia orgánica, la disminución de nutrientes, el cambio de especies dominantes, el régimen de temperaturas etc. Sin embargo, en este estudio no se detectaron correlaciones significativas entre los atributos topográficos de los sitio (altitud y pendiente) y la composición química de suelo y sus procesos. Esto puede sugerir que la variación observada en la biogeoquímica de los bosque de Isla Socorro, en especial las diferencias entre los bosques de norte y sureste de la isla, pueden ser producto del sobrepastoreo por borregos y no variaciones directamente relacionadas a las diferencias topográficas entre los sitios.

Con excepción del fósforo, el resto de los atributos químicos del suelo presentaron mayor variación en los bosques del sureste (donde forrajearon los borrego) comparado con los bosques del norte que han permanecido libres de la actividad de estos herbívoros. Esto es importante ya que una de las predicciones de las hipótesis propuestas por Ritchie et al. (1998) menciona que el forrajeo por ungulados en bosques provoca una alta heterogeneidad en la biogeoquímica del sitio ya que a través de excretas y orines estos herbívoros generan una gran cantidad de parches ricos en nutrientes, carbono y nitrógeno principalmente, lo que a una escala de paisaje contribuye de manera importante a la heterogeneidad de estos nutrientes en el espacio, y dada su labilidad también en el tiempo.

Por otra parte la tasa de mineralización de carbono en los sitios con presencia de borrego tuvo una media menor comparada con los bosques del norte sugiriendo una menor actividad microbiana en el sureste de la isla, y en consecuencia menor fertilidad del suelo. Lo cual es congruente con un mayor cociente entre carbono y nitrógeno para los sitios con presencia de borrego. Estos sugiere la existencia de un mecanismo desacelerador como el propuesto por Ritchie et al. (1998), el cual menciona que la herbivoría por animales como la cabra o el borrego empobrecen el suelo desacelerando los procesos del ciclaje de los nutrientes lo cual es común cuando estos herbívoros consumen hojas y tallos de especies arbóreas que enfrenta la herbivoría vía la resistencia, es decir evitar que su hojas sean consumidas

mediante la acumulación de defensas, muchas de ellas químicas, lo que generan hojarasca recalcitrante reduciendo la tasas de descomposición y mineralización de los nutrientes en el suelo.

Cabe retomar en este punto el hecho de que los bosques del sureste presentaron una mayor abundancia y riqueza de especies de plantas herbáceas, pastos y asteráceas, que presumiblemente son especies que responden al forrajeo por borregos mediante la tolerancia, es decir la producción de mas biomasa cuando son consumidas. Así resultaría importante recabar información detallada que nos permita elucidar con certeza si en los bosques del sureste de la isla se están presentando tanto procesos acelerativos como desacelerativos del ciclaje de nutrientes. Por lo pronto la evidencia sugiere que de existir ambos procesos el proceso desacelerativo predomina ya que en promedio la tasa de mineralización de carbono es menor, aunque altamente variable, comparado con este proceso en los bosques del norte de la isla.

Contrario a la tendencia general, el fósforo presentó mayor variación en los bosques del norte. Esto podría ser explicado por la topografía del volcán Evermann ya que los bosques del norte se localizan colina abajo del llamado domo norte, el cual es una gran formación de rocas y suelo expuesto, obviamente de origen volcánico, el cual puede actuar como fuente de fósforo cuando la intemperización de la roca y el suelo en erosión liberan químicos como el calcio, potasio, magnesio y de forma muy importante fósforo que se depositan en las partes mas bajas de la cañada (Vitousek et al., 2003). En contraste los bosques de la ladera sureste pese a ubicarse ladera abajo de la principal zona de actividad volcánica, sulfataras, la caldera principal podría estar actuando como un vertedero donde la mayoría de los lixiviados de las tierras más altas se concentran sin llegar de forma directa a los suelos de los bosques que se localizan por debajo de esta formación (Global Vulcanology Program, 2012). Así la presencia del borrego parece ser un factor poco probable para explicar la variación en el contenido de fósforo en los bosques del sureste y norte de la isla. De forma similar, la humedad del suelo

parecería no estar respondiendo a la presencia de borregos. En general el pastoreo por ungulados causa desecación del suelo debido al pisoteo y eliminación de vegetación (Parkes et al., 1996), por lo que cabría esperar que los sitios donde hubo presencia de borregos tuviesen menor contenido de humedad que los sitios que permanecieron libres de borregos. Sin embargo, los sitios del sureste (con borrego) obtuvieron en promedio mayor contenido de humedad del suelo comparado con los suelos de los bosques del norte. El régimen de lluvias en la isla es muy estacional e impredecible ya que la lluvia formal solo se presenta cuando fenómenos meteorológicos como huracanes o tormentas tropicales se localizan cerca de la isla. La mayor parte de la humedad que reciben los bosques montanos de la isla proviene de la bruma marina que desde el atardecer al amanecer cubre estos bosques, así es posible que variaciones en la entrada de humedad entre ambas laderas de la isla sea la causa de la diferencias en humedad entre los bosques.

6.3 Correlaciones entre el componente florístico y la química del suelo en los bosques de Isla Socorro

Los análisis de coinerencia basados en la abundancia y riqueza de especies por sitio, así como aquel basado en abundancia de las especies vegetales registradas confirmaron que tanto los del norte son similares tanto florísticamente como en la química y procesos de suelo. En particular los análisis de coinerencia sugieren que en los sitios del norte (sin borrego) existe una correlación positiva entre la abundancia y número de especies de plantas leñosas de gran talla (DAP > 10 cm), de talla media (DAP < 10 cm) y de herbáceas pteridofitas con las tasas de mineralización de carbono y nitrógeno en los suelos de los bosques. Indicando una fertilidad estable y una comunidad arbórea estable, debido a que estos sitios han permanecido relativamente prístinos, los procesos ecológicos que se han desarrollado

desde el origen de la isla han permanecido inalterados y no es una sorpresa encontrar que los principales indicadores de fertilidad estén altamente correlacionados con estos sitios.

Por otro lado sugiere que en los sitios del sureste (con borrego) la abundancia de de las herbáceas angiospermas y plantas leñosas en regeneración correlacionan de forma negativa con la concentración de carbono y nitrógeno en el suelo y positivamente con el pH. Esto concuerda con ambas hipótesis de la aceleración y la desaceleración propuestas por (Ritchie et al., 1998) por un lado la desaceleración provoca bajos niveles de C y N en el suelo así como de tasas de mineralización de C y de N ineficientes. Por otro lado la aceleración pudo provocar un aumento de especies herbáceas tolerantes a la herbívora y favoreció una reproducción vegetativa de *G. insularis* en ciertas zonas del lado sureste.

Por otra parte, los modelos lineales revelan que solamente las relaciones entre la abundancia de plantas leñosas en regeneración y la concentración de nitrógeno y carbono en el suelo así como el pH son significativas, y este efecto solo se observó en los bosques del sureste en los que como ya se discutió presenta un gran variación en la concentración de nutrientes del suelo, mientras que en los bosques del norte se observó menor variación en el contenido de nutrientes en suelo. Los modelos muestran una relación negativa en la concentración de nutrientes en el suelo y el número de plantas de las especies leñosas en regeneración en los bosques del sureste lo cual es un resultado inesperado ya que que como se discutió anteriormente la abundancia de las plantas leñosas en fase de regeneración podría estar asociado a un efecto del forrajeo por borregos que promueve la producción de rebrotes. Así, en los sitios con mayor número de rebrotes, esperaríamos una mayor concentración de nitrógeno y carbono en el suelo vía la deposición de excretas y orines. ¿Cómo conciliar estos resultados? Quizá la explicación a esta aparente contradicción radica en el hecho que este estudio como se mencionó coincidió con la erradicación de los borregos de la islas, así los posibles efectos que hemos estado describiendo son realmente secuelas del quehacer de los borregos en la isla, y no efectos que se encuentre reforzandose

por la continua actividad del borrego. Así es posible que la proliferación de rebrotes sea consecuencia si del ramoneo que los borregos infligieron en las plantas de Isla Socorro, pero que sea ahora que no están mas en la isla que los rebrotes proliferan al no ser consumidos. Así la desproporcionada proliferación de rebrotes en los sitios podría haber consumido el nitrógeno y favorecido la mineralización carbono en el suelo resultando en la correlación negativa observada entre la abundancia de plantas leñosas en regeneración y estos nutrientes del suelo. A este respecto será necesario realizar análisis químicos del follaje que nos podrían brindar mayor confianza en el posible mecanismo descrito para explicar la correlación negativa entre la concentración de nutrientes en el suelo y la abundancia de plantas leñosas en regeneración. La hipótesis sería que las plantas en los sitios con mayor número de plantas en regeneración contendrán mayor contenido de nitrógeno. Igualmente sería posible diseñar un sistema experimental en donde con adición de nitrógeno al suelo se compruebe la capacidad de las plantas leñosas en regeneración de disminuir rápidamente la concentración de este nutriente.

7 Conclusión

Los sitios del Norte fueron florísticamente distintos a los del sureste de la isla cuando fueron analizados las abundancias relativas de cada una de las formas de vida de la vegetación. De igual manera fueron distintos los sitios del norte a los del sureste cuando se analizó la abundancia relativa y la diversidad de las plantas leñosas, sin embargo al retirar el sitio bosque M1 de los análisis, estos mostraron una reducción considerable en la diferencia de las métricas florísticas analizadas. Esto sugiere que el sitio bosque M1 presenta una irregularidad en su composición florística.

Históricamente los sitios del sureste son más diversos, presentaron una diversidad mayor en plantas leñosas de talla grande. A diferencia de las plantas leñosas jóvenes y en regeneración que presentaron una diversidad menor y una erosión en la flora en los sitios del sureste, fenómeno asociado al pastoreo del borrego, ya que este prefiere alimentarse de plántulas y plantas jóvenes, alterando la composición florística del sistema.

Edáficamente se observó una alta variabilidad en los sitios del sureste, esta variación en las métricas edáficas está también relacionada a la actividad del borrego. En general se diferenciaron los sitios del norte por presentar una mejor fertilidad expresada como mayor tasa de mineralización de carbono y de nitrógeno, así como de una menor relación Carbono/Nitrógeno. En cambio los sitios del sur estos se relacionaron con baja fertilidad a pesar de las altas mediciones de Nitrógeno, Amonio y Nitratos así como de valores altos y bajos de pH. Cambios y aumentos en estas variables del suelo están asociados a zonas frecuentadas por herbívoros como el borrego por lo que se puede afirmar que en los sitios que fueron frecuentados por borregos hay evidencia de un impacto. Impacto que alteró la ecología de algunas zonas boscosas generando patrones anormales en los ciclos de nutrientes del suelo y en la comunidad de especies leñosas.

Al parecer en zonas específicas de los sitios bosque M2 y sobre todo en el sitio bosque M1, se presentó una comunidad de *Guettarda insularis* favorecida por las alteraciones que la herbívora provocó en el sistema suelo-planta, ya que resaltó la desproporcionada regeneración vegetativa de esta especie arbórea, se puede inferir poco acerca de cómo el borrego pudo ser la causa de esta inusual respuesta del sistema más sin embargo no se puede determinar si el borrego fue la causa de que *Guettarda insularis* domine drásticamente en estos sitios. Para ello más estudios de los mecanismos biogeoquímicos en este sitio en específico son necesarios.

Como conclusión general se puede decir que el borrego impactó la comunidad florística de árboles jóvenes y muy posiblemente la de árboles en regeneración ya que la información recabada indicó que los mecanismos ecológicos del bosque en los que el borrego tuvo presencia, pudieron haber sido alterados y que hoy en día hay evidencia de que como respuesta a la herbivoría se desencadenaron procesos acelerativos y procesos desacelerativos en el ciclaje de nutrientes los cuales se ven reflejados en la comunidad vegetal de los bosques. Mas sin embargo esta declaración se basa únicamente en inferir las respuestas y mecanismos de este sistema boscoso frente a la herbívora de un mamífero grande a partir de la información recabada y de los conocimientos previos en sistemas parecidos y con situaciones de pastoreo similares.

Referencias

- Alexander, M. (1961) Introduction to Soil microbiology. Willey Toppan, Cambridge, USA
- Alvarez (2000) Conservation of Isla Socorro, Mexico: The impact of Domestic Sheep on Native Plant Communities. Texas Journal of Science 52: 293– 302
- Anthony, A. W. (1898) Avifauna of Revillagigedo Islands. Auk 15: 311– 318
- Arthur E. W. & Steven J. F. (2006) Herbivory Tolerance and Coevolution: An alternative to the arms race?. New Phytologist 170: 423– 425
- Bardgett, R.D. & Wardle D.A. (2003) Herbivore mediated linkages between above- ground and below ground communities. Ecology 84: 2258– 2268
- Bargett R.D. (2005) The biology of soil: a community and ecosystem approach. Oxford University Press. Oxford, UK.
- Bargett R.D., Wardle D.A. & Yeates G.W. (1998) Linking above ground and below- ground interactions: How plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. Soil Biol & Biochemistry 30: 1867-1878.
- Bayard, H.B. (1990). Biogeography of the Islas Revillagigedo, Mexico. Journal of Biogeography 17: 177- 183
- Begon M., Townsend C.R. & Harper J. L.. (2006). Ecology From Individuals to Ecosystems. Wiley.
- Belsky, A.J. (1986) Does herbivory benefit plants? A review of the evidence. American Naturalist. 127 : 870-892
- Bergström R, Skarpe C. & Danell K. (2000) Plant responses and herbivory following simulated browsing and stem cutting of *Combretum apiculatum*. Journal of Vegetation Science. 11: 409–414,
- Blásquez L. (1960) Hidrologia y Edafología. en : Adem et al. La Isla Socorro. Archipiélago Revillagigedo. UNAM. Monografías del Instituto de Geofísica, Mexico
- Brattstrom, B.H. & T.R. Howell. (1956) The birds of Revillagigedo Islands, Mexico. Condor 58: 107 -120
- Brattstrom B. H. (1990) Biogeography of the islas Revillagigedo, Mexico. Journal of Biogeography. 17: 177-190
- Brattstrom B.H. (1953) The cactus of the Revillagigedo Islands, Mexico. Cactus and Succulent Journal 5: 181-182
- Bryant J.P., Chapin III F.S. & D. R. Klein. (1983) Carbon / nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. Oikos. 40: 357-368.

- Buscot, F. & Varma, A. (2005) *Microorganisms in soil: Roles in génesis and functions*. Springer. Alemania
- Cardenas A.S., Castellanos V. A., Galina T. P., Ortega R. A. & Arnaud G.. (1994) Aspectos de la Población y el Hábitat del Borrego Domestico (*ovis aries*). Isla Socorro Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, Mexico 15: 301-315.
- Carlquist S. (1965) *Island Life*. Natural History Press, Garden City, NY.
- Carson H.L. & Templeton A.R. (1984) Genetic revolutions in relation to speciation phenomena: the founding of new populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 97 – 131
- Castellanos A. & Ortega-Rubio A. (1994) Características Generales. La Isla Socorro Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, México 1: 19-29
- Castellanos, A. & Rodriguez Estrella R. (1993) Current status of the Socorro Mocking bird. *Wilson Bulletin* 105: 167-171
- Cleveland, Cory C., Townsend A.R. & Constance B.C.(2004) Soil Microbial Dynamics in Costa Rica: Seasonal and Biogeochemical Constraints. *Biotropica*. 36: 184–195 2004
- Collins S.L., Knapp A.K., Briggs J.M., Blair J.M. & Steinauer E.M. (1998) Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280: 745-747
- Darrell N., Shainberg I., Cihacek L. & Edwards J.H. (1999) Soil quality and soil erosion. Chap: *Erosion and Soil Properties* pag 39-56.
- Denslow J.S. (2003) Weeds in paradise: thoughts on the invasibility of tropical islands. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90: 119–127.
- Donlan C.J., Tershy R.B. & Croll A.D. (2002) Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology*. 39: 235–246
- Dyer M., Turner C.L. & Seastedt T.R. (1993) Herbivory and its consequences. *Ecology Application* 3: 10-16
- Ebenhardt T. (1988) Introduced Birds and Mammals and their Ecological effects. *Swedish Wildlife Research Vilttrvy*. 13. 107 pp.
- Endliche W. (1988) El Problema de la Erosión del Suelo en la Cordillera de la Costa de la Octava Región. *Revista de Geografía Norte Grande*. 15: 11-27
- Frank D.A. & Evans R.D. (1997) Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park, *Ecology*. 78: 2238-2248
- Garcia E. (1983) *Apuntes de Climatología (Segun el Programa Vigente en las Carreras de Biólogos UNAM; de la ENEP de Cuautitlan, UNAM y de la Universidad Autonoma Metropolitana)*. Mexico, D.F. 153p.

- Grehan J. (2001) Biogeography and evolution of the Galapagos: integration of the biological and geological evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*. 74: 267–287.
- Grubb P. J. (1977) Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 8: 83-107.
- Hanna G..D. (1926) Expedition to the Revillagigedo Islands, Mexico, in 1925. *Proceedings of the California Academy of Science*. 15:1-113
- Harrison K.A. & Bardgett R.D. (2003) How browsing by red deer impacts on litter decomposition in a native regenerating Woodland in the Highlands of Scotland. *Biology & Fertility of Soils*. 38: 393-399
- Haukioja E., Ruohomaki K., Senn J., Soumela J. & Walls M. (1990) Consequences of herbivory in the mountain birch (*Betula pubescens spp tortuosa*): Importance of the functional organization of the tree. *Oecology*. 82:238,247.
- Hawkes V. C., & J. J. Sullivan (2001) The Impact of Herbivory on Plants in Different Resource Conditions: a Meta analysis. *Ecology*. 87: 2045-2058
- Haynes R.J. & Williams P.H. (1993) Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advance Agronomy*. 49: 119–199.
- Hester A.J., Mitchell F.J.G. & Kirby K.J. (1996) Effects of season and intensity of sheep grazing on tree regeneration in British upland woodland. *Forest Ecology & Management*. 88:99-106
- INEGI, Carta Topográfica. Islas Revillagigedo. Escala 1:250 000. Clave E12-1-2-4-5.Colima, México.
- INEGI. (2012) Superficie Continental e Insular del Territorio Nacional. www.inegi.org.mx
- Izquierdo C., Hummel J. D. & Palma J. M. (2005). Rescate Urgente de un banco de Germoplasma en Riesgo de Extinción: Los borregos de La Isla Socorro. *Avances en Investigación Agropecuaria*. 9: 3-15
- Jehl J.R. Jr. & Parkes K.C. (1982) The status of avifauna of the Revillagigedo Islands, Mexico. *Wilson Bull*. 94: 1-19
- Keeney D.R. (1980) Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: A literature review. *Forest Science* 26: 159-171.
- Koike F., Clout M.N., Kawamichi M., DePoorter M. & K.Iwatsuki. (2006) Assessment and control of biological invasion risks. Shoukadoh Book Sellers e IUCN. Kyoto & Gland, Suiza.
- Kurtz L.T. & Bray R.H. (1945) Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*. 59: 39-45.
- Leon de la Luz J.L., Braceda Solis C.A. & Benet R. (1994) La Vegetacion de la Isla Socorro. En: Medrano L., Holguin O.E. y Ortega A.: Reunión Internacional de Investigadores del Archipiélago de Revillagigedo. Instituto Oceanográfico del Pacifico, México 17p.

- Lethilä K., Haukioja E., Kaitaniemi P. & Laine R.A. (2000) Allocation of resources within mountain birch canopy after simulated winter browsing. *Oikos*. 90:160-170.
- Levin G.A. & Moran R. (1989) The vascular flora of isla Socorro, Mexico. San Diego Society of Natural History. *Memoir* 16: p71
- Llinas G. J., Lluch-Cota D. , Castellanos A. & Ortega-Rubio A. (1993) La Socorro, Revillagigedo, Mexico. pp. 520-534
- Ludlow M.M. & Wilson G.L. (1971) Photosynthesis of tropical pasture plants III. Leaf age. *Australian Journal of Biological Sciences* 24: 1077-1087
- Marrs R.H., Proctor J., Heaney A. & Mountford M.D. (1988) Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology*. 76: 466-482.
- McNaughton S.J. (1984) Grazing lawns: animals in herds, plant and co-evolution. *American Naturalist* 124: 863-886
- McNaughton S.J., Oesterheld M., Frank D.A. & Williams K.J. (1989) Ecosystem- level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial hábitats. *Nature*. 341: 142- 144
- Medina M.G. (1978) Memoria de la Expedición Científica a las Islas Revillagigedo, Abril de 1954. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jalisco.
- O'Dowd D.J., Green P.T. & Lake P. S. (2003) Invasional meltdown on an oceanic island .*Ecology Letters*. 6: 812–817
- Odum E. P. (1959). *Fundamentals of Ecology*. 2da ed. Philadelphia: Saunders. Capitulo 4
- Odum E. P. (1977). *Estructura y función de la naturaleza, los modernos principios del flujo de energía y ciclos biogeoquímicos*. 14a ed. H,R & W Inc. Nueva York: Capitulo 8
- Parkes J., Henzell R. & Pickles G. (1996) *Managing Vertebrate Pests: Feral Goats*.
- Paul E.A. & Clark F.E. (1996) *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc, Estados Unidos.
- Perroni V., C. Montaña & Garcia O. F. (2006) Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. *Journal of Vegetation Science*. 17: 719-728
- Pimm S.L. (1991) *The Balance of Nature: Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Primack R.B. (2002) *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, EUA.
- Reiners W. A. (1986) Complementary Models for Ecosystems. *American Naturalist*. 127: 59-73

- Richards A. F. & Brattstrom B.H. (1959) Bibliography, cartography, discovery and exploration of the Islas Revillagigedo. *Proceedings of the California Academy of Sciences*. 29: 315-360.
- Riney T. (1982) *Study and Management of Large Mammals*. John Wiley & Sons, New York. 552 pp.
- Ritchie M.E., Tilman D. & Knops J.M. (1998) Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. *Ecology* 79: 165-177
- MacArthur R. & Wilson E. (1963,1967) *Equilibrium Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press
- Rodrigo A., Recous S., Neel C. & Mary B. (1997) Modeling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils. Comparison of nine models. *Ecological Modeling*. 102: 325-329.
- Rodrigues R.R., Torres R.B., Matthes L.A.F. & Penha A.S. (2004) Tree Species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 47: 1:3
- Schwab G.O., Frevert R.K., Edminster T.W. & Barnes K.K. (1990) *Ingeniería de la Conservación de Suelos y Aguas*. 1er. Ed. Noriega Editores. LIMUSA. México.
- SEMARNAT, INE, informe de actividades 2007, primera edición pg 15
- Shand C.A., Williams B.L., Dawson L.A., Smith S. & Young M.E. (2002) Sheep urine affects soil solution nutrient composition and roots: difference between field and sward box soils and the effects of synthetic and natural sheep urine. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 163–171.
- Shlesinger W.H. (1997). *Biogeochemistry: an analysis of global change*. 2nd Edition. Academic Press. E.U.A.
- Skarpe C. (1991) Impact of grazing in savanna ecosystems. *Ambio* 20:351-356
- Steets J.A., Rhiannon S. & Ashman T.L. (2006) Herbivory competition interact to affect reproductive traits and mating system expression in *Impatiens capensis*. *The American Naturalist*. 167: 592-600.
- Stiling, P. (1999) *Ecology; Theories and Applications* 3rd Edition Prentice Hall, New Jersey, USA 840p.
- Templeton A.R. (1980) The theory of speciation via the founding principle. *Genetics*. 94: 1011–1038.
- Troyo- Dieguez E., & Pedrin S. (1994) Aspectos Hidro-Fisiográficos y Geológicos. Isla Socorro Reserva de la Biosfera Archipiélago de Revillagigedo, Mexico 3: 43-51.
- Vanderklein D.W. & Reich P.B. (1999) The effect of defoliation intensity and history of photosynthesis, growth and carbon reserves of two conifers with contrasting life spans and growth habits. *New Phytologist* 144: 121-132.
- Vazquez D.P. & Simberloff D. (2004) Indirect Effects of an Introduced Ungulate on Pollination and Plant Reproduction. *Ecological Monographs*. 74: 281-308

- Vazquez D.P., & Simberloff D. (2004) Indirect Effects of an Introduced Ungulate on Pollination and Plant Reproduction. *Ecological Monographs*. 74: 281–308.
- Veitch C.R. (1989) The eradication of cats and sheep from Socorro island. A report of the Socorro Island Project. Northern Region Technical Report Series No. 11. Auckland, N.Z.
- Villavicencia E. L. & Valdez H. J. I., (2003) Análisis de la Estructura Arbórea del Sistema Agro Forestal Rustacano del Café En San Miguel Veracruz, México. *Agrociencia*. 37: 413-423
- Vitousek P.M. & Howarth R.W. (1991) Nitrogen limitation on land and in the sea-how can it occur. *Biogeochemistry* 13: 87-115
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L. & Westbrook R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Science* 84: 468–478
- Wagner W.L., Herbst D.R. & Sohmer S. H. (1990) *Manual of Flowering Plants in Hawaii*. Honolulu: B. P. Bishop Museum.
- Walter H.S. & Levin G..A. (2008) Feral sheep on Socorro Island: facilitators of alien plant colonization and ecosystem decay. *Diversity and Distributions* 14: 422 - 431
- Zagal E., Rodríguez N., Vidal I. & Quezada L. (2002) Microbial activity in a volcanic ash soil under different agricultural management. *Agricultura Técnica (Chile)*. 62 : 297-309.
- Zamora R., Gómez J.M., Hoédar J.A., Castro J. & García D. (2001) Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration. *Forest Ecology and Management*. 144: 33-42