



Naturalis

Repositorio Institucional
<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Estudio de la estructura de las comunidades de artrópodos asociados a Ñirantales (*Nothofagus antarctica*) del Centro-Oeste de la provincia de Chubut, Patagonia Argentina, sometidos a diferentes tipos de impacto ambiental

Gönc, Romina L.

Doctor en Ciencias Naturales

Dirección: Casaux, Ricardo J.

Co-dirección: Posadas, Paula

Facultad de Ciencias Naturales y Museo
2013

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20131210001315>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP

Universidad Nacional de la Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Naturales

Título:

"Estudio de la Estructura de las Comunidades de Artrópodos asociados a Ñirantales (*Nothofagus antarctica*) del centro-oeste de la Provincia del Chubut, Patagonia Argentina, sometidos a diferentes tipos de impacto ambiental"

Lic. Gönc Romina L.

Director: Dr. Ricardo J. Casaux

Co-Directora: Dra Paula Posadas

Año 2013

AGRADECIMIENTOS

El primer agradecimiento se lo debo a mi familia, Luis Sosa Pfatschbacher, mi gran compañero y Francisco, mi hijo, y a mis padres, por el incondicional apoyo a mi vocación y el constante empuje que supieron darme.

A Ricardo "Pipo" Casaux por el acompañamiento, sus enseñanzas y paciencia durante el desarrollo de esta investigación y durante la escritura del manuscrito, que sustancialmente contribuyeron a mejorarlo.

A Paula Posadas por ayudarme durante la identificación de los artrópodos y por las ideas y comentarios durante el avance del manuscrito.

A ambos, Pipo y Paula, por la ayuda en la preparación del proyecto y la tesis, y sus comentarios en el campo teórico y práctico.

A Miguel Archangelski, Pablo Marino y Mariano Donato por enseñarme las técnicas de separación e identificación de los artrópodos.

A Daniel Szulkin-Dolhatz por la ayuda en la toma de datos y muestras.

Al grupo de trabajo del LIESA, de la Universidad Nacional de la Patagonia "San Juan Bosco" y el equipo de trabajo de la Sección de Entomología del Museo de Ciencias Naturales de La Plata, por lo agradable y sustancial que resultó trabajar con estos grupos.

A mis compañeros del AUSMA, Gabriel Stecher, Pablo Carmanchahi, Pablo Gregorio, Marcelo Inpemba, Sergio Tiranti y Alejandro Dezzotti, por lo agradable que resultó compartir diariamente con ellos el trabajo.

A los Dres. Julio DiRienzo y Laura Pla, por la revisión estadística.

A mis amigos Marianela Santana y Oscar Torres por ayudarme desinteresadamente durante la realización de este trabajo.

INDICE

Agradecimientos	2
Resumen	5
Abstract	10
Capítulo I: Introducción	15
1.1 Introducción General	15
1.2 Objetivos y Relevancia	21
Capítulo II: Materiales y Métodos	23
2.1. Area de Estudio	23
2.1.1 Introducción	23
2.1.2. Clima	25
2.1.3. Flora y Fauna	28
2.2. Descripción de los Ñirantales	29
2.2.1. Distribución geográfica	29
2.2.2. Aspectos Históricos	30
2.3. Toma de Datos de la Comunidad de Artrópodos	31
2.3.1. Sitios de Muestreo	31
2.3.2. Muestreo de Artrópodos	34
2.3.3. Información Adicional	36
2.3.4. Análisis de Datos	36
Capítulo III: Caracterización del Bosque de Ñire	39
(<i>Nothofagus antarctica</i>): Composición y Diversidad	
1. Introducción	39
2. Objetivos	40
3. Metodología	41
4. Resultados	43
4.1. Caracterización de los sitios en función del mismo uso o perturbación	42
4.2. Comparación entre sitios asociados a diferentes impactos	67
5. Discusión	71

Anexo 3.1	76
Capítulo IV: Comunidades de artrópodos asociadas a bosques de ñire	79
1. Introducción	79
2. Objetivos	80
3. Metodología	80
4. Resultados	82
4.1. Estructura y composición de la comunidad de artrópodos por sitio de muestreo	82
4.2. Efecto de los diferentes tipos de perturbación sobre la comunidad de artrópodos	84
4.3. Eficiencia de las técnicas de muestreo (para todos los sitios de muestreo)	96
5. Discusión	99
Anexo 4.1	105
Capítulo V: Principales factores que determinan la Diversidad de Artrópodos en Bosques de Ñire	108
1. Introducción	108
2. Objetivos	109
3. Metodología	109
4. Resultados	110
4.1. Relación del número de individuos de los órdenes capturados con las variables climáticas y cobertura por sitio de muestreo	110
4.2. Relación entre el número de individuos de los órdenes representados en las capturas y las variables independientes (climatológicas y cobertura) entre los sitios asociados a diferentes impactos	125
5. Discusión	128
Capítulo VI: Consideraciones Finales	132
Bibliografía	136

RESUMEN

El objetivo general de este trabajo es conocer la dinámica de las comunidades de artrópodos asociados a bosques de *Nothofagus antartica* (Ñire) del centro-oeste de Chubut, afectados por diferentes tipos de impactos. Los objetivos específicos del trabajo fueron: realizar el inventario de la fauna de artrópodos representada en ñirantales del centro-oeste de Chubut, determinando la riqueza específica de cada grupo; caracterizar la estructura de las comunidades de artrópodos asociadas a ñirantales sometidos a diferentes impactos ambientales; determinar la magnitud de los cambios intra- e inter- anuales en la estructura de la comunidad de artrópodos y evaluar el grado de interrelación de los artrópodos entre sí y con la estructura de la vegetación.

El estudio se desarrolló entre julio de 2008 y mayo de 2010, realizándose muestreos de campo trimestrales (aproximadamente durante el período central de cada estación) y a lo largo de dos ciclos anuales. Se identificaron, localizaron y tipificaron sectores de bosque de Ñire afectados por diferentes tipos de impacto ambiental. Los tipos de perturbaciones seleccionados fueron: extracción de leña por manchones y por parquizado, conversión del bosque en pastura, e incendios sufridos hace 15 y 25 años. A modo de testigo, se consideraron fracciones de bosque virgen sin manejo. Por cada tipo de impacto se consideraron dos réplicas (en total 12 sitios de muestreo) separadas por una distancia superior a 1.500 metros. Los puntos de muestreos de artrópodos de los diferentes sitios de muestreo fueron seleccionados al azar. Para las capturas se utilizaron trampas "fluid interception", "sticky traps" (trampas pegajosas) y se obtuvieron muestras del dosel de la vegetación y del suelo mediante el uso de sacabocados. A partir del material recolectado en los muestreos de artrópodos se estimaron parámetros tales como Rangos de Abundancia y Biodiversidad Específica (Índice de Shannon-Wiener, Índice de Equitatividad, Índice de Simpson). Para todos los casos en que se realizaron comparaciones se utilizó el número de individuos. Para evaluar si existen diferencias entre los atributos de las comunidades de artrópodos de distintos ñirantales se realizaron ANOVAs univariados con el programa Infostat (versión 2012) con pruebas *a posteriori* cuando las diferencias

fueron significativas. Para revelar la importancia relativa de un factor ambiental o de varios factores ambientales sobre las comunidades estudiadas se realizaron análisis exploratorios tales como test paramétricos o no paramétricos. Se realizó una prueba de ANOVA (estadístico F) con prueba *a posteriori* (Newman – Keuls [N-K]; $p < 0,05$) para determinar la existencia de diferencias significativas entre los años, entre las estaciones del año, entre los tipos de perturbación y la combinación entre ellos. El análisis estacional y la comparación inter-anual de la información permitieron determinar cómo los cambios en la estructura y composición de los tipos de perturbación asociados a los sitios de muestreo afectan a las comunidades de artrópodos a través de cambios en la estructura del bosque. El número de individuos pertenecientes a cada orden en cada tipo de impacto fue utilizado para realizar ordenamientos por Análisis de Correspondencia (DCA), con el objetivo de establecer relaciones entre los ambientes estudiados basadas en la diversidad de artrópodos y agrupar éstos sitios de acuerdo a su similitud interna. Además, el número de individuos y la presencia o ausencia de cada orden en cada tipo de perturbación se utilizó para realizar clasificaciones aglomerativas por métodos de agrupamiento de enlace completo, calculándose distancias euclidianas por el método del centroide, las que tuvieron como objetivo establecer relaciones entre los ambientes estudiados basadas en la diversidad de los artrópodos representados en las capturas.

Las principales perturbaciones asociadas a los sitios de estudio determinaron la composición florística y riqueza de la vegetación y, en consecuencia, el estado de conservación de los ñirantales. Los sitios testigo con bosque virgen sin manejo considerados en este estudio presentaron un estrato arbóreo dominado por especies de origen nativo tales como *Nothofagus antártica* (Ñire) y *Maytenus boaria* (Maitén); también en el estrato arbustivo predominaron especies de origen nativo, tales como *Schinus patagonicus*, *Ribes sp.*, *Berberis parodii*, y lo mismo fue observado en el estrato herbáceo en que las especies nativas predominantes fueron *Stipa sp.*, *Bromus sp.*, *Viola maculata* y *Valeria carnosa*, entre otras. Estos ñirantales presentaron un estado de conservación adecuado y/u óptimo, lo cual permite la preservación de su variabilidad espacial y estacional. En el estrato arbóreo de los sitios perturbados por

incendios se observó una clara disminución de especies de origen nativo y un mayor porcentaje de especies de origen exótico, tales como el arbusto *Rosa eglanteria* (*Rosa mosqueta*). En dichos sitios el estado sanitario de los Ñires fue en general bueno, aunque el diámetro de los árboles fue bajo, lo que se corresponde con el estado de regeneración de los individuos. En el estrato arbóreo de los sitios con extracción de leña por manchones y por parquizado predominaron especies pertenecientes al estrato arbóreo de origen nativo tales como Ñire y Maitén. Estos Ñires presentaron un estado sanitario muy bueno y un tamaño relativamente grande, aunque no se registraron renovales, lo que sugiere que las prácticas allí realizadas (extracción de leña y actividades ganaderas) no favorecen el renuevo del bosque y que comprometen seriamente su rehabilitación natural. En los estratos herbáceo y arbustivo de estos sitios se observaron especies tales como *Bromus sp.*, *Schinus patagonicus*, *Poa ligularis* y *Senecio sp.*, entre otras, las que son propias de ambientes abiertos. Los sitios convertidos a pastura presentaron la mayor cobertura de especies herbáceas de origen nativo, características de zonas de explotación ganadera, tales como *Stipa sp.*, *Azorella trifoliolata*, *Poa ligularis*, *Madia sativa*, entre otras. Allí no se registraron especies pertenecientes al estrato arbóreo, lo cual implica que la regeneración y rehabilitación del bosque se encuentra seriamente comprometida.

En términos generales, se observó que los artrópodos asociados a los ñirantales considerados en este trabajo se mantuvieron activos durante todo el año, tolerando condiciones extremas durante los meses fríos y presentando picos de actividad durante los meses más cálidos. Los sitios de muestreo asociados a diferentes tipos de impacto presentaron características propias en cuanto a la composición florística y arquitectura de las plantas presentes y, en sintonía con ello, se observaron diferencias en la abundancia de los órdenes representados en los sitios sometidos a diferentes tipos de perturbación. Los análisis de ordenamiento permitieron diferenciar el agrupamiento de los órdenes según el tipo de impacto al que fueron sometidos los sitios. En relación a ello, es interesante destacar que los sitios prístinos presentaron mayor cantidad de individuos que los sitios perturbados, los que a su vez presentaron similitudes en relación al número de individuos y órdenes representados en las capturas. Se observó que, en comparación con los sitios vírgenes, la extracción de leña por parquizado y por manchones generó cambios en el número de individuos de los

órdenes representados en las capturas. La riqueza de órdenes fue similar entre los ambientes sometidos a extracción de leña y los sitios vírgenes, lo cual puede deberse a que muchos de éstos artrópodos son generalistas y logran persistir ante los cambios ocasionados en el ambiente. Los resultados sugieren que las diferentes técnicas de extracción de leña consideradas en este trabajo no afectan de modo diferente la estructura de la comunidad de artrópodos. Lamentablemente, no fue posible comparar las estructuras de las comunidades de artrópodos antes y después de los incendios, por lo que no se puede tener certeza acerca de si tales eventos modificaron o no las estructuras de las comunidades pre-existentes en dichos sitios. Sin embargo, al comparar los sitios incendiados con los sitios vírgenes sin explotación se observó que la abundancia de los órdenes representados en las capturas presentaron diferencias, por lo que se puede especular que las estructuras de las comunidades de artrópodos fueron afectadas por los incendios, observándose mayor abundancia y riqueza de órdenes en sitios no afectados por el fuego que mantuvieron mayor cobertura arbórea y arbustiva.

Los factores climáticos incidieron fuertemente sobre la diversidad y la abundancia de los artrópodos asociados a los bosques de Ñire considerados. La estacionalidad observada en la abundancia de los órdenes de artrópodos representados en las capturas y en los índices de diversidad y dominancia, estaría en estrecha relación con la temperatura del ambiente y, en menor medida, con el régimen de precipitaciones. La relación positiva entre la temperatura y el número de individuos de los órdenes representados en las capturas se observó en todos los sitios de muestreo, con excepción de los sitios convertidos a pastura. En los sitios convertidos a pasturas se observó una relación inversa entre el número de individuos y la diversidad de órdenes en las capturas y la temperatura. Estos incrementos relativos en la temperatura son consecuencia directa de los cambios producidos en las estructuras vegetales, debido a que al eliminarse la cobertura arbórea la temperatura aumenta. La abundancia de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo positivamente correlacionada con la cobertura del estrato arbóreo. La preferencia de los artrópodos por ambientes con mayor cobertura vegetal se debería a la mayor disponibilidad de alimento, refugio y otras condiciones asociadas a la cobertura de la vegetación. Dado que se observó una mayor abundancia de individuos

en los sitios vírgenes, los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que las perturbaciones asociadas a los sitios de muestreo pueden afectar de manera significativa la abundancia y diversidad de artrópodos. La eliminación del estrato arbóreo, y el consecuente incremento de los estratos arbustivo y herbáceo, resulta en la disminución de hábitats favorables, generando también cambios en las condiciones climáticas (principalmente el incremento de la temperatura), aumento en la presión de predación, entre otros factores, lo cual afecta negativamente la abundancia de artrópodos.

Los órdenes de artrópodos dominantes en todos los sitios de muestreo fueron dípteros, coleópteros, homópteros e himenópteros. En relación a las técnicas de muestreo, en este estudio se observó que las muestras provenientes de las trampas "sticky traps", "fluid interception", y del dosel de la vegetación capturaron una mayor cantidad de individuos pertenecientes al orden Diptera, lo que se debería a que estas trampas son más eficientes en la captura de individuos voladores. Las muestras provenientes de las trampas "fluid interception", del suelo y del dosel de la vegetación fueron más abundantes y diversas que las provenientes de las trampas "sticky traps".

Según los resultados aquí presentados puede considerarse que la mayoría de los artrópodos representados en los sitios de muestreo, son capaces de sobrevivir en áreas afectadas y modificadas por perturbaciones, siempre que se logre mantener y recuperar la cobertura de los estratos, principalmente el arbóreo. El reemplazo del estrato arbóreo por especies arbustivas y especies herbáceas en zonas utilizadas para pasturas y extracción de leña o perturbadas por incendios afecta drásticamente la dinámica comunitaria de los artrópodos dado que estas zonas quedan expuestas a condiciones climáticas rigurosas. Es imprescindible mantener bosques vírgenes sin manejo que incluyan características propias y específicas, tales como refugios contra depredadores, condiciones micro-climáticas adecuadas para el crecimiento y desarrollo de los individuos, disponibilidad de recursos, entre otras, ya que permiten el mantenimiento de la biodiversidad original del ecosistema.

La conservación de los bosques del sur de Argentina requiere de esfuerzos conjuntos entre diferentes actores, tales como las instituciones técnico-científicas, agencias de gobierno y la comunidad, tendientes a la elaboración de propuestas superadoras de los modelos de producción que afectan el medio ambiente.

ABSTRACT

The main objective of this study was to determine the dynamics of arthropod communities associated with *Nothofagus antartica* (Antarctic beech) affected by different types of impacts in west center of Chubut. The specific objectives of this study were: make an inventory of the arthropod fauna of the Antarctic beech forests of center-west of Chubut and determine the species richness of each group; characterize the structure of arthropod communities associated with Antarctic beech forests under different environmental impacts; determining the magnitude of intra- and inter-annual changes on the community structure of arthropods; and evaluating the degree of interaction of arthropods each other and with the structure of the vegetation.

The study was conducted between July 2008 and May 2010, field samplings were performed quarterly (around midpoint of each season) along two annual cycles. Different sectors of Antarctic beech forests affected by different types of environmental disturbances were identified, located and characterized. The selected types of disturbances were: firewood extraction by patches, firewood extraction by landscaping forest conversion to pasture, and fire events of 15 and 25 years ago. Fractions of virgin forest without management were considered as a control. For each type of disturbance two replications (total 12 sampling) separated by a distance greater than 1,500 meters were considered. The arthropod sampling points of the different sampling sites were randomly selected. Arthropod's catches were made through flow interception traps, sticky traps and samples of the vegetation canopy and soil by using cores. Parameters such as Abundance Ranges, Specific Biodiversity (Shannon-Wiener index), Evenness index, Simpson index were estimated from the material collected in the sampling of arthropods. For all cases where comparisons were made we used the number of specimens. To assess whether there were differences between the attributes of arthropod communities in different Antarctic beech forests univariate ANOVAs were performed with Infostat software (2012 version) with *a posteriori* tests when differences were significant.

Exploratory analyzes, such as parametric or non-parametric test, were performed in order to assess the relative importance of one or several environmental factors on the studied communities. An ANOVA analysis (F statistic) with an *a posteriori* test (Newman - Keuls [NK], $P < 0.05$) was performed to determine if there were significant differences between years, seasons, types of disturbance, and combinations thereof. The seasonal analysis and the inter-annual comparisons of information allowed us to determine how changes in the structure and composition of the types of disturbance associated with sampling sites affects arthropod communities through changes in forest structure. The number of individuals belonging to each Order for each type of impact was used to perform orderings through Detrended Correspondence Analysis (DCA), in order to establish relationships between the studied environments based on diversity of arthropods and grouping these sites according to their internal similarity. Moreover, the number of individuals and the presence or absence of each Order in each disturbance type was used to perform classifications by agglomerative methods such as complete linkage clustering, calculating Euclidean distances by the centroid method, which aimed to establish relationships between sectors studied based on arthropod diversity represented in the catches.

The species composition and richness of vegetation and, consequently, the state of conservation of Antarctic beech forests were determined by the major disturbances associated with the study sites. The control sites (i.e., virgin forest unmanaged) in this study presented a tree stratum dominated by native species such as *Nothofagus antarctica* (Antarctic beech) and *Maytenus boaria* (Mayten tree) species of native origin also dominated the shrub stratum (e.g., *Schinus patagonicus*, *Ribes* sp., *Berberis parodii*), and the same was observed in the herbaceous one which was also dominated by native species (e.g., *Stipa* sp., *Bromus* sp., *Viola maculata*, *Valeria carnosae*). These Antarctic beech forests had a good and/or optimal condition, which allows preservation of their spatial and seasonal variability. In the tree stratum of sites disturbed by fire was a clear decrease of native species and a higher percentage of exotic ones, such as the shrub *Rosa eglanteria* (Eglantine rose). In such places the health of Antarctic beeches was generally good, although the diameter of trees was

low, which corresponds to the state of regeneration of individuals. In the tree stratum of sites disturbed by firewood extraction by patches and landscaped, predominant species of the tree stratum were of native origin such as Antarctic beech and Mayten tree. These Antarctic beeches had a very good health status and a relatively large size, but there were no saplings, suggesting that the practices performed there (extraction of firewood and livestock) do not favor the renewal of the forest and that seriously compromise their natural rehabilitation. In herbaceous and shrub strata of these sites species such as *Bromus* sp., *Schinus patagonicus*, *Poa ligularis* and *Senecio* sp., among others, were observed which are typical of open environments. Converted to pasture sites had the highest coverage of herbaceous native species, characteristics of livestock holding areas, such as *Stipa* sp., *Azorella trifoliolata*, *Poa ligularis*, *Madia sativa*, among others. There were no species of the tree stratum, which means that regeneration and forest rehabilitation is seriously compromised.

Overall, it was observed that the arthropods associated with Antarctic beech forests considered in this study were active throughout the year. Thus, arthropods tolerated extreme conditions during the cold months and presented activity peaks during the warmer months. The sampling sites associated with different types of impact presented their own characteristics in terms of floristic composition and architecture of their plants. Concordantly, there were differences in the abundance of the arthropod orders represented at sites subjected to different types of disturbance. The ordination analysis allowed to differentiate the grouping of arthropods' orders according to the type of impact suffered by the sites. Related to that, it is interesting to remark that pristine sites had a higher number of individuals than the disturbed ones, which in turn have similarities in terms of number of individuals and in terms of the orders represented in the catches. It was observed that, compared to pristine sites, firewood extraction (both by patches and landscaped extraction) resulted in changes in the number of individuals of the orders represented in the catches. Orders richness was similar between sites subjected to firewood extraction and pristine sites, which may be due to the fact that many of these arthropods are generalists and they can persist to the disturbances, occurred in the environment. The results suggest that different wood extraction techniques considered in this work do not affect differently

the structure of the arthropod community. Unfortunately, it was not possible to compare the structure of arthropod communities before and after the fires, so we cannot be certain about whether or not such events changed the structures of pre-existing arthropod's communities. However, when comparing burned sites with pristine sites our results indicated that the abundance of orders represented in the catches showed differences. Then, we can speculate that the structure of arthropod communities were affected by the fires, since greater abundance and richness of orders were observed in sites not affected by the fire that kept more tree and shrub cover.

Climatic factors strongly influenced the diversity and abundance of arthropods associated with Antarctic beech forests considered. The seasonality observed in the abundance, diversity indices and dominance of arthropod orders represented in the catches, would be in close relation to the environmental temperature and to a lesser extent, with the rainfall regime. The positive relationship between temperature and the number of individuals of the orders represented in the catches was observed in all sampling sites, except for sites converted to pasture. In these latter, an inverse relationship between the number of individuals and diversity of orders and temperature was observed. These relative increases in temperature are a direct result of changes in plant structures, because the removed tree cover increases the temperature. The abundance of individuals of the orders represented in the catches was positively correlated with tree stratum coverage. Arthropods preference for environments with greater vegetation cover could be due to the greater availability of food, shelter and other conditions associated with vegetation cover. Since there was a greater abundance of individuals in pristine sites, our results suggest that disturbances associated with sampling sites can significantly affect the abundance and diversity of arthropods. The removal of the tree stratum, and the consequent increase in shrub and herbaceous strata, results in the decrease of favorable habitats, also generating changes in climatic conditions (mainly temperature increase), increased predation pressure which, amongst other factors, negatively affects the abundance of arthropods.

The dominant arthropod orders in all sites were Diptera, Coleoptera, Homoptera and Hymenoptera. Regarding sampling techniques, in this study it was observed that the sticky traps, fluid interception traps and the canopy samples captured a greater number of individuals belonging to the order Diptera, which could be due to these traps are more efficient at catching flying individuals. Samples from the fluid interception traps, soil and canopy were more abundant and diverse than those from sticky traps.

According to the results presented here may be regarded as the most arthropods represented at the sampling sites are able to survive in areas affected and modified by disturbances, provided that strata coverage (mainly the arboreal) could be maintained and restaured. The replacement of tree stratum by shrubs and herbaceous species in areas used for grazing and firewood extraction or drastically disturbed by fire affects arthropod's community dynamics as these areas are exposed to harsh climatic conditions. It is essential maintain pristine unmanaged forests which include their own specific characteristics, such as refuges from predators, micro-climatic conditions suitable for the growth and development of individuals, resource availability, among others, allowing maintenance of the original ecosystem biodiversity.

The conservation of forests in southern Argentina requires the joint effort of the research and technology institutions, government agencies and citizens, which led to the development of proposals to overcome production models that affect the environment.

Capítulo I: INTRODUCCIÓN

1.1- INTRODUCCIÓN GENERAL

Argentina se encuentra en una situación crítica en cuanto a la existencia de bosques, a la biodiversidad existente en los mismos y a su capacidad para conservarlos (Morello y Mateucci 1999). En 1875 Argentina contaba con 160 millones de hectáreas de bosques, montes y selvas, pero a partir de ese año la superficie forestal disminuyó a 106 millones de hectáreas en 1914, 60 millones en 1956 y 38 millones en el año 2001. Sin embargo, del total de bosques estimado para 2001, 700.000 hectáreas corresponden a plantaciones realizadas con especies exóticas. Por lo tanto, en menos de dos siglos el país perdió entre el 72 y el 82% de la masa boscosa, proceso que aún continúa (Morello y Mateucci 1999).

Los bosques de *Nothofagus antartica* (Ñire) no han estado a salvo del proceso de degradación sufrido por la masa boscosa en Argentina. De las 500.000 hectáreas de bosques de Ñire estimadas en la década del 80, actualmente se cuenta con solo 385.000 hectáreas, lo que representa una pérdida de alrededor del 25 % del total del área (Bran et al. 1994). De los ñirantales existentes en la actualidad, alrededor de 260.000 hectáreas están distribuidas en la provincia de Chubut y representan el 40% del bosque nativo provincial (Bran 1991).

Entre las especies arbóreas andino-patagónicas, luego del ciprés de la cordillera (*Astrocedrus chilensis*), el Ñire es la especie que mayor impacto ha sufrido (Bertonatti y Corcuera 2000) (ver Tabla 1.1, tomada de Anónimo 1999).

Tabla 1.1: Clasificación de especies arbóreas del bosque andino-patagónico según el nivel de impacto al que han sido sometidos

Impacto	Especie
1°	Ciprés de la cordillera
2°	Ñire
3°	Coihue
4°	Araucaria
5°	Raulí
6°	Lenga
7°	Promedio bosque valdiviano

Entre los impactos sufridos por los ñirantales en Chubut podemos mencionar: incendios forestales naturales o de origen antrópico (intencionales o accidentales); tala del bosque para extracción de leña, reemplazo por especies forestales exóticas, conversión del bosque en pasturas, sembradíos, o urbanización; degradación por sobre-pastoreo; entre otros (Bertonatti y Corcuera 2000). La intensidad de dichos impactos sobre los ñirantales es importante (ver Tabla 1.2, tomada de Anónimo 1999), por lo que es probable que también hayan afectado a las comunidades asociadas.

Tabla 1.2: Tipos y niveles cualitativos y cuantitativos de los impactos sufridos por los ñirantales

Tipos de Impacto	Nivel Cualitativo	Nivel Cuantitativo
Incendios de origen antrópico	Muy fuerte	5
Impacto por Turismo	Muy fuerte	5
Extracción de leña	Fuerte	4
Introducción de especies	Fuerte	4
Degradación por pastoreo	Fuerte	4
Plantaciones forestales	Moderado	3
Urbanización	Moderado	3
Habilitación de tierras agro - ganaderas	Leve	2
Obras de infraestructura	Muy leve	1
Aprovechamiento maderero	Muy leve	1
Contaminación Industrial	Nulo	0
Cosecha de productos no maderables	Nulo	0
Producción de astillas (chips)	Nulo	0
Cortas por explotación minera	Nulo	0
Total	-	32

Usualmente, bajo el dosel arbóreo de los bosques de *Nothofagus* se desarrolla un sotobosque dominado por especies herbáceas, el que suele presentar signos importantes de deterioro a causa de la presión de pastoreo y pisoteo ejercida por el ganado que frecuentemente recurre al bosque en busca de alimento y/o protección. Dicho deterioro, junto con diferentes prácticas de manejo silvo-pastoril, facilita la invasión de varias especies exóticas, tales como pasto ovillo, poa de los prados o trébol, las que en ocasiones llegan a reemplazar en forma permanente a las especies herbáceas nativas.

Las prácticas de manejo, tales como poda y raleo, cosecha, extracción de leña, etc., modifican la composición y dinámica natural del bosque (Michael y McQuillan 1995; Wigley y Roberts 1997) y pueden afectar su biodiversidad (Elliot y Swank 1994).

Dichas prácticas afectan las dinámicas forestales naturales mediante la apertura de grandes espacios en el canopeo, ofreciendo mejores condiciones ecológicas para la regeneración del bosque. Sin embargo estas condiciones podrían alterar el equilibrio de otras especies fundamentales en el funcionamiento del ecosistema (Fernández et al. 1998; Martínez Pastur et al. 1999). Los bosques de Ñire frecuentemente son excluidos de los planes de manejo forestal dado que esta especie es considerada “no maderable”. Actualmente estos bosques son utilizados para extracción de leña y postes y como áreas de pastoreo. Los manejos silvopastoriles combinan el desarrollo de pasturas, la extracción de árboles y la cría y engorde de ganado (principalmente vacuno), observándose en estas estrategias interacciones de distinta índole según la región, tipo de asociación y época del año. Estas prácticas deben ser planificadas adecuadamente para favorecer las interacciones ecológicas beneficiosas del ecosistema y que de ese modo resulte en un incremento de la producción forrajera, en una mayor eficiencia en el uso de los recursos y, finalmente, en la sustentabilidad ambiental (Lencinas et al. 2008; Simanonok et al. 2011). Sin embargo, la acción del ramoneo del ganado afecta los rebrotes de Ñire y la regeneración por semillas dificultando o imposibilitando la renovación del bosque y alterando su dinámica natural (Berrios 2002; Martínez Pastur et al. 2002; Lencinas et al. 2008a). Por lo tanto, las prácticas de manejo carentes de criterios de sustentabilidad y conservación han impactado desfavorablemente sobre estos ecosistemas donde se observan procesos avanzados de deterioro ambiental (Lencinas et al. 2008a; Navarro Cerrillo et al. 2008).

Los artrópodos son el grupo más abundante de herbívoros y detritívoros en la mayoría de los ecosistemas terrestres, constituyendo el 85% del total de la fauna global (Kim 1993). Estos organismos intervienen en numerosos procesos biológicos (reciclado de nutrientes, dispersión de semillas, polinización, entre otros), los cuales contribuyen en gran medida al mantenimiento de la diversidad y funcionamiento de la mayoría de los ecosistemas terrestres (Didham et al. 1996; Allison et al. 1997; Schowalter y Zhang 2005; Lavelle et al. 2006). Los artrópodos ocupan nichos diversos, se distribuyen en la mayoría de los ambientes conocidos, y desarrollan roles importantes para el mantenimiento de las dinámicas de los procesos ecológicos (Hawkins y MacMahon 1989; Walker 1992).

Un gran número de estudios evidencia la existencia de una fuerte influencia de los artrópodos en la productividad primaria de bosques y praderas, en el mantenimiento de la estructura del suelo y en el proceso de reciclado de nutrientes, lo que involucra la interacción de una vasta diversidad de bacterias, hongos, protozoos e invertebrados (Moldenke et al. 2000; Warren y Zou 2002). Los artrópodos son los encargados de la transformación inicial del mantillo o broza que llega al suelo desde las plantas, exponiendo los nutrientes para la degradación microbiana (Berg y Laskowski 2006). La descomposición activa de la materia orgánica proveniente de plantas y animales realizada por larvas de moscas pertenecientes a las familias Calliphoridae (califóridos) y Muscidae (moscas), y de escarabajos de las familias Scarabaeidae (escarabeidos), Dermestidae (derméstidos) y Silphidae (silfidios), es esencial para el reciclado del material en el ecosistema (Kim 1993). Por otro lado, depredadores pertenecientes a las familias Chrysopidae (crisópidos), Coccinellidae (coccinélidos), y Carabidae (carábidos), se encargan de la regulación de las poblaciones patógenas (Olembo 1991). Además de intervenir en el reciclado de nutrientes, los artrópodos presentes en el canopeo de las plantas, ejercen un efecto directo e indirecto en el crecimiento de las mismas (Morrow y LaMarche 1978; Nilsson 1978; Seastedt et al. 1983). Además, numerosos artrópodos intervienen en la polinización y la dispersión de semillas, posibilitando el flujo génico entre poblaciones de plantas. Distintos autores sugieren que los procesos de polinización y de dispersión de semillas han sido afectados por la perturbación del hábitat debido a la reducción de la abundancia y riqueza de especies (Powell y Powell 1987; Aizen y Feinsinger 1994 a y b; Kruess y Tscherntke 1994). Teniendo en cuenta el rol fundamental de los artrópodos en los procesos ecosistémicos, cualquier cambio en la estructura de sus comunidades puede afectar el funcionamiento del ecosistema en su conjunto (Didham et al. 1996, 1998; Ewers y Didham 2008; Vázquez et al. 2008).

Si bien se conoce que los artrópodos son componentes de gran importancia en la preservación del ecosistema y en el sostenimiento de los procesos ecológicos (Kim 1993), en los últimos años han ganado mayor atención en prácticas y políticas de conservación, aunque no de forma completa. A pesar de su alta diversidad e importancia para la humanidad, los invertebrados aun son ignorados en programas de

conservación debido a diferentes problemas, desde cuestiones relacionadas con la falta de conocimiento taxonómico (impedimento Linneano) hasta decisiones de tipo políticas y/o públicas, que permitan el desarrollo de programas para la conservación de especies de invertebrados a nivel mundial (Cardoso et al. 2011).

Es importante mencionar que los invertebrados tienen una amplia adaptabilidad genética para resistir y adaptarse a los diferentes cambios ambientales (Hoffman y Parsons 1991). Asimismo, los insectos y arácnidos proveen medios factibles, sensibles y de bajo costo para medir los efectos del estrés antropogénico en la biodiversidad y los ambientes (Kim 1993). Numerosas especies pertenecientes a estos grupos son utilizadas como indicadoras de cambios en la biodiversidad (Lewis y Whitfield 1999), dado que su abundancia, riqueza específica, ubicuidad y ocurrencia reflejan cambios en el paisaje (Danks 2001). Sobre la base de ello se pretende que tales especies puedan ser utilizadas como alerta temprana para la identificación de procesos de deterioro ambiental o en programas de monitoreo que permitan seguir a través del tiempo el grado de perturbación o recuperación de los ambientes (Nilsson et al. 1994). El conocimiento de la abundancia y biodiversidad de las comunidades de artrópodos y de sus patrones espacio-temporales de uso del hábitat, en un determinado ecosistema puede ofrecer información importante para la generación de estrategias de conservación y manejo (Tilman y Downing 1994; Bangert et al. 2006; Lencinas et al. 2007; Noriega et al. 2007).

Si bien la relación entre la pérdida y la fragmentación del hábitat y la diversidad de artrópodos ha sido relativamente bien estudiada en diferentes regiones (Harris y Silva- Lopez 1992; Didham et al. 1998; Teodorescu y Cogalniceanu 2002; Koh y Sodhi 2004; Pinkus-Rendon et al. 2006; Baumgardner 2007), este tipo de estudios aun no han sido desarrollados de un modo sistemático en nuestro país. En Argentina la fauna de artrópodos es una de las más afectadas por el manejo forestal y otras prácticas desarrolladas en el bosque, perdiéndose en promedio una especie cada 11 años de manejo forestal (Spagarino et al. 2001). Este tipo de impacto también ha sido observado en otros bosques templados del mundo (Jalonen y Vanha-Majamaa 2001) y para otros grupos taxonómicos tales como aves, hongos, mamíferos pequeños (Spagarino et al. 2001; Lencinas et al. 2005, 2008; entre otros). A pesar de ello, son

escasos los trabajos que han intentado estudiar las variaciones espacio-temporales de las comunidades de artrópodos de Patagonia (Oliva 1989, 1994; Debandi 1999; Flores et al. 2004; Souza 2004; Sackmann et al. 2006; Ruggiero et al. 2009), y en particular de las asociadas a bosques de *Nothofagus* (Lanfranco 1977 y 1991; Lencinas et al. 2001, 2002, 2003, 2008; Spagarino et al. 2001; Martínez - Pastur et al. 2002; Lencinas et al. 2005; Vergara y Jerez 2010; Simanonok et al. 2011).

1.2.- OBJETIVOS Y RELEVANCIA

1.2.1.- OBJETIVOS

El objetivo general de esta tesis es caracterizar la estructura de las comunidades de artrópodos asociadas a bosques de Ñire del centro-oeste de la provincia del Chubut sometidos a diferentes impactos ambientales.

Los *objetivos específicos* de esta tesis son:

- I. Realizar el inventario de familias de la fauna de artrópodos representada en ñirantales del centro-oeste de Chubut, determinando la riqueza específica de cada grupo.
- II. Determinar la magnitud de los cambios intra- e inter-anales en la estructura de la comunidad de artrópodos.
- III. Evaluar el grado de interrelación de los artrópodos entre sí, con la fauna en general y con la estructura de la vegetación, en función de la biodiversidad tridimensional o vertical del ambiente.
- IV. Sobre la base de la información obtenida, generar pautas de manejo tendientes al uso ecológicamente sustentable del bosque de Ñire, prestando particular atención a la conservación de la biodiversidad.

1.3.- RELEVANCIA

En Patagonia, y particularmente en Chubut, los estudios orientados al conocimiento de la composición de la fauna de artrópodos son escasos. Por ello, a través del desarrollo de este trabajo se pretende avanzar en el conocimiento de las comunidades de artrópodos del oeste de la provincia de Chubut representadas en ambientes

sometidos a diferentes tipos de impacto ambiental. Es de esperar que los resultados permitan también entender el modo en que tales comunidades de artrópodos responden a la alteración del ambiente y a las diferentes estrategias de manejo de los ñirantales para que, a partir de ello, se elaboren pautas de explotación ecológicamente sustentables.

CAPITULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1- ÁREA DE ESTUDIO

2.1.1.- Introducción

El área de estudio se encuentra enmarcada dentro del sector de bosque Andino-Patagónico de la provincia de Chubut (Fig. 2.1), se extiende entre los meridianos 71° 15' y 71° 45' O y los paralelos 43° 09' y 43° 35' S, y está incluida dentro de la mayor cuenca de ñirantales (*Nothofagus antartica*) de todo el bosque andino-patagónico argentino. Se encuentra en el departamento de Futaleufú, en el centro-oeste de la provincia.

El clima en el área de estudio es templado frío (Burgos 1985), las lluvias y nevadas se producen fundamentalmente de mayo a agosto (Bustos y Rocchi 1993) y las heladas ocurren durante casi todo el año. Los vientos son intensos, originándose principalmente del cuadrante Oeste (Anónimo 1994).

Los ñirantales distribuidos dentro del área de estudio presentan la estructura típica de un bosque templado húmedo, semi-deciduo. Dependiendo de factores climáticos, edafológicos y geográficos, su altura puede alcanzar hasta los 16 metros. Estos ambientes cuentan además con una vegetación de estructura densa que alterna con arbustales y bosques bajos (Anónimo 1994).

Biogeográficamente, de acuerdo con Cabrera y Willink (1973), el área donde fue realizado el estudio pertenece al distrito del Bosque Caducifolio de la Provincia Subantártica de la Región Antártica. Este distrito está caracterizado por la presencia de especies caducifolias, principalmente la lenga (*Nothofagus pumilio*) y el Ñire (Cabrera 1976). De acuerdo a la clasificación de Morrone (2006), el área de estudio pertenece a la provincia del Bosque Valdiviano, subregión Subantártica de la región Andina.

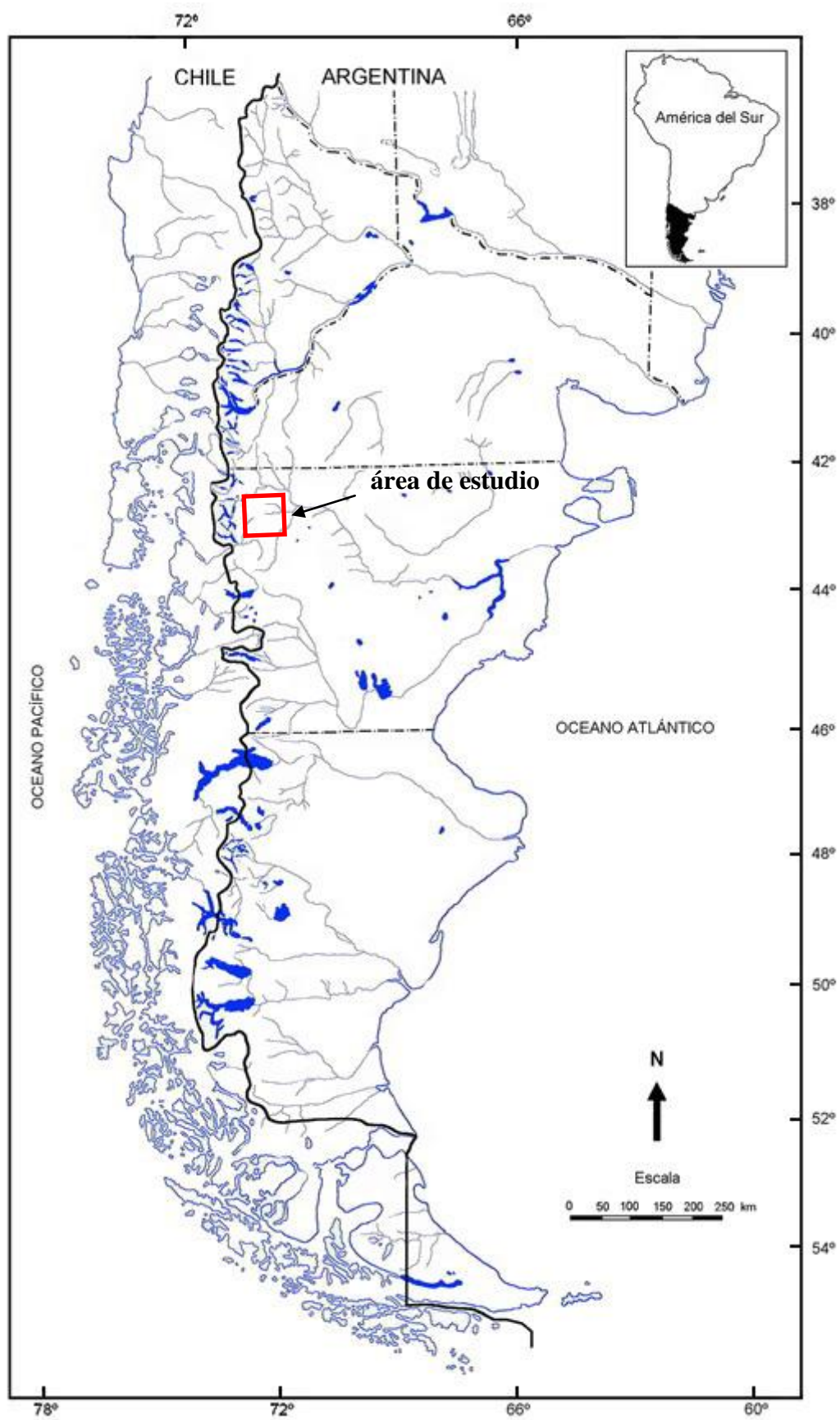


Fig. 2.1: Ubicación del área de estudio

2.1.2- Clima

La temperatura media anual para el período 1992-2012 en el NO de Chubut fue de 8,5°C, en tanto que las temperaturas máximas y mínimas promedio fueron 14,5°C y 2,6°C respectivamente (datos obtenidos de la Estación Experimental INTA Trevelin y Servicio Meteorológico Nacional). La precipitación anual promedio para el período comprendido entre 1992-1997 y los años 2003, 2004, 2006, 2008, 2009 y 2010, fue 639,4 mm. (Fig.2.2). Cabe mencionar que no se cuenta con los datos de precipitación del período comprendido entre los años 1998-2002 y los años 2005 y 2007.

En relación al período de muestreo, durante la temporada 2008/09 la temperatura media anual y las máxima y mínima medias fueron 9,0°C, 14,6°C y 3,5°C respectivamente (datos obtenidos de la Estación Experimental INTA Trevelin y Servicio Meteorológico Nacional). La precipitación total acumulada para el período 2008/09 (considerándose los meses desde enero 2008 hasta enero 2009) fue 992,9mm., valor considerablemente superior al registro histórico (Fig.2.2). Para la temporada 2009/10 (considerándose los meses desde enero 2009 hasta enero 2010) la temperatura media anual y la máxima y la mínima medias fueron 8,5°C, 14,0°C y 3,3°C respectivamente, en tanto que la precipitación total acumulada fue 576,8 mm., valor inferior a la media histórica. (Fig. 2.2).

En la figura 2.3 se observan las principales variables climatológicas registradas durante el período de estudio (temporadas 2008/09-2009/10).

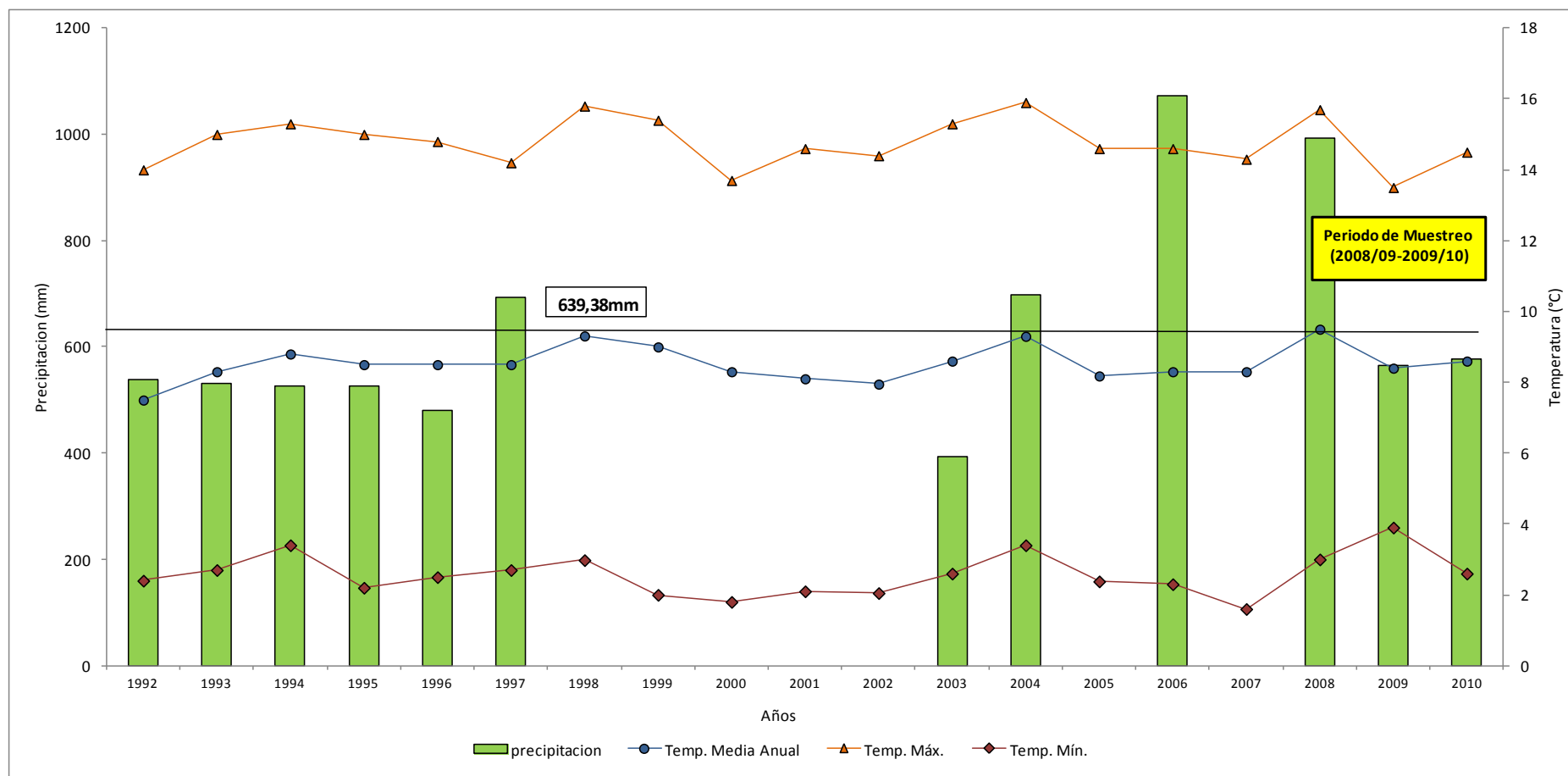


Fig. 2.2: Variabilidad interanual en las precipitaciones y régimen térmico registrado en el NO del Chubut. Datos promedio para el período histórico 1992-2010. La línea horizontal indica el promedio para el período histórico 1992-2010. El período de muestreo fue durante 2008-2010

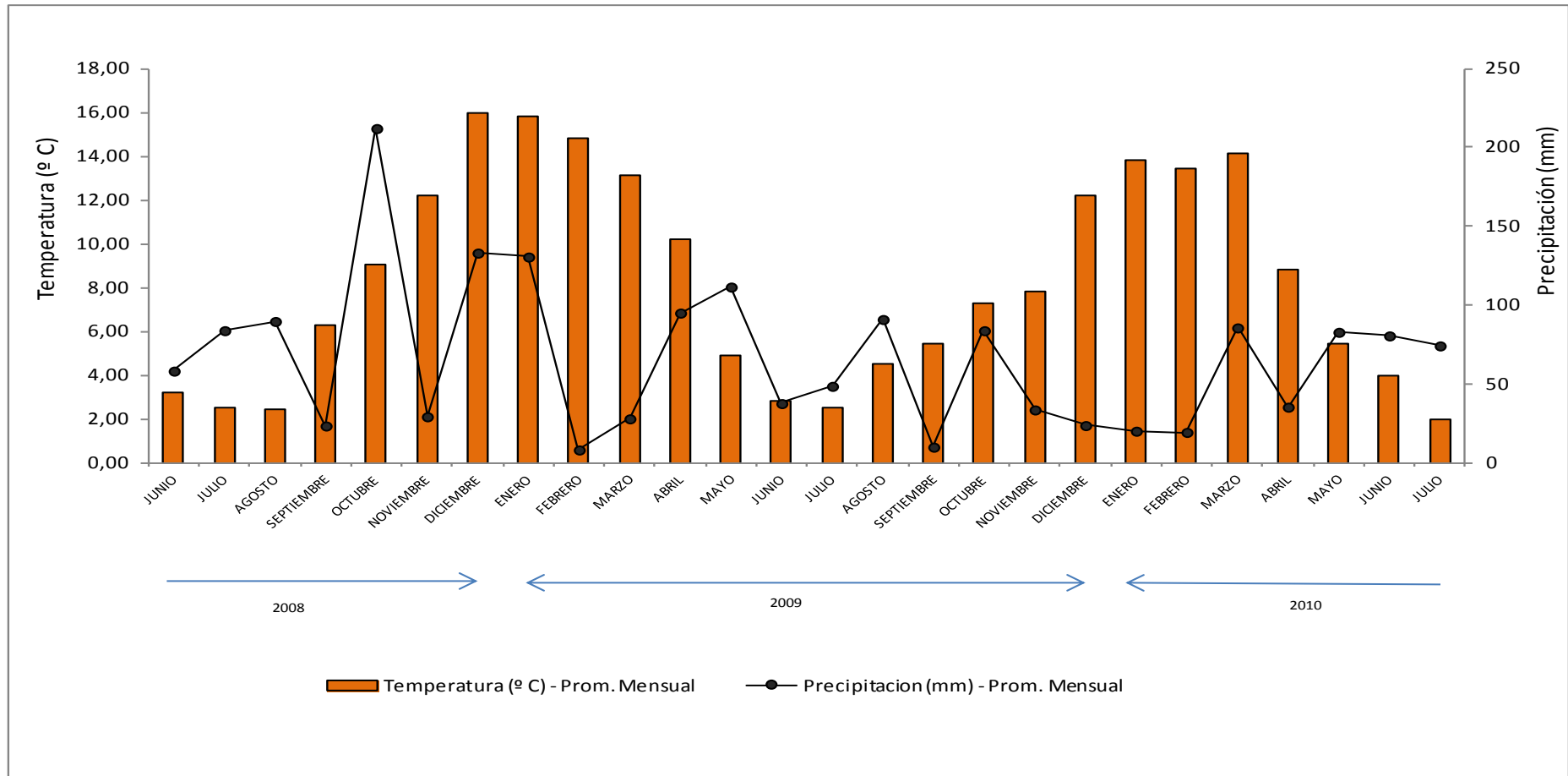


Fig. 2.3: Climatograma para el período de estudio (2008/09-2009/10)

2.1.3.- Flora y Fauna

El Bosque Subantártico o Bosque Andino-Patagónico se extiende como una estrecha franja recostada sobre el macizo cordillerano desde el norte de Neuquén hasta Tierra del Fuego e Isla de los Estados. Esta región se caracteriza por el gran número de especies endémicas. En cuanto a la flora, algunos de estos endemismos son el Pehuén (*Araucaria araucana*), la Caña coligüe (*Chusquea culeou*), el coihue (*Nothofagus dombeyi*), el guindo (*N. betuloides*), la Lenga (*Nothofagus pumilio*), el Ñire (*N. antartica*), el Ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y el Maitén (*Maytenus boaria*) (Foto 2.1).

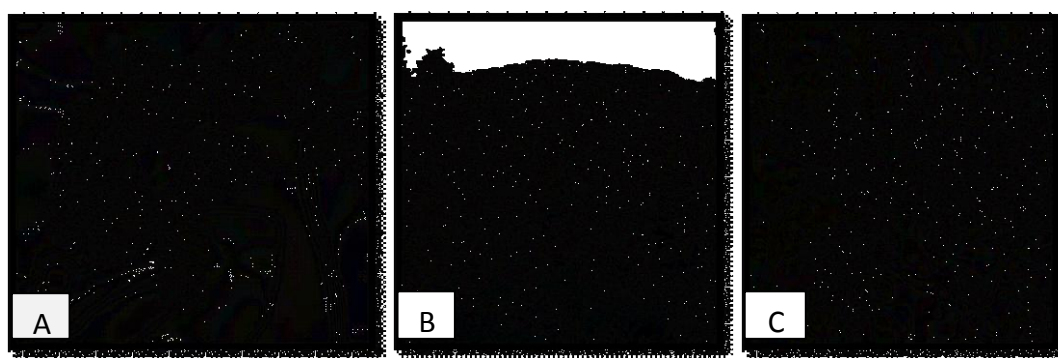


Foto 2.1: Flora del Bosque Subantártico: (A) Lenga, (B) Ñire y (C) Ñire

La región del Bosque Andino Patagónico también se destaca por la gran variedad y riqueza de su fauna autóctona. Entre los mamíferos terrestres autóctonos se encuentran el Coipo (*Myocastor coipus*), el Chinchillón Común (*Lagidium viscacia*), el Gato Montés (*Felis geoffroyi*), el Huemul del Sur (*Hippocamelus bisulcus*), el Moloso Común (*Taradira brasiliensis*), el Pudu (*Pudu puda*), el Puma (*Puma concolor*), el Zorro Colorado (*Lycalopex cupaeus*), el Zorrino (*Conepatus humboldtii*), la Mara (*Dolichotis patagonum*), el Guanaco (*Lama guanicoe*) y una amplia variedad de roedores tales como el Tuco-tuco (*Ctenomys spp.*), el Colilargo Fueguino (*Oligorizomys magellanicus*), el Ratón Topo Pardo (*Geoxus valdivanus*), entre otros. Las aves autóctonas están representadas por el Águila Mora (*Geranoaetus melanoleucus*), el Halconcito Común (*Falco sparverius*), la bandurria (*Theristicus caudatus*), los carpinteros Gigante (*Campephilus magellanicus*) y Pitío (*Colaptes pitius*), el Cisne de Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*), los cauquenes Caranca (*Chloëphaga hybrida*) y Común (*C. picta*), el

Comesebo Patagónico (*Pygarrhichas albogularis*), el Cóndor (*Vultur gryphus*), entre otras. Existen varios anfibios como el Sapo del Bosque (*Rhinella spinulosa*), las ranas de Cuatro Ojos (*Pleuroderma bufonina* y *P. bibroni*), la Rana Marsupial (*Rhinoderma darwinii*) y reptiles como lagartijas del género *Liolaemus* sp. y una sola culebra (*Tachymenis chilensis*) (Foto 2.2).

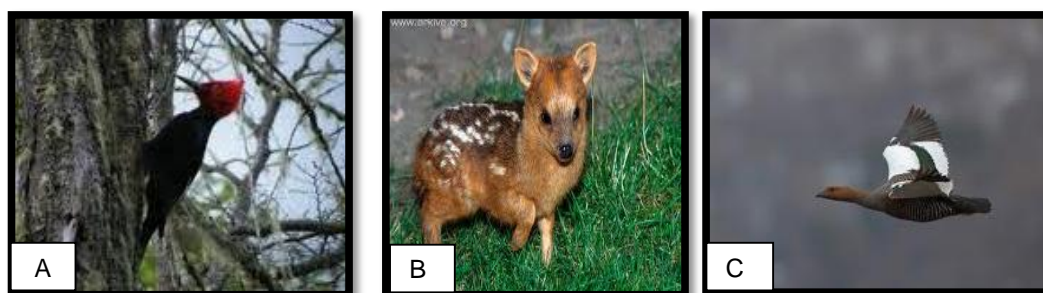


Foto 2.2: Fauna del Bosque Subantártico: (A) Carpintero Gigante, (B) Pudú, (C) Cauquén Común

2.2- DESCRIPCION DE LOS ÑIRANTALES

2.2.1.- Distribución geográfica

El Ñire es uno de los elementos más representativos del Bosque Andino-Patagónico del NO del Chubut. Dentro de las especies de *Nothofagus* el Ñire es la que presenta mayor tolerancia ecológica (McQueen 1976). Los ñirantales se encuentran en ambientes altamente variados (Donoso 1981), los que se distribuyen desde los 35° S (desde los 200-300 hasta los 2.000 msnm) hasta casi los 56° S (desde el nivel del mar hasta los 650 metros de altura) (Pisano 1977). La amplia distribución del Ñire, junto con la variada gama de biótotos diferentes en los que se encuentra (McQueen 1976), explican la gran diferenciación intraespecífica observada en esta especie. Se pueden reconocer tres morfotipos: un morfotipo arbóreo óptimo, otro arbustivo achaparrado y un tercero camefítico de turbera, los cuales estarían representando adaptaciones diferentes a distintas condiciones ambientales (Ramírez et al. 1985). Esta plasticidad ecomorfológica le permite al Ñire tolerar variadas y rigurosas condiciones físicas con grandes variaciones térmicas diarias y déficits de saturación atmosférica (Weinberger 1973). Esta especie puede distribuirse tanto en ambientes óptimos como en sitios ventosos y sobre suelos con bajo drenaje, rocosos y parcialmente cubiertos de

vegetación (McQueen 1976; Veblen et al. 1977). En comparación con otras especies de *Nothofagus*, el Ñire puede resistir las temperaturas más bajas de congelamiento (-22°C) (Alberdi 1987).

2.2.2.- Aspectos históricos

Los bosques de Ñire representan el 33% del total de bosques de la Provincia de Chubut (Bava et al. 2008) y en muchas zonas de Patagonia constituyen las comunidades forestales con mayor intensidad de explotación (Montaña 1982). El uso ganadero tradicional en estos sistemas es extensivo y continuo (Manacorda et al. 1995; Hansen et al. 2005; Reque et al. 2007) y la concentración más elevada del stock bovino (más del 70% del ganado de la provincia) se encuentra en las áreas cordilleranas y precordilleranas y en el ecotono con la estepa donde el Ñire se distribuye (Guitart 2004). A su vez, la tortuosidad de los fustes y el mal estado sanitario de los individuos restringen el uso silvícola a la extracción más o menos intensa de leña (Manacorda et al. 1995). Las extracciones de intensidad elevada son cada vez menos comunes debido a la mayor producción de vegetación forrajera de estos sistemas con cobertura arbórea (Peri 2005; Peri et al. 2005) y a la vigencia de normas que las prohíben (DGBYP 2004).

La vegetación de los estratos inferiores del bosque (sotobosque) constituye la base de las redes alimentarias y el refugio de gran parte de la micro y mesofauna, y sirve de protección al suelo contra la erosión (Ellum 2009). Las características del sotobosque están muy asociadas a la cobertura del dosel que regula diversos procesos físicos como la intensidad de la radiación solar, la intercepción de las precipitaciones y la exposición al viento (Holmgren et al. 1997; Valladares et al. 2004). Las prácticas silviculturales que generan apertura del dosel modifican estos procesos, influyendo sobre la cobertura y la estructura del sotobosque (Klinka et al. 1996; Thomas et al. 1999). En el sotobosque de ñirantales sometidos al impacto del ganado doméstico y con dosel moderadamente abierto se registraron elevadas coberturas de especies herbáceas exóticas muchas de alto valor forrajero (Manacorda et al. 1995; Hansen et al. 2004), lo cual contribuye a un incremento de su riqueza específica (Bran et al. 1998; Gallo et al. 2004; Sarasola et al. 2008).

2.3.- TOMA DE DATOS DE LA COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS

2.3.1.- Sitios de muestreo

Para la identificación, localización y tipificación de los sectores de bosque de Ñire afectados por diferentes tipos de impacto ambiental, se utilizó un mapeo existente realizado con imágenes satelitales y complementado con muestreos a campo propios y del equipo de trabajo del INTA EEA San Carlos de Bariloche (Provincia de Río Negro) y EEA Esquel (Provincia del Chubut) (Hansen et al. datos no publicados). A los efectos de minimizar el número de variables que pueden operar sobre las estructuras de las comunidades de artrópodos, todos los sitios de muestreo se observaron comprendidos dentro de la misma cuenca hidrográfica (Futaleufú), y dentro de rangos de altura (entre 600 y 840 m.s.n.m.) y distancia (17 km. entre los puntos más alejados) lo mas acotados posible. Además, en todos los sitios de muestreo la estructura original de los ñirantales fue similar (sectores de bosque con Ñires entre 4 y 8 metros de altura).

Los tipos de impacto sufridos por los ñirantales seleccionados para identificar su efecto sobre las comunidades de artrópodos fueron: 1) extracción de leña por manchones, 2) extracción de leña por parqueizado, 3) conversión del bosque en pastura, 4) e incendios sufridos hace 15 e 5) incendios sufridos hace 25 años. A modo de testigo, se consideraron fracciones de bosque virgen sin manejo. Por cada tipo de impacto se consideraron 2 réplicas (en total 12 sitios de muestreo) separadas por una distancia superior a 1.500 m. (Fig. 2.4 y Tabla 2.1).

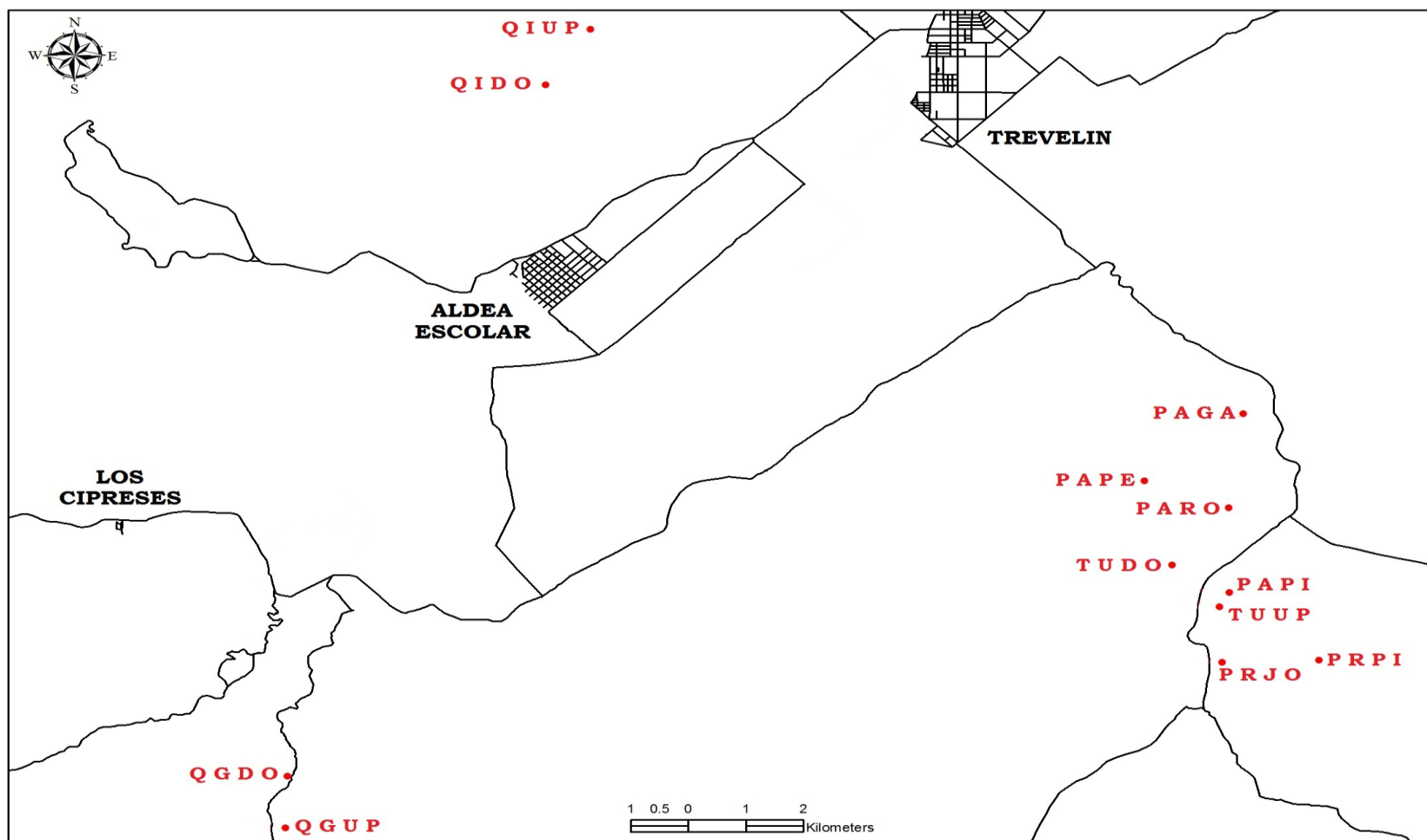


Fig.2.4: Ubicación puntos de muestreo

Tabla 2.1: Ubicación de los sitios de muestreo

<i>SITIOS DE MUESTREO</i>	<i>UBICACIÓN</i>	<i>DESCRIPCIÓN</i>
INUP (QIUP)	S 43° 05' 24,7" O 71° 32' 31,8" 561 msnm	Sitio quemado hace aprox. 25 años.
INDO (QIDO)	S 43° 06' 2,2" O 71° 33' 5,7" 525 msnm	Sitio quemado hace aprox. 25 años
GAUP (QGUP)	S 43° 14' 23,1" O 71° 36' 22,4" 786 msnm	Sitio quemado hace aprox. 15 años
GADO (QGDO)	S 43° 13' 48,3" O 71° 36' 20,7" 751 msnm	Sitio quemado hace aprox. 15 años
PAPI	S 43° 11' 41,6" O 71° 24' 17,9" 723 msnm	Sitio con extracción de leña por parquizado
PAJO (PARO)	S 43° 10' 44,7" O 71° 24' 19,2 " 663 msnm	Sitio con extracción de leña por parquizado
TUUP	S 43° 11' 51,3" O 71° 24' 25,4" 720 msnm	Sitio con extracción de leña por manchones
TUDO	S 43° 11' 23,2 " O 71° 25' 2,2 " 684 msnm	Sitio con extracción de leña por manchones
PRPI	S 43° 12' 26,9 " O 71° 23' 8,9 " 855 msnm	Sitio testigo de bosque virgen sin manejo
PRJO	S 43° 12,477' O 71° 24,387' 730 msnm	Sitio testigo de bosque virgen sin manejo
PAGA	S 43° 09' 41 " O 71° 24' 8,6 " 652 msnm	Sitio con conversión de bosque en pasturas
PAPE	S 43° 10' 26,9 " O 71° 25' 23,9 " 626 msnm	Sitio con conversión de bosque en pasturas

2.3.2.-Muestreo de Artrópodos

Los muestreos de campo se realizaron trimestralmente (aproximadamente durante el período central de cada estación) y a lo largo de dos ciclos anuales. Los muestreos se llevaron a cabo en días durante los que no hubo precipitación (lluvia o nevada), neblina, fuertes vientos u otra situación que menoscabe la correcta cuantificación de la fauna del sitio. Los sitios de muestreo de artrópodos se localizaron en un punto elegido al azar a lo largo de una transecta en cada sitio de muestreo (ver obtención de información adicional). En cada sitio de muestreo se colocaron las trampas, que se detallan a continuación y que fueron seleccionadas de acuerdo a las características propias de los artrópodos tales como sus historias de vida, hábitats y comportamientos (Schauff 1986; Leather 2005; Luna 2005).

Mediante un sacabocado (Foto 2.3.A), en cada sitio de muestreo se extrajeron 3 fracciones de suelo de 500 cm³, las que en laboratorio fueron secadas, disgregadas y se recuperaron los artrópodos allí presentes. Estas fracciones se integraron en una sola muestra por sitio.

Los artrópodos voladores se muestrearon mediante trampas “fluid interception” con una superficie de intercepción de 1 m² (Foto 2.3.B) Los artrópodos interceptados se recolectaron en cinco bandejas de 400 cm² con una solución de agua y anticongelante para evitar el escape de los ejemplares capturados y para retardar su descomposición según la metodología descrita en Southwood (1989) y News (1998).

Para el muestreo de artrópodos asociados al dosel, 3 secciones del follaje de los principales componentes de los estratos arbustivo y arbóreo se agitaron y los artrópodos que caían fueron recolectados en una malla de 1 mm. de poro (Southwood 1989, News 1998). Las muestras fueron integradas en una sola muestra. Las secciones de follaje fueron siempre de la misma especie vegetal en cada sitio. La altura a la cual se tomaron las muestras fue de aproximadamente 2 metros o 2^{1/2} metros.

En los troncos de tres árboles próximos al punto de muestreo de artrópodos se colocaron trampas “Sticky-traps” (pegajosas; Foto 2.3.C). Los plásticos transparentes con pegamentos fueron ubicados con diferentes orientaciones y tuvieron una superficie de 90 cm² cada una. Las muestras fueron integradas en una sola muestra.

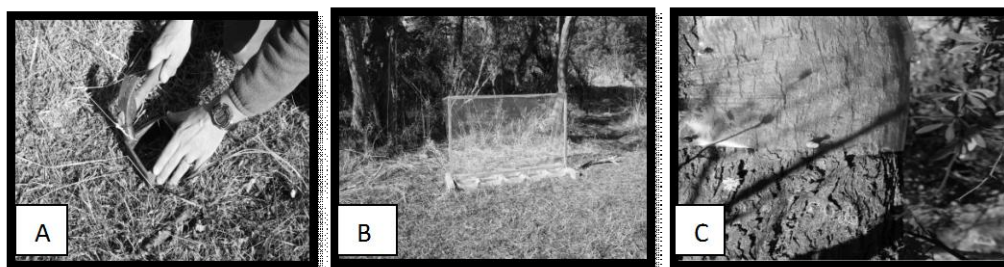


Foto 2.3: Tipo de trampas utilizadas para el muestreo de artrópodos: A) Sacabocado; B) *Fluid Interception*; C) *Sticky trap*.

Todas las trampas permanecieron en el terreno por un período de 24 horas. Cada muestra fue colectada y etiquetada con indicación del sitio de muestreo, fecha y tipo de técnica utilizada para el mismo (más detalle sobre los muestreos realizados serán presentados en el capítulo III, Sección 3).

Los artrópodos fueron extraídos de las trampas y preservados en alcohol etílico al 70° hasta su traslado al laboratorio. Una vez ahí, estos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible y contados mediante la utilización de una lupa estereoscópica (10x/30x) y de guías y claves taxonómicas (e.g., Ross 1973; Richards y Davies 1984; Morrone y Coscarón 1998; Romoser y Stoffolano 1998; Marvaldi y Lanteri 2005; Claps et al. 2008; y bibliografía allí citada). El material recolectado, se encuentra preservado en alcohol 70° y depositado en el laboratorio de la Universidad Nacional del Comahue, Asentamiento Universitario (AUSMA).

Sobre la base del material recolectado en estos muestreos se determinó la diversidad α y abundancia de los distintos taxones de artrópodos presentes en los muestreos.

2.3.3.-Información Adicional

Debido a que esta tesis está enmarcada en un proyecto aun más amplio, se contó con información adicional que fue obtenida por otros miembros del equipo de trabajo y que permitió evaluar diferentes hipótesis que permitan explicar los cambios en los atributos de las comunidades de artrópodos. En relación a esta información, se realizó un muestreo bianual de vegetación en 3 puntos elegidos al azar dentro de cada sitio de muestreo. En cada uno de dichos puntos se delimitó un área de 5 metros de radio donde se obtuvo la siguiente información:

- (a) *Condiciones climáticas*: Fecha y hora del muestreo y condiciones climáticas (nubosidad, dirección e intensidad del viento, visibilidad, temperatura, presión atmosférica) actuales y del día previo al muestreo.
- (b) *Información sobre flora*: se midieron parámetros tales como:
 - *Cobertura total*: se determinó la cobertura por estratos con la escala establecida por Braun-Blanquet (1932) y Mueller – Dombois y Ellenberg (1974). En los casos en que los estratos principales están conformados por sub-estratos, éstos han sido tenidos en cuenta.
 - *Altura*: se midieron las alturas máximas y mínimas para cada estrato.
 - *Composición florística*: para cada estrato se identificaron y registraron las especies con mayor cobertura.
 - *Diámetro* a la altura del pecho de especies arbóreas.
 - *Información adicional*: se cuantificó la cantidad de árboles caídos, muertos, etc.

2.3.4.- Análisis de los Datos

A partir del material recolectado en los muestreos de artrópodos se estimaron parámetros tales como: Abundancia (Magurran 1988), Biodiversidad Específica (índices

de Shannon Wiener, ver Magurran 1988 y 1989); Índice de Equitatividad (ver Magurran 1988), Índice de Simpson (descripto en Moreno 2001).

La información sobre artrópodos ha sido analizada conjuntamente con la “Información Adicional” de modo de determinar de qué manera los diferentes tipos de impacto ambiental a los que son sometidos los ñirantales pueden afectar la estructura de las comunidades de artrópodos a través de cambios en la estructura del bosque. Las comparaciones fueron realizadas utilizando el número de individuos (N), y los índices de diversidad, dominancia, equitatividad y riqueza.

Para evaluar si existen diferencias entre la riqueza y abundancia de los órdenes de las comunidades de artrópodos de distintos ñirantales se realizaron ANOVAs univariados (programa Infostat versión 2012) con pruebas *a posteriori* cuando las diferencias fueron significativas (Sokal y Rohlf 1995).

Para revelar la importancia relativa de un factor ambiental o de varios factores ambientales sobre las comunidades estudiadas se realizaron análisis exploratorios tales como test paramétricos o no paramétricos (Ludwing y Reynolds 1988).

Se realizó una prueba ANOVA (estadístico F) con prueba *a posteriori* (Newman – Keuls (N-K); $p < 0,05$) para determinar la existencia de diferencias significativas entre los años, entre las estaciones del año, entre los tipos de perturbación y la combinación entre ellos. El análisis estacional y la comparación inter-anual de la información permitieron determinar cómo los cambios en la estructura y composición de la vegetación de los sitios de muestreo asociados a los tipos de perturbación afectaron a las comunidades de artrópodos.

El número de individuos pertenecientes a cada orden en cada tipo de impacto fue utilizado para realizar ordenamientos por Análisis de Correspondencia (DCA) (Hill 1979), con el objetivo de establecer relaciones entre los ambientes estudiados basadas en la diversidad de artrópodos y agrupar éstos sitios de acuerdo a su similitud interna. Además, el número de individuos y la presencia o ausencia de cada orden en cada tipo perturbación se utilizó para realizar clasificaciones aglomerativas por métodos de

agrupamiento de enlace completo calculándose distancias euclidianas por el método del centroide, las que tuvieron como objetivo establecer relaciones entre los ambientes estudiados basadas en la diversidad de los artrópodos representados en las capturas.

Los índices utilizados (descritos en detalle en Magurran 1988) fueron:

ÍNDICE DE DOMINANCIA DE SIMPSON

$$\Lambda = \sum p_i^2$$

donde p_i : abundancia proporcional de los órdenes i , es decir, el número de individuos de los órdenes i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

donde $p_i = (n_i / N)$ y n_i es el número de individuos de la i -ésima especie.

ÍNDICE DE EQUITATIVIDAD DE PIELOU

$$J = H' / \ln S$$

donde H' es el índice de diversidad de Shannon, y S : es el número de órdenes

Los índices considerados y la riqueza de los órdenes representados en las capturas fueron comparados mediante un ANOVA (estadístico F con prueba *a posteriori* (Newman – Keuls (N-K); $p < 0,05$) (Moreno et al. 2011).

En cada uno de los capítulos de esta tesis se realiza una descripción más detallada de la metodología estadística utilizada. Asimismo, se describen otros test utilizados para poner a prueba objetivos específicos y comprobar la independencia de ciertas variables (análisis de correlación, de regresión, etc.).

Capítulo III: Caracterización del Bosque de Ñire (*Nothofagus antarctica*): Composición y Diversidad

1.- INTRODUCCIÓN

En general, las actividades humanas son actualmente la principal fuente de impactos sobre la vegetación y la fauna de los bosques templados de la región andino-patagónica (FVSA 1994; Simonetti et al. 1995). Los efectos ambientales derivados de tales actividades pueden tener consecuencias locales o regionales, dependiendo del tipo y la intensidad del impacto sobre los ecosistemas. La ganadería extensiva, la extracción de leña, el aprovechamiento industrial del bosque nativo, la reforestación con especies forestales de crecimiento rápido, el desarrollo urbano, industrial y carretero, el turismo, y los emprendimientos hidroeléctricos, son algunas de las actividades actuales más significantes en la Región de los Bosques andino-patagónicos (Laclau 1997). Estas actividades de desarrollo producen en mayor o menor medida, una serie de cambios físicos en los ecosistemas, los que interrumpen el estado de sucesión en que se encuentran, produciendo cambios a su vez en la estructura, composición y dinámica de los mismos, con consecuencias socioeconómicas (negativas o positivas) adicionales a las de los proyectos que originaron tales cambios (Carpenter 1983).

Uno de los ecosistemas forestales más característicos de los bosques caducifolios de la Patagonia andina de Argentina es aquel constituido por los bosques, chaparrales y montes bajos de Ñire (Veblen et al. 1996). Los bosques de Ñire representan el 33% del total de bosques en la Provincia de Chubut (Bava et al. 2008) y en muchas zonas de Patagonia constituyen las comunidades forestales con mayor intensidad de explotación (Montaña 1982). Los bosques y matorrales de Ñire sufren importantes disturbios derivados de la ocupación humana y de las actividades de uso intensivo y extensivo (Laclau 1997). En casi toda su extensión (Neuquén 36° 30' S hasta Tierra del Fuego 55°S) en estos bosques se desarrollan actividades ganaderas conjuntamente con extracción de leña, y en algunas zonas el bosque también ha sido reemplazado por plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento (Laclau 1997; Schlichter y Laclau 1998). Estos

disturbios producen cambios en la vegetación y en la fauna asociada, los que podrían estar afectando el funcionamiento de los ecosistemas y llevando a la pérdida de la biodiversidad. La actual configuración y estructura de los bosques y montes bajos de Ñire se debe principalmente a las actividades humanas implementadas a partir de finales del siglo XIX con el asentamiento de la población de origen europeo. En este sentido, son numerosos los autores que consideran a los ñirantales como estados de regresión de bosques de Ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) o Coihue (*Nothofagus dombeyi*), actuando el ganado y el fuego como retardantes en los procesos sucesionales (Eskuche 1969; Veblen et al. 2003).

A pesar de la importancia que tiene esta problemática, son escasos los trabajos en los que se analiza el estado actual que presentan los bosques nativos andino-patagónicos, en particular los ñirantales, y el modo en que los diferentes disturbios impactan sobre ellos (Fertig 2004; Fertig et al. 2004; Gallo et al. 2004; Rusch et al. 2004; Peri et al. 2005; Carranza y Ledesma 2009; Peri 2009; Reque et al. 2007). Esta falta de información limita la posibilidad de proponer pautas generales para el manejo de los bosques nativos de Ñire en Patagonia, lo que podría maximizar la producción del sistema y propender a su conservación. (Peri et al. 2006).

2.- OBJETIVOS

Sobre la base de lo indicado previamente, los objetivos de este capítulo son:

- Determinar si existen diferencias en la estructura de los bosques de Ñire asociados a diferentes tipos de perturbaciones.
- Analizar la relación entre la estructura del bosque y la composición específica y la diversidad del sotobosque en bosques de Ñire del centro-oeste de Chubut sometidos a diferentes impactos.

3.- METODOLOGÍA

La selección de los sitios de muestreo se realizó según se describió en el Capítulo II. Se identificaron 6 manchones de bosques sometidos a 6 tipos diferentes de impacto ambiental, con dos réplicas cada uno (doce sitios de muestreo). En cada sitio de muestreo se realizó un censo anual de vegetación, uno en la temporada de primavera/verano 2008/09 y el otro en la temporada de primavera/verano 2009/10. Dentro de cada sitio de muestreo se seleccionaron al azar 3 puntos, en los que se delimitó un área de muestreo de 5 metros de radio, donde se relevaron las especies vegetales presentes en los estratos herbáceo (por debajo de 0,6 metros de altura), arbustivo (entre 0,6 y 3 metros de altura) y arbóreo (entre 3 y 8 metros de altura), y sus porcentajes de cobertura, mediante estimación visual directa acordada por dos observadores. Las especies vegetales fueron además agrupadas según su origen, en nativas o exóticas.

Además, dentro del área de muestreo, o en su proximidad dependiendo de la densidad de árboles, se eligieron diez Ñires al azar, a los cuales se les determinó el diámetro a la altura del pecho (DAP) (Mostacedo y Fredericksen 2000), se estimó su cobertura y estado de conservación de acuerdo a la siguiente escala: (1) árbol completamente sano; (2) árbol con el 25% seco; (3) árbol con el 50% seco; (4) árbol con el 75% seco o podrido; (5) árbol muerto en pie.

Las especies vegetales se identificaron con la ayuda del Catálogo de Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga et al. 2008) y del Tratado de Morfología y Sistemática Vegetal (Dimitri y Orfila 1985) (Anexo 3.1). Debido a similitudes interespecíficas, para el análisis de los datos las especies *Poa ligularis* y *Poa pratensis*, *Senecio filaginoides* y *Senecio neaei*, *Bromus setifolius* y *Bromus stamineus*, fueron agrupadas por género.

Se realizó un análisis de la varianza de dos factores (ANOVA, estadístico F, $p < 0,05$) con prueba *a posteriori* (Newman-Kuels $p < 0,05$) para identificar las diferencias de cobertura relativa de especies vegetales, según el factor estrato (3 niveles) y el factor origen (2 niveles) para sitios de muestreo con el mismo tipo de uso y/o perturbación. Para cada sitio de muestreo se determinaron además, la riqueza (S), y los índices de dominancia (Simpson) y diversidad (Shannon), los cuales fueron utilizados para realizar

las comparaciones entre los sitios de muestreo, sometidos al mismo tipo de perturbación, mediante un ANOVA (estadístico F con prueba *a posteriori* (Newman – Keuls (N-K); $p < 0,05$). De la misma forma, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA, estadístico F, $p < 0,05$) con prueba *a posteriori* (Newman-Keuls $p < 0,05$) para determinar las diferencias entre el porcentaje de cobertura de las especies vegetales entre los sitios con diferentes usos y/o perturbación (6 niveles), según su estrato, origen y DAP. La comparación del estado sanitario se realizó mediante una prueba *t* utilizando como variable respuesta el porcentaje de ñires muestreados.

Se determinaron además la riqueza, y los índices de dominancia y diversidad, para cada tipo de perturbación, los cuales fueron utilizados para realizar comparaciones entre los sitios sometidos a diferentes tipos de perturbación y/o uso, mediante un ANOVA (estadístico F, $p < 0,05$) con prueba *a posteriori* (Newman-Keuls, $p < 0,05$).

4.- RESULTADOS

4.1.-Caracterización de los sitios en función del mismo uso o perturbación

4.a.- Sitios Quemados hace 15 años (GAUP y GADO)

El estrato arbóreo del sitio GADO estuvo dominado por *N. antartica*, en tanto que en el arbustivo predominó *Berberis parodii* y en el herbáceo lo hicieron *Stipa* sp. y *Taraxacum officinale* (Anexo 3.1). La cobertura relativa de los estratos difirió significativamente ($F_{2,60} = 11,69$; $p < 0,0001$), siendo el estrato herbáceo (media 17,18%; rango 3-33; d.e. 9,72) el de mayor cobertura con respecto al estrato arbóreo (media 4,92 %; rango 0-8; d.e. 2,40; Newman-Keuls test [de aquí en mas referido como N-K] $p < 0,05$) y arbustivo (media 7,08%; rango 0-20; d.e. 5,82; N-K $p < 0,05$). El estrato arbóreo no difirió en cobertura con respecto al estrato arbustivo (N-K $p > 0,05$) (Fig. 3.1.a).

En el sitio GAUP el estrato arbóreo estuvo dominado por *N. antartica*, el arbustivo por *Chusquea culeou* y el herbáceo por *Stipa* sp. (Anexo 3.1). La cobertura de los estratos no difirió significativamente ($F_{2,47} = 1,06$; $p > 0,05$) (Fig. 3.1. b).

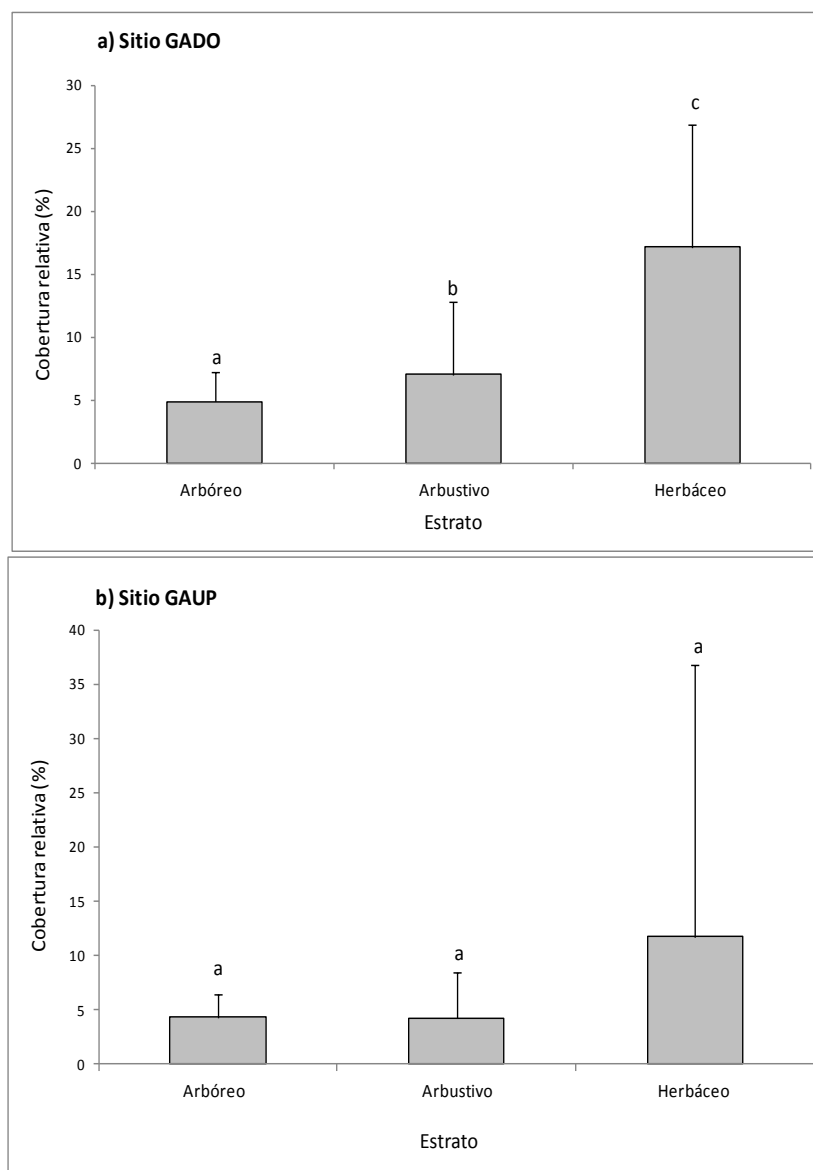


Fig. 3.1: Cobertura relativa de los estratos muestreados en los sitios GADO (a) y GAUP (b). Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los estratos ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En el sitio GADO, no se observaron diferencias significativas entre la cobertura relativade especies de origen nativo y exótico ($F_{1,60}=0,18$; $p > 0,05$).

En el sitio GADO se observó que en el estrato herbáceo las especies de origen exótico (media 20,7 %; rango 6-33; d.e. 10,56) tuvieron mayor cobertura que las de origen nativo (media 12,14 %; rango 3-18; d.e. 5,87; N-K $p < 0,05$) ($F_{2,60}= 3,64$; $p < 0,05$). En los estratos arbóreo y arbustivo solo se registraron especies de origen nativo (Fig.3.2.a).

En el sitio GAUP no se observaron diferencias significativas en la cobertura relativa de las especies de origen nativo y exótico ($F_{1,47}=0,12$; $p>0,05$).

En el sitio GAUP se observó que en el estrato herbáceo la cobertura de las especies autóctonas (media 12,50%; rango 1-82; d.e. 28,12) y exóticas (media 11,11%; rango 1-74; d.e. 23,67) fue similar ($F_{2,47}=0,10$; $p>0,05$). Tal como ocurriera en GADO, no se registraron especies de origen exótico en los estratos arbóreo y arbustivo (Fig. 3.2.b).

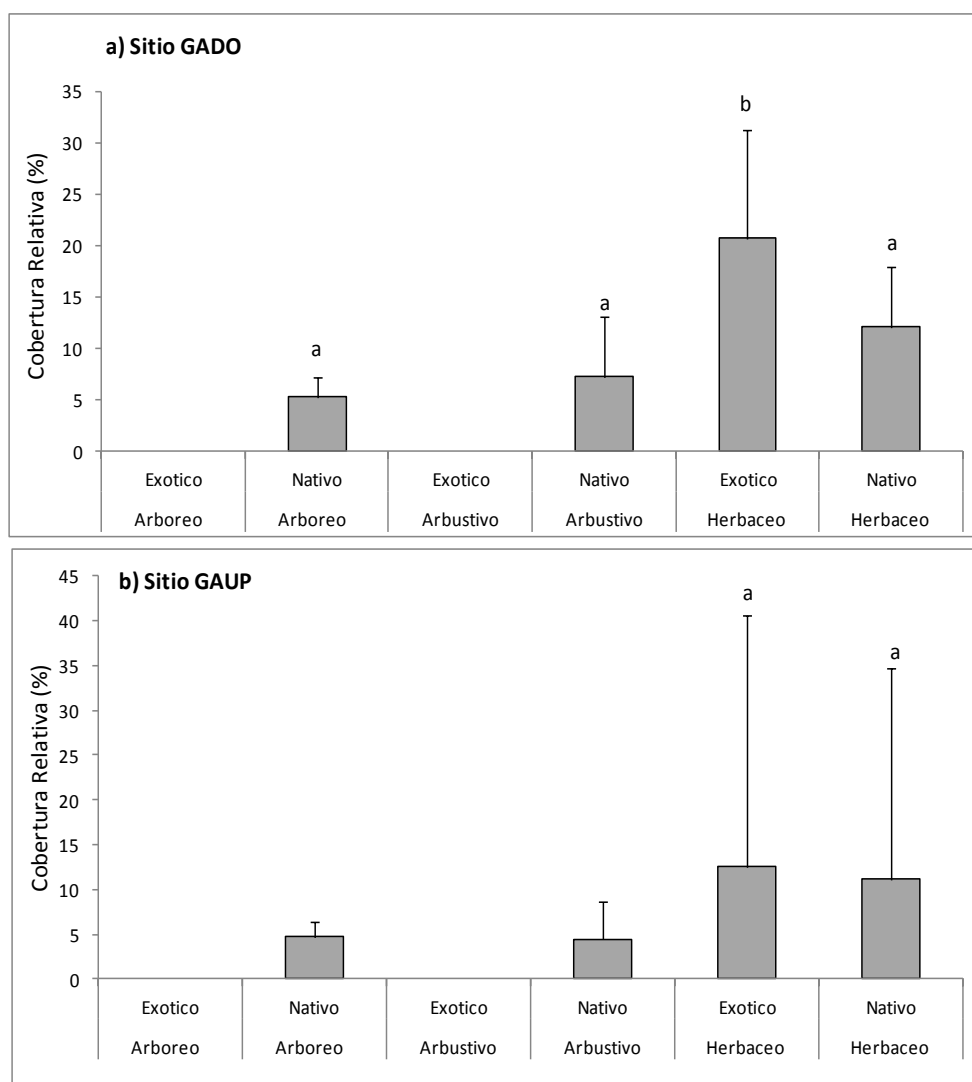


Fig. 3.2: Cobertura relativa de los estratos muestreados según el origen de las especies presentes en los sitios GADO (a) y GAUP (b). Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas en los estratos en relación a su origen ($p<0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al comparar ambos sitios, no se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura relativa de los estratos considerados ($F_{1,110}=0,18$; $p > 0,05$; Fig. 3.3).

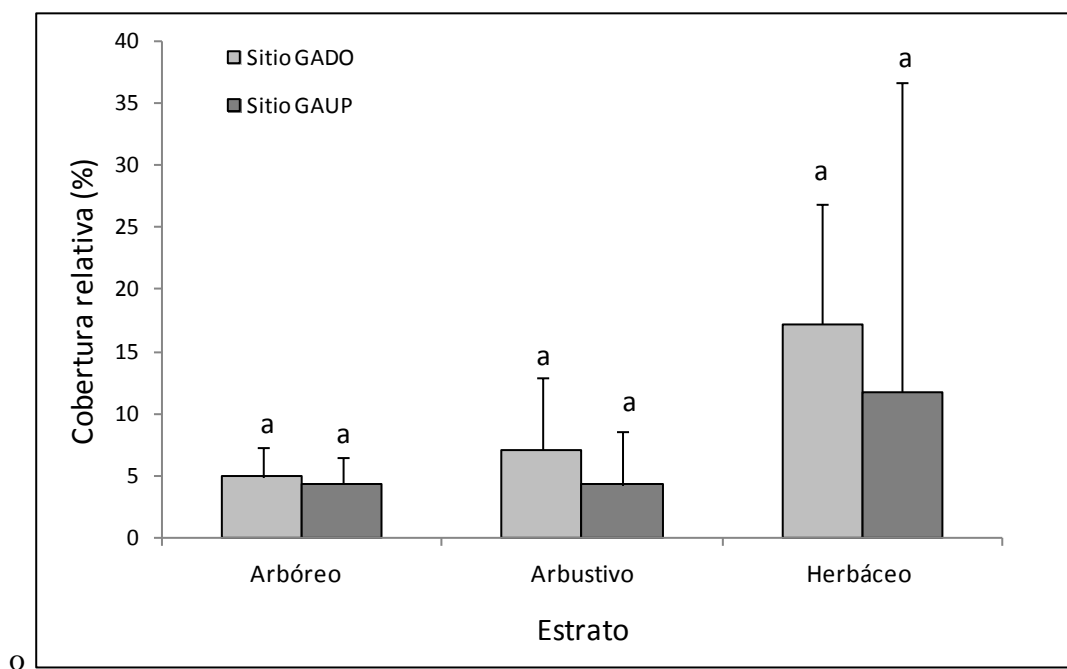


Fig. 3.3: Cobertura de estratos en los sitios GAUP y GADO. Las letras iguales indican que no se observaron diferencias significativas entre los estratos en los sitios muestreados ($p > 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

La totalidad de los Ñires muestreados en ambos sitios presentaron estado sanitario 1 (totalmente sanos). Si bien en GADO el DAP (media 5,09 cm.; rango 0,95-21,64; d.e. 4,76) de los Ñires fue mayor que en GAUP (media 3,84cm.; rango 0,32-8,91; d.e. 1,91) las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F_{1,57}=1,78$; $p > 0,05$).

La riqueza (S) de especies fue significativamente superior en el sitio GADO ($F_{1,7,09}=p=0,0134$), en tanto que la diversidad (índice de Shannon) y la dominancia (índice de Simpson) observadas en ambos sitios fueron similares (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Riqueza, dominancia y diversidad de especies registrada en los sitios GADO y GAUP. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar y rango entre paréntesis.

	GADO	GAUP	F _{g.l.}	p
Riqueza (S)	4,07 \pm 4,12 (0,61-14,01)	1 \pm 1,27 (0-4,55)	F _{1,25} =7,09	p = 0,0134
Dominancia (índice de Simpson)	0,21 \pm 0,31 (0,01-0,36)	0,12 \pm 0,23 (0,01-0,86)	F _{1,25} =0,75	p = 0,3935
Diversidad (índice de Shannon)	0,27 \pm 0,10 (0,07-0,36)	0,24 \pm 0,10 (0,07-0,37)	F _{1,25} =0,66	p = 0,3935

4.b.- Sitios Quemados hace 25 años (INUP e INDO)

En INUP el estrato arbóreo predominaron *Pinus* sp. y *Lomatia hirsuta*, en tanto que en el herbáceo predominó *Stipa* sp., y en el arbustivo lo hicieron *Retama sphaerocarpa* y *Maytenus chubutensis* (Anexo 3.1). En INDO en el estrato arbóreo predominaron *Maytenus boaria* y *L. hirsuta*, mientras que en el herbáceo predominó *Stipa* sp. y en el arbustivo *Berberis parodii* y *Rosa eglanteria* (Anexo 3.1). En ambos sitios la cobertura de los diferentes estratos difirió significativamente (INUP F_{2,77}=2,53; p<0,01- INDO F_{2,58}= 1,03; p < 0,05). En INDO el estrato herbáceo (media 9,38%; rango 1-36; d.e. 9,75) presentó mayor cobertura que el estrato arbustivo (media 3,36%; rango 0-31; d.e. 5,28; N-K p <0,05) y el arbóreo (media 5,20 %; rango 0-10; d.e. 4,55; N-K p<0,05); el estrato arbóreo no presentó diferencias en cobertura respecto al estrato arbustivo (N-K p > 0,05) (Fig. 3.4.a). En INUP el estrato herbáceo (media 31,00%; rango 2-60; d.e. 20,27) también presentó mayor cobertura que el estrato arbustivo (media 6,12%; rango 0-36; d.e. 7,76; N-K p<0,05) y el estrato arbóreo (media 7,56%; rango 1-33; d.e. 8,01; N-K p <0,05). El estrato arbóreo no difirió en cobertura del estrato arbustivo (N-K p >0,05) (Fig.3.4.b).

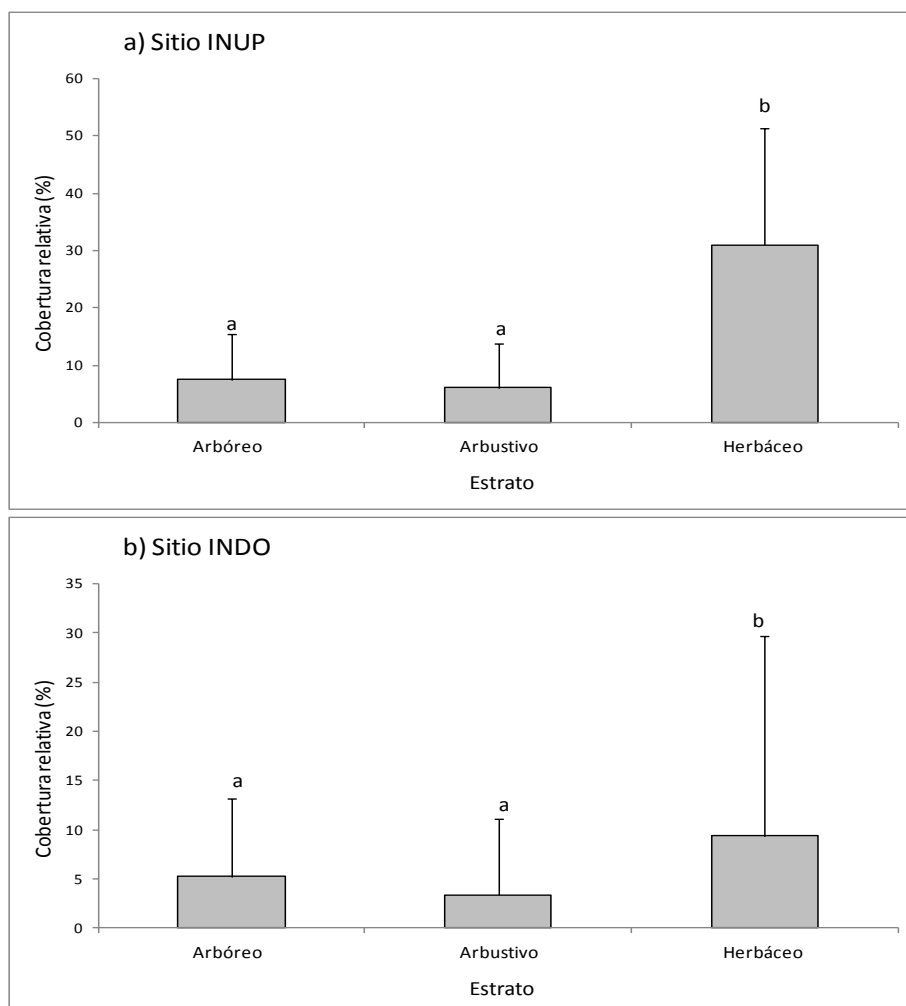


Fig. 3.4: Cobertura relativa de los estratos muestreados en los sitios INDO (a) e INUP (b). Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los estratos ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En el sitio INUP la cobertura relativa de especies nativo ($15,79 \pm 1,34$) fue significativamente mayor que la cobertura de especies de origen exótico ($4,78 \pm 4,54$) ($F_{1,77}=5,41$; $p < 0,05$). En el sitio INDO no se observaron diferencias significativas en la cobertura de especies de origen nativo ($6,24 \pm 1,41$) y exótico ($4,86 \pm 2,92$) ($F_{1,58}=1,18$; $p > 0,05$)

En el estratos arbóreo del sitio INUP, las especies exóticas ($12,33\% \pm 15,42$) tuvieron mayor cobertura que las especies nativas ($6,46\% \pm 5,03$, N-K $p < 0,05$) (Fig.3.5.a), mientras que en el estrato herbáceo las especies nativas ($34,63\% \pm 15$) tuvieron mayor

cobertura que las especies exóticas ($2 \pm 0,5$) (Fig. 3.5.a) ($F_{2,77}=6,69$; $p<0,05$). En el estrato arbustivo solo se observaron especies de origen nativo. En los estratos arbustivo y herbáceo del sitio INDO no se observaron diferencias significativas en la cobertura de especies nativas y exóticas ($F_{2,58}=1,85$; $p>0,05$), en tanto que en el estrato arbóreo solo se observaron especies nativas (Fig. 3.5.b).

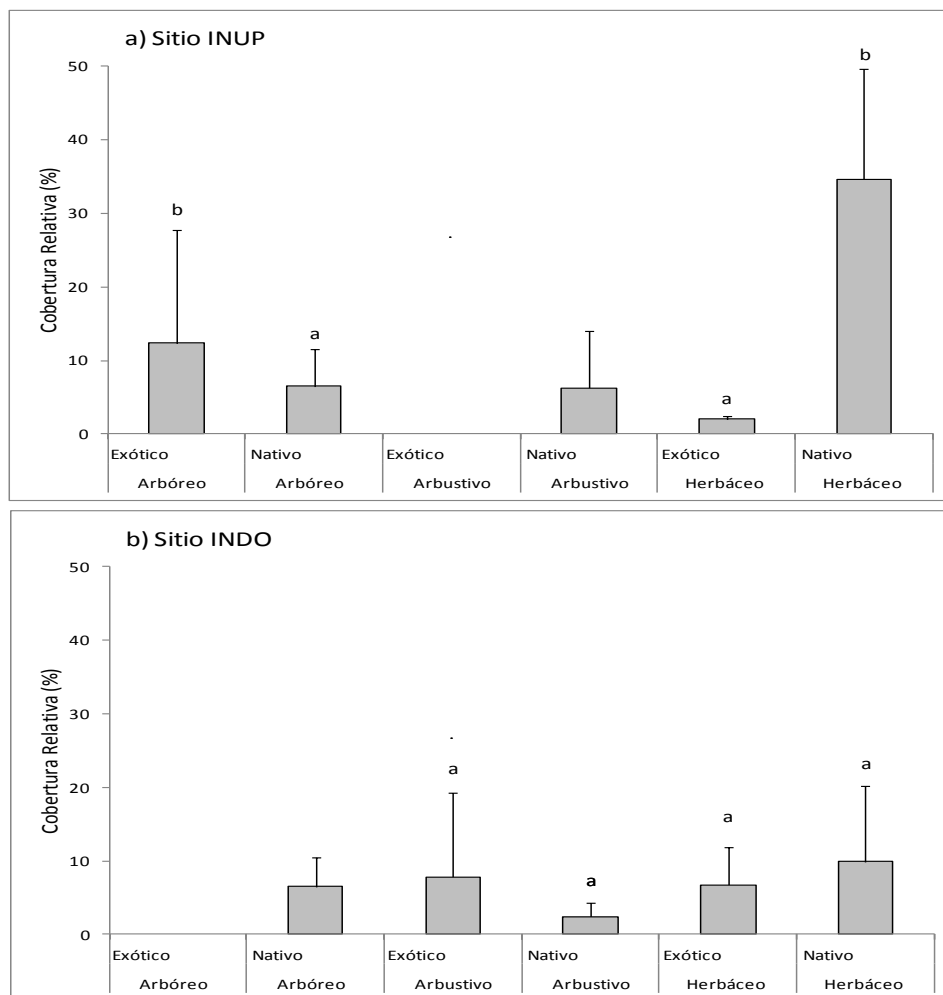


Fig. 3-5: Cobertura relativa de los estratos muestreados según el origen de las especies presentes en los sitios INUP (a) e INDO (b). Las letras iguales indican que no se observaron diferencias significativas en los estratos en relación a su origen ($p<0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al comparar ambos sitios se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura relativa de los estratos muestreados ($F_{2;141}=11,78$; $p < 0,0001$), presentando el estrato herbáceo mayor cobertura en el sitio INUP ($31,00\% \pm 20,27$) que en el sitio INDO ($9,38\% \pm 9,75$; N-K $p < 0,05$) (Fig.3.6). La cobertura de los estratos arbóreo y arbustivo de ambos sitios no difirió significativamente (N-K $p > 0,05$; Fig.3.6).

Al analizar si las diferencias encontradas entre los estratos de ambos sitios de muestreo se debieron a diferencias en la composición de especies de acuerdo a su origen, no se observaron diferencias significativas ($F_{2;141}= 6,24$; $p > 0,05$).

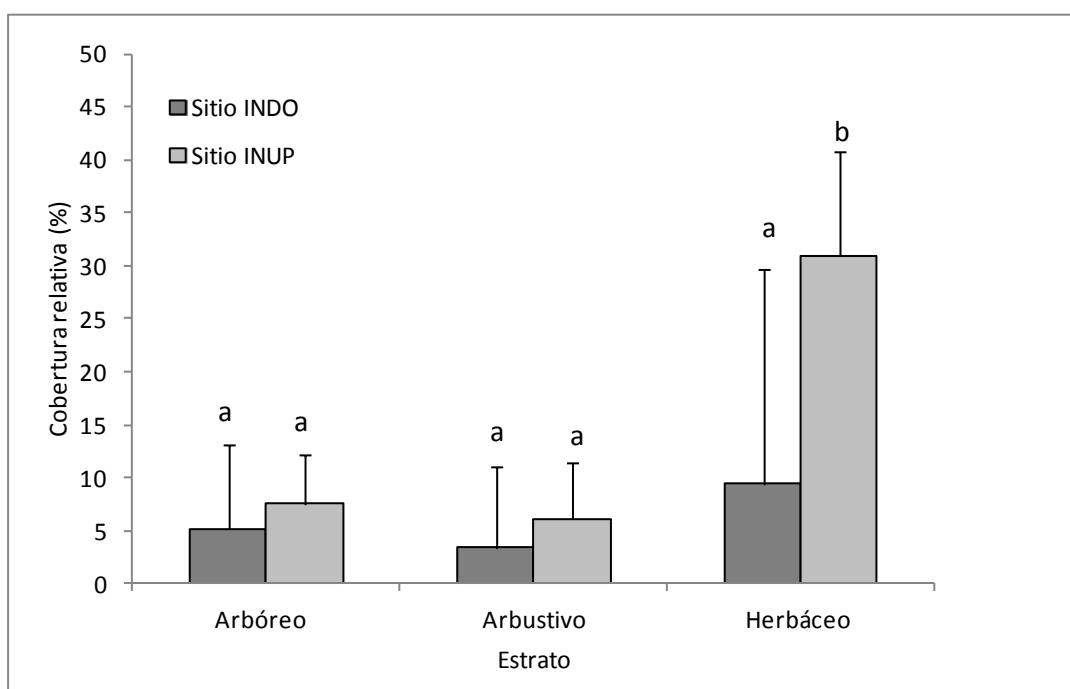


Fig. 3.6: Cobertura de estratos en los sitios INUP e INDO. Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos en los sitios muestreados ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

La totalidad de los Ñires representados en los muestreos de ambos sitios se encontraban totalmente sanos (estado sanitario 1). El DAP de los Ñires considerados en los sitios INDO (media 10,39 cm.; rango 3,50-22,91; d.e. 5,05) e INUP (media 7,73 cm.; rango 2,86-28,73; d.e. 5,20) difirió significativamente ($F_{1;58}=4,05$; $p < 0,05$).

La riqueza (S), diversidad (índice de Shannon) y dominancia (índice de Simpson) de especies en ambos sitios no difirieron significativamente ($p > 0,05$; Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Riqueza, dominancia y diversidad de especies registrada en los sitios INDO e INUP. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar y rango entre paréntesis.

	INDO	INUP	F _{g.l.}	p
Riqueza (S)	2,51 \pm 2,06 (0,32-7,68)	3,38 \pm 4,2 (0,32-12,68)	F _{1,44} =0,79	p = 0,3776
Dominancia (índice de Simpson)	0,02 \pm 0,03 (0-0,12)	0,06 \pm 0,1 (0-0,32)	F _{1,44} =2,81	p = 0,1009
Diversidad (índice de Shannon)	0,19 \pm 0,15 (0-0,37)	0,22 0,06 (0-0,77)	F _{1,44} =0,81	p = 0,3721

4.c.- Sitios testigos de bosques vírgenes sin manejo (PRPI Y PRJO)

El estrato arbóreo de PRPI estuvo dominado por *N. antartica* y *Maytenus boaria*, en tanto que en el estrato arbustivo predominaron *Ribes* sp. y *S. patagonicus*, y en el herbáceo lo hicieron *Bromus* sp. y *Stipa* sp. (Anexo 3.1). En PRJO, el estrato arbóreo estuvo dominado por *N. antartica* y *M. boaria*, el estrato arbustivo por *S. patagonicus*, y el herbáceo por *Taraxacum officinale* y *Stipa* sp. (Anexo 3.1).

Tanto en PRPI (F_{1,90}= 3,49; $p < 0,05$) como en PRJO (F_{2,47}= 1,12; $p < 0,05$) se observaron diferencias significativas en la cobertura de los estratos, presentando en ambos sitios el estrato arbóreo (31,28% \pm 21,23 y 35,35% \pm 36,17, respectivamente) mayor cobertura que los estratos arbustivo (14,12% \pm 18,41, N-K $p < 0,05$ y 8,45% \pm 11,24, $p < 0,05$, respectivamente) y herbáceo (9,10% \pm 14,51, N-K $p < 0,05$ y 8,38% \pm 5,59, $p < 0,05$, respectivamente) (Fig. 3.7 a y b).

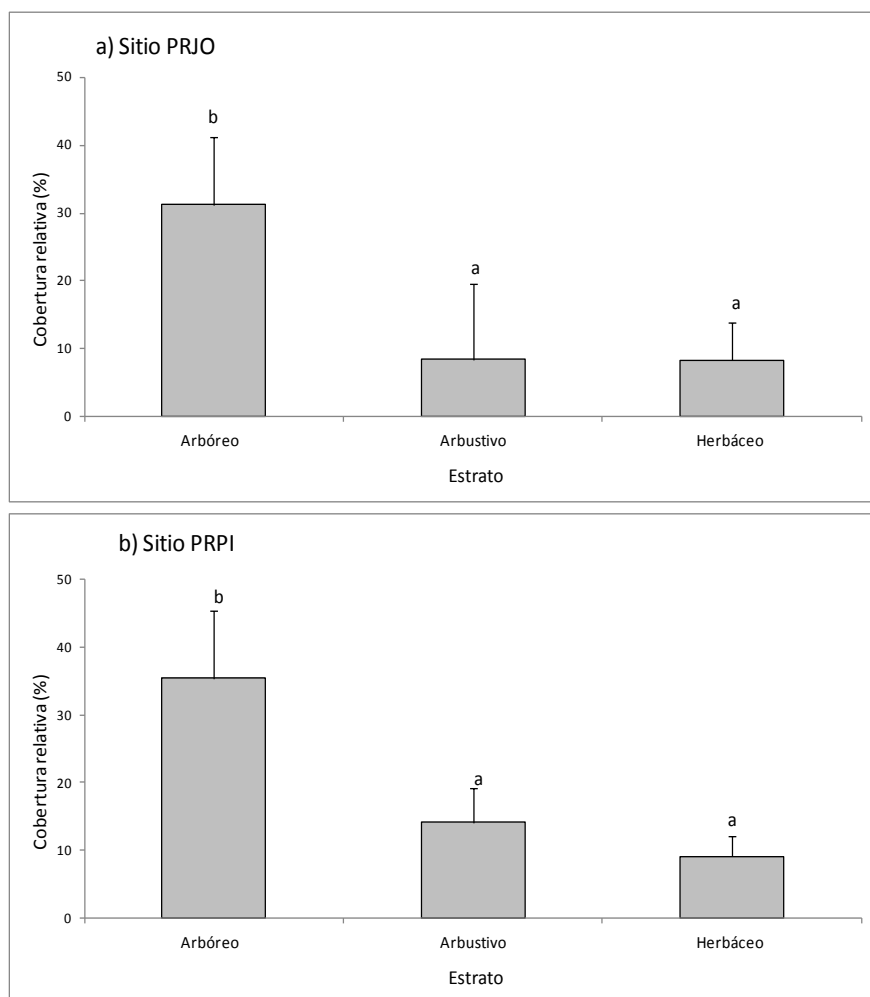


Fig.3.7: Cobertura relativa de los estratos muestreados en los sitios PRJO (a) y PRPI (b). Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los estratos ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En el sitio PRJO no se observaron diferencias significativas en la cobertura de especies nativas y exóticas ($F_{1,47} = 3,89$; $p > 0,05$).

No se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura de especie nativas y exóticas del estrato herbáceo del sitio PRJO ($F_{2,47} = 3,59$; $p > 0,05$; Fig. 3.8.a). En los estratos arbustivo y arbóreo de dicho sitio solo se observaron especies nativas.

En el sitio PRPI no se observaron diferencias significativas en la cobertura de especies nativas y exóticas ($F_{2,90} = 0,53$; $p > 0,05$).

La cobertura de especies nativas en el estrato herbáceo ($10,76\% \pm 15,74$) del sitio PRPI fue mayor que la de especies exóticas ($2,17\% \pm 1,60$; $F_{2,90}=0,72$; $p<0,05$) (Fig. 3.8.b). Al igual que ocurrió en PRJO, en los estratos arbóreo y arbustivo solo se observaron especies nativas.

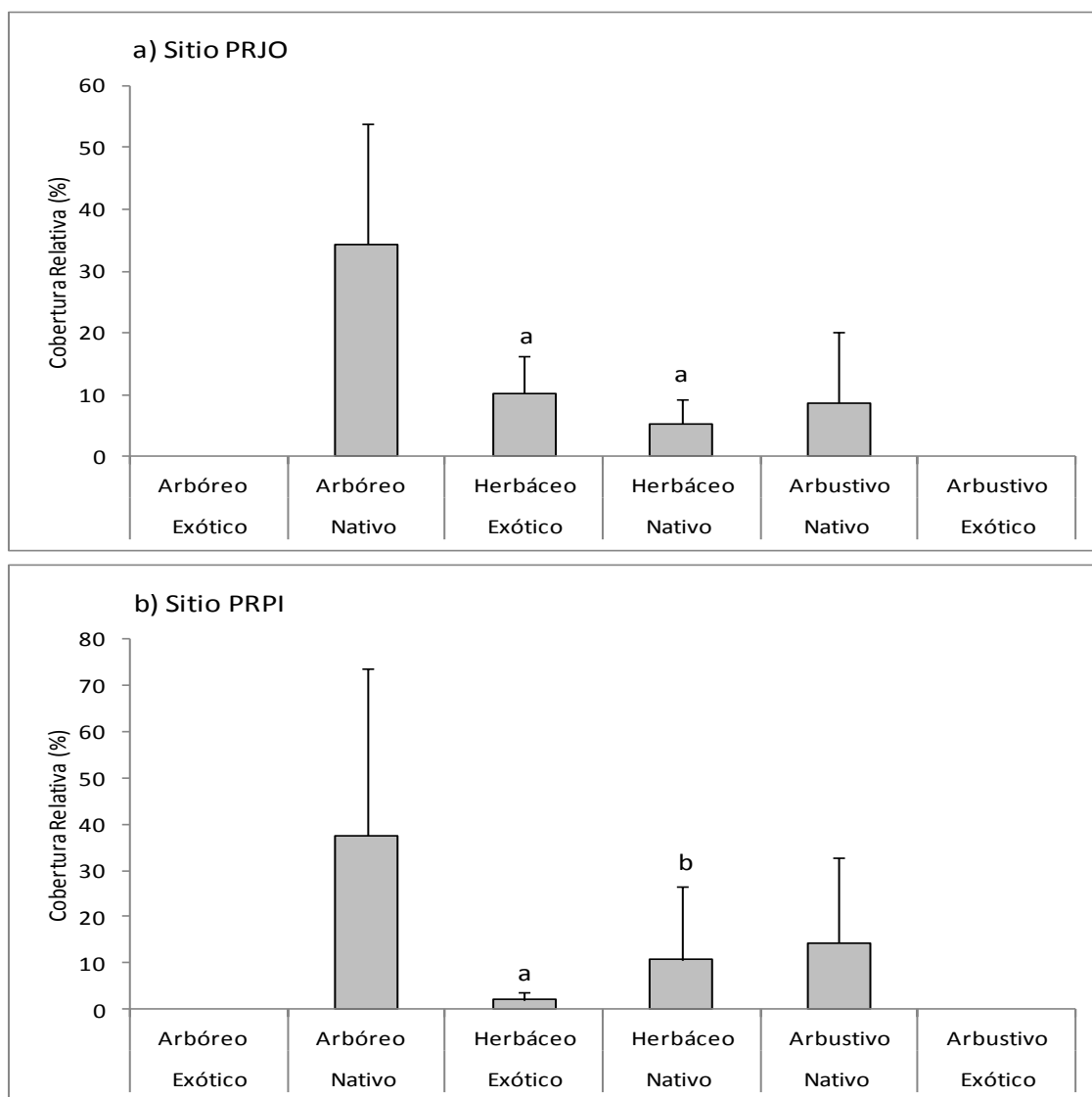


Fig. 3.8: Cobertura relativa de los estratos muestreados según el origen en los sitios PRJO (a) y PRPI (b). Las letras diferentes indican diferencias significativas en los estratos en relación a su origen ($p<0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al comparar ambos sitios, no se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura relativa de los estratos considerados ($F_{1,144}=0,82$; $p>0,05$; Fig. 3.9).

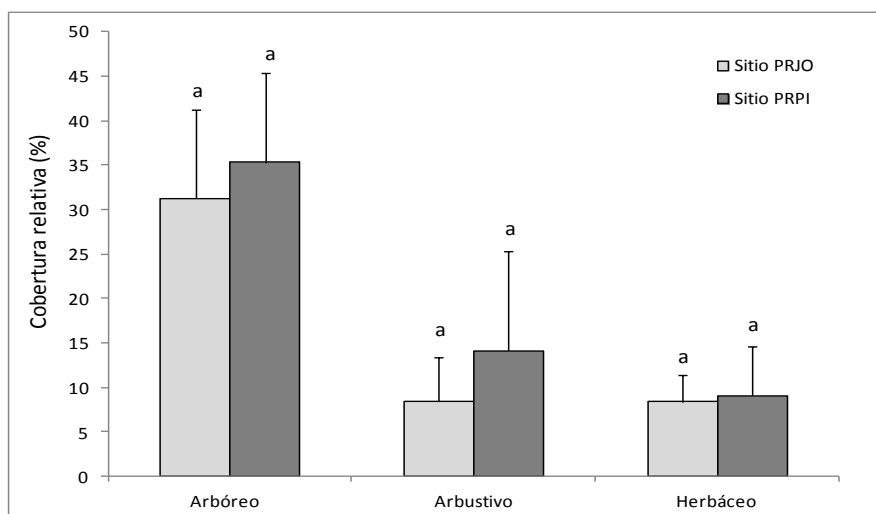


Fig. 3.9: Cobertura relativa de los estratos en los sitios PRJO y PRPI. Las letras iguales indican que no se observaron diferencias significativas entre los estratos en sitios muestreados ($p>0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En el sitio PRJO predominaron los Ñires con estado sanitario 1 (30%), seguidos por los de estado 2 (25%) y 5 (25%) (Tabla 3.3). En PRPI también predominaron los Ñires con estado sanitario 1 (36,66%), pero estos fueron seguidos por árboles con estado 5 (26,66%) y 3 (20%). Las diferencias en el estado sanitario de los Ñires de ambos sitios no fueron significativas ($t_8=0,00002$; $p>0,05$). Si bien en PRPI (media 21,13 cm.; rango 6,05-38,82; d.e. 8,96) el DAP de los Ñires fue mayor que en PRJO (media 17,93 cm.; rango 3,50-45,50; d.e. 9,62), las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F_{1,48} = 1,11$; $p>0,05$).

Tabla 3.3: Estado sanitario de Ñires muestreados en los sitios Prístino Jones y Prístino Pipo.

Sitios de Muestreo	Estado Sanitario	Porcentaje de Ñires muestreados (%)
PRJO	1	30,0
PRJO	2	25,0
PRJO	3	10,0
PRJO	4	10,0
PRJO	5	25,0
PRPI	1	36,7
PRPI	2	10,0
PRPI	3	20,0
PRPI	4	6,7
PRPI	5	26,7

Al comparar la riqueza (S), diversidad (índice de Shannon) y dominancia (índice de Simpson) de especies no se observaron diferencias significativas entre los sitios muestreados (Tabla 3.4).

Tabla 3.4: Riqueza, dominancia y diversidad de especies registrada en los sitios PRJO y PRPI. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar y rango entre paréntesis.

	PRJO	PRPI	F _{g.l.}	p
Riqueza (S)	0,21 \pm 0,15 (0,06-0,56)	0,17 \pm 0,05 (0,04-0,61)	F _{1;38} =0,0006	p= 0,2385
Dominancia (índice de Simpson)	0,28 \pm 0,07 (0,16-0,37)	0,25 \pm 0,06 (0,14-0,37)	F _{1;38} =0,17	p=0,2220
Diversidad (índice de Shannon)	0,07 \pm 0,1 (3,1 $\times 10^{-3}$ -0,31)	0,05 \pm 0,1 (1,9 $\times 10^{-3}$ -0,37)	F _{1;38} =1,54	p=0,6798

4.d. Sitios con extracción de leña por manchones (TUDO Y TUUP)

En el estrato arbóreo de TUDO y TUUP predominó *N. antartica*, mientras que en los estratos arbustivo y herbáceo de ambos sitios predominaron *S. patagonicus* y *Stipa* sp. respectivamente (Anexo 3.1). La diferencia en la cobertura de los estratos del sitio TUUP se aproximó a la significación ($F_{1;71}=3,87$; $p = 0,052$), presentando el estrato arbóreo ($19,92\% \pm 18,11$) mayor cobertura que los estratos arbustivo ($10,80\% \pm 11,73$, N-K $p < 0,05$) y herbáceo ($9,82\% \pm 14,46$, N-K $p < 0,05$) (Fig. 3.10.a). La diferencia en la cobertura de los estratos del sitio TUDO no fue significativa ($F_{2;59}=5,81$; $p < 0,05$) (Fig. 3.10.b).

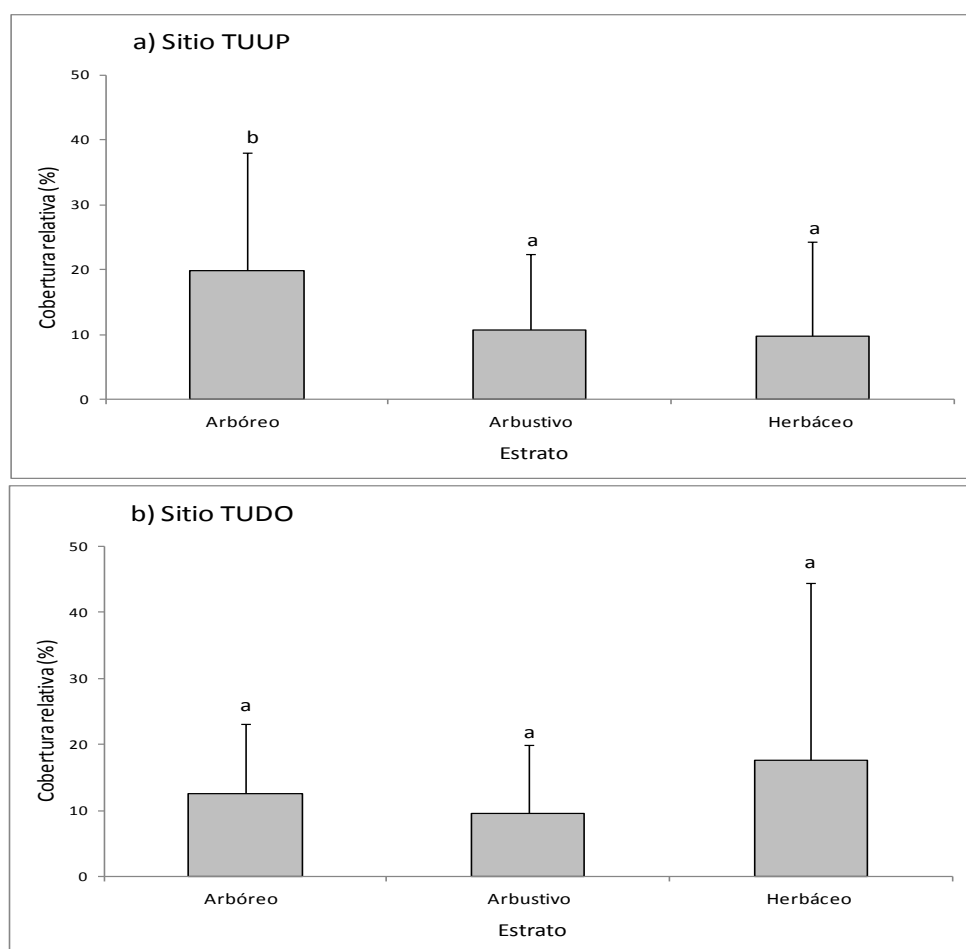


Fig. 3.10: Cobertura relativa de los estratos muestreados en los sitios TUUP (a) y TUDO (b). Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En el sitio TUUP no se observaron diferencias significativas en la cobertura de especies de origen nativo y exótico ($F_{1,71}=3,87$; $p>0,05$).

En el estrato herbáceo de TUUP las especies nativas ($13,43\%\pm 18,50$) tuvieron mayor cobertura que las exóticas ($6,21\%\pm 7,97$; N-K $p<0,05$) ($F_{2,71}=0,48$; $p<0,05$). En los estratos arbóreo y arbustivo de dicho sitio solo se observaron especies de origen nativo (Fig.3.11.a).

En el sitio TUDO se observaron diferencias significativas en la cobertura de especies nativas ($14,65\pm 18,54$) y exóticas ($2,90\pm 3,14$) ($F_{1,59}=4,52$; $p<0,05$).

Tal como ocurriera en TUUP, en el estrato herbáceo de TUDO ($28,5\%\pm 31,53$) las especies nativas tuvieron mayor cobertura que las exóticas ($3,22\%\pm 3,15$; N-K $p<0,05$) ($F_{1,59}=0,36$; $p<0,05$), y en los estratos arbóreo y arbustivo solo se observaron especies nativas (Fig. 3.11.b).

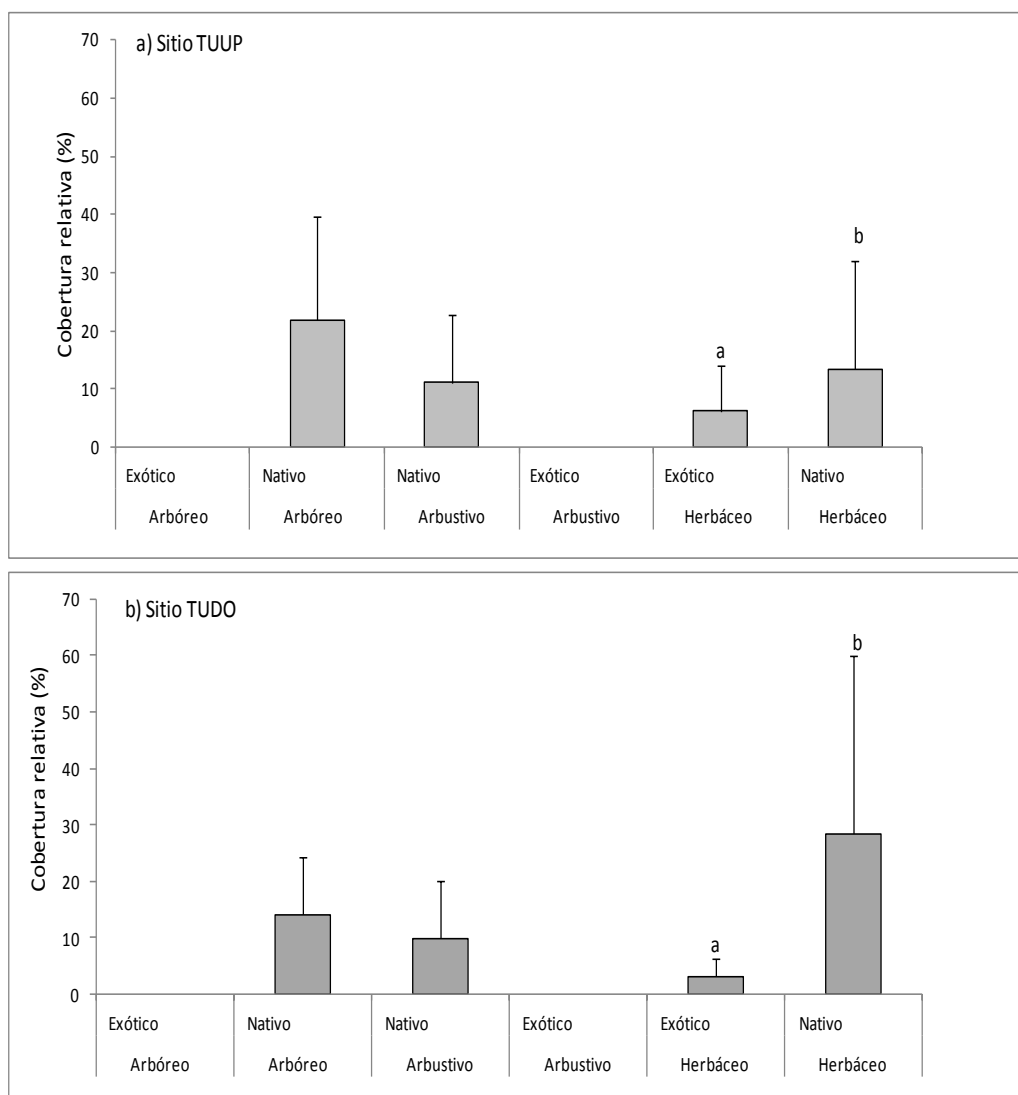


Fig. 3. 11: Cobertura relativa de los estratos muestreados según el origen en los sitios TUUP (a) y TUDO (b). Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos en relación a su origen ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al comparar ambos sitios, se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura relativa de los estratos muestreados ($F_{2,133}=2,51$; $p < 0,0001$), presentando el estrato arbóreo de TUUP ($19,92\% \pm 18,11$) mayor cobertura que el de TUDO ($12,61\% \pm 10,52$; N-K $p < 0,05$) y el estrato herbáceo de TUDO ($17,67\% \pm 26,74$) mayor cobertura que el de TUUP ($9,12\% \pm 14,46$; N-K $p < 0,05$) (Fig. 3.12).

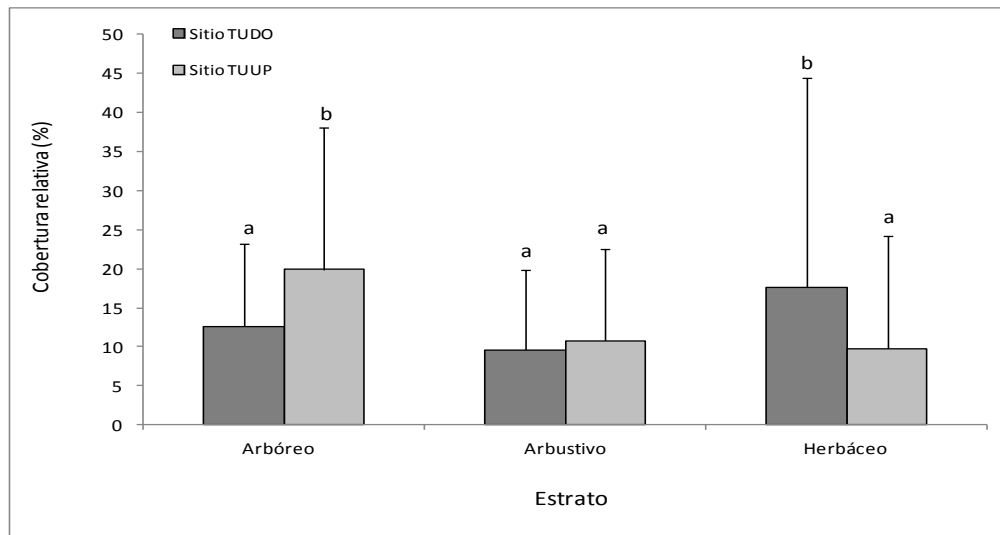


Fig. 3.12: Cobertura relativa de los estratos en los sitios TUUP y TUDO. Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos en los sitios muestreados ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al analizar si las diferencias encontradas entre los estratos de ambos sitios de muestreo eran debidas a diferencias en la composición de especies de acuerdo a su origen, no se observaron diferencias significativas ($F_{2,133}=1,76; p > 0,05$).

La totalidad de los Ñires representados en los muestreos de ambos sitios se encontraban totalmente sanos (estado sanitario 1). Si bien en TUUP el DAP (media 16,20 cm.; rango 4,77-30,87; d.e. 6,81) de los Ñires fue mayor que en TUDO (media 14,14 cm.; rango 5,09-41,37; d.e. 7,71), las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F_{58,1}=1,20; p > 0,05$).

La riqueza de especies (S) fue significativamente mayor en TUDO que en TUUP ($p < 0,05$) en tanto que la diversidad (índice de Shannon) y la dominancia (índice de Simpson) de especies no difirieron significativamente entre sitios (Tabla 3.5).

Tabla 3.5: Riqueza, dominancia y diversidad de especies registrada en los sitios TUDO y TUUP. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar y rango entre paréntesis.

	TUDO	TUUP	F _{g.l.}	p
Riqueza (S)	4,2 \pm 3,61 (0,35-12,65)	3,10 \pm 3,82 (0,0039-0,77)	F _{1,32} =4,95	p = 0,0332
Dominancia (índice de Simpson)	0,08 \pm 0,16 (0-0,52)	0,14 \pm 0,22 (0,12-0,37)	F _{1,32} =0,93	p = 0,3442
Diversidad (índice de Shannon)	0,22 \pm 0,12 (0-0,37)	0,27 \pm 0,09 (0,64-11,64)	F _{1,32} =1,91	p = 0,1767

4.e. - Sitios con extracción de leña por parquizado (PAPI y PAJO)

El estrato arbóreo del sitio PAPI estuvo dominado por *N. antartica* y *Lomatia hirsuta*, en tanto que en el arbustivo predominó *S. patagonicus* y en el herbáceo lo hicieron *Stipa* sp. y *Taraxacum officinale* (Anexo 3.1). En el sitio PAJO, en el estrato arbóreo predominó *N. antartica*, mientras que en el estrato arbustivo predominó *S. patagonicus* y en el herbáceo predominaron *Stipa* sp., *T. officinale* y *Bromus* sp. (Anexo 3.1). En el sitio PAJO la cobertura relativa de los estratos difirió significativamente (F_{2,45}= 0,87; p < 0,001) siendo el estrato arbóreo (42,82% \pm 24,40) el de mayor cobertura con respecto a los estratos arbustivo (10,25% \pm 14,87; N-K p<0,01 y herbáceo (14,5% \pm 13,67; N-K p<0,05) (Fig. 3.13.a). En el sitio PAPI, si bien las diferencias en las coberturas de los diferentes estratos no fueron significativas (F_{2,77}=2,06; g.l. p >0,0536), los estratos arbóreo (19,72% \pm 22,64) y herbáceo (17,35% \pm 16,93; N-K p<0,05) presentaron mayor cobertura que el estrato arbustivo (4,85% \pm 4,64; N-K p <0,01) (Fig. 3.13.b).

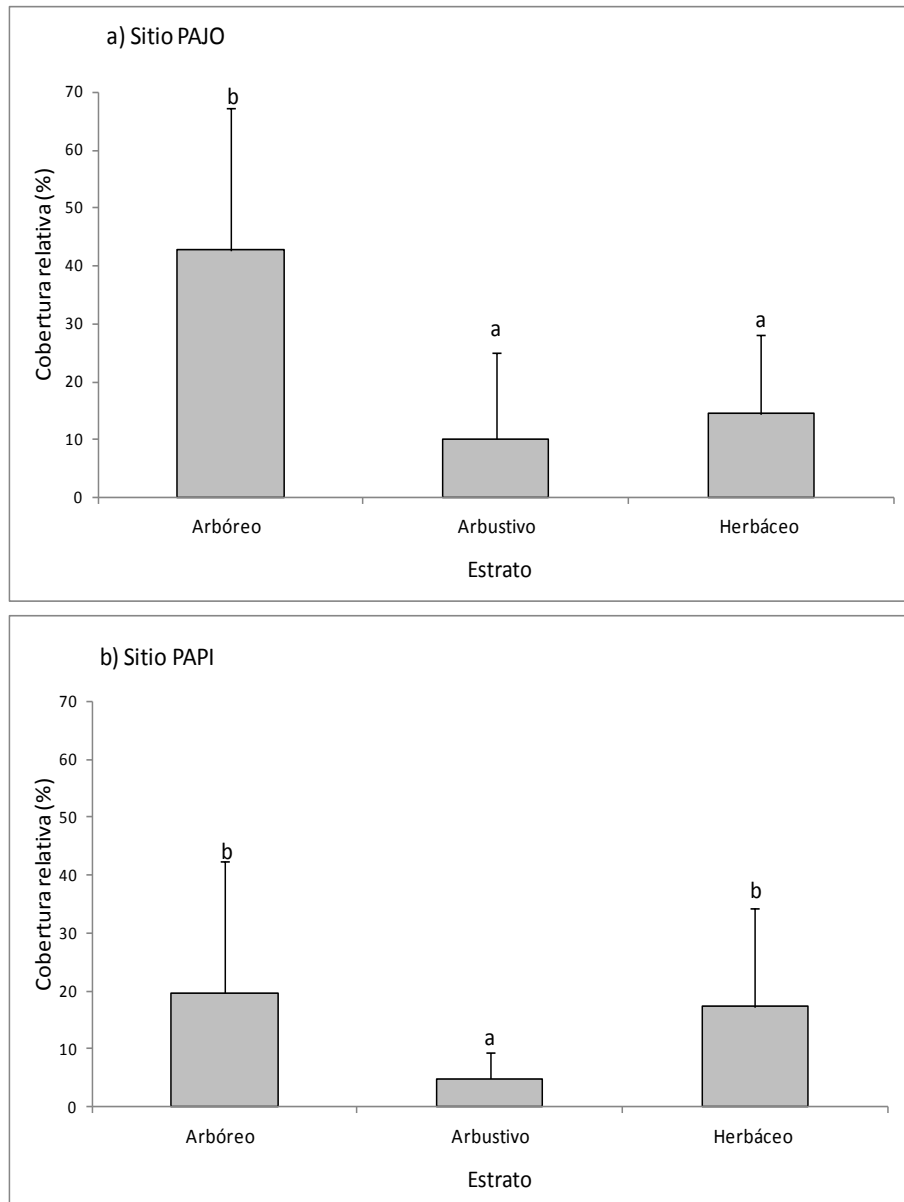


Fig. 3.13: Cobertura relativa de los estratos muestreados en los sitios PAJO (a) y PAPI (b). Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En el sitio PAJO se observaron diferencias significativas en la cobertura relativa según el origen ($F_{3,45} = 5,65$; $p < 0,05$), presentando mayor cobertura las especies de origen exótico ($27,67 \pm 23,38$) que las especies de origen nativo ($9,00 \pm 12,19$).

Si bien en el sitio PAJO las especies nativas ($16,81\% \pm 14,16$) del estrato herbáceo presentaron mayor cobertura que las exóticas ($10,8\% \pm 12,65$), no se observaron

diferencias significativas ($F_{2;45}=2,13$; $p>0,05$). En los estratos arbóreo y arbustivo solo se observaron especies de origen nativo (Fig.3.14.a).

En el sitio PAPI no se observaron diferencias significativas en la cobertura relativa de las especies nativas y exóticas ($F_{1,77}=0,78$; $p>0,05$).

En el sitio PAPI si bien las especies nativas ($18,94\%\pm18,89$) del estrato herbáceo también tuvieron mayor cobertura que las exóticas ($12,83\%\pm9,28$) no se observaron diferencias significativas ($F_{1,77}=0,004$; $p>0,05$). En los estratos arbóreo y arbustivo solo se observaron especies de origen nativo (Fig. 3. 14.b).

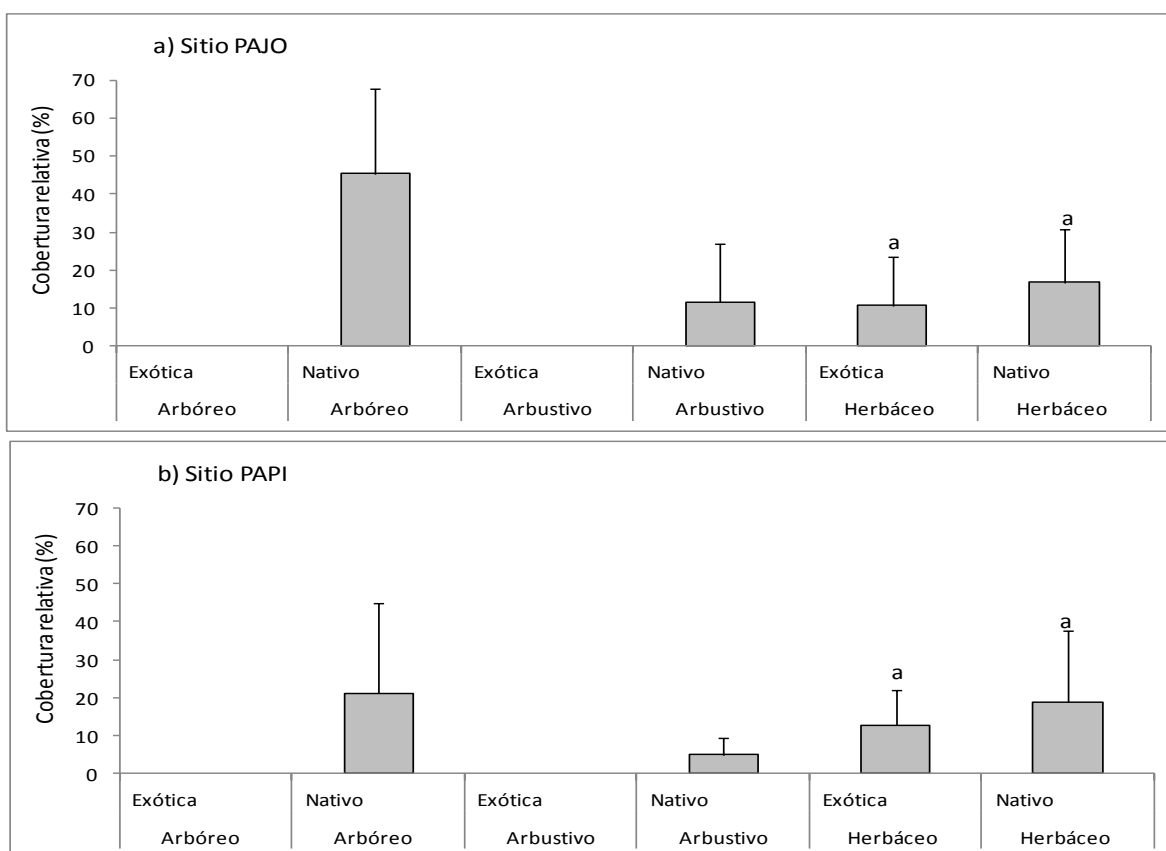


Fig. 3.14: Cobertura relativa de los estratos muestreados según el origen en los sitios PAJO (a) y PAPI (b) Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos en relación a su origen ($p<0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al comparar ambos sitios, se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura de los estratos muestreados ($F_{2,124}=5,11$; $p<0,05$), presentando los estratos arbóreo ($42,82\%\pm24,40$) y arbustivo ($10,25\%\pm14,87$) del sitio PAJO mayor cobertura que los de PAPI ($19,72\%\pm22,64$; N-K $p<0,01$ y $4,86\%\pm4,64$; N-K $p<0,01$ (respectivamente) (Fig.3. 15). En el estrato herbáceo las diferencias no fueron significativas (N-K $p>0,05$).

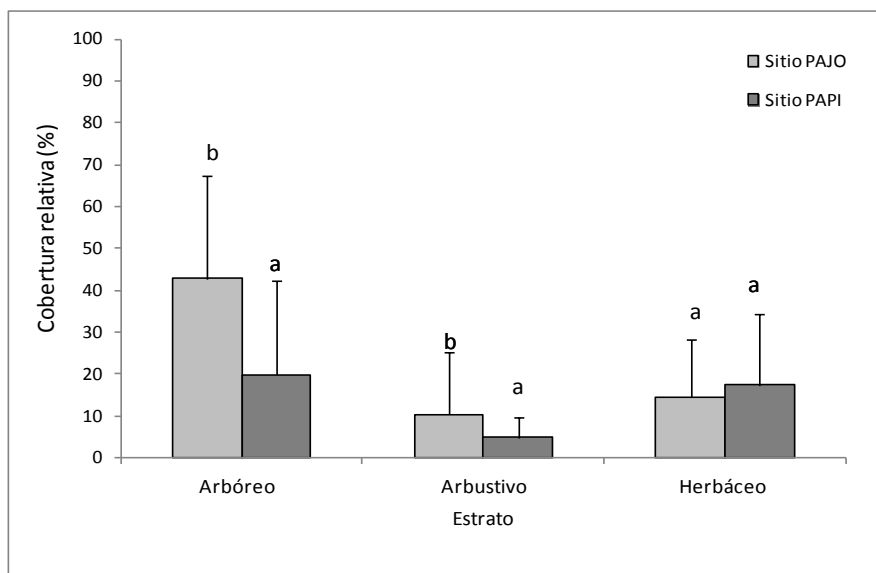


Fig. 3.15: Cobertura relativa de los estratos en los sitios PAPI y PAJO. Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos en los sitios muestreados ($p<0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al analizar si las diferencias encontradas entre los estratos de ambos sitios de muestreo eran debidas a diferencias en la composición de especies de acuerdo a su origen, no se observaron diferencias significativas ($F_{2,124}=0,39$; $p>0,05$).

La totalidad de los Ñires representados en los muestreos de ambos sitios se encontraban totalmente sanos (estado sanitario 1). Si bien en PAJO el DAP (media 32,12 cm.; rango 6,68-89,10; d.e. 21,29) de los Ñires fue mayor que en PAPI (media 28,84 cm.; rango 0,64-61,10; d.e. 18,19), las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($F_{1,58}=0,52$; $p>0,05$).

Al comparar la riqueza (S), diversidad (índice de Shannon) y dominancia (índice de Simpson) de especies no se observaron diferencias significativas entre los sitios muestreados (Tabla 3.6).

Tabla 3.6: Riqueza, dominancia y diversidad de especies registrada en los sitios PAJO y PAPI. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar y rango entre paréntesis.

	PAPI	PAJO	F _{g.l.}	p
Riqueza (S)	3,33 \pm 4,01 (3,32-16,68)	3,19 \pm 3,34(0,62-15,62)	F _{1;35} =0,01	p = 0,1978
Dominancia (índice de Simpson)	0,05 \pm 0,34 (0-0,27)	3,33 \pm 4,01 (0,01-1,31)	F _{1;35} =1,72	p =0,7095
Diversidad (índice de Shannon)	0,24 \pm 0,12 (0-0,37)	0,23 \pm 0,12 (0,15-0,37)	F _{1;35} =0,14	p=0,3678

4.f.- Sitios con conversión de bosques a pasturas (PAGA y PAPE)

En el sitio PAGA en el estrato arbustivo predominó *Escallonia rubra*, mientras que en el estrato herbáceo predominaron *Stipa* sp. y *Poa ligularis* (Anexo 3.1.). En el sitio PAPE en el estrato arbustivo predominó *E. rubra*, mientras que en el estrato herbáceo predominó *Stipa* sp. (Anexo 3.1). En ninguno de ambos sitios se observaron especies arbóreas. Tanto en PAGA (F_{1;14}= 1,96; p< 0,01) como en PAPE (F_{1;27} = 2,41; p<0,01) se observaron diferencias significativas en la cobertura de los estratos, presentando en ambos sitios el estrato herbáceo (31,00% \pm 33,47 y 24,13% \pm 18,82, respectivamente) mayor cobertura que el estrato arbustivo (4,5% \pm 6,40; N-K p <0,05 y 8,67% \pm 10,97; N-K p <0,05, respectivamente) (Fig. 3.16 a y b).

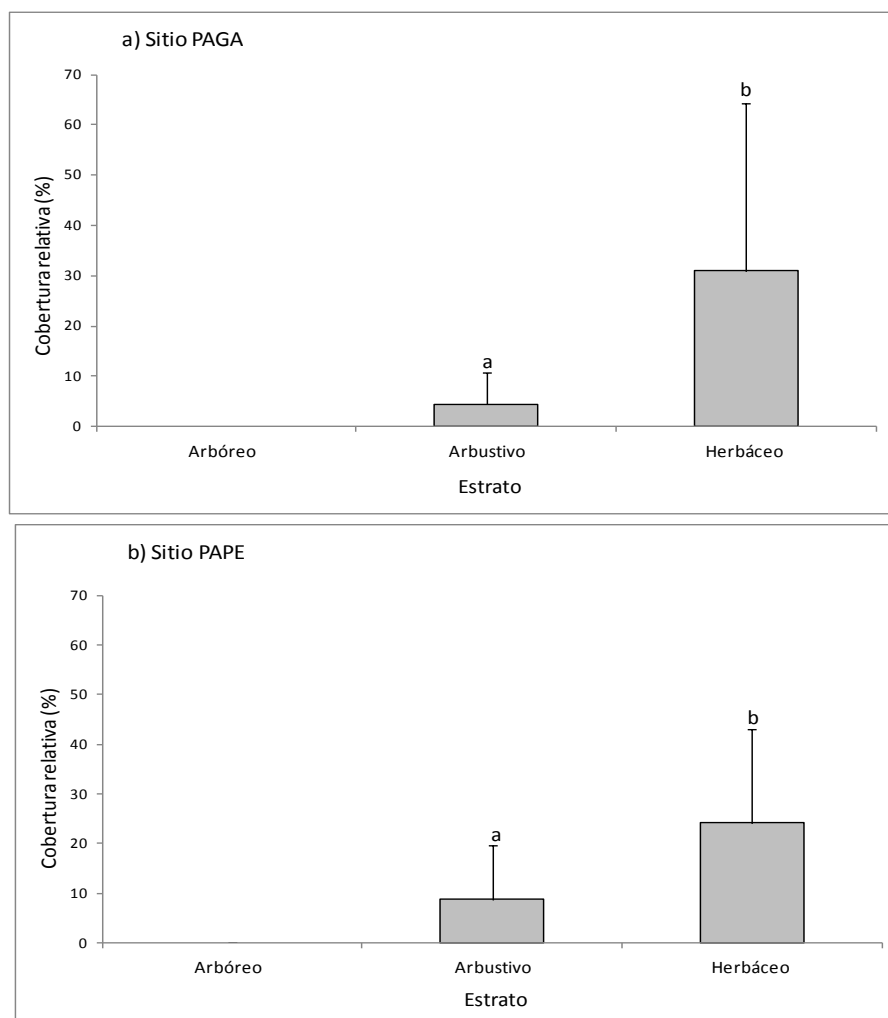


Fig. 3. 16: Cobertura relativa de los estratos muestreados en los sitios PAGA (a) y PAPE (b). Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

En PAGA las especies nativas ($31,94\% \pm 34,50$) del estrato herbáceo presentaron mayor cobertura que las de origen exótico ($23,00\% \pm 31,11$; $F_{2,14} = 1,53$; $p < 0,05$). El estrato arbustivo solo presentó especies de origen nativo (Fig.3.17.a).

De un modo similar, en el estrato herbáceo del sitio PAPE las especies de origen nativo ($26,5\% \pm 19,35$) presentaron mayor cobertura que las exóticas ($14,75\% \pm 14,97$; $F_{2,27} = 2,5$; $p < 0,05$), en tanto que en el estrato arbustivo sólo se observaron especies nativas (Fig. 3.17.b).

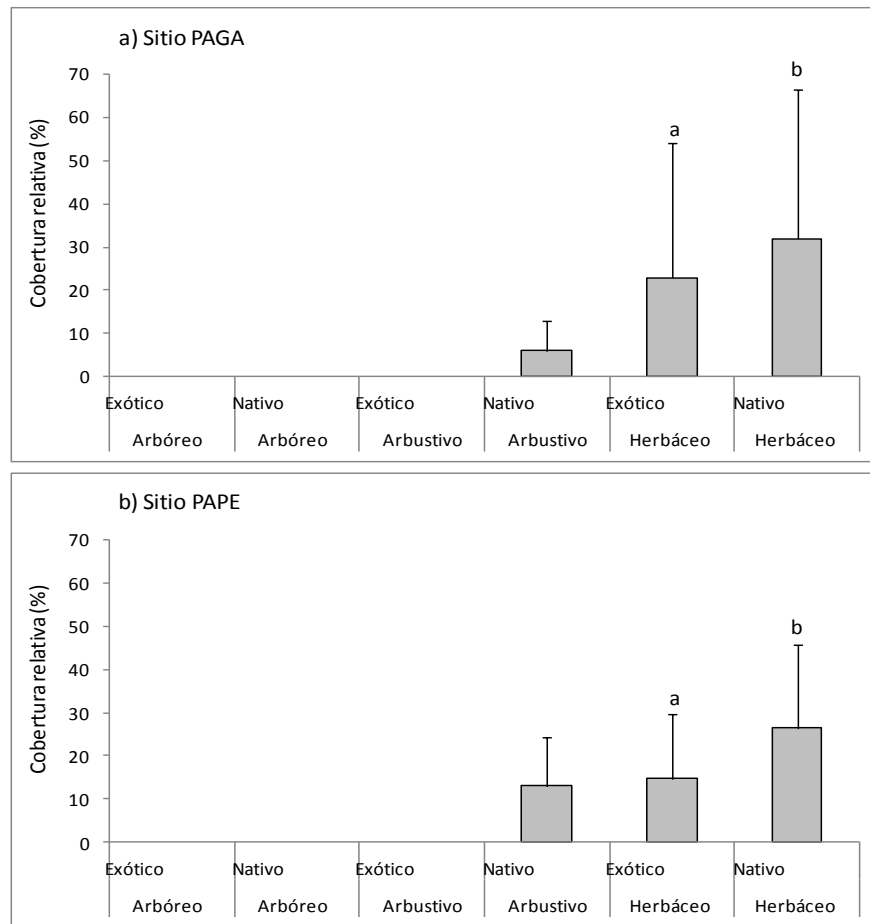


Fig. 3.17: Cobertura relativa de los estratos muestreados según el origen en los sitios PAGA (a) y PAPE (b). Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre los estratos en relación a su origen ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al comparar ambos sitios se observaron diferencias significativas en cuanto a la cobertura relativa de los estratos muestreados ($F_{1,40}=11,02$; $p < 0,0001$), presentando el estrato herbáceo mayor cobertura en el sitio PAGA (N-K $p < 0,05$) y el estrato arbustivo mayor cobertura en el sitio PAPE (N-K $p < 0,05$) (Fig. 3. 18).

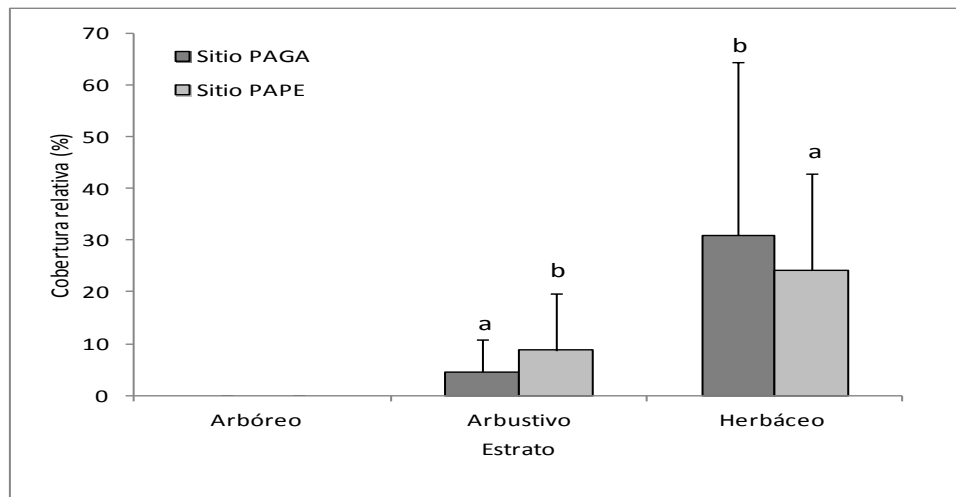


Fig. 3.18: Cobertura relativa de los estratos en los sitios PAPE y PAGA. Las letras diferentes indican que no observaron diferencias significativas entre los estratos en los sitios muestreados ($p < 0,05$). Las barras indican el desvío estándar.

Al analizar si las diferencias observadas entre los estratos, de ambos sitios de muestreo se debieron a diferencias en la composición de especies de acuerdo a su origen, no se observaron diferencias significativas ($F_{1;4,0}=2,37$; $p > 0,05$).

La Riqueza (S), diversidad (índice de Shannon) y dominancia (índice de Simpson) de especies fue similar en ambos sitios (Tabla 3.7).

Tabla 3.7: Riqueza, dominancia y diversidad de especies registrada en los sitios PAPE y PAGA. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar y rango entre paréntesis.

	PAPE	PAGA	F _{g.l.}	p
Riqueza (S)	1,77 \pm 3,16 (0,43-0,57)	1,99 \pm 2,35(0,54-7,54)	F _{1,13} =0,03	p = 0,8643
Dominancia (índice de Simpson)	0,27 \pm 0,14 (0-0,37)	0,25 \pm 0,08 (0,10-0,37)	F _{1,13} =0,34	p =0,5690
Diversidad (índice de Shannon)	0,23 \pm 0,38 (0,01-1,00)	0,13 \pm 0,25 (0,01-0,79)	F _{1,13} =0,05	p=0,8264

4.2.-Comparación entre sitios asociados a diferentes impactos

La cobertura de los diferentes estratos difirió significativamente entre los diferentes tipos de perturbación ($F_{2,692}= 6,77$; $p<0,0001$). Los sitios que presentaron mayor cobertura arbórea (36,35 % \pm 30,4; N-K $p<0,05$) (Tabla 3.8) y del estrato arbustivo fueron aquellos con bosque virgen sin manejo (12,31% \pm 16,34; N-K $p<0,05$). La mayor cobertura del estrato herbáceo se registró en los sitios convertidos a pasturas (22,94% \pm 16,08; N-K $p<0,05$) (Tabla 3.8).

Tabla 3.8: Cobertura (media, rango y desvío estándar (D.E.)) de los estratos de cada sitio de muestreo.

Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los tipos de perturbación ($p < 0,05$), para cada tipo de estrato vegetal considerado.

Estrato	Tipos de Perturbación	Media \pm D.E.	Rango	Nivel de Significación
Arbóreo	Quem. 15 años (GAUP y GADO)	5,05 \pm 1,8	2-8	a
	Quem. 25 años (INUP e INDO)	7,45 \pm 7,64	1-33	a
	Extrac. Leña Manch. (TUDO y TUUP)	18,48 \pm 14,98	1-46,59	a
	Extrac. Leña Parquíz. (PAPI y PAJO)	29,78 \pm 25,67	1-107,88	a
	Prístinos (PRPI y PRJO)	36,35 \pm 30,4	1-102,78	b
Arbustivo	Quem. 25 años (GAUP y GADO)	4,97 \pm 6,9	0-36	a
	Conv. Pasturas (PAGA y PAPE)	6 \pm 6,93	2-14	a
	Extrac. Leña Parquíz. (PAPI y PAJO)	6,17 \pm 7,7	1-43	a
	Quem. 15 años (GAUP y GADO)	6,15 \pm 5,38	1-20	a
	Extrac. Leña Manch. (TUDO y TUUP)	10,51 \pm 11,01	0-42,59	a
	Prístinos (PRPI y PRJO)	12,31 \pm 16,34	0-93,05	b
Herbáceo	Prístinos (PRPI y PRJO)	8,89 \pm 12,48	1-64	a
	Extrac. Leña Manch. (TUDO y TUUP)	13,18 \pm 20,76	1-81	a
	Quem. 15 años (GAUP y GADO)	14,47 \pm 18,9	1-82	a
	Quem. 25 años (INUP e INDO)	14,94 \pm 16,08	1-60	a
	Extrac. Leña Parquíz. (PAPI y PAJO)	15,84 \pm 15,19	1-60	a
	Conv. Pasturas (PAPE y PAGA)	26,78 \pm 26,4	0-142	b

Las diferencias observadas entre los estratos de los sitios de muestreo no se debieron a diferencias en la composición de especies de acuerdo a su origen ($F_{1,692}=0,17$; $p>0,05$).

El DAP de los Ñires difirió significativamente entre los diferentes sitios de muestreo ($F_{4,284}=53,10$; $p<0,0001$), presentando mayores diámetros los Ñires de los sitios con extracción de leña por parqueizado (PAPI y PAJO; N-K $p<0,05$) y vírgenes sin manejo (PRPI y PRJO; N-K $p<0,01$) (Tabla 3.9). Los sitios afectados por incendios (INUP, INDO, GAUP y GADO) presentaron los Ñires con menor diámetro (N-K $p<0,01$) (Tabla. 3.9).

Tabla 3.9: DAP (media, rango y desvío estándar (D.E.)) de los Ñires representados en los sitios de muestreo. Las letras diferentes indican diferencias significativas en los DAP entre los tipos de perturbación ($p<0,05$).

Tipos de Perturbación	Media \pmD.E.	Rango	Nivel de Significación
Quem. 15 años (GAUP y GADO)	4,45 \pm 3,63	0,32-21,64	a
Quem. 25 años (INUP e INDO)	9,06 \pm 5,26	2,86-26,71	a
Extrac. Leña Manchones (TUUP y TUDO)	15,17 \pm 7,28	4,77-41,37	a
Prístinos (PRPI y PRJO)	19,85 \pm 9,27	3,5-45,5	b
Extrac. Leña Parqueiz. (PAPI y PAJO)	30,68 \pm 19,72	0,64-89,1	b

La riqueza (S) de especies varió significativamente entre los sitios de muestreo ($F_{5,197}=6,35$; $p<0,0001$), observándose los mayores valores en los sitios sometidos a extracción de leña por manchones y por parqueizados ($p<0,0001$ en ambos casos) (Tabla 3.10). La diversidad (índice de Shannon) y dominancia (índice de Simpson) de especies no difirieron significativamente entre los sitios ($F_{5,193}=2,43$; $p>0,05$ y $F_{5,193}=1,51$; $p>0,05$; respectivamente).

Tabla 3.10: Dominancia, diversidad y riqueza de especies observadas en los sitios de muestreo. Los valores son expresados como media \pm desvío estándar (D.E). Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los tipos de perturbación para la riqueza, e índices de dominancia y diversidad respectivamente ($p < 0,05$)

Indice	Tipo de perturbación	Media \pm d.e.	Rango	Nivel de significación
RIQUEZA (S)	Prístinos (PRPI y PRJO)	0,19 \pm 0,15	0,04-0,61	a
	Conv. Pasturas (PAPE y PAGA)	1,87 \pm 2,73	0,43-9,57	a
	Quem. 15 años (GAUP y GADO)	2,48 \pm 3,33	0-11,61	a
	Quem. 25 años (INUP e INDO)	2,94 \pm 3,3	0,32-12,68	a
	Extrac. Leña Parquizado (PAPI y PAJO)	3,28 \pm 3,55	0,32-15,62	b
	Extrac. Leña Manchones (TUUP y TUDO)	3,62 \pm 3,71	0,35-12,65	b
DOMINANCIA (índice de Simpson)	Quem. 25 años (INUP e INDO)	0,04 \pm 0,07	0,00-0,32	a
	Prístinos (PRPI y PRJO)	0,06 \pm 0,10	0,001-0,37	a
	Extrac. Leña Parquizado (PAPI y PAJO)	0,08 \pm 0,22	0,00-1,31	a
	Extrac. Leña Manchones (TUUP y TUDO)	0,11 \pm 0,19	0,00-0,77	a
	Quem. 15 años (GAUP y GADO)	0,16 \pm 0,27	0,01-0,86	a
	Conv. Pasturas (PAPE y PAGA)	0,17 \pm 0,30	0,01-1,00	a
DIVERSIDAD (índice de Shannon)	Quem. 25 años (INUP e INDO)	0,21 \pm 0,13	0,00-0,37	a
	Extrac. Leña Parquizado (PAPI y PAJO)	0,23 \pm 0,12	0,15-0,37	a
	Extrac. Leña Manchones (TUUP y TUDO)	0,24 \pm 0,11	0,00-0,37	a
	Quem. 15 años (GAUP y GADO)	0,25 \pm 0,10	0,07-0,37	a
	Conv. Pasturas (PAPE y PAGA)	0,26 \pm 0,10	0,00-0,37	a
	Prístinos (PRPI y PRJO)	0,27 \pm 0,07	0,14-0,37	a

5.- DISCUSIÓN

Los estudios realizados en los bosques nativos sudamericanos permiten caracterizarlos con una alta variación de hábitats, una alta proporción de endemismos a nivel de género y especie, y un probable variado pool génico intraespecífico, derivado de la enorme extensión latitudinal, los gradientes de temperatura y humedad, y las barreras geográficas, entre otros factores (Dimitri 1972; Donoso 1995; Simonetti et al. 1995; Armesto et al. 1995).

Los sitios testigo de bosques vírgenes sin manejo (PRPI y PRJO) considerados en este estudio presentaron un estrato arbóreo dominado por especies de origen nativo tales como *N. antartica* y *Maytenus boaria* (Maitén), también en el estrato arbustivo predominaron especies de origen nativo, tales como *S. patagonicus*, *Ribes* sp., *Berberis parodii*, y lo mismo fue observado en el estrato herbáceo en que las especies nativas predominantes fueron *Stipa* sp., *Bromus* sp., *Viola maculata*, *Valeria carnososa*, entre otras. Estos ñirantales presentaron un estado de conservación adecuado y/u óptimo, lo cual permite la preservación de su variabilidad espacial y estacional.

Los principales efectos sobre los ñirantales manejados analizados, en este estudio fueron:

5.a) Efecto del Fuego

Los incendios de bosques destruyen la vegetación y afectan las condiciones de fertilidad de los suelos, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes, el contenido de materia orgánica y la humedad, y condicionando la capacidad de regeneración de las especies vegetales (Veblen et al. 2003). La recuperación post incendio de la vegetación depende, en gran medida, del régimen de perturbaciones al que ha estado expuesta la comunidad a lo largo de su historia evolutiva, del tamaño y composición del banco de semillas, de la capacidad de rebrote de las especies vegetales y de las condiciones ambientales que permitan la expresión de las mismas (Kozlowski 2002). En estos ambientes, la regeneración post disturbio de algunas especies vegetales nativas es muy lenta y se

caracteriza por un proceso sucesional dominado en sus primeros estadios por especies herbáceas exóticas oportunistas (Gobbi 1994; Kitzberger et al. 2005).

En las provincias de Chubut y Río Negro, el Ñire y el Ciprés de la cordillera (*Astrocedrus chilensis*) son las especies forestales más afectadas por el fuego (Urretavizcaya 2005). La mayoría de los incendios son de origen antrópico, ya sea intencionales o por negligencia (SAyDS 2008). Teniendo en consideración que los últimos incendios devastadores en el área de estudio sucedieron en 1985 y 1995, actualmente se observa que la mayoría de la masa forestal está compuesta por árboles de renuevo y algunos individuos exóticos invasores.

En los sitios de estudio perturbados por incendios se observó una clara disminución de especies de origen nativo y un mayor porcentaje de especies de origen exótico. El estrato predominante fue el herbáceo, en tanto que los estratos arbustivo y arbóreo presentaron menor porcentaje de cobertura. El hecho de haber encontrado especies exóticas naturalizadas (e.g. *Rosa eglanteria* (rosa mosqueta)), particularmente en los sitios quemados hace 25 años, no es sorpresivo ya que son invasoras de bosques de *Nothofagus* y tienen la capacidad de ingresar y establecerse fácilmente en las zonas quemadas (Varela et al. 2006), constituyéndose así en indicadores del grado de perturbación de estas comunidades (Quintanilla 2005).

En los sitios quemados considerados el estado de conservación del Ñire fue en general bueno, pero el diámetro de estos árboles fue muy bajo, lo que se corresponde con el estado de regeneración de los individuos. Se sabe que el Ñire puede reproducirse vegetativamente y rebrota vigorosamente desde la base después de un incendio (Kitzberger et al. 2005), por lo cual podría suponerse que luego de los disturbios se ha producido un proceso de regeneración de esta especie, el que estaría controlado por una conjunción de factores, tales como cambios en la fertilidad del suelo, disponibilidad de semillas, cambios en los patrones de temperatura del suelo, modificaciones en la cobertura arbórea y arbustiva luego del incendio (LaManna y Barroetaveña 2010), factores que coinciden con los reportados por Kitzberger et al. (2005) para bosques de lenga (*N. pumilio*) incendiados.

En este estudio no se cuenta con información sobre la severidad de los incendios ocurridos, sobre los cambios ocurridos en el suelo, ni sobre el banco de semillas o los brotes disponibles luego del disturbio; sin embargo, según las observaciones realizadas y los datos obtenidos sobre la vegetación se considera que el Ñire logró re-establecerse en la zona perturbada, como así también lo hicieron especies oportunistas autóctonas (e.g. el Radal (*Lomatia hirsuta*) o la Caña colihue (*Chusquea culeou*)) y exóticas (e.g. la Rosa mosqueta), que se reproducen a través de rebrotes vegetativos de individuos jóvenes o rizomas. Resultados similares fueron reportados por Burns (1993), González et al. (2005), Quintanilla (2005) y Varela et al. (2006), en otras áreas de estudio.

Estos resultados preliminares indicarían que la mayor parte de las especies presentes poseen características auto-ecológicas, adaptaciones y estrategias para resistir y/o responder en forma relativamente exitosa a eventos o disturbios originados por el fuego (Veblen 1982; Burns 1993; Quintanilla et al. 2008).

5.b) Extracción de leña por manchones y parquizado

Desde hace más de 100 años los bosques nor-patagónicos han sido sometidos a intensos aprovechamientos madereros y a su transformación con destino a usos principalmente pastoriles (Laclau 1997; Veblen et al. 2003; Quintanilla et al. 2008; Hansen et al. 2008). En las áreas de estudio utilizadas para extracción de leña por manchones (TUUP y TUDO) y por parquizado (PAPI y PAJO), predominaron especies pertenecientes al estrato arbóreo de origen nativo tales como Ñire y Maitén. Los Ñires allí presentes presentaron un estado sanitario muy bueno (100% sano) y, comparado con los sitios quemados, incluso en los sitios utilizados para extracción de leña por manchones, el diámetro de los árboles, fue relativamente más grande. En los estratos herbáceo y arbustivo de los cuatro sitios mencionados se registraron especies tales como *Bromus* sp., *S.patagonicus*, *Poa ligularis* y *Senecio* sp., entre otras, las que son propias de ambientes abiertos. En relación a los bosques vírgenes sin manejo, en estos sitios la diversidad de especies del estrato herbáceo aumentó, lo cual se debería a que luego de la apertura del dosel el microclima favorece las condiciones microclimáticas para el establecimiento de especies (Conticello

et al. 1996; Bran et al. 1998; Mariotinni et al. 2002; Lencinas et al. 2003; Quinteros et al. 2010).

Teniendo en cuenta que los sitios con extracción de leña se encuentran expuestos a una explotación intensa, a la que se le suma el impacto adicional de la ganadería, la presencia de Ñires de gran tamaño y la ausencia de renovales, en estos sitios, hace suponer que estas prácticas no permiten el renuevo del bosque (Richter y Frangi 1992; Somlo et al. 1997; Martínez Pastur et al. 1999; Carranza y Ledesma 2009; Hansen et al. 2008) y que comprometen seriamente su rehabilitación natural (Laclau 1997).

5.c) Sitios convertidos a pasturas

La deforestación del bosque nativo y la conversión final de estas áreas en pasturas representa el cambio más importante en el uso del suelo en los últimos 50 años (Laclau 1997; Gallo et al. 2004; Hansen et al. 2005), dado que la implantación de pasturas no garantiza el mantenimiento y regeneración de los bosques nativos (Richter y Frangi 1992). Es común observar cómo la eliminación total de bosque produce graves efectos de desecamiento, degradación y erosión del suelo (Begon et al. 2006). Estos efectos que se desencadenan con la tala rasa de los árboles son más drásticos en lugares más frágiles, sobre suelos arenosos o secos, en los cuales la eliminación total de la cobertura de Ñire puede convertirlos en sitios con un potencial ganadero prácticamente nulo (Fertig et al. 2004, 2007; Peri et al. 2005; Hansen et al. 2008).

Los sitios convertidos a pasturas presentaron la mayor cobertura de especies herbáceas de origen nativo características de zonas de explotación ganadera (Hansen et al. 2008), tales como *Stipa* sp., *Azorella trifoliolata*, *Poa ligularis*, *Madia sativa*, entre otras. Allí no se registraron especies pertenecientes al estrato arbóreo, lo cual implica que la regeneración y rehabilitación del bosque se encuentra seriamente comprometida, tal como se observó en otros ambientes (Richter y Frangi 1992; Calderón 1993; Martínez Pastur et al. 1999). El uso indiscriminado y no planificado del bosque, y su conversión final a pasturas ha llevado a la pérdida absoluta de la cobertura arbórea, careciendo de

renovales, perdiéndose así todas las funciones ecológicas de las formaciones boscosas, tales como la protección de cuencas, fijación de carbono, generación de oxígeno, y mantenimiento de la diversidad biológica (Perry 1994; Ramírez et al. 1985; Rusch y Sarasola 1999; Peri et al. 2005) y comprometiéndose la renovación del bosque nativo.

Anexo 3.1

Lista de especies ordenadas por familia para cada sitio de muestreo, incluyendo el origen (n = nativas y e = exóticas) y estrato (h = herbáceo; a = arbustivo; A = arbóreo) al que pertenecen. X indica presencia; - indica ausencia.

Familia	Especie	Estrato	Origen	Sitios PRISTIN OS (PRJO y PRPI)	Sitios Quemados hace 25 años (INUP e INDO)	Sitios Quemados hace 15 años (GAUP y GADO)	Sitios con Extracción leña por parquizado (PAPI y PAJO)	Sitios con extracción leña por manchones (TUUP y TUDO)	Sitios convertidos a pasturas (PAGA y PAPE)
Alstromeriaceae	<i>Alstroemeria aurea</i>	h	n	X	X	-	X	-	-
Anacardiaceae	<i>Schinus patagonicus</i>	a	n	X	X	X	X	X	-
Apiaceae	<i>Azorella trifoliolata</i>	h	n	-	X	X	X	X	X
Apiaceae	<i>Mulinum echinus</i>	a	n	X	X	-	X	X	-
Apiaceae	<i>Mulinum spinosum</i>	a	n	X	X	-	X	X	-
Asteraceae	<i>Madia sativa</i>	h	n	-	X	X	X	X	X
Asteraceae	<i>Mutisia decurrens</i>	a	n	X	-	-	X	X	-
Asteraceae	<i>Senecio filaginoides</i>	a	n	X	-	X	X	-	-
Asteraceae	<i>Senecio neaei</i>	a	n	X	-	X	X	X	-
Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>	h	e	X	X	X	X	X	X
Berberidaceae	<i>Berberis parodii</i>	a	n	X	X	X	X	X	-
Bambusoideae	<i>Chusqueau culeou</i>	a	n	-	-	X	-	-	-

Celastraceae	<i>Maytenus boaria</i>	A	n	X	X	-	X	X	-
Celastraceae	<i>Maytenus chubutensis</i>	a	n	-	X	-	X	-	-
Cupressaceae	<i>Astrocedrus chilensis</i>	A	n	-	X	-	-	-	-
Ericaceae	<i>Gautheria mucronata</i>	a	n	-	X	-	-	-	-
Escalloniaceae	<i>Chacaya trinervis</i>	a	n	-	-	X	-	X	-
Escalloniaceae	<i>Escallonia rubra</i>	a	n	-	-	-	X	-	X
Fabaceae	<i>Retama sphaerocarpa</i>	a	n	-	X	X	X	-	-
Geraniaceae	<i>Geranium sessilorum</i>	h	n	X	-	-	-	-	-
Nothofagaceae	<i>Nothofagus antartica</i>	A	n	X	X	X	X	X	-
Orchidaceae	<i>Chloraea magellanica</i>	h	n	-	X	-	-	-	X
Pinaceae	<i>Pinus sp.</i>	A	e	-	X	-	-	-	-
Poaceae	<i>Bromus setifolius</i>	h	n	X	X	X	X	X	X
Poaceae	<i>Bromus stamineus</i>	h	n	X	X	X	X	X	X
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>	h	e	-	X	-	-	-	-
Poaceae	<i>Poa ligularis</i>	h	n	X	X	X	X	-	X
Poaceae	<i>Poa pratensis</i>	h	e	X	X	X	X	-	X
Poaceae	<i>Trisetum sp.</i>	h	e	X	-	X	X	X	X

Poaceae	<i>Stipa sp.</i>	h	n	X	X	X	X	X	X
Proteaceae	<i>Lomatia hirsuta</i>	A	n	-	X	-	X	-	-
Rosaceae	<i>Rosa eglanteria</i>	a	e	-	X	-	-	-	-
Rosaceae	<i>Fragaria chiloensis</i>	a	n	X	-	X	X	-	-
Saxifragaceae	<i>Ribes magellanicum</i>	a	n	X	-	X	-	X	-
Saxifragaceae	<i>Ribes cucullatum</i>	h	n	X	-	X	-	X	-
Solanaceae	<i>Fabiana imbricata</i>	a	n	-	X	-	X	-	X
Thymelaeaceae	<i>Ovidia andina</i>	a	n	X	-	X	-	-	-
Valerianaceae	<i>Valeriana carnosa</i>	h	n	X	-	-	-	-	-
Violaceae	<i>Viola maculata</i>	h	n	X	-	-	-	-	-

CAPITULO IV: COMUNIDADES DE ARTROPODOS ASOCIADOS

A BOSQUES DE ÑIRE

1.- INTRODUCCIÓN

Los bosques andino-patagónicos han sido usualmente manejados sobre la base a conocimientos parciales del funcionamiento de los sistemas naturales o de conceptos de producción forestal, lo cual ha llevado a un manejo inadecuado de las masas forestales con consecuencias diversas, tales como desequilibrios en el ambiente (Laclau 1997; Gallo et al. 2004). Las especies vegetales de los bosques se encuentran en íntima asociación con las animales, constituyendo las comunidades de insectos uno de los primeros escalones de la trama trófica del bosque (Kim 1993). Los artrópodos están estrechamente involucrados en los procesos ecosistémicos, ya que son la porción mayoritaria de la diversidad macroscópica total y responden rápidamente a los cambios ambientales (Wilson 1987; Erwin 1982; Kim 1993). Las estaciones y su clima afectan profundamente el crecimiento y desarrollo de las plantas, así como el crecimiento y densidad de los insectos asociados (Strong et al. 1984), lo cual se ve reflejado en cambios en la abundancia de especies y/o número de individuos a lo largo del año (Lawton 1978; Dunson y Travis 1991).

A pesar de su importancia, es muy poco lo que se conoce acerca de la diversidad de artrópodos en general (Hammond 1992; Wilson 1992). En la Argentina, particularmente en Patagonia, el conocimiento de este grupo es escaso (Morrone y Coscaron 1998; Berrios 2002; Sackmann 2006; Lencinas et al. 2007), y aún se desconocen cuáles serían los efectos sobre la entomofauna de esta región de impactos derivados del aprovechamiento forestal, del manejo silvopastoril o de los incendios (Lencinas et al. 2007, 2008b; 2010; Spagarino et al. 2001). El estudio de los artrópodos y de los procesos ecosistémicos y/o perturbaciones a los que se encuentran asociados, permitirían obtener valiosas herramientas para alcanzar un adecuado manejo de los bosques de *Nothofagus* además de mejorar su estado de conservación y preservar su funcionalidad ambiental y ecológica.

2.-OBJETIVOS

En base a lo indicado previamente, los objetivos de este capítulo son:

- Caracterizar las comunidades de artrópodos asociados a bosques de Ñire sometidos a diferentes tipos de impactos.
- Analizar cambios estacionales e interanuales en las estructuras de las comunidades de artrópodos asociados a bosques de Ñire sometidos a diferentes tipos de impactos.
- Identificar los procesos a través de los cuales los cambios introducidos en el ambiente operan en la estructuración de las comunidades de artrópodos.
- Estimar la relación entre el esfuerzo de muestreo y la tasa de captura de artrópodos.

3.- MATERIALES Y MÉTODOS

Durante dos temporadas consecutivas (2008/09 y 2009/10) en cada sitio de muestreo se realizaron muestreos estacionales de 24 horas de duración, utilizando cuatro tipos diferentes de métodos de captura (descritos en el capítulo II). La selección de los sitios de muestreo y la captura de los artrópodos se realizó según se describió en el Capítulo II. Para la identificación de los ejemplares capturados (Anexo 4.1) se utilizaron guías y claves taxonómicas (e.g. Ross 1973; Richards y Davies 1984; Morrone y Coscarón 1998; Romoser y Stoffolano 1998; Marvaldi y Lanteri 2005; Claps et al. 2008).

En base a las muestras obtenidas se realizó la descripción de la estructura y composición de la comunidad de artrópodos de cada réplica. Para determinar la existencia de diferencias entre las réplicas asociadas al mismo tipo de impacto, siendo la unidad de muestreo el sitio asociado a cada tipo de perturbación (2 réplicas por sitio), se realizó un ANOVA de dos vías con prueba a posteriori (Newman – Keuls (N-K); $p < 0,05$).

Para identificar las diferencias en el número de individuos de los órdenes capturados y su variación interanual (2 factores) y temporal (8 factores) en sitios con el mismo tipo de uso y/o perturbación (2 factores) se realizó un ANOVA con una prueba *a posteriori* (Newman – Keuls (N-K); $p < 0,05$). De la misma forma, para analizar las diferencias en la abundancia de los artrópodos en sitios con diferente uso (6 factores, en los cuales se unifican los datos de las réplicas), según el orden al que pertenecen, año (2 factores) y temporada de muestreo (8 factores) se realizó un ANOVA con una prueba *a posteriori* (Newman-Keuls (N-K); $p < 0,05$). Para cada sitio de muestreo se estimaron la riqueza y los índices de equitatividad (Pielou), dominancia (Simpson) y (diversidad) Shannon, a partir de los promedios de las réplicas de cada perturbación; los cuales fueron utilizados para realizar comparaciones entre sitios sometidos al mismo y a diferente uso, mediante un ANOVA con prueba *a posteriori* (N-K; $p < 0,05$).

Con el objetivo de establecer relaciones entre los ambientes estudiados basadas en la diversidad de artrópodos y agrupar éstos sitios de acuerdo a su similitud interna, el número de individuos perteneciente a cada orden en cada sitio/perturbación (6 tratamientos) fue utilizado para realizar ordenamientos por Análisis de Correspondencia (DCA) (Hill 1979)). Para realizar clasificaciones aglomerativas por métodos de agrupamiento de enlace completo calculándose distancias euclidianas por el método del centroide, las que tuvieron como objetivo establecer relaciones entre los ambientes estudiados basadas en la diversidad de los artrópodos representados en las capturas se utilizó el número de individuos y la presencia o ausencia de cada orden en cada tipo perturbación (6 tratamientos). Con el objetivo de establecer y/o determinar si sitios sometidos a tratamientos similares (e. g., incendios de 15 años) se ordenan más cerca en el espacio multi-dimensional que sitios correspondientes a tratamientos diferentes se realizó también un análisis de ordenamiento por Analisis de Correspondencia (DCA) y un análisis de clasificaciones aglomerativas, utilizando los 12 sitios de muestreo.

Para analizar la magnitud de las diferencias en la tasa de captura de los diferentes métodos de muestreo se realizó un ANOVA con prueba *a posteriori* N-K ($p < 0,05$).

Debido a que los datos de número de individuos mostraron heterogeneidad de varianzas, éstos fueron transformados (transformación logarítmica) para cumplir con los supuestos de ANOVA.

4.- RESULTADOS

4.1.-Estructura y composición de la comunidad de artrópodos por sitio de muestreo

4.1.a. Sitios quemados hace 15 años (GADO y GAUP)

En GADO se capturó un total de 355 individuos pertenecientes a 7 órdenes y 28 familias, siendo Cecidomyidae la familia mejor representada, seguida por Cicadellidae y Curculionidae. En GAUP se capturó un total de 186 individuos pertenecientes a 7 órdenes y 27 familias, siendo Cecidomyidae la familia mejor representada, seguida por Cicadellidae y Mycetophilidae. Los órdenes representados en las capturas no difirieron significativamente en el número de individuos entre los sitios de muestreo ($F_{5,131}= 0,08$; $p>0,05$).

4.1.b. Sitios quemados hace 25 años (INDO e INUP)

En INDO se capturó un total de 229 individuos pertenecientes a 7 órdenes y 25 familias, siendo Muscidae y Cecidomyidae las familias mejor representadas, seguidas por Cicadellidae y Ligaeidae. En INUP se capturó un total de 238 individuos pertenecientes a 7 órdenes y 25 familias, siendo Cecidomyidae y Cicadellidae las familias mejor representadas en las capturas, seguidas por Phoridae. El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no difirió significativamente entre los sitios de muestreo ($F_{6,129}=1,82$; $p>0,05$).

4.1.c Sitios testigos de bosques vírgenes sin manejo (PRPI Y PRJO)

En PRPI se capturó un total de 297 individuos pertenecientes a 7 órdenes y 23 familias, siendo Cecidomyidae la familia mejor representada, seguida por Formicidae y Muscidae. En PRJO se capturó un total de 332 individuos pertenecientes a 6 órdenes y 24 familias, siendo la familia Cecidomyidae la más abundante, seguida por Cicadellidae y

Mycetophilidae. El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no difirió entre los sitios de muestreo ($F_{4;124}=0,45$; $p>0,05$).

4.1.d. Sitios con extracción de leña por manchones (TUDO Y TUUP)

En TUDO se capturó un total de 235 individuos pertenecientes a 8 órdenes y 33 familias, siendo Muscidae y Cecidomyidae las familias mejor representadas en las capturas, seguidas por Cicadellidae. En TUUP se capturó un total de 481 individuos pertenecientes a 8 órdenes y 32 familias, siendo Cecidomyidae la familia mejor representada, seguida por Curculionidae, Muscidae y Mycetophilidae. El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no difirió significativamente entre los sitios de muestreo ($F_{7;166}=1,59$; $p>0,05$).

4.1.e. Sitios con extracción de leña por parqueizado (PAPI y PAJO)

En PAJO se capturó un total de 192 individuos, pertenecientes a 8 órdenes y 33 familias, de las cuales Cecidomyidae fue la más abundante, seguida por Muscidae. En PAPI se capturó un total de 306 individuos, pertenecientes a 7 órdenes y 32 familias, de las cuales Cecidomyidae fue la más abundante, seguida por Curculionidae y Mycetophilidae. El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no difirió significativamente entre los sitios de muestreo ($F_{7;169}=0,55$; $p>0,05$).

4.1.f. Sitios con conversión de bosques a pasturas (PAGA y PAPE)

En PAGA se capturó un total de 168 individuos pertenecientes a 7 órdenes y 20 familias, de las cuales la familia Cecidomyidae fue la más abundante, seguida por Cicadellidae y Muscidae. En PAPE se capturó un total de 109 individuos pertenecientes a 6 órdenes y 27 familias, de las cuales Cecidomyidae fue la más abundante. El número de individuos de los órdenes capturados no difirió significativamente entre los sitios de muestreo ($F_{5;85}=1,16$; $p>0,05$).

4.2.- Efecto de los diferentes tipos de perturbación sobre la comunidad de artrópodos

El total de individuos capturados en los diferentes tipos de ñirantales analizados fue 3128, los cuales pertenecieron a 9 órdenes (Tabla 4.1) y 62 familias. Se observaron diferencias significativas en el número de individuos entre los órdenes representados en las capturas ($F_{8;645}=5,32$; $p<0,05$; Tabla 4.1). En términos generales, los dípteros fueron el orden más abundante con 2048 individuos (N-K $p<0,05$; Tabla 4.1) y 21 familias, representadas en las capturas. Le siguieron en abundancia los coleópteros y hemipteros, en tanto que el resto de los órdenes tuvieron una importancia marcadamente menor, presentando en conjunto solamente 401 individuos (Tabla 4.1) pertenecientes a 13 familias.

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas difirió significativamente entre los diferentes tipos de impacto sufridos por lo ñirantales ($F_{5;645}=2,03$, $p<0,05$; Tabla 4.1). Los sitios prístinos y sometidos a extracción de leña por manchones presentaron mayor número de individuos en comparación con el resto de los sitios perturbados (N-K $p<0,05$).

Tabla 4.1: Abundancia de órdenes de artrópodos en bosques de Nothofagus antártica según el tipo de impacto. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en el número de individuos entre los órdenes representados en las capturas ($p < 0,05$). Las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas en el número de individuos entre los tipos de perturbación ($p < 0,05$).

	Conv. Pasturas	Extrac. Leña Manchones	Extrac. Leña Parquizado	Prístinos	Quem. 15 años	Quem. 25 años		
	N° indiv	N° indiv.	N° indiv.	N° indiv.	N° indiv.	N° indiv.	Totales	Nivel de significación
Neuroptera	0	0	0	1	1	0	2	a
Dermaptera	0	3	7	1	0	0	11	a
Araneae	1	12	3	6	2	4	28	a
Orthoptera	17	5	1	0	1	17	41	a
Lepidoptera	6	6	11	8	13	5	49	a
Hemiptera	46	81	33	50	48	68	326	b
Hymenoptera	15	54	54	70	24	53	270	a
Coleoptera	48	95	70	30	46	65	354	b
Diptera	144	460	319	463	407	255	2048	c
Totales N° individuos	277	716	498	629	542	467	3129	
Nivel de significación	A	B	A	B	A	A		

Al comparar la riqueza (S), diversidad (índice de Shannon), dominancia (índice de Simpson) y equitatividad (índice de Pielou) de órdenes no se observaron diferencias significativas entre los tipos de perturbación asociados a los ñirantales ($F_{5;42}=0,50$, $p > 0,05$; $F_{5;42}=0,86$, $p > 0,05$; $F_{5;42}=0,70$, $p > 0,05$; $F_{5;42}=1,17$, $p > 0,05$; respectivamente) (Tabla 4.2).

Tabla 4.2: Riqueza (S) e índices de equitatividad (índice de Pielou), dominancia (índice de Simpson) y diversidad (índice de Shannon) de órdenes según los tipos de perturbación asociados a los ñirantales.

Las letras iguales indican que no se observaron diferencias significativas en los índices considerados entre los tipos de perturbación ($p > 0,05$).

Tipos de Perturbación	Índice	Media \pm D.E.	Rango	Nivel de Significación
Quem. 25 años	Equitatividad (índice de Pielou)	0,12 \pm 0,05	0-0,17	a
Conv. Pasturas		0,13 \pm 0,06	0,0-0,22	a
Prístinos		0,16 \pm 0,04	0,13-0,26	a
Extrac. Leña Manchones		0,15 \pm 0,07	0,0-0,22	a
Quem. 15 años		0,17 \pm 0,03	0,15-0,24	a
Extrac. Leña Parquizado		0,17 \pm 0,04	0,11-0,22	a
Quem. 15 años	Riqueza (S)	0,17 \pm 0,03	0,11-0,27	a
Prístinos		0,18 \pm 0,07	0,11-0,26	a
Extrac. Leña Manchones		0,23 \pm 0,16	0,04-0,54	a
Extrac. Leña Parquizado		0,21 \pm 0,11	0,04-0,42	a
Conv. Pasturas		0,24 \pm 0,15	0,09-0,48	a
Quem. 25 años		0,21 \pm 0,17	0,05-0,24	a
Quem. 25 años	Diversidad (índice de Shannon)	0,24 \pm 0,12	0-0,36	a
Conv. Pasturas		0,23 \pm 0,13	0,0-0,36	a
Extrac. Leña Manchones		0,26 \pm 0,12	0,0-0,37	a
Prístinos		0,27 \pm 0,05	0,22-0,35	a
Extrac. Leña Parquizado		0,28 \pm 0,08	0,12-0,35	a
Quem. 15 años		0,32 \pm 0,05	0,22-0,37	a
Quem. 15 años	Dominancia (índice de Simpson)	0,28 \pm 0,18	0,06-0,56	a
Extrac. Leña Parquizado		0,36 \pm 0,24	0,06-0,77	a
Conv. Pasturas		0,38 \pm 0,27	0-0,73	a
Prístinos		0,41 \pm 0,17	0,06-0,56	a
Extrac. Leña Manchones		0,42 \pm 0,3	0,06-1	a
Quem. 25 años		0,49 \pm 0,27	0,18-1	a

El número total de individuos capturados pertenecientes a los órdenes representados en las capturas en los diferentes tipos de ñirantales no varió significativamente entre las temporadas de muestreo ($F_{1,645}=0,35$; $p>0,05$; Tabla 4.3).

Tabla 4.3: Número de individuos de los órdenes representados en las capturas. Las letras minúsculas iguales indican que no se observaron diferencias significativas entre los tipos de perturbación durante una misma temporada de muestreo ($p>0,05$). Las letras mayúsculas indican que no se observaron diferencias significativas entre los tipos de perturbación entre las temporadas de muestreo ($p>0,05$).

Temporada de Muestreo	Tipos de Perturbación	Media \pm D.E.	Rango	Nivel de significación (entre tipos de perturbación para la misma temporada)	Nivel de Significación (entre temporadas)
I	Conv. Pasturas	3,23 \pm 3,53	1-18	a	A
I	Extrac. Leña Manchones	4,04 \pm 7,21	1-50	a	
I	Extrac. Leña Parquizado	3,16 \pm 5,14	1-26	a	
I	Prístinos	5,09 \pm 8,93	1-46	a	
I	Quem. 15 años	3,97 \pm 6,96	1-50	a	
I	Quem. 25 años	2,94 \pm 3,68	1-20	a	
II	Conv. Pasturas	2,44 \pm 2,19	1-10	a	A
II	Extrac. Leña Manchones	3,82 \pm 5,73	1-30	a	
II	Extrac. Leña Parquizado	2,68 \pm 3,82	1-25	a	
II	Prístinos	4,11 \pm 5,01	1-27	a	
II	Quem. 15 años	3,51 \pm 5,02	1-28	a	
II	Quem. 25 años	3,55 \pm 4,17	1-20	a	

La riqueza (S) de órdenes difirió significativamente entre las temporadas de muestreo ($F_{1,46}=4,56$; $p<0,05$; Tabla 4.4), siendo esta mayor durante la primer temporada (N-K $p<0,05$). Por el contrario, los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) de órdenes fueron similares en ambas temporadas de muestreo ($F_{1,46}=0,08$, $p>0,05$; $F_{1,46}=2,23$, $p>0,05$; $F_{1,46}=0,14$, $p>0,05$; respectivamente) (Tabla 4.4).

Tabla 4.4: Riqueza de órdenes representados en las capturas e índices de equitatividad, dominancia y diversidad. Las letras diferentes indican que se observaron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo y el índice considerado ($p < 0,05$).

Temporada de Muestreo	Índice	Media \pm D.E.	Rango	Nivel de Significación
II	Equitatividad (índice de Pielou)	0,15 \pm 0,02	0,12-0,22	a
I		0,15 \pm 0,07	0-0,26	a
II	Riqueza (S)	0,17 \pm 0,09	0,05-0,42	a
I		0,24 \pm 0,14	0,05-0,42	b
I	Diversidad (índice de Shannon)	0,25 \pm 0,12	0-0,37	a
II		0,15 \pm 0,02	0,12-0,22	a
I	Dominancia (índice de Simpson)	0,4 \pm 0,29	0-1	a
II		0,38 \pm 0,17	0,06-0,77	a

No se observaron diferencias significativas en el número de individuos de los órdenes representados en las capturas entre los tipos de perturbación en las diferentes estaciones del año ($F_{47;645}=0,42$, $p > 0,05$; Tabla 4.5).

Tabla 4.5: Número de individuos de los órdenes representados en las capturas. Las letras iguales indican que no se observaron diferencias significativas entre los tipos de perturbación para una misma estación del año ($p>0,05$).

Estación de Muestreo	Tipo de Perturbación	Media \pm D.E.	Rango	Nivel de Significación
Invierno 08	Quem. 15 años	1 \pm 0	1-1	a
	Extrac. Leña Manchones	2,4 \pm 1,67	1-5	a
	Conv. Pasturas	2,86 \pm 3,13	1-12	a
	Extrac. Leña Parquizado	3,67 \pm 2,52	1-6	a
	Prístinos	4 \pm 1,41	3-5	a
	Quem. 25 años	6 \pm 6,93	1-20	a
Primavera 08	Quem. 25 años	2,17 \pm 3,24	1-16	a
	Extrac. Leña Parquizado	2,44 \pm 2,62	1-13	a
	Extrac. Leña Manchones	2,47 \pm 2,76	1-12	a
	Conv. Pasturas	2,86 \pm 3,13	1-12	a
	Prístinos	3,87 \pm 8,16	1-33	a
	Quem. 15 años	5,86 \pm 10,94	1-50	a
Verano 08/09	Quem. 15 años	2,92 \pm 4,09	1-21	a
	Extrac. Leña Parquizado	3,19 \pm 5,22	1-26	a
	Quem. 25 años	3,25 \pm 3,3	1-13	a
	Conv. Pasturas	3,43 \pm 4,04	1-12	a
	Extrac. Leña Manchones	4,72 \pm 8,55	1-50	a
	Prístinos	5,22 \pm 9,58	1-46	a
Otoño 09	Quem. 25 años	2 \pm 1,35	1-5	a
	Conv. Pasturas	3,37 \pm 3,7	1-18	a
	Quem. 15 años	3,56 \pm 3,35	1-13	a
	Extrac. Leña Parquizado	3,95 \pm 7,41	1-26	a
	Extrac. Leña Manchones	4,26 \pm 7,46	1-30	a
	Prístinos	6 \pm 9,2	1-30	a
Invierno 09	Extrac. Leña Parquizado	1,67 \pm 1,15	1-3	a
	Quem. 15 años	2,5 \pm 2,74	1-6	a
	Prístinos	2,63 \pm 1,69	1-6	a
	Quem. 25 años	3,4 \pm 3,13	2-9	a
	Conv. Pasturas	3,5 \pm 1,64	1-6	a
	Extrac. Leña Manchones	3,58 \pm 8,33	1-30	a
Primavera 09	Extrac. Leña Parquizado	1,61 \pm 1,26	1-7	a
	Conv. Pasturas	2,42 \pm 2,39	1-7	a
	Quem. 15 años	2,79 \pm 2,51	1-10	a
	Extrac. Leña Manchones	3,36 \pm 5,54	1-23	a
	Quem. 25 años	3,58 \pm 4,51	1-20	a

	Prístinos	4,7±4,48	1-15	a
Verano 09/10	Conv. Pasturas	1,9±1,52	1	a
	Prístinos	2,96±4,06	1	a
	Quem. 25 años	3,23±4,08	1	a
	Extrac. Leña Manchones	3,9±5,22	1	a
	Quem. 15 años	3,92±5,61	1	a
	Extrac. Leña Parquizado	4,12±5,53	1	a
Otoño 10	Extrac. Leña Parquizado	1,93±1,71	1	a
	Conv. Pasturas	2,41±2,46	1	a
	Quem. 15 años	3,75±6,22	1	a
	Quem. 25 años	3,95±4,3	1	a
	Extrac. Leña Manchones	4,35±5,3	1	a
	Prístinos	6,07±7,65	1	a

La riqueza (S) de ordenes varió significativamente a lo largo del año ($F_{7,40}=2,14$, $p<0,05$), observándose que durante la temporada 08/09 los mayores valores se registraron en invierno y verano, en tanto que durante la temporada 09/10 los mayores valores se registraron en otoño (N-K $p<0,05$; Fig. 4.1.a). El índice de diversidad (índice de Shannon) ($F_{7,40}=1,37$, $p>0,05$; Fig.4.1.b) y el de equitatividad (índice de Pielou) ($F_{7,40}=0,81$, $p>0,05$; Fig. 4.1.c) no variaron significativamente a lo largo de las estaciones. Por el contrario, el índice de dominancia (índice de Simpson) varió significativamente a lo largo de las estaciones ($F_{7,40}=3,33$, $p<0,05$), observándose los mayores valores en el verano de la temporada 08/09 y en el otoño de la temporada 09/10 (N-K $p<0,05$; Fig. 4.1.d).

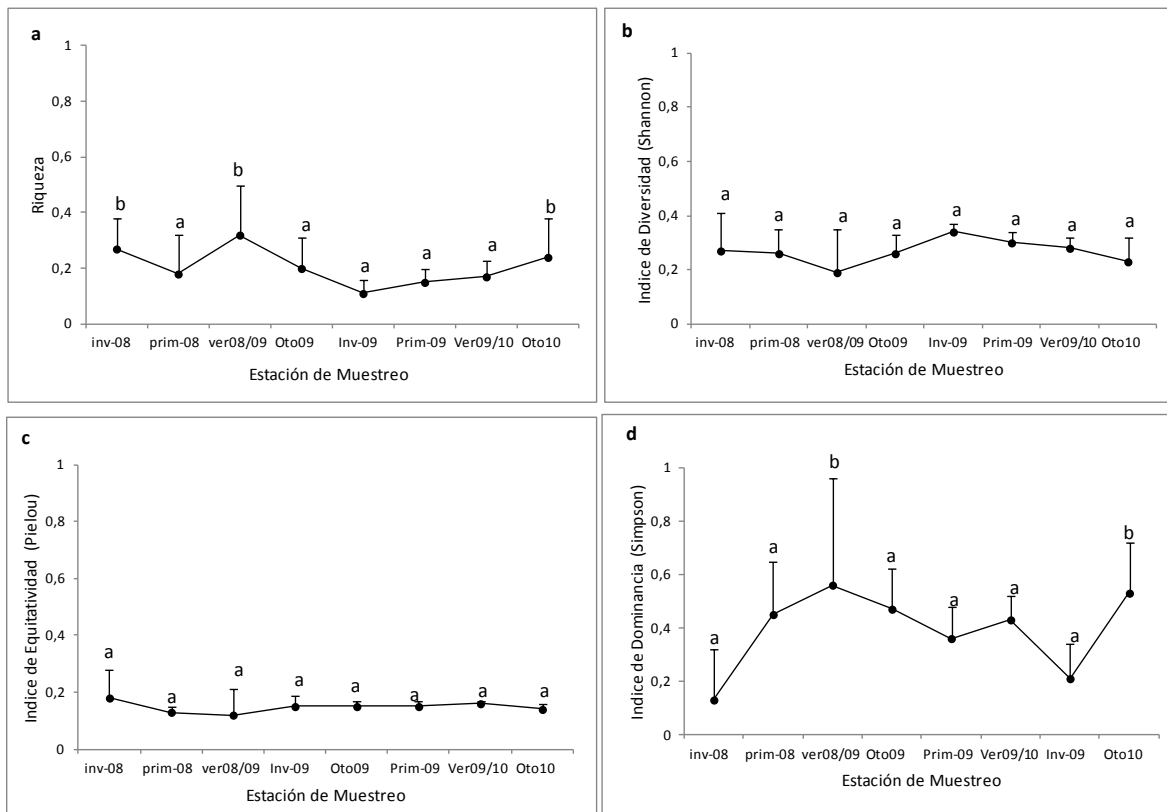


Fig. 4.1: Variación de: a) Riqueza de órdenes (S), b) Diversidad (índice de Shannon), c) Equitatividad (índice de Pielou) y d) Dominancia (índice de Simpson) durante las estaciones de muestreo. Las barras indican el desvío estándar.

El ordenamiento de los sitios de muestreo según el tipo de perturbación y los órdenes representados en las capturas permitió observar el agrupamiento de los éstos en los sitios (Fig. 4.2). Los hemípteros fueron más abundantes en los sitios quemados hace 25 años y en los sometidos a extracción de leña por manchones (Fig. 4.2). Los himenópteros fueron abundantes en los sitios prístinos así como también en los sitios quemados hace 15 y 25 años (Fig. 4.2). Los ortópteros fueron abundantes en los sitios convertidos a pasturas y quemados hace 25 años (Fig. 4.2). Los dermápteros fueron abundantes en los sitios sometidos a extracción de leña por parquizado (Fig. 4.2). Los arácnidos fueron abundantes en sitios sometidos a extracción de leña por parquizado y por manchones (Fig. 4.2). Los lepidópteros fueron abundantes en los sitios sometidos a extracción de leña por parquizado y quemados hace 15 años. Los neurópteros fueron

encontrados solo en los sitios quemados hace 15 años y en los sitios prístinos. Los coleópteros y dípteros fueron observados en todos los sitios (Fig. 4.2).

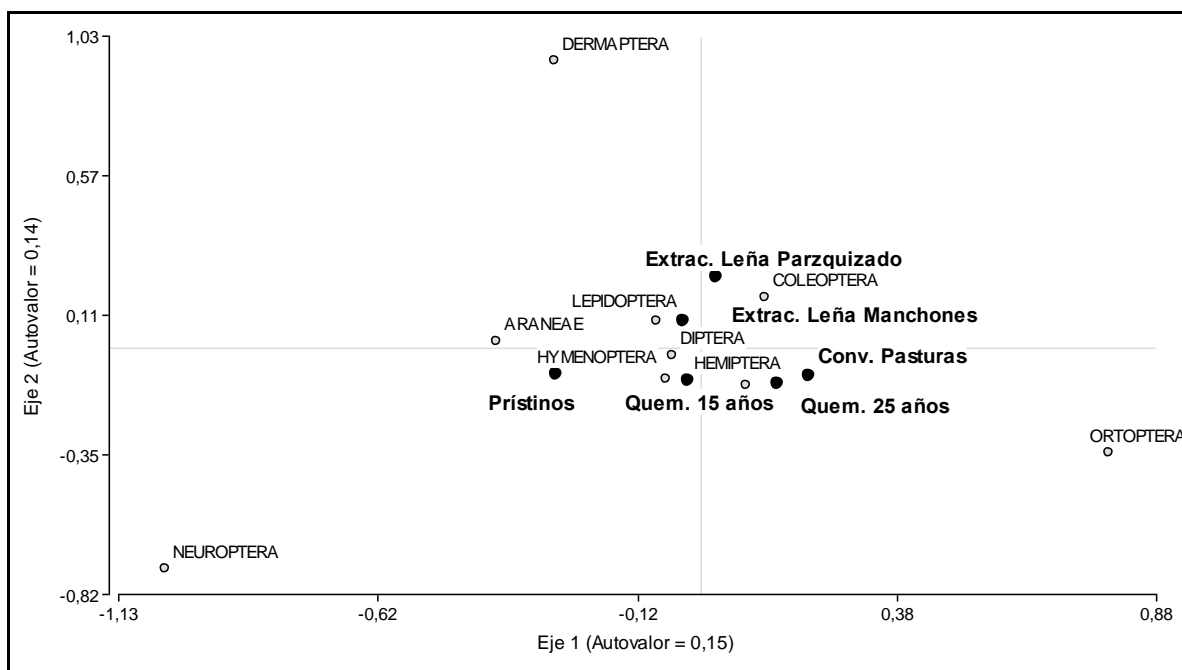


Fig. 4.2: Ordenamiento de los órdenes de artrópodos representados en las capturas y los tipos de perturbación asociados a los ñirantales.

El análisis de clasificación aglomerativa presentó resultados concordantes con el ordenamiento de los sitios y el análisis de la varianza de la abundancia de los órdenes representados en las capturas en relación a los tipos de perturbación (Fig. 4.3). Sin embargo, dicho análisis destacó la similitud en relación al número de individuos de los órdenes representados en las capturas entre los sitios sometidos a extracción de leña por parquizado y conversión a pastura, y entre los afectados por extracción de leña por manchones y los quemados hace 15 años. A su vez, los sitios quemados hace 25 años presentaron mayor similitud con los sitios convertidos a pastura y los sometidos a extracción de leña por parquizado. Los sitios prístinos fueron los que más difirieron del resto.

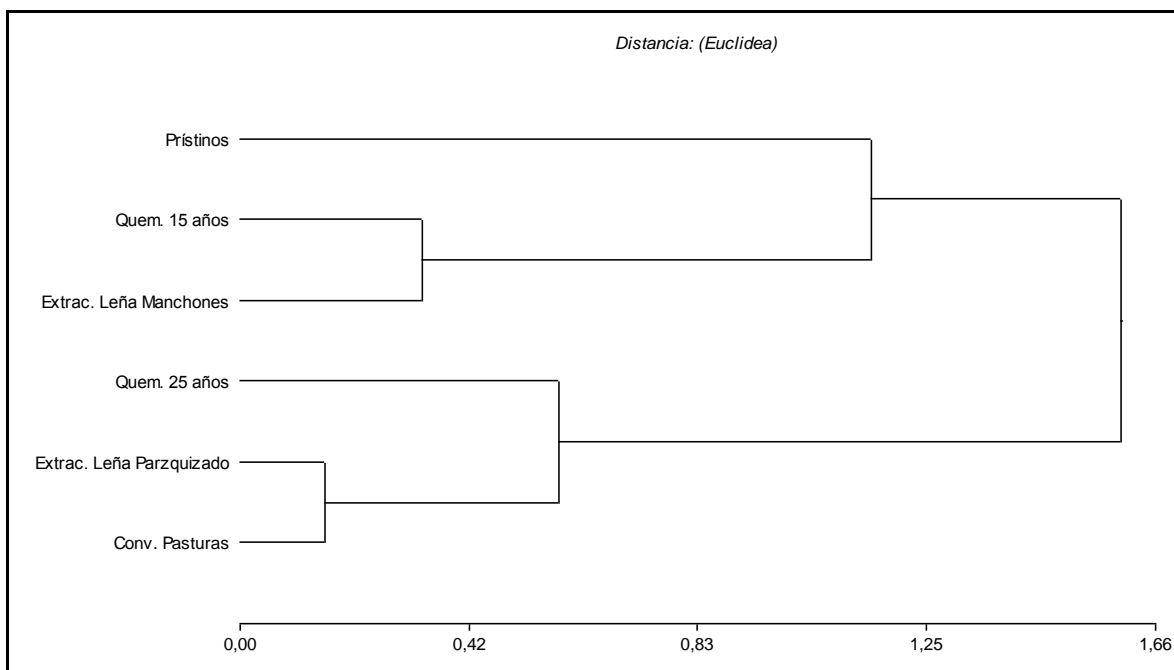


Fig. 4.3: Clasificación aglomerativa (método de agrupamiento de enlace completo) de los tipos de perturbación asociados a los ñirantales según la abundancia de individuos de los órdenes representados en las capturas

El ordenamiento de todos los sitios de muestreo (ambos sitios de cada tratamiento) según el tipo de perturbación y los órdenes representados en las capturas permitió observar el agrupamiento de éstos en los sitios (Fig. 4.4). Los sitios quemados hace 15 años (GAUP y GADO) presentaron ordenamientos en el espacio diferentes. Los himenópteros y lepidópteros fueron más abundantes en GADO que en GAUP. Los ortópteros solo fueron capturados en GADO, en tanto que los neurópteros solo fueron capturados en GAUP (Fig. 4.4). El resto de los órdenes fueron observados de forma similar en ambos sitios.

Los sitios quemados hace 25 años (INUP e INDO) presentaron ordenamientos en el espacio similares. Excepto por los órdenes Hemiptera y Ortoptera, el resto de los órdenes presentaron abundancias similares en ambos sitios (Fig. 4.4).

Los sitios convertidos a pasturas (PAGA y PAPE) presentaron ordenamientos en el espacio diferentes. Los órdenes Diptera, Hemiptera y Ortoptera fueron más abundantes

en PAGA, el orden Coleoptera fue más abundante en PAPE, el orden Araneae solo fue capturado en PAGA, y los himenópteros y lepidópteros presentaron abundancias similares en ambos sitios. Los neurópteros y dermápteros no fueron observados en los sitios convertidos a pasturas. (Fig. 4.4).

Los sitios sometidos a extracción de leña por parquizado (PAPI y PAJO) presentaron ordenamientos en el espacio similares. Excepto por que los dípteros fueron más abundantes en PAPI, y por que los ortópteros fueron sólo capturados en PAJO, el resto de los órdenes presentaron abundancias similares en ambos sitios (Fig. 4.4).

Los sitios prístinos (PRPI y PRJO) presentaron ordenamientos en el espacio diferentes. Los órdenes Diptera, Hemiptera, Coleoptera fueron más abundantes en PRJO, los neurópteros solo fueron capturados en PRJO, las arañas fueron más abundantes en PRPI, y los lepidópteros y dermápteros solo fueron capturados en PRPI. El orden Ortoptera no fue capturado en ninguno de los sitios prístinos (Fig. 4.4).

Los sitios sometidos a extracción de leña por manchones (TUUP y TUDO) presentaron ordenamientos en el espacio similares (Fig. 4.4).

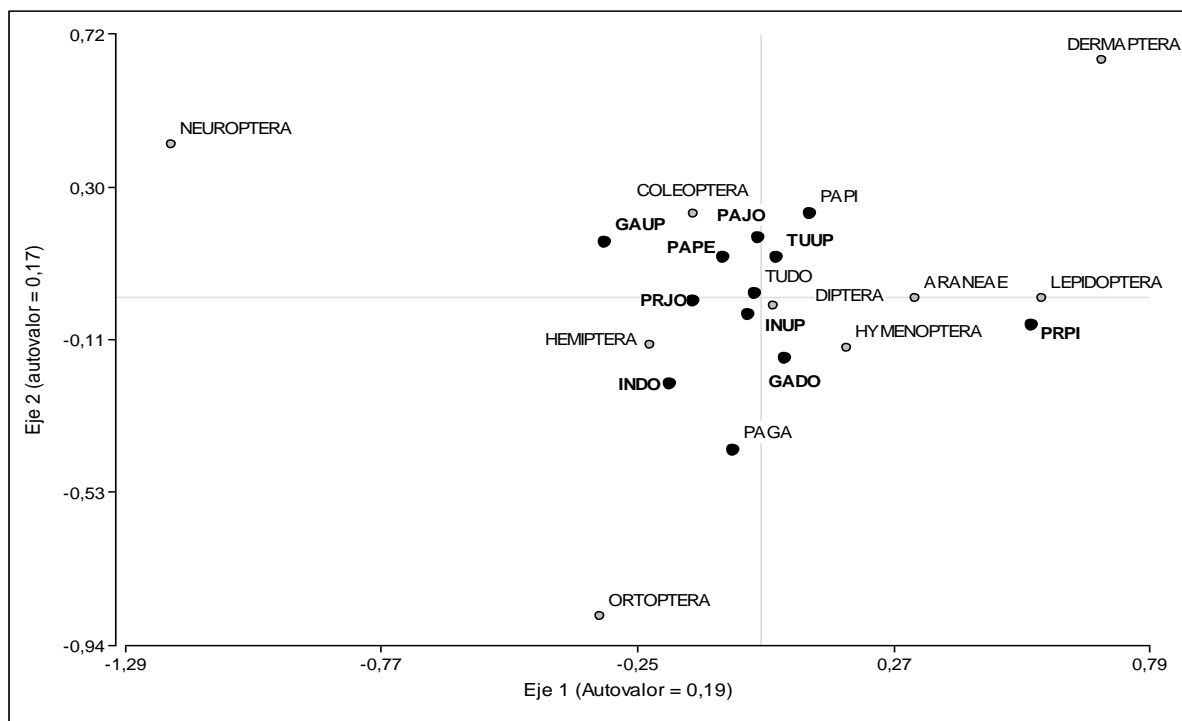


Fig. 4.4: Ordenamiento de los órdenes de artrópodos representados en las capturas y sitios de muestreo.

El análisis de clasificación aglomerativa destacó la similitud entre los sitios quemados hace 25 años (INUP e INDO; Fig. 4.5); estos sitios presentaron mayor similitud con los sitios convertidos a pasturas (PAGA) y sometidos a extracción de leña por parquizado (PAPI). Los sitios quemados hace 15 años (GAUP) y sometidos a extracción de leña por manchones (TUDO) fueron similares. Los sitios PAPE y PAJO presentaron mayor similitud con el agrupamiento descrito anteriormente (Fig. 4.5).

Los sitios sometidos a extracción de leña por manchones (TUUP) y los sitios prístinos (PRJO) fueron similares entre sí. Estos a su vez, presentaron mayor similitud con el sitio quemado hace 15 años (GADO) y los sitios prístinos (PRPI) (Fig. 4.5).

Los sitios prístinos (PRPI) fueron los que más difirieron del resto (Fig. 4.5).

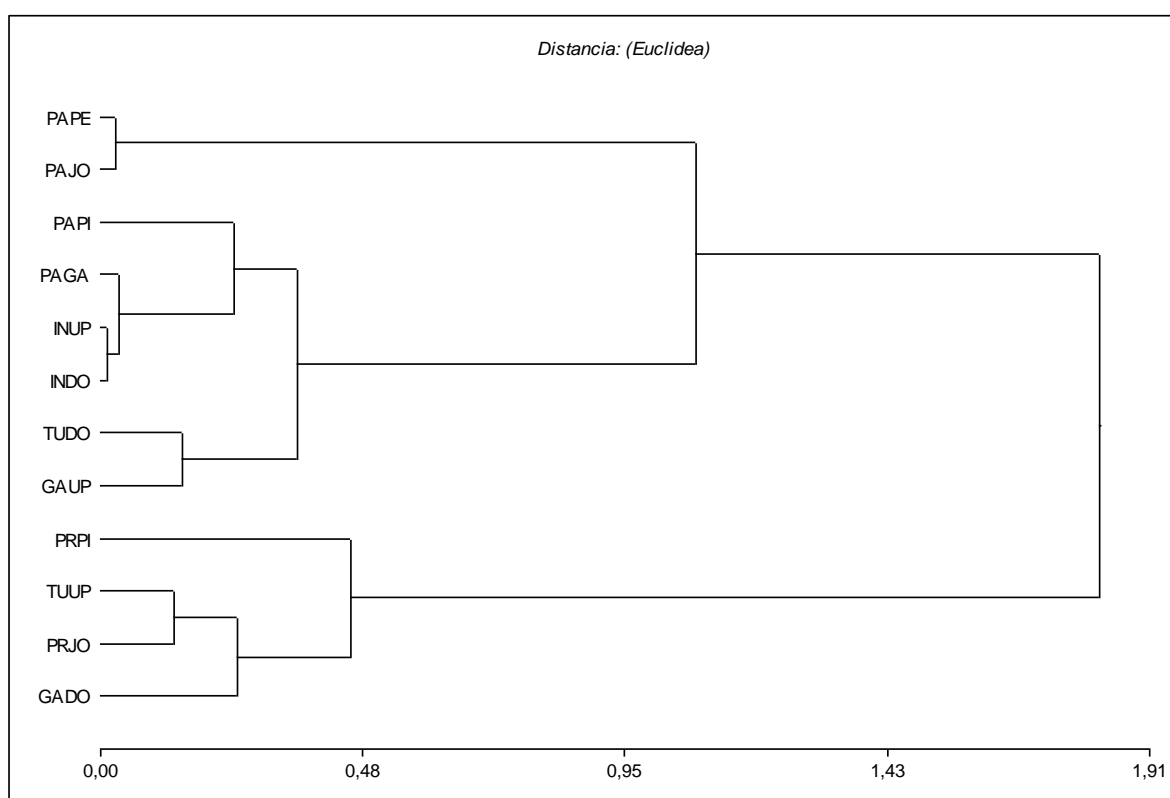


Fig. 4.5: Clasificación aglomerativa (método de agrupamiento de enlace completo) de los sitios de muestreo asociados a los ñirantales según la abundancia de individuos de los órdenes representados en las capturas

4.3. Eficiencia de las técnicas de muestreo (para todos los sitios de muestreo)

Se observaron diferencias significativas en los órdenes capturados según el tipo de muestreo utilizado ($F_{15;849} = 1,91$; $p < 0,05$). En las muestras de dosel se capturó mayor cantidad de individuos pertenecientes a los órdenes Diptera ($1,92 \pm 1,83$) y Coleoptera ($1,66 \pm 1,15$) que del resto de los órdenes representados en las capturas (N-K $p < 0,01$; Fig. 4.6). Con las trampas "Fluid interception" se capturaron mas individuos pertenecientes a los órdenes Hemiptera ($4,68 \pm 5,18$) y Diptera ($5,55 \pm 7,45$) que al resto de los órdenes (N-K $p < 0,01$; Fig. 4.7). Las trampas "Sticky traps" capturaron mayor cantidad de individuos del orden Diptera ($5,59 \pm 7,93$) que del resto de los órdenes (N-K $p < 0,01$; Fig. 4.8), en tanto que, comparado con el resto de los órdenes, Hymenoptera ($5,64 \pm 5,64$) fue el orden más abundante en las muestras de suelo (N-K $p < 0,01$; Fig. 4.9).

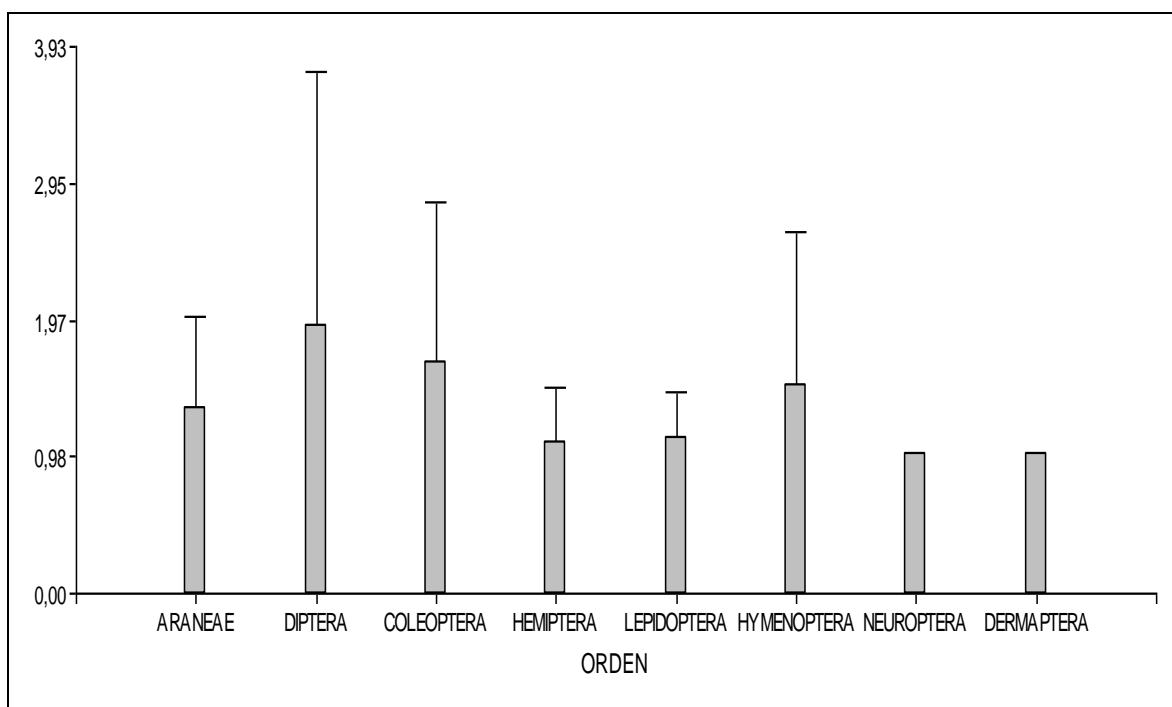


Fig. 4.6: Número de individuos promedio de los órdenes de artrópodos capturados en las muestras del dosel de la vegetación. Las barras indican el desvío estándar.

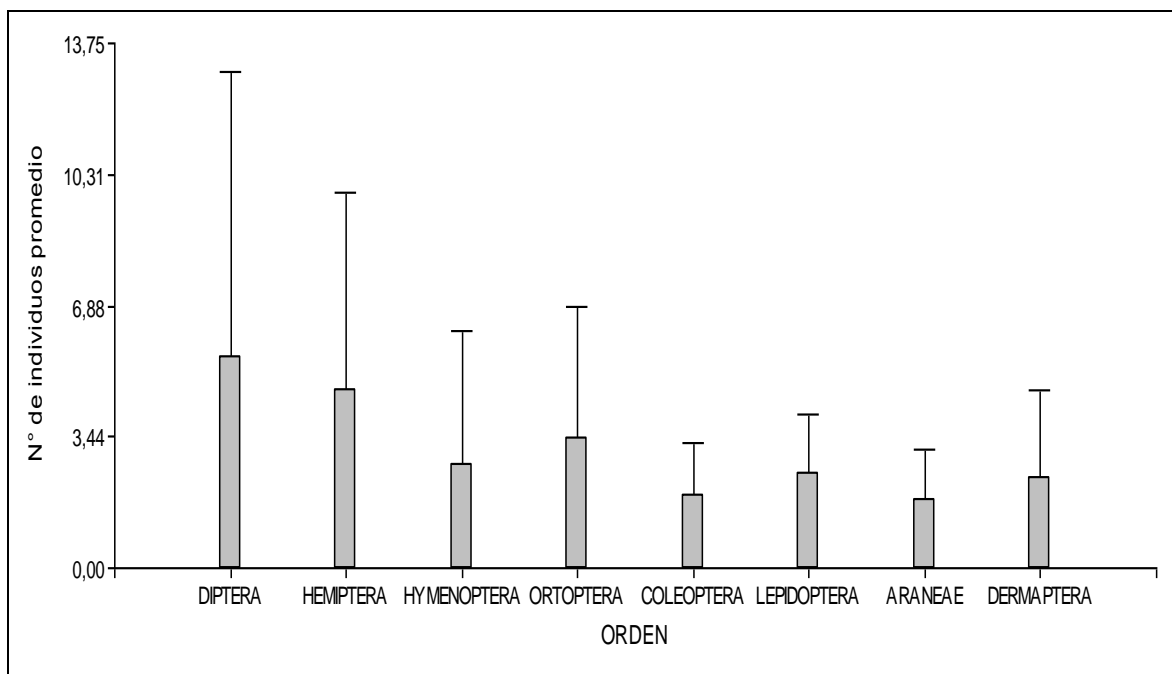


Fig. 4.7: Número de individuos promedio de los órdenes de artrópodos capturados con las trampas "Fluid interception". Las barras indican el desvío estándar.

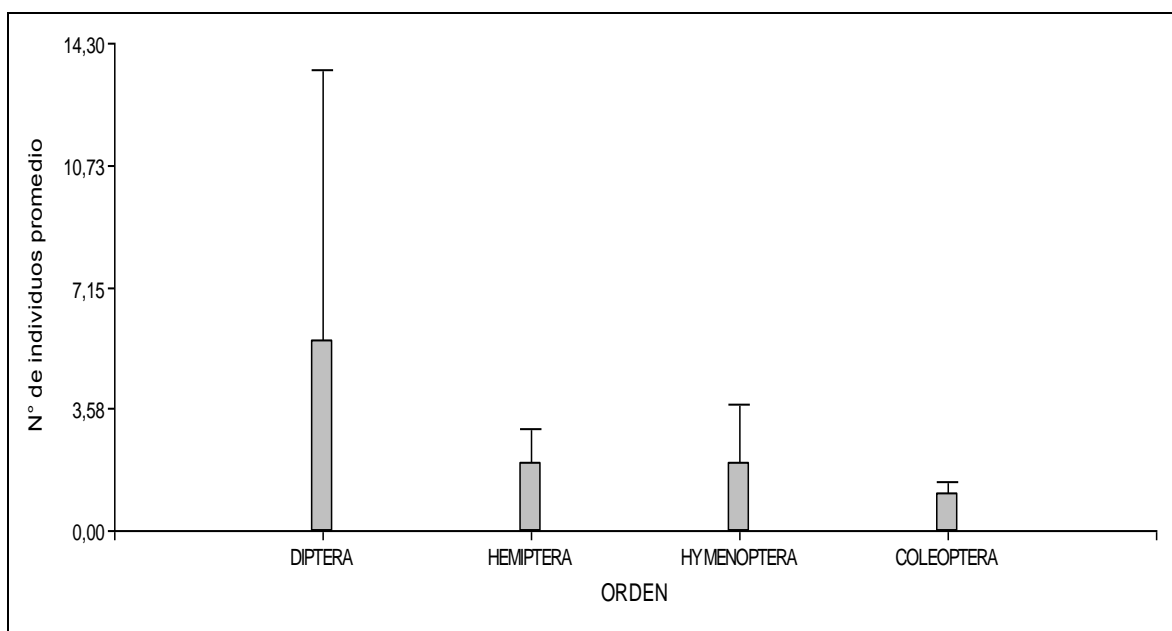


Fig. 4.8: Número de individuos promedio de los órdenes capturados con las trampas "Sticky traps". Las barras indican el desvío estándar.

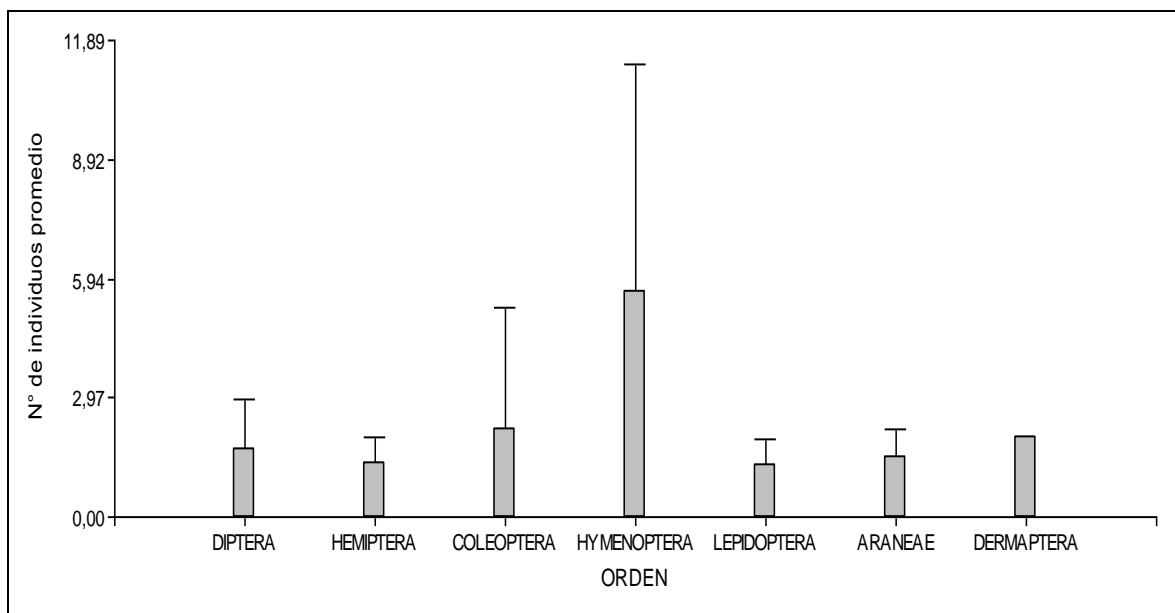


Fig. 4.9: Número de individuos promedio de los órdenes capturados en las muestras de suelo obtenidas con sacabocados. Las barras indican el desvio estándar.

5.- DISCUSIÓN

Los cambios en las condiciones abióticas y bióticas de los bosques afectan profundamente el crecimiento y el desarrollo de las plantas, así como el crecimiento y la abundancia de los artrópodos asociados (Strong et al. 1984; Kaspari 1993; Laurance 2000; Farji-Brener et al. 2004; Niemelä et al. 2007), lo que a su vez se ve reflejado en cambios en la diversidad de artrópodos a lo largo del año (Wolda 1978 y 1983; Janzen 1983; Andersen 1997; Vasconcelos 1999; Vasconcelos et al. 2000; Sinclair et al. 2003; Chown et al. 2004; Lencinas et al. 2008a). En términos generales, se observó que los artrópodos asociados a los ñirantales considerados en este trabajo se mantuvieron activos durante todo el año, tolerando condiciones extremas durante los meses fríos y presentando picos de actividad durante los meses más cálidos. Resultados similares fueron observados por Debandi (1999) en comunidades de artrópodos asociados a *Larrea divaricata* y *L. cuneifolia* en la reserva de Ñacuñan, Mendoza, y por Lauterbach (1964), Brunsting (1981), Lowman (1982), Brandmayer y Brandmayer (1986), Niemelä et al. (1989) en bosques de Europa.

Las perturbaciones en los bosques, tales como la extracción de leña, la conversión a pasturas y el fuego, pueden afectar la dinámica de la comunidad de artrópodos asociados (Niemelä et al. 2001), ya sea aumentando (Burke y Goulter 1998) o disminuyendo (Klimaszewski et al. 2003) la riqueza de especies. Sin embargo, la magnitud y el tipo de cambio en la diversidad de los artrópodos están determinados por la intensidad y la modalidad de dichas perturbaciones (Niemelä et al. 2007). En este trabajo, los sitios de muestreo asociados a diferentes tipos de impacto presentaron características propias en cuanto a la composición florística y arquitectura de las plantas presentes y, en sintonía con ello, se observaron diferencias en la abundancia de los órdenes representados en los sitios sometidos a diferentes tipos de perturbación. Los análisis de ordenamiento permitieron diferenciar el agrupamiento de los órdenes según el tipo de impacto al que fueron sometidos los sitios. En relación a ello es interesante destacar que los sitios prístinos presentaron mayor cantidad de individuos que los sitios perturbados, los que a su vez presentaron similitudes en relación al número de individuos y órdenes representados en las capturas. Es sabido que los cambios en las condiciones

microclimáticas de los hábitats afectan de manera notable los ciclos naturales (Richter y Frangi 1992) y la biodiversidad natural de los bosques (Martínez Pastur et al. 1999; Deferrari et al. 2001; Vergara y Schlatter 2006). Es por ello que los sitios vírgenes sin manejo ofrecen mejor calidad y mayor diversidad de hábitats que aquellos sitios sometidos a perturbaciones, lo que a su vez explicaría las diferencias en las estructuras de las comunidades de artrópodos asociados a sitios con y sin impacto.

Disturbios tales como la reducción de la cobertura vegetal debido a extracción de leña o la alteración de la disponibilidad de recursos pueden alterar el número de individuos presentes e incluso las relaciones de dominancia establecidas dentro de la comunidad de artrópodos (Connel 1978; Pickett y White, 1985). Las prácticas de extracción de leña de los bosques, ya sea por parquizado o por manchones, han sido asociadas con cambios en la biota, a escala de especie, población, comunidad y ecosistema (Harris 1984; Franklin 1989; Schowalter 1995). La tala intensiva tiende a homogeneizar los hábitats boscosos y conduce a la disminución de especies de artrópodos (Niemelä 1996). En este estudio se observó que, en comparación con los sitios vírgenes sin manejo, la extracción de leña por parquizado y por manchones generó cambios negativos en el número de individuos de los órdenes representados en las capturas. De un modo similar, numerosos autores (Lenski 1982; Jennings et al. 1986; Niemelä et al. 1987, 1988, 1996; Schowalter 1989, 1995; Greenbury y Thomas 1995; Butterfiel 1997; Werner y Raffa 2000; entre otros) observaron que la extracción de leña de bosques de *Picea* sp. y *Pinus* sp. afectó negativamente el número de individuos representados en esos ambientes. Sin embargo, de modo similar a lo observado en este estudio, la riqueza fue similar entre los ambientes sometidos a extracción de leña y los sitios vírgenes sin manejo, lo cual podría deberse a que muchos de éstos artrópodos son generalistas y logran persistir ante los cambios ocasionados en el ambiente (Niemelä 1996). Por otro lado, los mismos órdenes fueron capturados tanto en los sitios sometidos a extracción de leña por manchones como por parquizado, lo que sugiere que las diferentes técnicas de extracción de leña consideradas en este trabajo no afectan de modo diferente la estructura de la comunidad de artrópodos.

Las respuestas de los artrópodos a los efectos ocasionados por el fuego en diferentes tipos de bosques han sido disimiles, pudiendo aumentar, disminuir o incluso no afectar la diversidad de los artrópodos (McCullough et al. 1998; Wikars y Schimmel 2001; Bess et al. 2002; Moretti et al. 2004; Koivula et al. 2005). Estos efectos contrastantes dependen principalmente de las características del fuego, de la composición de la comunidad de artrópodos y del tipo de hábitat afectado (Andersen 1991; York 1994; Moretti et al. 2002; Parr et al. 2004). Por ejemplo, Lyon et al. (1978), Martin y Mitchell (1980), Mitchel (1990), Okland et al. (1996), Yanowsky y Kiselev (1996) y York (2000) observaron que la riqueza de especies de artrópodos fue afectada negativamente por los incendios, los que alteraron las propiedades del suelo y disminuyeron la cobertura de la vegetación, ente otros efectos, disminuyendo a su vez la disponibilidad de micro-hábitats. Sin embargo, otros estudios han demostrado que los incendios diversifican la disponibilidad de hábitats, lo que favorece a diferentes tipos de artrópodos (Buddle et al. 2000; Gandhi et al. 2001; Moretti et al. 2004). En este estudio no se pudo comparar las estructuras de las comunidades de artrópodos antes y después de los incendios, por lo que no se puede tener certeza acerca de si tales eventos modificaron o no las estructuras de las comunidades pre-existentes. Sin embargo, al comparar los sitios incendiados con los sitios vírgenes sin explotación se observó que la riqueza de los órdenes, en los sitios prístinos fue menor que en los sitios quemados hace 25 años, por lo que se podría especular que, tal como observaron Debano et al. (1998), Bess et al. (2002), Buddle et al. (2000), Apigian et al. (2006), Ferrenberg et al. (2006), Sackmann y Farji-Brener (2006), entre otros, las estructuras de las comunidades de artrópodos fueron afectadas por los incendios, observándose mayor abundancia y riqueza en sitios no afectados por el fuego que mantuvieron mayor cobertura arbórea y arbustiva (Niwa y Peck 2002, Moretti et al. 2004).

Salvo por el orden Neuroptera que sólo estuvo representado en los sitios quemados hace 15 años, la riqueza y el número de individuos fue similar entre sitios quemados con diferentes antigüedades. Al parecer, la regeneración vegetal observada en

los sitios afectados por incendios de distinta antigüedad fue similar (ver Capítulo III), lo que resultó en estructuras de comunidades de artrópodos similares.

En general, los sitios convertidos a pasturas manejadas se caracterizan por una muy alta heterogeneidad espacial y temporal, determinada en gran medida por la periodicidad de las actividades agropecuarias, y poco se sabe sobre como esto afecta a las comunidades de artrópodos (MacDonald y Smith 1990). Por ejemplo, pocos estudios han analizado la dispersión de los artrópodos en los paisajes agropecuarios (Samways 1991; Forman 1995; Mortimer et al. 1998) y esta información está sólo referida a lepidópteros (Fry 1994; Sutcliffe y Thomas 1996), arácnidos (Bishop y Riechert 1990; Thomas et al. 1990), coleópteros (Thomas et al. 1991; Kinnunen y Tiainen 1994; Forman 1995) e himenópteros (Steffan-Dewenter 1998). Los sitios convertidos a pastura considerados en este trabajo fueron modificados con el objeto de implementar una actividad ganadera extensiva, la que se desarrolla fundamentalmente durante los meses de verano. En estos sitios la riqueza de órdenes fue relativamente superior en comparación con los sitios prístinos. Sin embargo, si bien los índices de diversidad, dominancia y equitatividad no fueron significativamente diferentes entre los sitios convertidos a pasturas y los sitios prístinos, éstos últimos presentaron valores superiores, lo cual podría estar demostrando que la conversión de bosques a pasturas afecta negativamente la dinámica comunitaria de los artrópodos (Curry 1994; Gerstmeier y Lang 1996), debido principalmente a que en ambientes considerados rigurosos o inestables, las variaciones en el número de individuos estarían determinadas principalmente por cambios en la diversidad y equitatividad, evidenciado por fluctuaciones numéricas en función de la disponibilidad de recursos (Tramer 1969).

En este trabajo los dípteros, coleópteros, hemipteros e himenópteros predominaron en todos los sitios de muestreo. Este predominio fue similar al observado en bosques de *Nothofagus* sp. y de *Astrocedrus chilensis* de Patagonia (Coscarón y Wygodzinsky 1962; Lanfranco 1991; Spagarino et al. 2001; Sakmann et al. 2006; Lencinas et al. 2008a). Estos autores sugieren que la abundancia de estos órdenes podría

estar relacionada con el estado de descomposición de muchos árboles en pie, con la presencia de residuos leñosos sobre el suelo y con la conversión de bosques a pastura.

En relación a las técnicas de muestreo, en este estudio se observó que las muestras provenientes de las trampas "Sticky traps", "Fluid interception", y del dosel de la vegetación capturaron una mayor cantidad de individuos pertenecientes al orden Diptera, lo que se debería a que estas trampas son más eficientes en la captura de individuos voladores (Niemelä et al. 1990; Spence y Niemelä 1994; Melbourne 1999; Scudder 2000; Gotelli y Colwell 2001). Las muestras provenientes de las trampas "Fluid interception", del suelo y del dosel de la vegetación fueron más abundantes y diversas que las provenientes de las trampas "Sticky traps". Sin embargo, estos métodos resultaron ser complementarios ya que la composición de los órdenes y el número de individuos capturados fue diferente entre las trampas. Esto resalta la utilidad de implementar distintos métodos de muestreo, si lo que se busca es caracterizar una comunidad de manera completa (Sackmann 2006).

En este estudio se observaron diferencias en el número de individuos capturados entre los sitios vírgenes sin manejo y los sitios sometidos a diferentes impactos. Sin embargo, el número de individuos capturados fue similar al comparar los sitios sometidos a diferentes impactos. Los diferentes disturbios, en comparación con los sitios prístinos no generaron cambios estadísticamente significativos en la diversidad de artrópodos, ni en sus variables asociadas como la riqueza y los índices de diversidad, dominancia y equitatividad. La diversidad, riqueza, dominancia y equitatividad de artrópodos observada en los sitios disturbados fue significativamente similar a la de los sitios prístinos. Sin embargo, los disturbios analizados en este trabajo, al compararlos con los sitios prístinos, afectaron la composición de los ensambles de artrópodos según lo observado en los análisis multivariados. Autores tales como Lanfranco (1977), Niemela (1997), Lewis y Whitfield (1999), entre otros, consideran que las perturbaciones de bosques de *Nothofagus pumilio* afectan el ensamble de artrópodos, registrándose un gran número de especies en los sitios vírgenes. Solarvicens (1995), sin embargo, considera que la riqueza y los índices de diversidad de los artrópodos, no presentan

diferencias entre los sitios sometidos a perturbaciones y sitios prístinos, lo cual podría deberse a que las especies observadas son buenas colonizadoras de los ambientes o bien, éstas especies se encuentran pobremente representadas en los ambientes prístinos.

La riqueza de órdenes y los índices de diversidad, dominancia y equitatividad, variaron a lo largo del año, observándose los mayores valores durante las estaciones cálidas (primavera y verano) en relación a las estaciones frías (otoño e invierno). Estos resultados parecen sugerir que los factores climáticos tales como temperatura y precipitación juegan un papel importante en la abundancia, y en la dinámica de los artrópodos y en la fenología de la vegetación, lo cual será puesto a prueba en el capítulo V.

Los resultados obtenidos permiten concluir que los bosques vírgenes sin manejo son fundamentales para preservar la diversidad y dinámica de las comunidades de artrópodos de los bosques subantárticos de *Nothofagus*. Estos resultados son relevantes para el conocimiento de los efectos de los diferentes disturbios, asociados a los bosques, sobre la dinámica comunitaria de los artrópodos y el papel funcional de éstos en los bosques; y poseen fuertes implicancias para la conservación de los bosques de *Nothofagus*.

Para ello no solo es importante preservar áreas sin manejo, sino también desarrollar estrategias de manejo que minimicen los impactos.

Anexo 4.1:

Familias de artrópodos representadas en los diferentes sitio de muestreo. X indica presencia; O indica ausencia.

Orden	Familias	Quemados 15 años	Quemados 25 años	Pasturas	Leña por parquizado	Leña por manchones	Vírgenes sin Manejo
COLEOPTERA	Anthicidae	O	O	X	O	O	O
	Brupestidae	X	O	O	O	O	O
	Cantaridae	O	O	O	X	X	X
	Carabidae	X	O	X	X	X	O
	Cerambycidae	O	O	O	X	X	X
	Chrysomelidae	X	X	X	X	X	X
	Coccinellidae	X	X	X	X	X	O
	Curculionoidea	X	X	X	X	X	X
	Elaterridae	O	O	O	X	O	O
	Lucanidae	O	O	O	O	O	O
	Melyridae	O	X	X	X	X	X
	Nitulidae	O	O	O	X	X	O
	Salpingidae	X	X	O	O	O	O
	Scarabaeidae	X	X	X	X	X	X
	Scolytidae	O	O	O	O	O	X
	Staphylinidae	X	X	X	X	X	X
	Tenebrionidae	O	O	X	X	X	O
DERMAPTERA	Forficuidae	O	O	O	X	X	X
DIPTERA	Bibionidae	X	O	O	O	O	O
	Cecidomyiidae	X	X	X	X	X	X
	Ceratopogonidae	X	X	O	X	X	X

	Chironomidae	X	X	X	X	X	X
	Chloropidae	X	X	O	X	O	X
	Curtonotidae	X	O	O	O	O	O
	Dolichopodidae	X	O	X	X	X	X
	Empidae	X	X	X	X	X	X
	Fanniidae	O	X	O	O	O	O
	Muscidae	X	X	X	X	X	X
	Mycetophilidae	X	X	X	X	X	X
	Phoridae	X	X	X	X	X	X
	Pipunculidae	X	X	X	X	X	X
	Psychodidae	O	O	O	X	O	O
	Scatopsidae	X	O	X	X	X	O
	Scenopinidae	X	X	X	X	X	X
	Simuliidae	O	X	X	X	X	X
	Syrphidae	X	O	O	X	X	O
	Tabanidae	O	X	O	X	X	X
	Tephritidae	O	O	O	O	X	O
	Tipulidae	X	X	X	X	X	X
HEMIPTERA	Coreidae	O	O	O	X	O	O
	Largidae	O	O	O	O	X	O
	Lygaeidae	X	X	X	X	X	X
	Nabidae	X	O	O	O	X	O
	Psylliidae	X	O	O	X	O	O
HETEROPTERA	Pentatomidae	X	O	O	X	O	O
HOMOPTERA	Cicadellidae	X	X	X	X	X	X
HYMENOPTERA	Apidae	O	O	X	O	O	O
	Braconidae	X	X	X	X	X	X
	Chalcidoidea	O	O	X	O	O	O
	Cynipidae	O	O	O	O	X	X

	Cynipidae	O	O	O	O	O	O
	Formicidae	X	X	X	X	X	X
	Ichneumonidae	O	X	O	O	X	O
	Sphecidae	O	X	O	O	X	X
	Xylocopinae	O	X	O	O	O	O
LEPIDOPTERA	Cossidae	X	O	X	X	X	X
	Lasiocampidae	X	O	O	O	O	X
	Noctuidae	X	X	X	X	X	X
NEUROPTERA	Hemeroptidae	X	O	O	O	O	X
ORTOPTERA	Acrididae	O	X	X	X	X	O

Capítulo V: Principales factores que determinan la Diversidad de Artrópodos en Bosques de Ñire

1.- INTRODUCCIÓN

La diversidad de una comunidad de artrópodos es el resultado de la competencia, la predación y las condiciones físicas del ambiente, tales como la productividad, los disturbios y la complejidad estructural del hábitat, entre otras (Schluter y Ricklefs 1993). Factores tales como la temperatura, la precipitación y la fenología de la vegetación, entre otros, juegan un papel importante en la estructura de las comunidades al determinar el grupo de especies que serán capaces de ocupar un área o hábitat específico (Begon et al. 2006). La temperatura, por si sola o combinada con disponibilidad de agua, puede ser un determinante climático directo de la abundancia de individuos (Turner et al. 1996), en tanto que la complejidad estructural de la vegetación está estrechamente vinculada con la disponibilidad de micro-hábitats para los artrópodos (Wiens 1976; Lawton y McNeill 1979; Lawton 1983; Parmenter et al. 1989; Schowalter 2000).

Al considerar el modo en el que el ambiente determina la estructura de las comunidades de artrópodos se debe tener en cuenta que la mayoría éstos sitios han sido en mayor o menor medida afectados por disturbios ocasionados por el hombre, y que las respuestas de los artrópodos a tales cambios se desconocen en gran medida (Schowalter 2006). Sin embargo, varios estudios han analizado las respuestas de los artrópodos a los cambios en la temperatura, a la incidencia de los pesticidas, y a la fragmentación del hábitat (Alstad et al. 1982; Heliövaara y Väisänen 1986, 1993; Lincoln et al. 1993; Arnone et al. 1994; Kinney et al. 1997; Bezemer y Jones 1998). La fragmentación de los ecosistemas produce la consecuente alteración de las variables abióticas y, por lo tanto, puede afectar seriamente la supervivencia o la dispersión de diversos artrópodos (Franklin et al. 1992; Chen et al. 1995). El mejor conocimiento de las condiciones abióticas, que afectan la distribución de los artrópodos, así como de la calidad del hábitat

disponible, permitiría entender la dinámica comunitaria de éstos organismos, así como también predecir cambios en la biodiversidad, debido a la pérdida del hábitat (Gonzalez y Chaneton 2002; Tews et al. 2004).

2.- OBJETIVOS

- Determinar el modo en que los factores abióticos y la estructura vegetal determinan la abundancia y diversidad de artrópodos.
- Identificar la(s) variable(s) (climáticas y de cobertura vegetal) que mejor expliquen la abundancia y diversidad de artrópodos asociados a diferentes tipos de impacto.

3.-METODOLOGÍA

Para analizar la relación entre el número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza de dichos órdenes y los índices de diversidad y las variables climatológicas se consideraron las siguientes variables: 1) temperatura media mensual (T.med., °C); 2) temperatura máxima media mensual (T.máx., °C); 3) temperatura mínima media mensual (T.mín., °C); 4) y precipitación media mensual (Pm, mm.). Los datos fueron obtenidos de Estación Experimental INTA Trevelin y del Servicio Meteorológico Nacional del Aeropuerto Esquel. Para analizar la relación entre los parámetros antes mencionados y la cobertura vegetal se consideraron los porcentajes de cobertura de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo (ver Capítulo III).

Se realizó un análisis de Regresión Lineal entre las variables independientes (climáticas y de cobertura) y las dependientes (número de individuos de los órdenes representados), con el fin de determinar cuáles y de qué manera son las variables que están relacionadas con la abundancia de artrópodos y los tipos de perturbación asociados a los sitios de muestreo. Para realizar este análisis los datos climatológicos fueron agrupados como media estacional, y el número de individuos de los órdenes

representados en las capturas fueron agrupados estacionalmente. Para este modelo se constató la normalidad de los datos y residuos, y la homogeneidad de las varianzas. Para realizar estos análisis se utilizó el software estadístico Infostat Profesional versión 2012.

Con el objeto de identificar las variables que expliquen la variabilidad en la abundancia y diversidad de artrópodos se realizó un Análisis de Regresión Lineal entre la riqueza de los órdenes (número de órdenes) capturados y los índices de Dominancia (Simpson), Diversidad (Shannon) y Equitatividad (Pielou) de los órdenes representados en las capturas y las variables climatológicas, utilizando la media estacional. .

Para determinar las variables climatológicas y de cobertura vegetal según el origen (2 niveles: nativo y exótico) y el estrato (3 niveles: arbustivo, herbáceo y arbóreo), que podrían afectar la abundancia de los individuos de los órdenes de artrópodos representados en las capturas de los sitios asociados a los diferentes tipos de perturbación se realizó un análisis de correlación (coeficiente de correlación Spearman $p < 0,05$).

4.- RESULTADOS

4.1.-Relación del número de individuos de los órdenes capturados con las variables climáticas y cobertura por sitio de muestreo

4.a. - Sitios Quemados hace 15 años (GAUP y GADO)

4.a.1. Sitio GADO

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo positiva y significativamente relacionado con la T.med. ($R^2=0,48$; $p < 0,01$; Fig. 5.1). El resto de las variables climáticas no estuvieron relacionadas con el número de artrópodos capturados ($p > 0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 0,38_x + 0,01 * T.\text{med.}$$

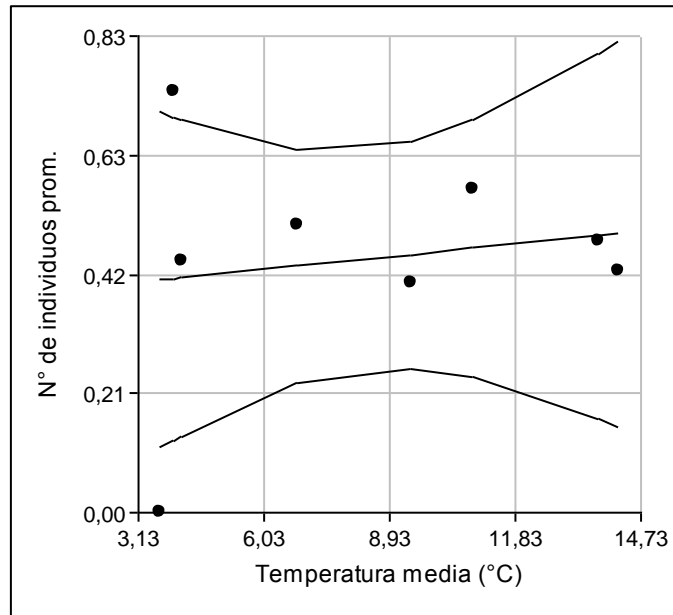


Fig. 5.1: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura media (en °C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

La riqueza (S) de los órdenes representados en las capturas estuvo significativamente relacionada con la T.máx. media ($R^2=0,70$; $p<0,01$; Fig. 5.2.a), el índice de dominancia (índice de Simpson) estuvo significativamente relacionado con la T.med. ($R^2=0,67$ 0,93; $p<0,0001$; Fig. 5.2.b), en tanto que la diversidad (índice de Shannon) y la equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron relacionadas con ninguna de las variables climatológicas consideradas ($p>0,05$).

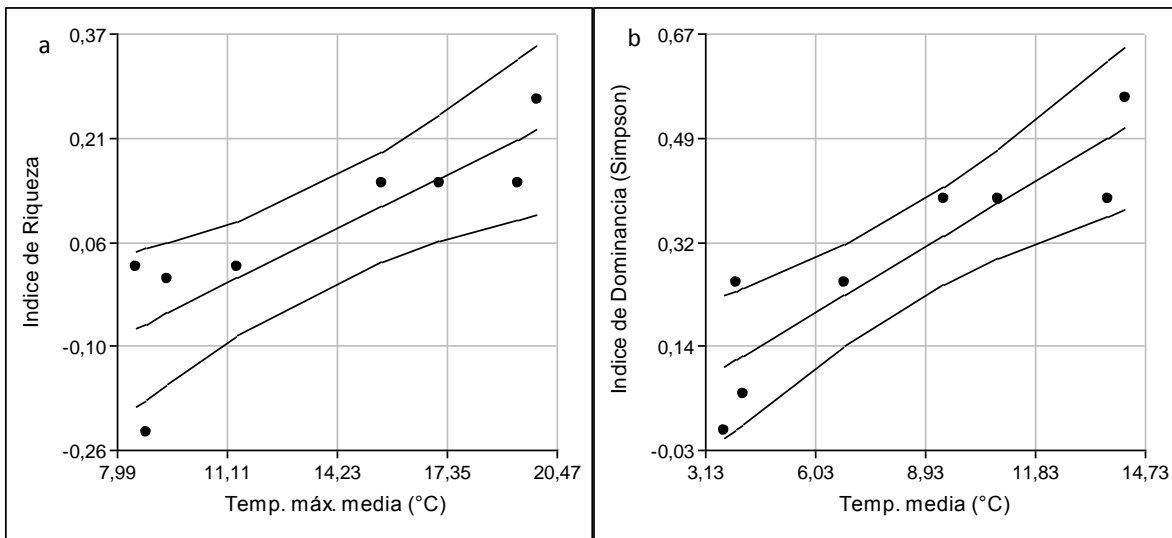


Fig. 5.2: Relación entre la riqueza (a; S) y la dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas y la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza de órdenes (S) y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

4.a.2. Sitio GAUP

Se observó que el número de individuos estuvo significativamente relacionado con la T.máx. media ($R^2 = 0,46$; $p < 0,0001$; Fig.5.3). El resto de las variables climáticas no estuvieron relacionadas con el número de individuos de los órdenes representados en las capturas ($p > 0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 0,16_x + 0,02 * T.\text{máx. media}$$

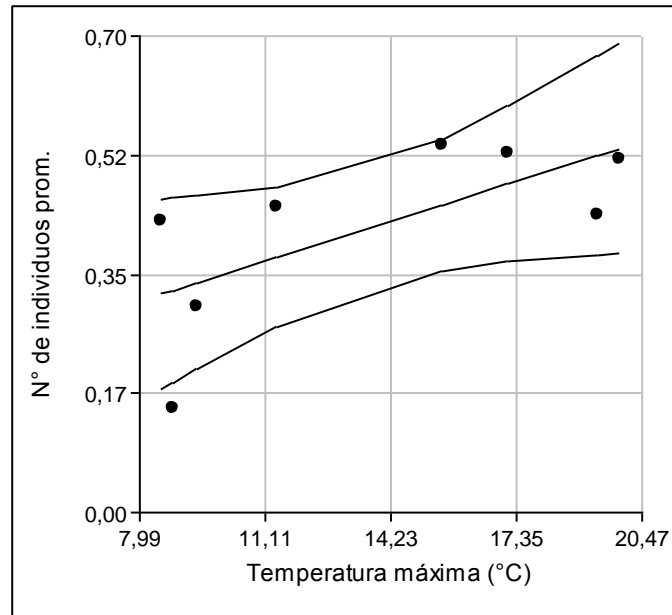


Fig. 5.3: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura máxima media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas estuvieron significativamente relacionadas con la T.med. ($R^2 = 0,83$; $p < 0,0001$; Fig. 5.4.a y $R^2 = 0,80$; $p < 0,0001$; Fig. 5.4.b; respectivamente). El resto de los índices no estuvieron relacionados con las variables climáticas consideradas ($p > 0,05$).

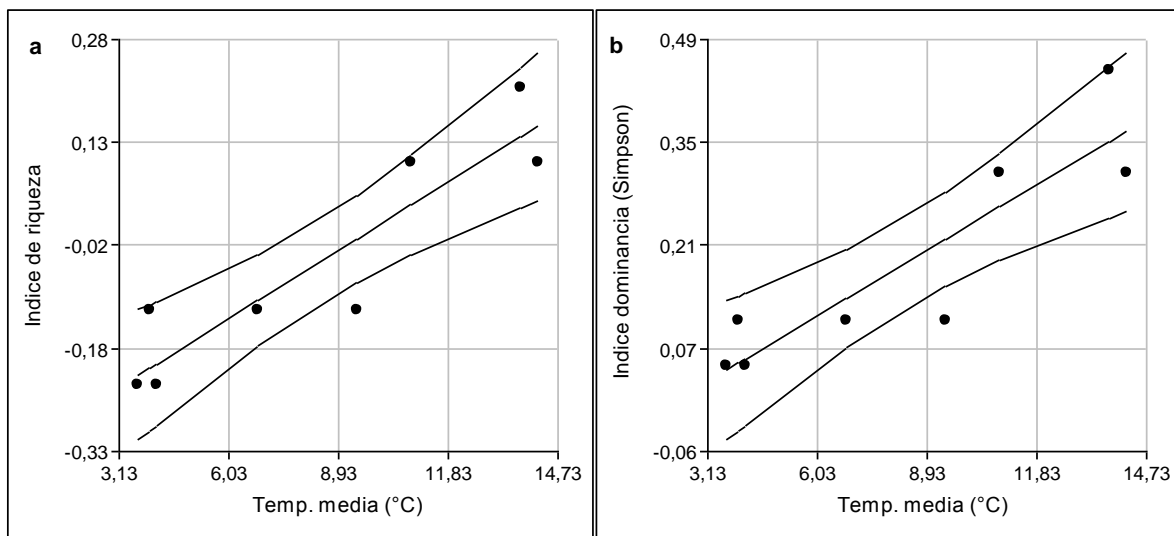


Fig. 5.4: Relación entre la riqueza (a; S) y la dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas y la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado, y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p>0,05$).

5.b) Sitios quemados hace 25 años (INUP e INDO)

5.b.1. Sitio INDO

Se observó que el número de individuos no estuvo significativamente relacionado con las variables climatológicas consideradas ($p>0,05$).

La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas estuvieron positivamente relacionadas con la $T^{\circ}\text{med.}$ ($R^2 = 0,57$; $p<0,05$; Fig. 5.5.a y $R^2 = 0,53$; $p<0,05$; Fig. 5.5.b, respectivamente). La diversidad (índice de Shannon) y la equitatividad (índice Pielou) de los órdenes representados en las capturas no estuvieron relacionadas con las variables climatológicas consideradas ($p>0,05$).

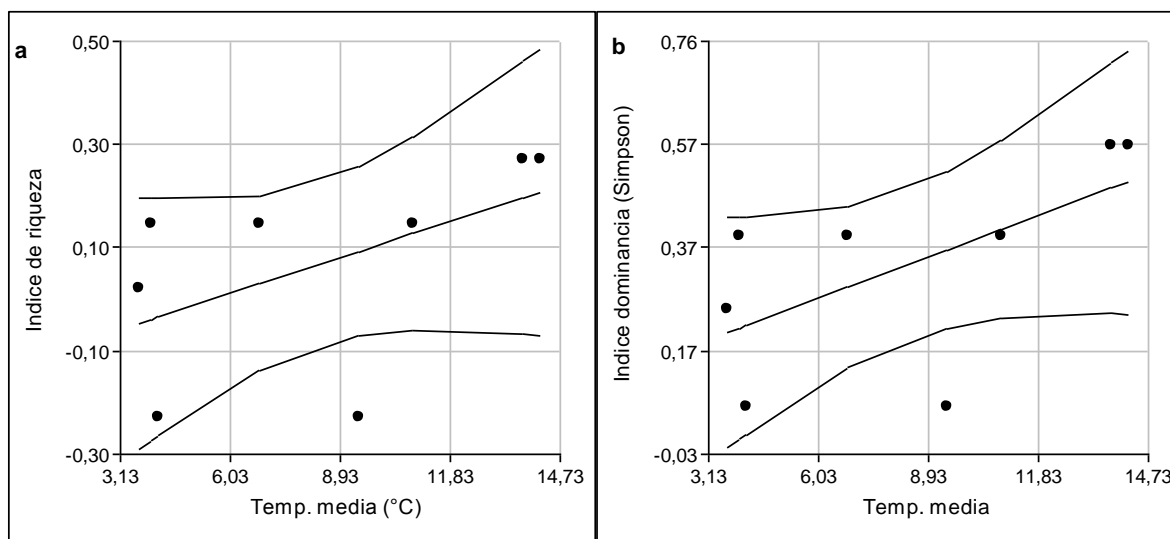


Fig. 5.5: Relación de la riqueza (a; S) y la dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas con la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de

Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.b.2. Sitio INUP

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo relacionado significativamente con la T.mín. media ($R^2 = 0,34$; $p < 0,05$; Fig. 5.6). El resto de las variables climatológicas no estuvieron relacionadas con el número de individuos de los órdenes ($p > 0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 1,73x + 0,21 * T. \text{ mín. media}$$

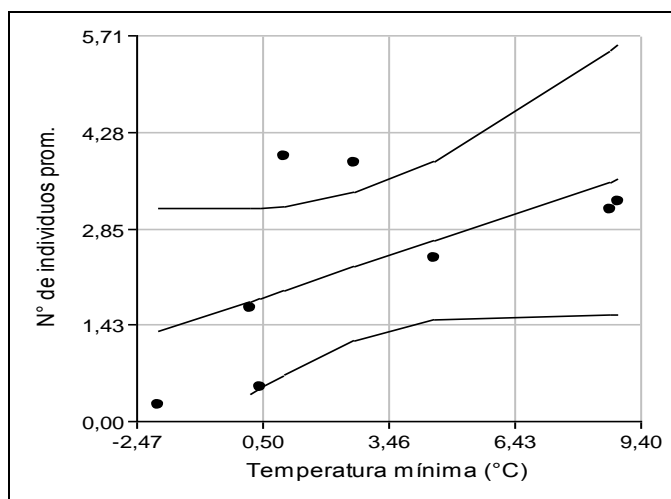


Fig. 5.6: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura mínima media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas estuvieron positivamente relacionadas con la T. mín. media ($R^2 = 0,45$; $p < 0,05$; Fig. 5.7.a; $R^2 = 0,43$; $p < 0,05$; Fig. 5.7.b). La equitatividad (índice de Pielou) y la diversidad (índice de Shannon) de los órdenes representados en las capturas no se relacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p > 0,05$).

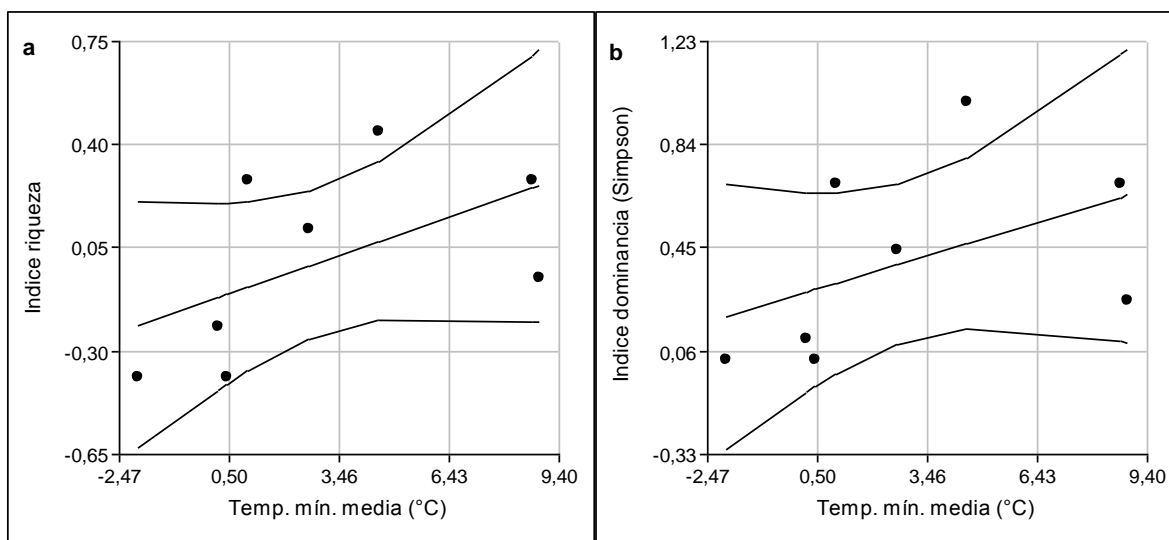


Fig. 5.7: Relación de la riqueza (a; S), la dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas con la temperatura mínima media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza de órdenes (S) y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.c) Sitios testigos de bosques vírgenes sin manejo (PRPI Y PRJO)

5.c.1. Sitio PRPI

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no se relacionó significativamente con las variables independientes consideradas ($p > 0,05$). La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas se correlacionaron positivamente con la T.med. ($R^2 = 0,44$; $p < 0,05$; Fig. 5.8.a y $R^2 = 0,51$; $p < 0,05$; Fig. 5.8.b, respectivamente). La diversidad (índice de Shannon) y la equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se relacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p > 0,05$).

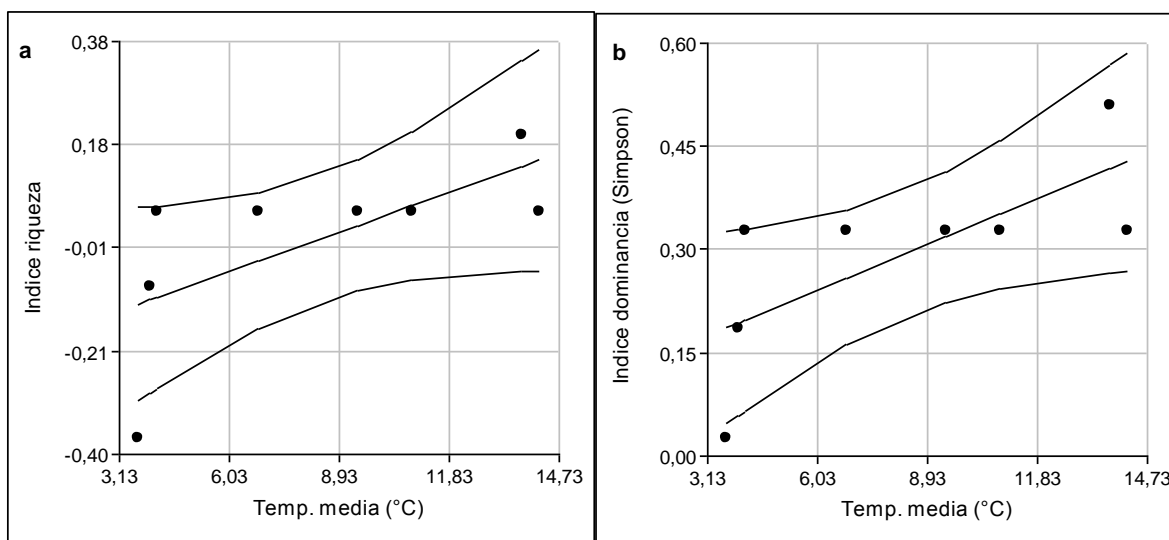


Fig. 5.8: Relación de la riqueza (a; S) y dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas con la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.c.2. Sitio PRJO

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo relacionado significativamente con la T. mín. media ($R^2 = 0,35$; $p < 0,01$; Fig. 5.9). El resto de las variables climatológicas consideradas no estuvieron relacionadas con el número de individuos ($p > 0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 1,08_x + 0,09 * T.\text{mín. media}$$

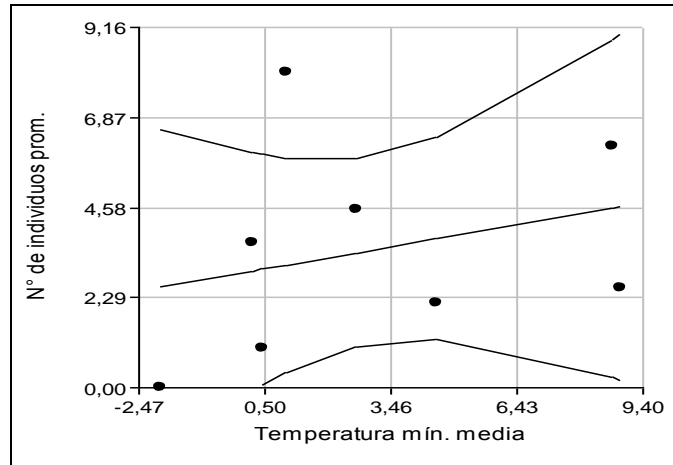


Fig. 5.9: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura mínima media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas estuvieron significativamente relacionadas con la T.med. ($R^2 = 0,43$; $p < 0,05$; Fig. 5.10.a y $R^2 = 0,44$; $p < 0,05$; Fig. 5.10.b; respectivamente). El resto de los índices no estuvieron relacionados con las variables climatológicas consideradas ($p > 0,05$).

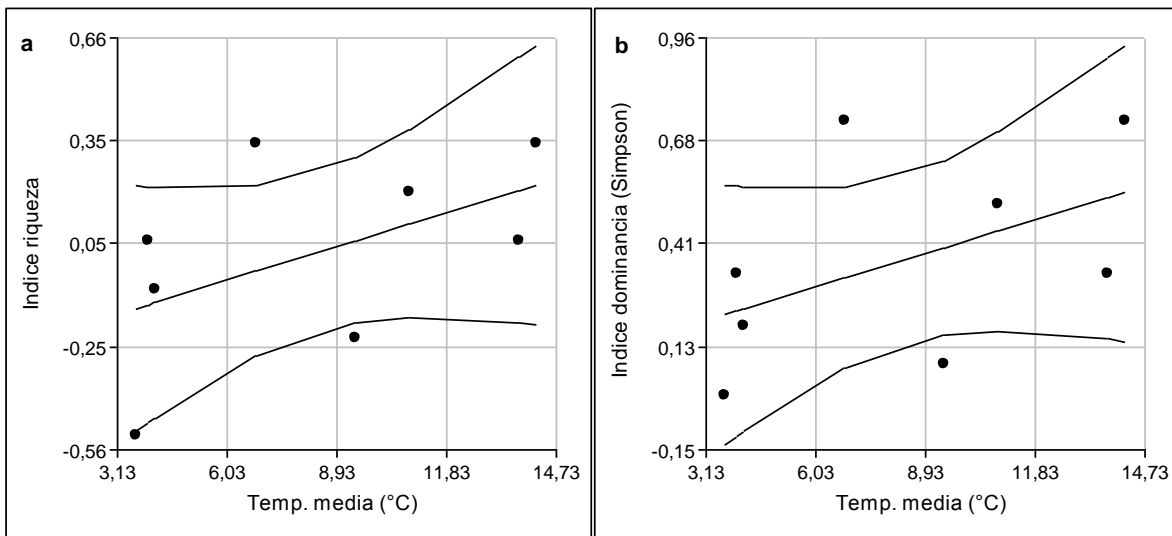


Fig. 5.10: Relación de la riqueza (a; S) y dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas con la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p>0,05$).

5.d) Sitios con extracción de leña por manchones (TUDO Y TUUP)

5.d.1. Sitio TUDO

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo significativamente relacionado con la T.med. ($R^2=0,48$; $p<0,05$; Fig. 5.11). El resto de las variables climatológicas consideradas no estuvieron relacionadas significativamente con el número de individuos ($p>0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 1,19x + 0,20 * T.\text{med.}$$

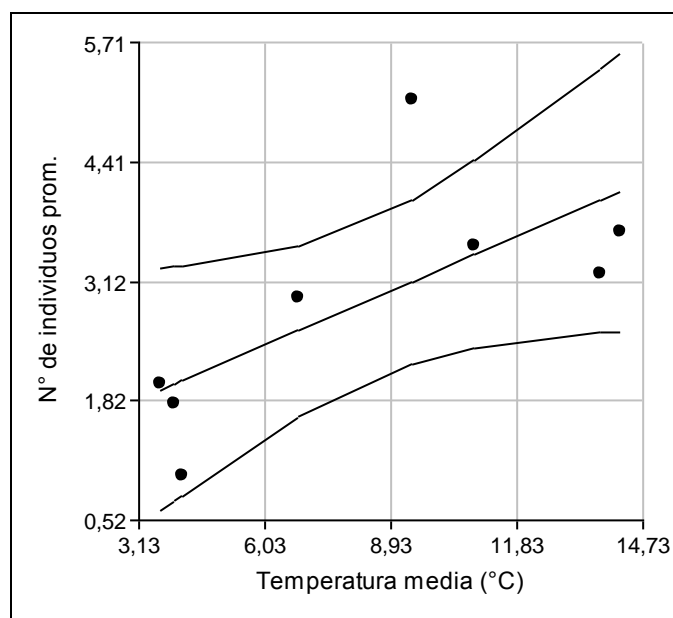


Fig. 5.11: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas estuvieron positivamente correlacionadas con la T.med. ($R^2 = 0,37$; $p<0,05$; Fig. 5.12.a y $R^2 = 0,48$; $p<0,05$; Fig. 5.12.b). La diversidad (índice de Shannon) y la equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se

correlacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p>0,05$).

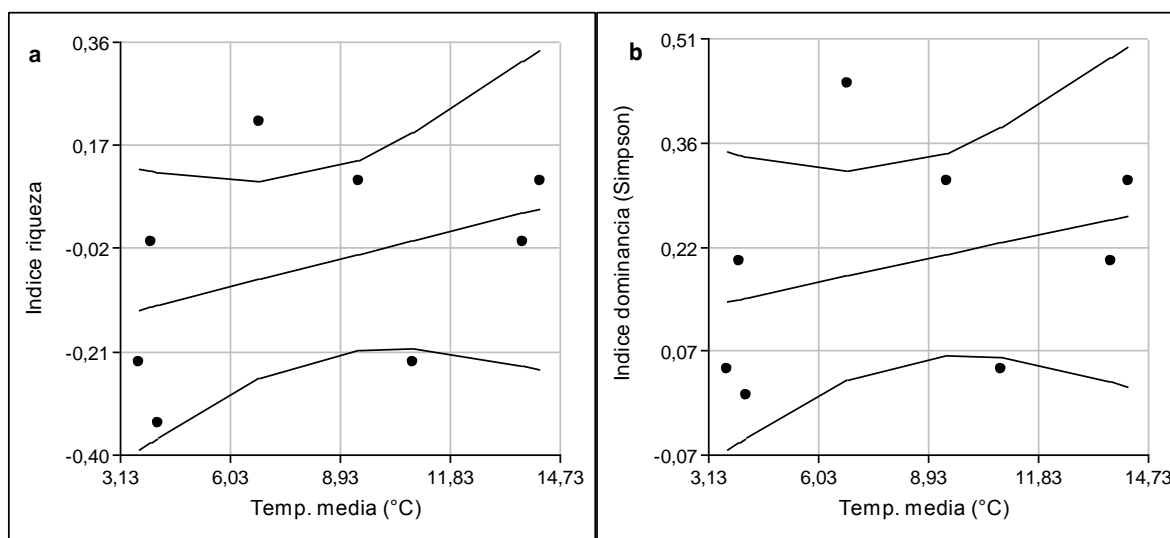


Fig. 5.12: Relación de la riqueza (a; S) y la dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas con la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p>0,05$).

5.d.2. Sitio TUUP

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no estuvo relacionado significativamente con las variables consideradas ($p>0,05$). La riqueza (S) y la dominancia (índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas estuvieron positivamente correlacionadas con la T.med. ($R^2= 0,42$; $p<0,05$; Fig. 5.13.a y $R^2= 0,42$; $p<0,05$; Fig.5.13.b, respectivamente). La diversidad (índice de Shannon) y la equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se correlacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p>0,05$).

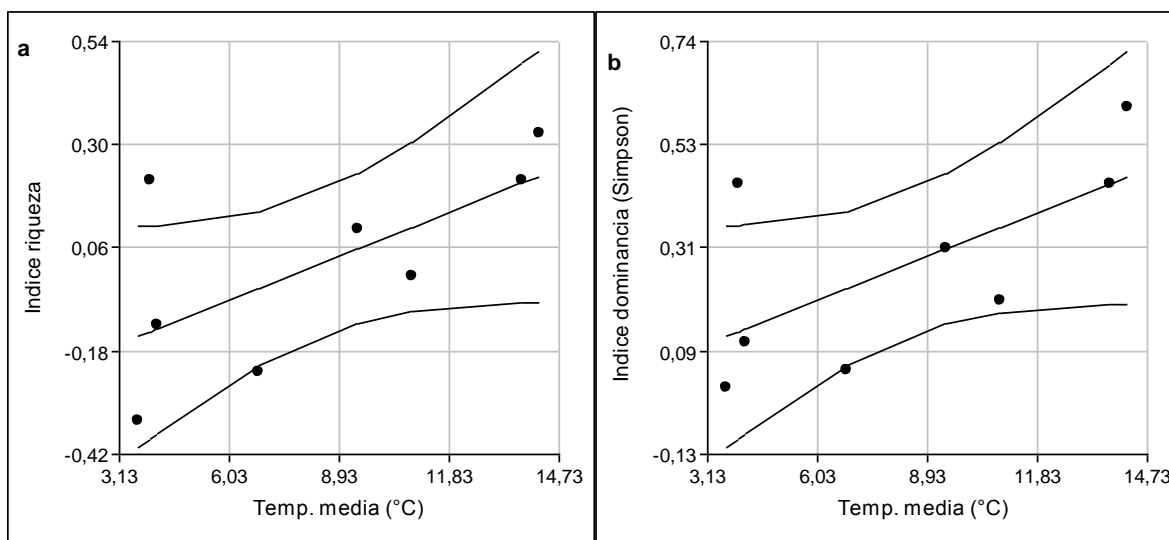


Fig. 5.13: Relación de la riqueza (a; S) y la dominancia (b; índice de Simpson) de los órdenes representados en las capturas con la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.e) Sitios con extracción de leña por parquizado (PAPI y PAJO)

5.1.e. Sitio PAJO

El número de individuos, la riqueza (S) y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se relacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p > 0,05$).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.2.e. Sitio PAPI

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo significativamente relacionado con la T.mín. media ($R^2 = 0,66$; $p < 0,01$; Fig. 5.14). El resto de las variables climatológicas consideradas no se relacionaron significativamente con el número de individuos ($p > 0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 1,68x + 0,35 * T. \text{ mín. media}$$

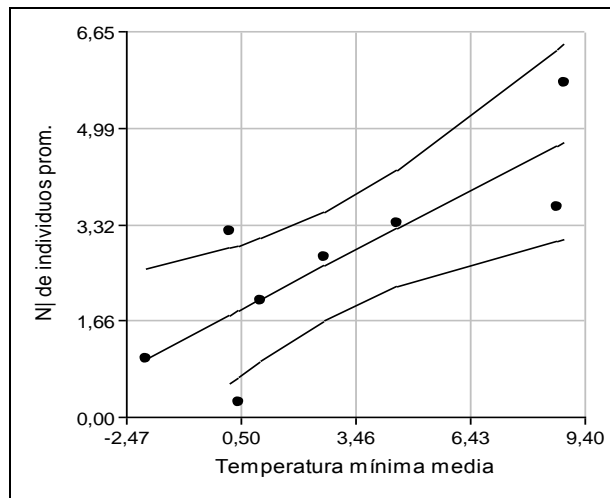


Fig. 5.14: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura mínima media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

La riqueza (S) y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se relacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p > 0,05$).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza (S) de órdenes y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.f) Sitios con conversión de bosques a pasturas (PAGA y PAPE)

5.f.1. Sitio PAGA

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas se correlacionó positivamente con la T. máx. media ($R^2=0,45$; $p<0,05$; Fig. 5.15). El resto de las variables climatológicas consideradas no se relacionaron significativamente con el número de individuos ($p>0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 0,67x + 0,14 * T. \text{ máx. media}$$

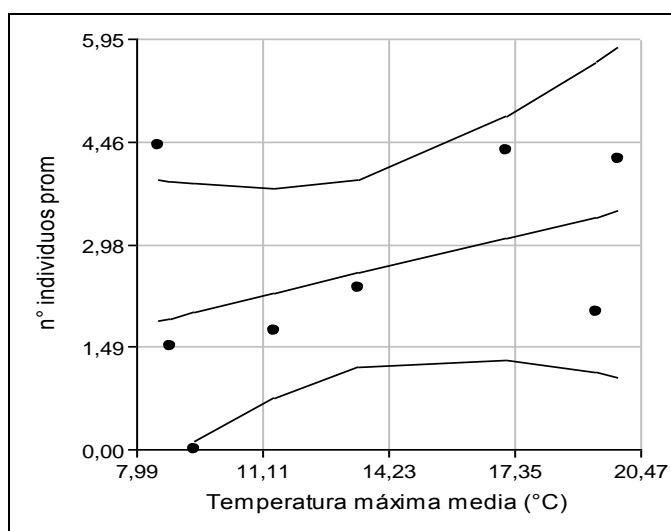


Fig. 5.15: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura máxima media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

La diversidad (índice de Shannon) de los órdenes representados en las capturas se relacionó negativamente con la T.med. ($R^2= 0,45$, $p<0,05$; Fig. 5.16). La riqueza (S) y los índices de dominancia (índice de Simpson) y equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se relacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p>0,05$).

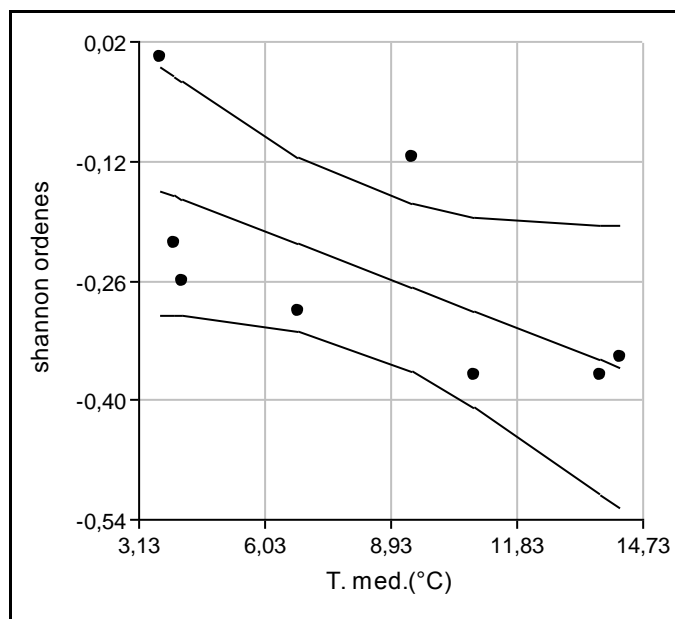


Fig. 5.16: Relación de la diversidad (índice de Shannon) de los órdenes representados en las capturas y la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado y las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%)

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza de órdenes y los índices de dominancia, diversidad y equitatividad no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

5.f.2. Sitio PAPE

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo negativa y significativamente relacionado con la T. med. ($R^2 = 0,63$; $p < 0,05$; Fig. 5.17). El resto de las variables climatológicas consideradas no se relacionaron significativamente con el número de individuos ($p > 0,05$). El modelo ajustado es el siguiente:

$$\text{Número de individuos promedio} = 2,41 - 0,05 * T. \text{ med.}$$

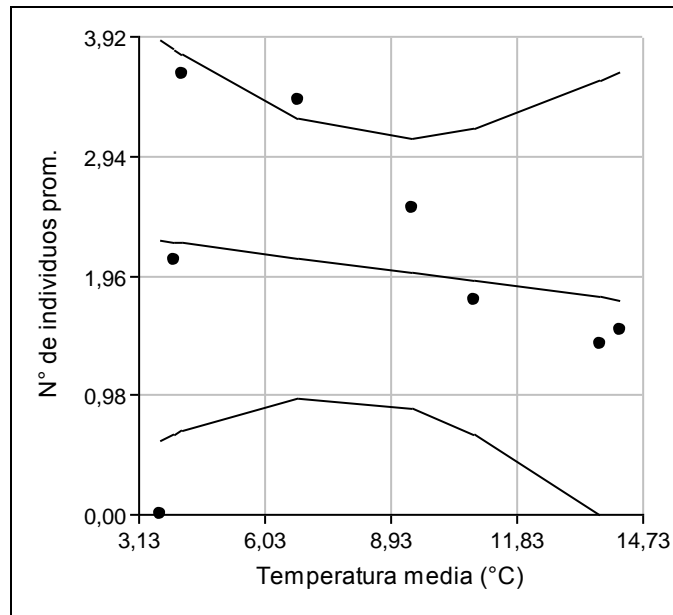


Fig. 5.17: Relación entre el número de individuos promedio de los órdenes representados en las capturas y la temperatura media (°C). La línea interior corresponde al modelo lineal ajustado. Las líneas externas corresponden a las bandas de confianza (95%).

La riqueza (S) y los índices de dominancia (índice de Simpson), diversidad (índice de Shannon) y equitatividad (índice de Pielou) de los órdenes representados en las capturas no se relacionaron significativamente con las variables climatológicas consideradas ($p > 0,05$).

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas, la riqueza de órdenes y los índices de dominancia, diversidad y equitatividad no estuvieron correlacionados con la cobertura vegetal ($p > 0,05$).

4.2.- Relación entre el número de individuos de los órdenes representados en las capturas y las variables independientes (climatológicas y cobertura) entre los sitios asociados a diferentes impactos

Al considerar conjuntamente los sitios relacionados con cada tipo de impacto se observó que el número de individuos de los órdenes representados en las capturas se correlacionó positivamente con la T° media ($p < 0,05$; Tabla 5.1). En los sitios sometidos a extracción de leña por parquizado (PAPI y PAJO) y quemados hace 15 años (GADO y GAUP), el número

de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo positivamente correlacionado con la T° mín. media ($p < 0,05$; Tabla 5.1) y la T° máx. media ($p < 0,05$; Tabla 5.1). El número de individuos de los órdenes representados en las capturas no estuvo correlacionado con la precipitación media en ninguno de los sitios sometidos a perturbaciones ($p < 0,05$; Tabla 5.1).

Tabla 5.1: Correlación entre el número de individuos de los órdenes representados en las capturas y las variables climatológicas consideradas. Se presentan los valores del coeficiente de correlación de Spearman y el valor de significación ($p < 0,05$) para cada variable climatológica considerada según el tipo de perturbación.

Tipo de Perturbación	T° media		T° mín. media		T° máx. media		PP, mm	
	Coeficiente Correlación Spearman	p-valor	Coeficiente Correlación Spearman	p-valor	Coeficiente Correlación Spearman	p-valor	Coeficiente Correlación Spearman	p-valor
Conversión a pasturas (PAGA y PAPE)	$r=0,11$	$p < 0,05$	$r=0,13$	$p > 0,05$	$r=0,03$	$p > 0,05$	$r=0,13$	$p > 0,05$
Extracción Leña por Manchones (TUUP y TUDO)	$r=0,15$	$p < 0,05$	$r=0,10$	$p > 0,05$	$r=0,10$	$p > 0,05$	$r=-0,03$	$p > 0,05$
Extracción Leña por Parquizado (PAPI y PAJO)	$r=0,22$	$p < 0,05$	$r=0,27$	$p < 0,05$	$r=0,22$	$p < 0,05$	$r=0,06$	$p > 0,05$
Prístinos (PRPI y PRJO)	$r=0,08$	$p < 0,05$	$r=0,06$	$p > 0,05$	$r=0,02$	$p > 0,05$	$r=-0,03$	$p > 0,05$
Quemados hace 15 años (GADO y GAUP)	$r=0,21$	$p < 0,05$	$r=0,22$	$p < 0,05$	$r=0,24$	$p < 0,05$	$r=-0,12$	$p > 0,05$
Quemados hace 25 años (INDO e INUP)	$r=0,14$	$p < 0,05$	$r=0,02$	$p > 0,05$	$r=0,01$	$p > 0,05$	$r=-0,04$	$p > 0,05$

El número de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo positivamente correlacionado con el estrato arbóreo y de origen nativo en los sitios vírgenes sin manejo y en los sometidos a extracción de leña por parquizado ($p < 0,05$; Tabla 5.2).

Tabla 5.2: Correlación entre el número de individuos de los órdenes representados en las capturas y la cobertura vegetal relativa según su origen y estrato. Se presentan los valores del coeficiente de correlación de Spearman y el valor de significación ($p < 0,05$) para cada tipo de perturbación.

Tipo de Perturbación	Cobertura Vegetal		Coeficiente Correlación Spearman	p - valor
	Origen	Estrato		
Conversión a pasturas (PAGA y PAPE)	Exótico	Herbáceo	$r = -0,11$	$p > 0,05$
	Nativo	Arbustivo Herbáceo	$r = -0,03$ $r = 0,24$	$p > 0,05$
Extracción Leña por Manchones (TUUP y TUDO)	Exótico	Herbáceo	$r = 0,38$	$p > 0,05$
	Nativo	Arbóreo Arbustivo Herbáceo	$r = -0,19$ $r = 0,06$ $r = -0,01$	$p > 0,05$
Extracción Leña por Parquizado (PAPI y PAJO)	Exótico	Arbóreo Herbáceo	$r = 0,01$ $r = -0,01$	$p > 0,05$
	Nativo	Arbóreo	$r = 0,03$	$p < 0,05$
		Arbustivo Herbáceo	$r = -0,08$ $r = -0,12$	$p > 0,05$
Prístinos (PRPI y PRJO)	Exótico	Herbáceo	$r = 0,01$	$p > 0,05$
	Nativo	Arbóreo	$r = 0,27$	$p < 0,05$
		Arbustivo Herbáceo	$r = 0,01$ $r = 0,1$	$p > 0,05$
Quemados hace 15 años (GADO y GAUP)	Exótico	Herbáceo	$r = 0,02$	$p > 0,05$
	Nativo	Arbóreo Arbustivo Herbáceo	$r = 0,31$ $r = 0,14$ $r = 0,1$	$p > 0,05$
Quemados hace 25 años (INDO e INUP)	Exótico	Arbóreo Arbustivo Herbáceo	$r = 0,01$ $r = 0,01$ $r = -0,06$	$p > 0,05$
	Nativo	Arbóreo Arbustivo Herbáceo	$r = 0,04$ $r = 0,0035$ $r = -0,19$	$p > 0,05$

5.- DISCUSIÓN

Entre los principales factores que determinan la diversidad de una comunidad de artrópodos se encuentra el complejo de relaciones entre los individuos, entre estos y el ambiente, y las condiciones abióticas a las que se encuentran sometidos, las que a su vez se manifiestan a nivel ambiente (Wolda 1978; Mattson 1980; Strong et al. 1984; Lawton 1989; Marinoni y Ganho 2003). En base a ello, la composición de especies de una comunidad de artrópodos en un ambiente determinado puede variar a lo largo del tiempo y del espacio (MacArthur 1965; Clark y Clark 1984; Cornell 1985; Weiher y Boylen 1994; Kaspari 1993; Partel et al. 1996; Begon et al. 2006; Torres Madi y Ravazzi 2006).

De acuerdo a lo observado en el Capítulo 4 y en esta sección, los factores climáticos incidieron fuertemente sobre la diversidad y la abundancia de los artrópodos asociados a los bosques de Ñire considerados. La variación observada en la abundancia de los órdenes de artrópodos representados en las capturas y en los índices de diversidad y dominancia, estaría en estrecha relación con la temperatura del ambiente. De un modo similar, Debandi (1999) reportó que la riqueza de artrópodos de la reserva Ñacuñán, Mendoza, asociados a *Larrea divaricata* y *L. cuneifolia* disminuyó durante los meses más fríos y más secos, y aumentó durante las estaciones cálidas, hecho que también fue observado en bosques templados de Australia y Europa (Brunsting 1981, 1983; Parker y Courtney 1983; Frith y Frith 1985; Müller y Kaschuba 1986; Niemelä 1988, 1989; Ezho 1995; Arun y Vijayan 2004). Lo observado en estos trabajos y en este estudio, sugiere la existencia en este grupo de un patrón de respuesta similar a los cambios en las condiciones climáticas. Además, la relación positiva entre la temperatura y el número de individuos de los órdenes representados en las capturas se observó en todos los sitios de muestreo, con excepción de los sitios convertidos a pastura. Particularmente, en PAPE se observó una relación inversa entre el número de individuos y la temperatura, mientras que en PAGA se observó una relación inversa entre la diversidad de los órdenes representados en las capturas y la temperatura. En coincidencia con Wallner (1978), Crawley (1989) y Coley (1998), los resultados observados sugieren que la temperatura

puede tener efectos negativos directos sobre las poblaciones de artrópodos en sitios donde la vegetación se ha convertido en pastura. En este sentido, la relación inversa entre la temperatura ambiental y la abundancia de artrópodos también fue reportada para desiertos de Israel (Ayal y Merkl 1994; Krasnow y Shenbrot 1997), para praderas de Norte América (Stapp 1997), y para la estepa patagónica (Mazía et al. 2006). Si bien, en este estudio los valores de temperatura fueron estimados teniendo en cuenta los promedios de estaciones meteorológicas, por lo que estos datos pueden considerarse como representativos para cada uno de los sitios de muestreo. En base a ello, puede considerarse que los incrementos relativos en la temperatura son consecuencia directa de los cambios producidos en las estructuras vegetales, debido a que al eliminarse la cobertura arbórea la temperatura aumenta (Coley 1998). Resultados similares fueron observados por Saunders et al. (1991), Niemelä y Halme (1992), Andrén (1995), Chen et al. (1995), Murcia (1995), Donovan et al. (1997), y Laurance (2000) al comparar ambientes boscosos con praderas de Europa. Este patrón no sólo se explicaría por las mayores temperaturas relativas en pasturas, las que como se comentó previamente afectan negativamente a los artrópodos, sino también por la menor heterogeneidad de estos ambientes, lo que está asociado a una menor disponibilidad de micro-hábitats (Saunders et al. 1991; Niemelä y Halme 1992; Halme y Niemelä 1993; Laurance 2000).

La abundancia de individuos de los órdenes representados en las capturas estuvo positivamente correlacionada con la cobertura del estrato arbóreo. La preferencia de los artrópodos por ambientes con mayor cobertura vegetal se debería a la mayor disponibilidad de alimento, refugio y otras condiciones asociadas a la cobertura de la vegetación (Kotliar y Wiens 1990; Levin 1992). La cobertura vegetal suele ser de vital importancia para algunas especies de artrópodos con preferencias de hábitat muy marcadas (Lowman 1982; Wolda 1988; López-Gómez y Cano-Santana 2010) dado que la mayor densidad del follaje ofrece más y mejores refugios contra los predadores y las condiciones climáticas adversas (Koivula 2002; Koivula y Niemelä 2002, 2003). A su vez, distintos autores (Lowman 1985; Preisser et al. 1998) sugieren que las comunidades de artrópodos varían de acuerdo a los cambios estacionales que sufre la vegetación,

disminuyendo la riqueza de órdenes y la abundancia de individuos durante otoño e invierno y aumentando en las estaciones más benignas (Lowman 1982; Debandi 1999). De acuerdo a lo mencionado previamente, y tal como se observó en este trabajo, podría considerarse que la abundancia de artrópodos se encuentra estrechamente relacionada con las condiciones climáticas y la fenología de la vegetación.

Varios autores han puesto en evidencia las implicancias ecológicas de la formación de claros dentro de la dinámica de los bosques (Brokaw 1985; Hartshorn 1990; Denslow y Hartshorn, 1994). En la mayoría de los casos, los impactos generados por la disminución del estrato arbóreo generada por la caída masiva de árboles (condicionada en muchos casos por factores naturales asociados a la presencia de suelos frágiles y la acción del viento) o la deforestación de áreas para el desarrollo de actividades de tipo silvopastoril, la que resulta en la apertura de claros de gran extensión (Thiollay 1992; Denslow y Hartshorn 1994), reducen drásticamente el potencial de la regeneración arbórea (Whitmore 1986; Gentry y Terborgh 1990;). En estos casos, las especies predominantes en las fases sucesionales tempranas encuentran limitaciones para colonizar los sectores ampliamente deforestados (Charles-Dominique 1986) y donde las alteraciones de carácter ambiental, como por ejemplo la reducción de la cobertura arbórea, la erosión y desecación del suelo, el incremento en las temperaturas y en la incidencia de luz, la pérdida del mantillo vegetal y la disminución de la humedad relativa (Bazzaz 1986; Johnson y Cabarle 1993; Denslow y Hartshorn 1994), promueven el establecimiento de comunidades herbáceas caracterizadas por una menor diversificación estructural y fisionómica, así como la preponderancia de pocas especies con una alta capacidad invasora (Charles-Dominique 1986; Thiollay, 1992). Dado que se observó una mayor abundancia de individuos en los sitios vírgenes sin manejo, los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que las perturbaciones asociadas a los sitios de muestreo de este trabajo pueden afectar de manera significativa la abundancia y diversidad de artrópodos. La eliminación del estrato arbóreo, y el consecuente incremento de los estratos arbustivo y herbáceo, resulta en la disminución de hábitats favorables, generando también cambios en las condiciones climáticas (principalmente el incremento de la temperatura), aumento

en la presión de predación, entre otros factores, lo cual afecta negativamente la abundancia de artrópodos.

Capítulo VI: Consideraciones Finales

La perpetuación de los ecosistemas forestales naturales depende en gran medida de mantener una gran diversidad de estructuras y funciones, algunas de las cuales aún no se encuentran del todo comprendidas. En relación a ello, la concreción de un inventario completo de la biota terrestre sigue siendo aún una prioridad (Ronquist y Gärdenfors 2003). El principal desafío es documentar el patrón de riqueza de especies de los escasos grupos conocidos (Hammond 1992), y explorar las regiones silvestres del mundo que aún poseen hábitats intactos con un alto valor de conservación (Mittermeir et al. 2003).

Las prácticas forestales modifican la biodiversidad de los bosques y pueden producir la pérdida de especies (Wigle y Roberts 1997; Deferrari et al. 2001; Spagarino et al 2001; Martínez – Pastur et al. 2002) debido a cambios en las estructuras y coberturas vegetales, a la introducción de especies exóticas, y a la modificación de los factores micro - climáticos o de los ciclos de nutrientes (Reader y Bricker 1992).

Los sitios muestreados en este estudio presentaron una cobertura elevada de especies vegetales en los diferentes estratos. En la mayoría de los sitios el estrato arbóreo estuvo representado por especies de origen nativo tales como Ñire (*Nothofagus antartica*) y Maitén (*Maytenus boaria*), presentando el primero un estado de conservación bueno y/u óptimo. Sin embargo, en los sitios utilizados para la extracción de leña y conversión de pasturas no se observaron renovales de ñire, por lo que puede considerarse que las prácticas realizadas en estos sitios no permiten la renovación de la especie, estando comprometida su recuperación natural.

En los sitios afectados por incendios se observó una clara disminución de especies de origen nativo y la invasión de especies de origen exótico, tales como el arbusto Rosa Mosqueta (*Rosa eglanteria*). Sin embargo, el hecho de observarse la presencia de renovales de ñire junto con otras especies oportunistas, permite concluir que estos sitios se encuentran en un proceso de regeneración sucesional.

Los estratos arbustivo y herbáceo estuvieron dominados conjuntamente por especies de origen nativo y exótico en la mayoría de los sitios, excepto en los sitios convertidos a pastura donde dominaron las especies exóticas. Esto se debe a que la apertura del dosel induce un incremento de la cobertura de especies con alto valor forrajero. Además, en estos sitios no se observaron renovales de ñire, por lo que puede concluirse que la recuperación y regeneración del bosque, en estos sitios, se encuentra seriamente comprometida.

Se observó que en los diferentes ñirantales considerados la temperatura ejerció un fuerte efecto regulador en la diversidad de artrópodos. Estos resultados coinciden con lo reportado para otros ambientes por diferentes autores (Larson 1939; Lindroth 1945; Lowman 1982; Niemelä et al. 1989; Debandi 1999; Noriega et al. 2007) en relación a que la temperatura afecta y determina los patrones de distribución y abundancia de los artrópodos. Tal influencia de la temperatura podría estar relacionada con la dinámica propia de los recursos, con mecanismos tendientes a evitar la competencia, o con patrones de desarrollo de los organismos (Root 1973; Brunsting 1983; Niemelä et al. 1989; Klimaszewski et al. 2003).

Si bien actualmente existe una controversia acerca de cómo las especies de artrópodos pueden ser beneficiadas o perjudicadas por las modificaciones de la apertura del dosel o de la mayor densidad del follaje (Lowman 1982; Niemelä et al. 1988, 1993; Haila et al. 1994; Spence et al. 1996; Beaundry et al. 1997; Debandi 1999; Heliölä et al. 2001; Sánchez y Parmenter 2002; Pearce et al. 2003; Tews et al. 2004; entre otros), en este estudio se observó que los sitios con cobertura arbórea, en particular los sitios vírgenes sin manejo, presentaron mayor número de individuos de los órdenes capturados, que los sitios con predominancia de cobertura herbácea y arbustiva. Este hecho sugiere que las perturbaciones en el ambiente que mantienen o permiten la regeneración de la cobertura arbórea no afectan de manera marcada la diversidad y la dinámica comunitaria de los artrópodos, quizás debido a que no modifican substancialmente la oferta de hábitats con condiciones micro-climáticas favorables, de alimento y de refugio. Si bien en los sitios convertidos a pastura se capturaron los mismos

órdenes de artrópodos que en el resto de los sitios, el número de individuos fue menor. Esto se debería a la marcada modificación en estos sitios de las variables recién mencionadas, y fundamentalmente a la modificación de las condiciones térmicas dado que algunos artrópodos son sensibles a las altas temperaturas y probablemente a la desecación (Whicker y Tracy 1987; Parmenter et al. 1989).

Los resultados aquí presentados corroboran en gran parte la información señalada por otros autores en relación a los impactos generados por el aprovechamiento de maderas sobre la estructura y composición de los bosques de *Nothofagus* (Franklin y Forman 1987; Franklin 1993; Spagarino et al. 2001). Aún la extracción selectiva de un relativamente bajo número de árboles genera un serie de efectos sobre la masa boscosa remanente, entre los cuales se puede mencionar la disminución en la densidad de elementos arbóreos pertenecientes a las categorías estructurales más abundantes y que conforman el potencial de regeneración del bosque (Johns 1986; Hutchinson 1987; Gentry y Terborgh 1990; Rankin et al. 1990; Johnson y Cabarle 1993). Dependiendo de la identidad de los artrópodos, puede considerarse, que la mayoría pueden sobrevivir en áreas afectadas y modificadas por perturbaciones, siempre que se logre mantener o recuperar la cobertura natural de los estratos, principalmente el arbóreo. Sin embargo, el reemplazo del estrato arbóreo por especies arbustivas y herbáceas en zonas utilizadas para pasturas y extracción de leña o perturbadas por incendios, afecta drásticamente la dinámica comunitaria de los artrópodos al quedar estas zonas expuestas a condiciones climáticas rigurosas. Es por ello que es imprescindible mantener bosques vírgenes sin manejo que incluyan características propias y específicas (Werner y Raffa 2000), tales como refugios contra depredadores, condiciones micro-climáticas adecuadas para el crecimiento y desarrollo de los individuos, disponibilidad de recurso, entre otras (Jalonen y Vanha-Majamaa 2001; Pearce et al. 2003; Koivula et al. 2005), ya que permiten el mantenimiento original de la biodiversidad del ecosistema.

La conservación de los bosques del sur de Argentina requiere de esfuerzos conjuntos entre diferentes actores, tales como las instituciones técnico-científicas,

agencias de gobierno y la comunidad, tendientes a la elaboración de propuestas superadoras de los modelos de producción que afectan el medio ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A. y P. Feinsinger. 1994a. Habitat fragmentation, native insect pollinators and feral honey bees in Argentine "Chaco Serrano". *Ecological Applications* 4, 378 – 392.
- Aizen, M. A. y P. Feinsinger. 1994b. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75, 330 – 351.
- Alberdi, M. 1987. Ecofisiología de especies chilenas del género *Nothofagus*. *Bosque* 8:77-84.
- Allison, A., A. Samuelson y S. E. Miller. 1997. Patterns of beetle species diversity in *Castanopsis acuminatissima* (Fagaceae) trees studied with canopy fogging in mid-montane New Guinea rainforest, p. 224–236. In: N. E. Stork; J. Adis & R. K. Didham (eds.). *Canopy Arthropods*. London, Chapman & Hall, 567 pp.
- Alstad, D. N., G. F. Edmunds y L. H. Weinstein Jr. 1982. Effects of air pollutants on insect populations. *Ann. Rev. Entomol.* 27: 369-384.
- Andersen, A. 1997. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. *Conservation ecology*
- Andrén, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. In: Hansson L., L. Fahrig, G. Merriam (eds) *Mosaic landscapes and ecological processes*. London, Chapman y Hall: 225-255.
- Andrén, H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. In: Hansson L., L. Fahrig, G. Merriam (eds) *Mosaic landscapes and ecological processes*. London, Chapman y Hall, 225-255pp.
- Anónimo, 1994. Especies de vertebrados de valor especial de los parques nacionales patagónicos argentinos. Administración de Parques Nacionales, Delegación Técnica Regional Patagonia, San Carlos de Bariloche, 10 pp.

- Anónimo, 1999. Análisis de la Biodiversidad y Conservación de la Ecorregión Valdiviana, 2º Etapa. Fundación Vida Silvestre Argentina. Memoria del taller. San Carlos de Bariloche, Argentina. 10 pp.
- Apigian, K.O., D. L. Dahlsten, S. L. Stephens. 2006. Fire and fire surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. *For. Ecol. Manage.* 221, 110–122.
- Armesto, J.J., C. Villagrán y M.K. Arroyo (eds). 1995. *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. Pp. 470.
- Arnone III, A., J.G. Zaller, C. Ziegler, H. Zandt, Ch. Kiirner. 1994. Leaf quality and insect herbivory in model tropical plant communities after long-term exposure to elevated atmospheric CO₂. *Oecología* 104: 72-78.
- Arun, P. R. y V.S. Vijayan. 2004. Patterns in Abundance and Seasonality of Insects in the Siruvani Forest of Western Ghats, Nilgiri Biosphere Reserve, Southern India. *The Scientific World Journal* 4: 381–392.
- Ayal, Y. y O. Merkl. 1994. Spatial and temporal distribution on tenebrionid species (Coleoptera) in the Negev Highlands, Israel. *Journal of Arid Environments* 27: 347-361.
- Bangert, R. K., R.J. Turek, B. Rehill, G.M. Wimp, J.A. Schweitzer, G.J. Allan, K.K. Bailey, G.D. Martinsen, P. Keim, R.L. Lindroth, T.G. Whitham 2006. A genetic similarity rule determines arthropod community structure. *Molecular Ecology* 15:1379-1392.
- Baumgardner, D. E. 2007. New species of Leptohyphidae (Ephemeroptera) from Costa Rica. *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 109(2): 416-426.
- Bava, J., A. Haag, G.N. Aguado, H. Claverie; P. López Bernal. 2008. Distribución, estado y potencialidad para la producción maderera de los bosques del Chubut. En: Libro de actas II Reunión sobre Nothofagus en la Patagonia. Esquel, Chubut.

- Bazzaz, F. A. 1986. The response of natural ecosystems to the rising global carbon dioxide levels. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 167-196.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford
- Berg, B. y R. Laskowski. 2006. *Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover*. Academic Press, New York.
- Berrios, P. 2002. Artrópodos asociados a suelo de renovales de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oersted (Fagaceae) en la zona costera de la VIII región. *Gayana* 66(1): 1-6.
- Bertonatti, C. y J. Corcuera. 2000. *Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires, Argentina. 440 pp.
- Bess, E.C., R.R. Parmenter, S. McCoy, y M.C. Molles. 2002. Responses of a riparian forest-floor arthropod community to wildfire in the middle Rio Grande Valley, New Mexico. *Environmental Entomology* 31: 774-784.
- Bezemer, T.M. y T. H. Jones. 1998. Plant-insect herbivore interactions in elevated atmospheric CO₂: quantitative analyses and guild effects. *Oikos* 82: 212-222.
- Bibby, C., M. Jones y S. Madsen. 1998. *Bird Surveys: Expeditions Field Techniques*. Published by the Expedition Advisory Center. London, England. 135 pp.
- Bishop, L. y S. Riechert. 1990. Spiders colonization of agroecosystems: mode and source. *Environmental Entomology*. 19 (6): 1738-1745.
- Bran, D. 1991. Caracterización de la Estructura y Dinámica de los Ñirantales y Comunidades de Contacto en el Ecotono Bosque – Estepa en el Noroeste de la Patagonia. INTA, Informe Anual Plan I. San Carlos de Bariloche, Argentina. 16 pp.
- Bran, D., C. López, J. Ayesa y H. Moraga. 1994. Caracterización de la Estructura y Dinámica de los Ñirantales y Comunidades de Contacto en el Ecotono Bosque – Estepa en el Noroeste de la Patagonia. INTA, Informe Anual Plan I. San Carlos de Bariloche, Argentina. 10 pp.

- Bran, D., S. Rusak, J. Ayesa y H. Moraga. 1998. Los matorrales de *Nothofagus antarctica* (ñire) en el contacto Bosque-Estepa. Estructura y regeneración después de una tala. Comunicación técnica N° 47. INTA. EEA. Bariloche.
- Brandmayer, P. y T.Z. Brandmayer. 1986: Phenology of ground beetles and its ecological significance in some of the main habitat types of Southern Europe. In: P. J. den Boer, M.L. Luff, D. Mossakowski y F. Weber (eds.) Carabid beetles, their adaptations and dynamics: 195-220. Gust. Fisher Stuttgart.
- Braun-Blanquet, J. 1932. Plan sociology, the study of plant communities, traducción del alemán, revision y edición de Fuller G.D. y Conrad H.S., reimpresso por Hafner Pub. Co, Nueva York, 439 pp.
- Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. Ecology 66: 682-687.
- Brunsting, A. M. H. 1981: Distribution patterns, life cycle and phenology of *Pterostichus oblongopunctatus* F. (Col. Carabidae) and *Phylonthus decorus* Grav. (Col. Staphylinidae). Neth. Journal of Zoology 31: 418-452.
- Buddle, C.M., J.R. Spence y D.W. Langor. 2000. Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. Ecography 23: 424-436.
- Burgos, J. 1985. Clima del extremo sur de Sudamérica. En: Boelcke, O; DM Moore y F.A. Roig (eds.). Transecta Botánica de la Patagonia Austral. Pp. 10-48. CONICET (Argentina), Royal Society (Gran Bretaña) e Instituto de la Patagonia (Chile).
- Burke d., y H. Goulter. 1988. Landscape and area effects onf beetles assemblages in Ontario. Ecography 21: 472-479.
- Burns, B. 1993. Fire-induced dynamics of *Araucaria araucana*-*Nothofagus antarctica* forest in the southern Andes. Journal of Biogeography 20:669-685.

- Bustos, C. y V. Rocchi. 1993. Caracterización termopluviométrica de veinte estaciones meteorológicas de Río Negro y Neuquén. Comunicación Técnica N°1. INTA Bariloche.
- Butterfield, J. E. L. 1986. Changes in life cycle strategies of *Carabus problematicus* over a range of altitudes in Northern England. *Ecological Entomology* 11: 17-26.
- Cabrera, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2 ed. Buenos Aires, ACME. 86p.
- Cabrera, A. L. y A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Monografías de la OEA, Washington D.C. 120 pp.
- Calderón, G. 1993. La explotación de *Nothofagus* al tapete. *Chile forestal* 11 (1): 32-33
- Cardoso, P., P. A. V. Borges, K. A. Triantis, M. A. Ferrández, J. L. Martín. 2011. Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation* 144, 2432-2440.
- Carpenter, R.A. (ed.). 1983. Natural Systems for Development: What Planners Need to Know. Macmillan, New York.
- Carranza, C. A. y M. Ledesma 2009. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial. 9 pp.
- Charles-Dominique, P. 1986. Interrelation between frugivorous vertebrates and pioneer plants: Cecropia birds and bats in French Guiana. In *Frugivores and seed dispersal ecological and evolutionary aspects*. (ed) T.H. Fleming and A. Estrada. *Vegetatio*, 107/108: 75-84.
- Chen, J., J. F. Franklin y T. A. Spies. 1995. Growing –season microclimatic gradients from clearcut edges into old – growth Douglas – fir forest. *Ecol. Appl.* 5: 74-86.

- Chen, J., J. F. Franklin, T. A. Spies. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas – fir forests. *Ecological Applications* 5: 74-86.
- Chown, S.L., K.J. Gaston, D. Robinson. 2004. Macrophysiology: large-scale patterns in physiological traits and their ecological implications. *Functional Ecology* 18:159–167
- Claps, L. E., G. Debandi, y S. Roig-Juñent (eds). 2008. Biodiversidad de Artrópodos Argentinos (Volumen 2). Sociedad Entomológica Argentina.
- Clark, D.B y D.A. Clark. 1984. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. *Oikos* 55:225-230.
- Coley, P. D. 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climate Change* 39: 455-472.
- Connel, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199, 1302-1310.
- Conticello, L., R. Gandullo, A. Bustamante y C. Tartaglia. 1996. Fitosociología de los bosques caducifolios del norte del Departamento Lácar y sur de Huiliches de la provincia de Neuquén (Argentina). *Bosque*, 17:27-43.
- Cornell, H.V. 1985. Local and regional richness of Cynipine gall wasps on California oaks. *Ecology* 66: 1247-60.
- Coscarón, S. y P. Wygodzinsky. 1962. Simuliidae (Diptera-Insecta) de Tierra del Fuego, Patagonia e Isla de Juan Fernández. *Acta Zool. Lilloana* 18: 281-333.
- Crawley, M. J. 1989. Insect Herbivores and Plant Population Dynamics *Annual Review of Entomology* Vol. 34: 531-562.
- Curry, J.P. 1994. *Grassland Invertebrates*, 1st edn. Chapman & Hall, London, UK.
- Danks, H. V. 2001. Newsletter of the biological survey (Terrestrial Arthropods). *Canadian Museum of Nature*. Vol 20, 2: 1-33.

- Debandi, G. 1999. Dinámica comunitaria de artrópodos asociados a Jarilla (Gén. Larrea: Zygophyllaceae). Tesis Doctoral, Tesis número 0722, UNLP, Argentina.
- Denslow, J. S. y G. S. Hartshorn. 1994. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. Pages 120– 127 in L. A. McDade, K. S. Bawa, H. A. Hespenhide, and G. S. Hartshorn, editors. La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- DGBYP (Dirección General De Bosques Y Parques). 2004. Reglamento único de aprovechamiento forestal de los bosques de la provincia del Chubut. R764/04.
- Didham, R. K., J. Ghazoul, N.E. Stork, A.J. Davies. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. Trends in Evolution and Ecology 11: 255-260.
- Didham, R. K., J.H. Lawton, P.M. Hammond, P. Eggleton, N.E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. Ecology Monographs 68: 295 – 323.
- Dimitri, M. 1972. La región de los bosques andino-patagónicos. Sinopsis general. Colección Científica del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Tomo X. República Argentina.
- Dimitri, M. y E. Orfila. 1985. Tratado de Morfología y Sistemática Vegetal. Ed. ACME. S.A.C.I.
- Donoso, C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo No 38. Investigación y Desarrollo Forestal CONAF-FAO. 70 pp.
- Donoso, C. 1995. Bosques Templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica, 3ª ed. Santiago, Chile, Universitaria. 483 p.
- Donovan, T.M., P.W. Jones, E.M. Ammand y F.R. Thompson. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and land-scape context. Ecology 78: 2064-2075.
- Dunson, W.A. y J. Travis. 1991. The role of abiotic factors in community organization. The American Naturalist 138 (5): 1067-1091.

- Elliot, K. y W. Swank. 1994. Changes in tree species diversity after successive clearcuts in the Southern Appalachians. *Vegetation* 115: 11-18.
- Ellum, D.S. 2009. Floristic Diversity in Managed Forests: Demography and Physiology of Understory Plants Following Disturbance in Southern New England Forests. *J. Sust. For.*, 28: 132-151
- Erwin, T. L. 1982. Tropical Forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Colleopterans bulletin* 36: 74-75
- Eskuche, U. 1969. Berberitzengebüsche und Nothofagus antarctica- wälder in Nordwestpatagonien. *Plant Ecology* 19 (1-6): 264-285.
- Ewers, R. M. y R. K. Didham. 2008. Pervasive impact of large – scale Edge effects on a beetle community. *PNAS* 105: 5426-5429.
- Ezhoe, H. 1995. Evolutionarily stable seasonal timing for insects with competition for renewable resources. *Evol. Ecol.* 9, 328–339.
- Farji-Brener, A. G., G. Barrantes y A. Ruggiero. 2004. Environmental rugosity, body size, and acces to food: a test of the size – grain hypothesis in tropical litter ants. *Oikos* 104: 165-171.
- Fernández, C., G. Staffieri, G. Martínez Pastur y P. Peri. 1998. Cambios en la biodiversidad del sotobosque a lo largo del ciclo del manejo forestal de la Lengua. *Actas Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO (CD)*. Valdivia (Chile), 22-28 Noviembre.
- Ferrenberg S. M., D. W. Schwilk, E. E. Knapp, E. Groth y Jon E. Keeley. 2006. Fire decreases arthropod abundance but increases diversity: early and late season prescribed fire effects in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Fire Ecology* 2: 79-109.
- Fertig, M. 2004. Producción Forrajera en Ñirantales del Noroeste del Chubut. *Carpeta Técnica*. INTA. 4 pp.

- Fertig, M., N. Hansen y L. Tejera. 2004. Silvopastoreo en ñirantales. Informe interno Proyecto Regional Forestal. INTA. 26 pp.
- Fertig, M., N. Hansen y L. Tejera. 2007. Producción forrajera en bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire). IV Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. San Luis, Argentina
- Flores, G. E., S.J. Lagos y S. Roig-Juñent. 2004. Artrópodos epigeos que viven bajo la copa del algarrobo (*Prosopis flexuosa*) en la reserva Telteca (Mendoza, Argentina). *Multequina* 13: 71 – 90.
- Forman, R. T. T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Franklin, J.F. 1989. Toward a new forestry. *American Forests* 95: 37-44.
- Franklin, J.F. and Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*. 1: 5-18.
- Franklin, J., F. Swanson, M. Harmon, D. Perry, T. Spies, V. Dale, A. McKee, W. Ferrell, J. Means, S. Gregory, J. Lattin, T. Schowalter, D. Walter. 1992. Effects of global climatic change on forests in northwestern North America. *Global warming and biological diversity* (ed. by R.L. Peters and T.E. Lovejoy), pp. 244-257. Yale University Press, New Haven.
- Frith, C.B. y D.W. Frith. 1985. Seasonality of insect abundance in an Australian upland tropical rain forest. *Austral Journal of Ecology* 10: 237-248.
- Fry, G. 1994. The role of field margins in the landscape. *Br. Crop Prot. Counc. Monogr.* 58, 31–40.
- Gallo, M., M. Lencinas y P. Peri. 2004. Modificación de la biodiversidad por el manejo forestal: plantas, aves e insectos. Informe del Proyecto de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos. Región Bosques Andino-Patagónicos. Pp. 25.

- Gandhi, K.J.K., J.R. Spence, D.W. Langor y L.E. Morgantini. 2001. Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). *Biological Conservation* 102:131-141.
- Gentry, A. H. y Sz J. Terborgh. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. pp. 542-564. En: A.H. Gentry (Ed.). *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Gerstmeier, R. y C. Lang. 1996. Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 5, 1-14.
- Gobbi, M.E. 1994. Regeneración post-incendio del sotobosque de cipresales. *Medio Ambiente*, 12: 9-15.
- González, A. y E. J. Chaneton. 2002. Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented microecosystem. *Journal of Animal Ecology* 71: 594-602.
- González, M.E., T.T. Veblen y J. Sibold. 2005. Fire history of *Araucaria- Nothofagus* forests in Villarrica National Park, Chile. *Journal of Biogeography* 32: 1187-1202.
- Gotelli, N. J. y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Guitart, E. 2004. Diagnóstico productivo orientado a establecer la capacidad del sector ganadero del NO del Chubut para involucrarse y sostener un proyecto de diferenciación por calidad del producto carne vacuna. Informe Interno. INTA. Pp. 26.
- Haila, Y ., I . K. Hanski, J . Niemela, P. Punttila, S . Raivio, y H . Tukia . 1994. Forestry and the borealfauna : matching management with natural forest dynamics . *Ann . Zool . Fennici*, 31 :187-202.
- Halme E. y J. Niemelä. 1993. Carabid beteles in fragments of coniferous forest. *Ann. Zool. Fenn.* 30: 17-30.

- Hammond, P. M. 1992. Species Inventory. Global Biodiversity. States of the Earth's Living Resources. World Conservation Monitoring Centre, Chapman and Hall, pp. 17–38.
- Hansen, N., M. Fertig, M. Escalona, L. Tejera y W. Opazo. 2008. Ramoneo en regeneración de ñire y disponibilidad forrajera. En: *Libro de actas II Reunión sobre Nothofagus en la Patagonia*. Esquel, Chubut.
- Hansen, N., M. Fertig y L. Tejera. 2005. Sistemas silvopastoriles en Chubut. Informe del Proyecto de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos. Región Bosques Andino-Patagónicos. Pp. 8.
- Harris, L. D. y G. Silva-Lopez. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: *Conservation Biology: The theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, P.L. Fiedler and S. L. Jain (eds), pp. 197-238. Chapman and Hall, New York.
- Hartshorn, G. S. 1990. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12:23–30.
- Hawkins, C. P. y J. A. MacMahon. 1989. Guilds: The multiple meanings of a concept. *Annual Review of Entomology*, 34:423–451.
- Heliövaara, K. y R. Väisänen. 1986. Bugs in bags: intraespecific competition affects the biogeography of the alternate-year populations of *Aradus cinnamomeus* (Heteroptera). *Oikos* 47: 327-334.
- Heliövaara, K. y R. Väisänen. 1993. *Insect and Pollution*. London, CRC Press Inc.: 393.
- Hill, M.O. 1979. Decorana. A fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Publication of section of Ecology and Systematics. Cornell University Ithaca, New York (EEUU). 52pp.
- Hoffmann, A. A. y P.A. Parsons. 1991. Evolutionary genetics and environmental stress. Oxford University Press, New York. 1991. pp 47-58.

- Holmgren, M., M. Scheffer y M. A. Huston. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78: 1966-1975.
- Hutchinson, I. D. 1987. Improvement thinning in natural tropical forest: aspects and institutionalization. In Mergen, F., J. Vincent (eds). *Natural management of tropical moist forest*. Yale University. School of Forestry and Environmental Studies 113-133.
- Jalonen, J. y I. Vanha-Majamaa. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understory vegetation in southern Finland. *Forest Ecology Management* 146: 25-34.
- Janzen, D. H. 1983. Seasonal changes in abundance of large nocturnal dung-beetles (Scarabaeidae) in a Costa Rican deciduous forest and adjacent horse pasture. *Oikos* 41: 274-283.
- Kaspari, M. 1993. Body size and microclimate use in neotropical granivorous ants. *Oecologia* 96:500-507.
- Kaspari, M. 1993. Body size and microclimate use in neotropical granivorous ants. *Oecologia* 96: 500-507.
- Kim, K. 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation* 2: 191-214.
- Kinney, K.K., R. L. Lindroth, S. M. Jung y E. V. Nordheim. 1997. Effects of CO₂ and NO₃ availability on deciduous trees: phytochemistry and insect performance. *Ecology* 78: 215-230.
- Kinnunen, H. y J. Tiainen. 1994. Carabid beetles and landscape structure of agricultural environments – variations at different levels of spatial scale. *Fragmentation in Agricultural Landscapes* (ed. J. Dover), pp. 129–136. Colin Cross Printers Ltd, Preston, UK.

- Kitzberger, T., E. Raffaele, K. Heinemann y M. J. Mazzarino. 2005. Effects of fire severity in a north Patagonian subalpine forest. *Journal of Vegetation Science* 16: 5-12.
- Klimaszewski, J., M. Bernier-Cardou y C. Germain. 2003. The effects of forestry practices on the abundance of arthropods (Acarina, Araneae, Collembola, Coleoptera and Diptera). *Belgian Journal of Entomology* 5: 103-116.
- Klinka, K., H. Chen, Q. Wang y L. Montigny. 1996. Forest canopies and their influence on understory vegetation in early-seral stands on West Vancouver land. *Northwest Science*, 70:193-200.
- Koh, L. P. y N. S. Sodhi. 2004. Importance of reserves, fragments and parks for Butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications* 14:1695-1708.
- Koivula, M. y J. Niemelä. 2002. Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests – a summary of Finnish case studies. *Silva Fenn* 36: 423-436.
- Koivula, M. y J. Niemelä. 2003. Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Ecography* 26: 179-187.
- Koivula M., T. Cobb, A. Déchene, J. Jacobs, J.R. Spence. 2005. *Sericoda* Kirby (Coleoptera: Carabidae) responses to time since fire, fire severity, post fire logging, and smoke and charcoal stimuli. In: Serrano J., J. Gomez-Zurita, C. Ruiz (eds). XIII European carabidologist meeting, Murcia, September 19-22, 2005. Ground beetles as a key group for biodiversity conservation studies in Europe, University of Murcia & Davia Mayntz, Murcia, pp 153-159.
- Kotliar, N.B. y J.A. Wiens. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: A hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59: 253–260.

- Kozłowski, T. T. 2002. Physiological-ecological impacts of flooding of riparian forest ecosystems. *Wetlands* 22 (3): 550-561.
- Krasnov, B. y G. Shenbrot. 1997. Seasonal variation in spatial organization of a darkling beetle (Coleoptera: Tenebrionidae) community. *Environmental Entomology* 26: 178-190.
- Kruess, A. y T. Tscharntke. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264: 1581 – 1584.
- LaManna, L. y C. Barroetavena. 2010. Propiedades químicas del suelo en bosques de *Nothofagus antartica* y *Astrocedrus chilensis* afectados por el suelo. *Rev. Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de Cuyo*. Tomo 43 (1): 41-55.
- Laclau, P. 1997. Los ecosistemas forestales y el hombre en el sur de Chile y Argentina. Fundación Silvestre Argentina (FSA) y Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). Boletín Técnico N° 34: 1-121.
- Lanfranco, D. 1977. Entomofauna asociada a los bosques de *Nothofagus pumilio* en la región de Magallanes. 1° parte: Monte Alto (Río Rubens, Última Esperanza). *Anales del Instituto de la Patagonia* 8: 319-346.
- Lanfranco, D. 1991. Sinopsis de los insectos que atacan bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. Et Endl.) Krass.) en Magallanes. *Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales* 20: 89-93.
- Larsson, S. G. 1939. Entwicklungstypen und entwicklungszetien der danishcen Carabiden. *Entomology Meddr.* 27: 277-560.
- Laurance, W.F. 2000. Do edge effect occur over large spatial scales? *Trends Ecology Evolution* 15: 134-135.
- Lauterbach, A. W. 1964: Verbreitung und aktivitäts bestimmend Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. *Abhandl. Landesmus. Naturkunde Münster* 26: 1-103.

- Lavelle, P., T. Decaëns, M. Aubert, S. Barot, M. Blouin, F. Bureau, P. Margerie, P. Mora y J. P. Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystems services, European Journal of Soil Biology, vol. 42, pp S3–S15.
- Lawton, J. H. 1978. Host – plant influences on insect diversity: the effects of space and time. Symposium of the Royal Entomological Society of London 9: 105-125.
- Lawton, J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. Annual Review of Entomology 28: 23-39.
- Lawton, J. H. y S. McNeill. 1979. Between the devil and the deep blue sea: on the problem of being a herbivore. En: Anderson, K., B. Turner y L. R. Taylor (eds). Population Dynamics. 223-245 Pp. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Leichter, S.R. 2005. Insects Sampling in Forest Ecosystems. 316 pp.
- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, C. Busso y P. Rivero. 2001. Frecuencia de ocurrencia de especies del sotobosque en bosques de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego (Argentina). XX RAE. Bariloche (Argentina). Pp.145.
- Lencinas, M. V., G. Martinez Pastur, E. Gallo, A. Moretto, C. Busso, E. Peri. 2007. Mitigation of Diversity loss in *Nothofagus pumilio* managed forest of South Patagonia. In Pacha, M. J., Luque, S., Galetto, L., Liverson, L., eds. Understanding biodiversity loss: an overview of forest fragmentation in South America. Part III: Landscape ecology and conservation, Management and restoration (en linea). IALE Landscape Research and Management papers. p. 112-120.
- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, J. M. Cellini, C. Busso, E. Gallo. 2003. Manejo forestal sustentable en Patagonia: decisiones basadas en la biodiversidad. XII Congreso Forestal Mundial, Québec (Canadá). 21-28 de septiembre.
- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, J. M. Cellini, E. Gallo, C. A. Busso. 2010. Diversidad de lepidópteros en bosques aprovechados: variación en el corto plazo por aplicación de retención variable. Revista de Investigaciones Científicas UNERMB (NE) 1: 87-101.

- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, J. M. Cellini, R. Vukasovic, P. Peri, M. C. Fernández. 2002. Incorporación de la altura dominante y la calidad de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antartica* (Forster f.) Oersted. Bosque 23:5-17.
- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, M. Medina, C. Busso. 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. Biodiversity Conservation 14: 2299-2320.
- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, P. Rivero y C. Busso. 2008a. Conservation value of timber quality versus associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. Biodiversity Conservation 17: 2579-2597.
- Lencinas, M. V., G. Martínez Pastur, C. B. Anderson y C. Busso. 2008b. The value of timber quality forest for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. Journal of Insect Conservation 12: 461-475.
- Lenski, R. E. 1982. The impact of forest cutting on the diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the southern Appalachians. Ecological Entomology 7: 385-390.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. Ecology 73: 1943-1967.
- Lewis, C. N. y J. B. Whitfield. 1999. Braconid wasp (Hymenoptera: Braconidae) diversity in forest plots under different silvicultural methods. Environmental Entomology 28 (6): 986-997.
- Lincoln, D.E., E. D. Fajer y R. H. Johnson. 1993. Plant-insect herbivore interactions in elevated CO₂ environments. Trends Ecology Evolution 8:64-68.
- Lindroth, C. H. 1945. Die Fennoscandischen Carabidae. Göteborgs kungl. Vetensk. Handl. 1: 1-709.

- López-Gómez, V. y Z. Cano-Santana. 2010. Best host-plant attribute for species-area relationship, and effects of shade, nonspecific distance and plant phenophase in an arthropod community within the grass *Muhlenbergia robusta*. *Entomological Science* 13: 174-182.
- Lowman, M.D. 1982. The effects of different rates and methods of leaf area removal on rainforest seedlings of coachwood (*Ceratopetalum apetalum*). *Australian Journal of Botany* 30: 477-83.
- Lowman, M.D. 1985. Temporal and spatial variability in insect grazing of the canopies of five Australian rain forest tree species. *Australian Journal of Ecology* 10: 7-24.
- Ludwig, J. A. y J. F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology*. Wiley-Interscience. 333 pp.
- Luna, J.M. 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 37, 385-408.
- Lyon, J.L., H. S. Crawford, E. Czuhai, R. L. Fredricksen, R.F. Harlow, L.J. Metz, H. A. Pearson. 1978. Effects of fire on fauna: a state-of-knowledge review. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. WO-6.
- MacArthur, R. H. 1965. Patterns of species diversity. *Biological Reviews*. 40: 510-533.
- Macdonald, D. W. y H. Smith. 1990. Dispersal, dispersion and conservation in the agricultural ecosystem. In: (R. G. H. Bunce & D. C. Howard) (ed) *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press, pp. 18-64.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ed. Vedral. España. 197 pp.
- Magurran, M. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton Univ. Press, N.J.

- Manacorda, M., R. Somlo, A. Pelliza Sbriller y P. Willems. 1995. Dietas de ovinos y bovinos en la región de los bosques de Ñire (*Nothofagus antarctica*) de Río Negro y Neuquén. RIA 26: 137-146.
- Marinoni, R.C. y N.G. Ganho. 2003. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Parana, Brasil. Abundancia e riqueza das famílias capturadas através de armadilha de solo. Revista Brasileira de Zoologia 20: 737-744.
- Mariottini, Y., V. Lencinas, G. Massaccesi, E. Gallo, I. Gamondès, L. Larralde y G. Martínez Pastur. 2002. Cambios en la diversidad del sotobosque de *Nothofagus pumilio* debido a la aplicación de una corta de protección a lo largo del gradiente de calidades de sitio. Primer Congreso Chileno de Ciencias Forestales. Santiago (Chile).
- Martin, R.E. y R.G. Mitchell. 1980. Possible, probable, and proven fire-insect interactions. In: Proc. 1980 convention of the Society of American Foresters, pp 138-144, Bethesda MD.
- Martínez Pastur, G., P. Peri, C. Fernández y G. Staffieri. 1999. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. Bosque 20(2): 39-46.
- Martínez Pastur, G., P. Peri, M. C. Fernández, G. Staffieri y M. V. Lencinas. 2002. Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. Journal of Forest Research 7(3): 165-174.
- Marvaldi A. E. y A. A. Lanteri. 2005. Key to higher taxa of South American weevils based on adults characters (Coleoptera: Curculionidae). Revista Chilena de Historia Natural 78: 65-87.
- Mattson, W. J., Jr. 1980: Herbivory in relation to plant nitrogen content. Annu. Rev. Ecol. Sys. 11: 119–161.

- Mazía, C. N., E. J. Chaneton y T. Kitzberger. 2006. Small-scale habitat use and assemblage structure of ground-dwelling beetles in a Patagonian shrub steppe. *Journal of Arid Environments* 67: 177-194.
- McCullough, D. G., R.A. Werner y D. Neumann. 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology* 43: 107-127.
- McQueen, A. R. 1976. The ecology of *Nothofagus* and associated vegetation in South America. *Tuatara* 22, 36-38.
- Melbourne, B. A. 1999. Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology* 24: 228-239.
- Michael, K. y P. McQuillan. 1995. Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tall, wet *Eucalyptus obliqua* forest in southern Tasmania. *Australian Journal of Ecology* 29 (VI): 3-16.
- Mitchell, R.G. 1990. Effects of prescribed fire on insect pests. In: Walstad, J.D.; Radosovich, S.R.; Sandberg, D.V., eds. *Natural and prescribed fires in Pacific Northwest forests*. Corvallis, OR: Oregon State University Press: 111-121.
- Moldenke, A., M. Pajutee y E. Ingham. 2000. The functional roles of forest soil arthropods: the soil is a lively place. *USDA Forest Service General Technical Report*, 7 – 22.
- Montaña, C. 1982. Las comunidades de ñire (*Nothofagus antarctica*) (Forst.) Oerst.) de la cuenca del río Manso Superior (Río Negro, Argentina). Tesis Doctoral. Córdoba, Argentina, Univ. Nac.de Córdoba. 134 p.
- Moran, V. C. y T. R. E Southwood. 1982. The guild composition of Arthropod Communities in Trees. *The Journal of Animal Ecology* 52 (1): 289 – 306
- Morello, J. y S. Mateucci 1999. Biodiversidad y uso de la tierra en la Argentina. *Conceptos y ejemplos de Latinoamérica*: 463-498. Eudeba, Bs. As.

- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza. 84 pp.
- Moretti M., M.K. Obrist y P. Duelli. 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography* 27: 173-186.
- Morrone J. J. y S. Coscarón (eds). 1998. Biodiversidad de Artrópodos Argentinos: una perspectiva biotaxonómica. Ediciones Sur, La Plata, Argentina. pp 599.
- Morrone, J. J. 2006. Biogeographic areas and the Transition Zones of Latin America and the Caribbean Islands based on Pangeographic and Cladistic analysis of the Entomofauna. *Annual Review of Entomology* 2006. 51: 467-494.
- Morrow, P. A. y V. C. LaMarche, Jr. 1978. Tree ring evidence for chronic insect suppression of productivity in subalpine Eucalyptus. *Science* 201: 1244 – 1246.
- Mortimer, S.R., J. A. Hollier y V. K. Brown. 1998. Interactions between plant and insect species-richness in the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 1, 101–114.
- Mueller – Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, NY: John Wiley and Sons, Inc. 547 pp.
- Müller, J. K. y A. Kaschuba. 1986. Biological significance of the seasonal distribution of activity of *Pterostichus oblongopunctatus* (F). (Coleoptera, Carabidae). – In: den Boer, P. J. et al. (eds), Carabid beetles, their adaptions and dynamics. Gustav Fischer, pp. 173–185.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecology Evolution* 10: 58-62.
- Navarro Cerrillo R. M., M. Rosenfeld, J. Pérez Aranda, E. Padrón, J. R. Guzmán, R. Hernández Clemente, L. González. 2008. Evaluación de la mortalidad de bosques de ñirre (*Nothofagus antarctica*) en la Patagonia chilena mediante imágenes Landsat TM y ETM+. *Bosque* 29(1): 65-73.

- News, T. 1998. Invertebrate Surveys for Conservations. 1^o Editions. Oxford, University Press. Oxford, England. 240 pp.
- Niemelä, J. 1996. From systematic to conservation. Carabidologist do it all. Annual Zoologist Fennici 33: 1-4.
- Niemela, J., E. Halme, T. Pajunen & Y. Haila. 1987. Sampling spiders and carabid beetles with pitfall traps : the effect of increased sampling effort . Ann . Entomol . Fennici, 52 :109—111 .
- Niemelä J., Y. Haila, E. Halme, T. Lahti, T. Pajunen, P. Punntila. 1988. The distribution of carabid beteles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. Ann Zool. Fenn. 25: 107-119.
- Niemelä, J., E. Halme y Y. Haila. 1990. Balancing samplin effort in pitfall trapping of carabid beteles. Entomologica Fennica 1: 233-238.
- Niemelä, J., M. Koivula y D. J. Kotze. 2007. The effects of forestry on carabid beteles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. Journal of Insect Conservation 11: 5-18.
- Nilsson, B. O. 1978. Above ground food resources and herbivory in a beech forest ecosistema. Oikos 31: 273 – 279.
- Nilsson, S., V. Arup, R. Baranowski, S. Ekmons. 1994. Tree-dependent Lichens and beetles as Indicators in Conservation Forest. Conservation Biology 9: 1208-1215.
- Niwa, C. G., R. W. Peck. 2002. Influence of prescribed fire on carabid beetle and spider assemblages in forest litter in Southwest Oregon. Environmental Entomology. 31 (5): 785-96.
- Noriega, J. A., E. Realpe y A. Fagua. 2007. Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. Universitas Scientiarum Edición especial I, 12:51-63.

- Okland, B., A. Bakke, S. Hågvar y T. Kvamme. 1996: What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity Conservation* 5: 75–100.
- Olembo, R. 1991. Importance of microorganisms and invertebrates as components of biodiversity. Pp 7-15. En: D.L. Hawksworth (ed) *The Biodiversity of microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable agriculture*. Redwood press, Melksham, UK.
- Oliva, A. 1989. El género *Berosus* (Coleoptera: Hydrophilidae) en América del Sur. *Revista Museo Argentino Ciencias Naturales (Entomología)* 4(4): 57-236.
- Oliva, A. 1994. A revision of the genus *Hemiosus* Sharp, 1882 in South America (Coleoptera: Hydrophilidae). *Bull. Annls. Soc. r. belge, Ent.* 130(1994): 267-303.
- Parmenter, R.R., C.A. Parmenter y C.D. Cheney. 1989. Factors influencing microhabitat partitioning among coexisting species of arid-land darkling beetles (Tenebrionidae): Behavioral response to vegetation architecture. *Southwestern Naturalist* 34: 319-329.
- Partel, M., M. Zobel, K. Zobel, y E. van der Maarel. 1996. The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant communities. *Oikos* 75: 111–117.
- Peri, P. 2005. Sistemas silvopastoriles en ñirantales. IDIA XXI Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario INTA, 255-261.
- Peri, P. 2009. Sistemas silvopastoriles en Patagonia: revisión del conocimiento actual. 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Misiones. Argentina.
- Peri, P. L., M. V. Sturzenbaum, L. Monelos, E. Livraghi, R. Christiansen, A. Moreto, J. P. Mayo. 2005. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. En *Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano*. Corrientes, Argentina septiembre de 2005.

- Peri, P., H. L. Monelos y H. A. Bahamonde. 2006. Evaluación de la continuidad del estrato arbóreo en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril con ganado ovino en Patagonia Sur, Argentina. Actas IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Pecuaria Sostenible. Varadero, Cuba, 6 pp.
- Perry, D. A. 1994. Ecosystem stability II: the role of ecosystems. In Perry, DA. (ed.). Forest Ecosystems. London, United Kingdom, The John Hopkins University Press: 509-532.
- Pickett, S.T. A. y P.S. White. 1985. The ecology of natural disturbance of natural patch dynamics. Academic Press, 472pp.
- Pinkus-Rendón, M. A., J. L. León-Cortes y G. Ibarra-Nuñez. 2006. Spider Diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. Diversity and Distributions 12: 61-69.
- Pisano, E. 1977. Los bosques de Patagonia Austral y Tierra del Fuego chilenas. Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales 25: 9-19.
- Powell, A. H. y G. V. N. Powell. 1987. Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 19, 176 – 179.
- Quintanilla Pérez, V. 2005. Perturbaciones ambientales por fuegos de 50 años atrás en bosques nordpatagónicos. Caso de estudio en Chile meridional. Anales de Geografía.nº 28. Universidad Complutense de Madrid.
- Quintanilla Pérez, V., G. Meaza Rodríguez y M. J. Cuesta Aguilar. 2008. Perturbaciones actuales del bosque norpatagónico chileno derivadas de los efectos de grandes fuegos de medio siglo atrás. Estudio preliminar en la cuenca andina del Río Figueroa. Boletín de la Asociacion de Geógrafos Españoles N.º 47: 109-124.

- Quinteros P., N. Hansen y A. Kutschker. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología Austral* 20: 225-234.
- Ramírez, C., M. Correa, H. Figueroa y J. San Martín. 1985. Variación del hábito y hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur del Chile. *Bosque* 6 (2): 55-73.
- Reque, J., M. Sarasola, J. Gyenge y M. E. Fernández. 2007. Caracterización Silvícola de Ñirantales del Norte de la Patagonia para la Gestión Forestal Sostenible. *Bosque*, 6:55-73.
- Reader, R.J. y B.D. Beicker. 1992. Value of selectively cut deciduous forest for understory herb conservation: An experimental assessment. *Forest Ecology. Management* 51:317-327.
- Richards, O. W. y R. G. Davies. 1984. Tratado de entomología Imms. Volumen 2: Clasificación y Biología. Ed. Omega, Barcelona, España, 998pp.
- Ritcher, L. y J. Frangi. 1992 Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego . *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 68:35-52.
- Romoser, W. S. y J. G. Stoffolano. 1998. The science of entomology. WCB/McGraw-Hill (EEUU). 605 pp.
- Ross, H. 1973. Introducción a la entomología general y aplicada. Ed Omega, Barcelona (, España). 536 pp.
- Ruggiero, A., P. Sackmann, A. G. Farji-Brener y M. Kun. 2009. Beetle abundante-environment relationships at the Subantartic-Patagonian transition zone. *Insect Conservation and Diversity* 2: 81-92.
- Rusch, V. y M. Sarasola. 1999. Empleo de criterios e indicadores en el Manejo Forestal Sustentable. Biodiversidad. Parte I - Propuesta metodológica. 2, 15-24. Segundas Jornadas Iberoamericanas sobre Biodiversidad Biológica, San Luis.

- Rusch, V., R. Roveta, C. Peralta, B. Márques, A. Vila, M. Sarasola, C. Todaro, D. Barrios. 2004. Indicadores de sustentabilidad en sistemas silvopastoriles. Alternativas de Manejo Sustentable para el Manejo Forestal Integral de los bosques de Patagonia. Informe Final del Proyecto de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos (PIARFON), Tomo II: 681-797. Dirección de Bosques de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación (SAyDS). Proyecto BIRF 4085-AR.
- Sackmann, P. 2006. Efectos de la variación temporal y los métodos de captura en la eficiencia de un muestreo de coleópteros en la Reserva Natural Loma del Medio, El Bolsón, Río Negro. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 65 (3-4): 35-50.
- Sackmann, P., A. Ruggiero, M. Kun, A. G. Farji-Brener. 2006. Efficiency of rapid assesment of the diversity of ground beetles and ants, in natural and disturbed habitats of the Nahuel Huapi region (NW Patagonia, Argentina). Biodiversity and Conservation 15: 2061-2084.
- Samways, M.J. 1991. Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. Biodivers Conserv 2:258–282.
- Sarasola, M., D. López, J. Gaitán y G. Siffredi. 2008. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques de ñire en la cuenca del río Foyel. Libro de actas II Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Esquel, Chubut.
- Saunders, D. A. R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology. 5: 18-32.
- SAYDS (Secretaria De Ambiente Y Desarrollo Sustentable). 2005. Primer inventario de bosques nativos. Proyecto Bosques Nativos y Aéreas Protegidas. Pp. 104.
- Schauff, M. E. 1986. Collecting and Preserving: insects and mites. Techniques and tools. Systematics Entomology Laboratory, 52pp.

- Schlichter, T. y P. Laclau. 1998. Ecotono estepa bosque y plantaciones forestales en la Patagonia norte. *Ecol. Austral* 8:285-296.
- Schluter, D. y R.E. Ricklefs. 1993. Species diversity. An introduction to the problem. In: Ricklefs, R.E. and Schluter, D. (eds.). *Species Diversity in Ecological Communities. Historical and Geographical Perspectives*. Pp. 1-10. The University of Chicago Press. U.S.A.
- Schowalter, T. D. 1989. Canopy arthropod community structure and herbivory in old-growth and regenerating forests in western Oregon. *Canadian Journal Forest Research* 19: 318-322.
- Schowalter, T. D. 2006. *Insect Ecology, an ecosystem approach* (2nd edition). El Sevier Inc. 572pp.
- Schowalter, T. D. y Y. L. Zhang. 2005. Canopy arthropod assemblages in four overstory and three understory plant species in mixed-conifer old-growth forest in California. *Forest Science* 51: 233-242.
- Schowalter, T.D. 2000. *Insect Ecology: an Ecosystem Approach*. Academic Press, San Diego.
- Schowalter, T.D. 2006. *Insect Ecology: An Ecosystem Approach*. Tokyo academic Press, Tokyo, ISBN: 978-0-12-088772-9.
- Scudder, G. G. E. 2000. Pitfall Trapping. Ecological Monitoring and Assessment Network Coordinating Office. Ecosystem Science Directorate of Environment Canada. <http://eqb-dqe.cciw.ca/eman>.
- Seastedt, T. R., D. A. Crossley y W. W. Hargrove. 1983. The effects of low level consumption by canopy arthropods on the growth and nutrient dynamics of Black locust and red Maple trees in the Southern Appalachians. *Ecology* 64: 1040 – 1048.
- Simanonok, M. P., C. B. Anderson, G. Martinez Pastur, M. V. Lencinas, J. H. Kennedy. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community

structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. *Forest Ecology and Management* 262(2): 263-269.

- Simonetti, J. A., M. T. K. Arroyo, A. E. Spotorno y E. Lozada. 1995. Diversidad biológica en Chile. Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología, Santiago, Chile. 364 pp.
- Sinclair, B. J., A. Addo-Bediako y S. L. Chown. 2003. Climatic variability and the evolution of insect freeze tolerance. *Biological Reviews*. 78, 181-195.
- Sokal, R. y F. Rohlf. 1995. *Biometry*. 3rd edition. W.H. Freeman and Company: New York. 859 pp.
- Somlo, R., G. Bonvisutto, T. Schlichter, P. Laclau, P. Peri, M. Allogia. 1997. Silvopastoral use of Argentine Patagonian Forests. In Gordon A, S Newman (eds.). *Temperate agroforestry systems*. CAB Internacional (UK). p. 237-250.
- Southwood, T. 1989. *Ecological Methods: With particular reference to the study of insect populations*. 2^o Editions. Cambridge, University Press. Cambridge, England. 524pp.
- Souza, M. G. 2004. An extension to the known distribution of *Berosus chalconecephalus* (Coleoptera: Hydrophilidae) in southern Patagonia. *Revista de la Sociedad Entomologica Argentina* 63(1-2): 68-69.
- Spagarino C., G. Martínez Pastur y P. Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle. *Insects. Biodiversity Conservation* 10: 2077-2092.
- Spence, J.R. y J. Niemelä. 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the method and the madness. *The Canadian Entomologist* 126: 881-894.
- Steffan-Dewenter, I. 1998. *Wildbienen in der Agrarlandschaft: Habitatwahl, Sukzession, Bestäubungsleistung und Konkurrenz durch Honigbienen*. Verlag Agrarökologie, Bern, Switzerland.

- Strong, D. R., J. H. Lawton y T. Southwood. 1984. Insects on plants. Community patterns and mechanisms. Cambridge, Massachusetts. Harvard University Press. 313 pp.
- Sutcliffe, O.L. y C. D. Thomas. 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology*, 10, 1359–1365.
- Teodorescu, I. y D. Cogalniceanu 2002. Arthropod diversity in the letea and the caraorman forests, the Danube Delta (Romania). *International Association for Danube Research* 34: 721-725.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Whichmann, M. Schwager, J. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47-63.
- Thomas, C.D., D. Vasco, M.C. Singer, R.R. White, D. Hinkley. 1990. Diet divergence in two sympatric congener butterflies: community or species level phenomenon. *Evolution Ecology* 4:62±74
- Thomas, M.B., S. D. Wratten y N. W. Sotherton. 1991. Creation of habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology*, 28, 906–917.
- Thomas, S. C., C. B. Halpern, D. A. Falk, D. A. Liguori y K. A. Austin. 1999. Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications*, 9(3):864-879.
- Tilman, D. y J. Dowing. 1994. Biodiversity and stability in grassland. *Nature* 367:363-365.

- Torres, F. R. y I. Madi-Tavazzi. 2006. Seasonal variation in natural populations of *Drosophila* spp. (Diptera) in two woodlands in the State of São Paulo, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* 96(4):437-444.
- Tramere. J. 1969 .Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology*, 50: 927 -929.
- Turner, C.E., G. L. Piper, E. M. Coombs. 1996. *Chaetorellia australis* (Diptera: Tephritidae) for biological control of yellow starthistle, *Centaurea solstitialis* (Compositae), in the western USA: establishment and seed destruction. *Bulletin of Entomological Research* 86, 177–182.
- Urretavizcaya, M. F. 2005. Cambios ambientales y restauración ecológica postincendio en bosques de *Austrocedrus chilensis* Tesis de Doctorado. Bariloche, Argentina. Universidad Nacional del Comahue. 205 p.
- Valladares, F., I. Aranda y D. Sánchez-Gómez. 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua, 335-369. En: Valladares, F, *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid-España.
- Varela, S., M. E. Gobbi y F. Laos. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología Austral* 16: 63-78.
- Vasconcelos, H. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 8: 409-420.
- Vasconcelos, H., J. Vilhena y G. Caliri. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology* 37: 508-514.
- Vazquez, D. P., V. Aschero y E. Stevani. 2008. Livestock grazing, habitat protection and diversity of bees and wasps in the Central Monte desert. *Revista de la Sociedad Entomologica Argentina* 67 (3-4): 1- 10.

- Veblen, T. T. 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. *Journal of Biogeography* 9:11–28.
- Veblen, T. T., C. Donoso, T. Kitzberger y A. J. Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forest. Pp. 293-353 in: TT Veblen; RS Hill & J Read (eds.). *The Ecology and Biogeography of Nothofagus forests*. Yale University
- Veblen, T. T., T. Kitzberger, E. Raffaele, D. C. Lorenz. 2003. Fire History and Vegetation Changes in Northern Patagonia, Argentina. En: Veblen, T.T., W. L. Baker, G. Montenegro, T.W. Swetnam (eds): *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. Springer-Verlag, New York. Pp. 265-293.
- Veblen, T. T., D. H. Ashton, F. M. Schlegel, A. T. Veblen. 1977. Plant succession in a timberline depressed by volcanism in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 4: 275-294 pp.
- Vergara PM, RP Schlatter. 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: Short-term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management* 225: 213-224.
- Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 18-23.
- Wallner, W.E. 1978. Scale insects: What the arboriculturist needs to know about them. *J. Arboric.* 4: 1-7.
- Warren, M. W. y X. Zou. 2002. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 170, 161–171.
- Weiher, E. y C. W. Boylen. 1994. Patterns and prediction of alpha and beta diversity of aquatic plants in Adirondack (New York) lakes. *Can. J. Bot.* 72: 1797–1804.

- Weinberger, P. 1973. Beziehungen zwischen mikroklimatischen Faktoren und natürlicher Verjüngung araukanopatagonischer *Nothofagus*-Arten. *Flora* 162: 157-179.
- Whitmore, R. W., K. P. Pruess, y R. E. Gold. 1986. Insect food selection by 2-week-old pheasant chicks. *J. ofil dl. Manage.* 50:223-228.
- Wiens, J. A. 1976. Populations responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 81-120.
- Wigley, T. B. y T. H. Roberts. 1997. Landscape level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *Forest Ecology and Management* 90: 141-154.
- Wikars, L. O. y J. Schimmel. 2001. Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forest. *Forest Ecology Management* 141: 189-200.
- Wilson, E. O. 1987. The arboreal ant fauna of Peruvian Amazon Forest: a first assessment. *Biotropica* 19: 245-251
- Wilson, E.O. 1992. *The Diversity of Life*. 1st Edition. Harward University Press, USA.
- Wolda, H. 1978. Fluctuations in abundance of tropical insects. *The American Naturalist* 112 (988): 1017-1045.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: why? *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 1-18.
- Yanowsky, V.M. y V.V. Kiselev. 1996. Response of the endemic insect fauna to fire damage. In *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*, edited by J.G. Goldammer, 409-413. Kluwer Press.
- York, A. 1994. Long-term effects of frequent low-intensity burning on litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutte forest of southeastern Australia. *Journal of Insect Conservation* 3: 191-199.

- York, A. 2000. Long term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southern Australia. *Austral Ecology* 25: 83-98.

