



FACULTAD DE
CIENCIAS

UDELAR www.udelar.edu.uy



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

ACRIDOIDEOS COMO BIOINDICADORES DE MICROAMBIENTES EN EL ÁREA PROTEGIDA HUMEDALES DE SANTA LUCÍA Y PARQUE LECOCQ, URUGUAY

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS

TESIS DE GRADO



Silvana V. GRECO-SPÍNGOLA

Licenciatura en Ciencias Biológicas

Orientadora: MSc. Estrellita Lorier

Co-orientadora: MSc. Carolina Jorge

Sección Entomología – Departamento de Biología Animal

Año: 2017

“Creo que es fascinante este proceso de ampliar el propio panorama, saber que hay una pequeña faceta extra del Universo en la que pensar, que se puede comprender. Creo yo que al llegar la hora de morir habría cierto placer en pensar que uno empleó bien su vida, que aprendió todo lo que pudo, que recogió todo lo que pudo del Universo y lo disfrutó. Sólo existe éste Universo y ésta vida para tratar de entender lo que nos rodea. Y aunque resulte inconcebible que alguien aprenda más que una pequeña fracción de todo este Universo, al menos hasta allá podemos llegar. Qué tragedia sería pasar la vida sin aprender nada o casi nada.”

Issac Asimov

ÍNDICE

Agradecimientos	4
Índice de Tablas	6
Índice de Figuras	7
Resumen	9
1. Introducción	10
Objetivos	14
2. Revisión bibliográfica	
2.1. Características generales del orden Orthoptera	15
2.2. Suborden Caelifera	17
2.2.1. Características del ciclo de vida y hábitat de los acridoideos	19
2.3. Ecología	
2.3.1. Factores abióticos	21
2.3.2. Factores bióticos	22
2.4. Bioindicadores	23
3. Metodología	
3.1. Área de estudio	25
3.1.1. Sitios de muestreo	26
3.2. Protocolo de muestreo	27
3.3. Clasificación de los acridios colectados	30
3.4. Análisis de datos	
3.4.1. Descripción de la comunidad	31
4. Resultados	
4.1. Taxonomía	34
4.2. Abundancia y Riqueza	36
4.3. Composición y estructura de la comunidad de acridoideos en cada ambiente..	41
4.4. Diversidad	46
4.5. Especies tipificantes, discriminantes e indicadoras	48
5. Discusión y Conclusiones	
5.1. Taxonomía	51

5.2. Abundancia y Riqueza	51
5.3. Diversidad, composición y estructura de la comunidad de acridioideos	53
5.4. Metodología de muestreo	55
5.5. Especies tipificantes, discriminantes e indicadoras	56
5.6. Conclusiones generales	57
6. Bibliografía	59
Resúmenes publicados	
Anexos	

Agradecimientos

Quiero agradecer, especialmente a mis orientadoras **Estrellita Lorier** y **Carolina Jorge**, por aceptarme como estudiante de grado y por acompañarme a lo largo de este proceso, con consejos y recomendaciones, no solo en el ámbito científico sino en el personal. Por depositar la confianza en mí y brindar todos sus conocimientos acerca de los ortópteros y otros artrópodos. Además de su constante apoyo desde el día que me vinculé con la Sección de Entomología, que me ha permitido crecer a nivel académico y personal, siempre con buenos consejos y sugerencias para mi aprendizaje. Largo camino recorrido, con buenos y malos momentos, una tesis fruto de todo lo recorrido juntas. ¡Gracias por todo lo que me han enseñado!

A **Beatriz Goñi** por el material proporcionado para poder llevar a cabo esta tesis y a **Alba Bentos** por las consultas sobre material de proscópidos.

Al **Dr. Eduardo Tabárez**, director del Parque Lecocq y a las autoridades de los Humedales de Santa Lucía por permitirme realizar el estudio en dichas áreas. A los guardaparques **Gastón Varela** y **María Noel Merientel** por brindar toda su colaboración, información del área, por acompañarme, por la amabilidad y alegría, haciendo más agradable mi pasaje por allí. **Gastón** gracias por tu buena onda siempre al contestar las mil consultas que te hice del área. A **Mariana Trillo** por proporcionarme datos de la vegetación presente en el parque y en los humedales.

Un especial agradecimiento a **Sebastián Serra**, **Gustavo Lecuona** y a mi hermano **Fernando** por ayudar en las salidas de campo de esta tesis, por las fotos aportadas y por su gran compañía.

A la Sección Entomología de la Facultad de Ciencias por permitirme desarrollar mi pasantía en dicho laboratorio.

A mis amigos y compañeros de sección, **Vale**, **Caro**, **Alvarito**, **Analisa**, **Manu** y **Carlos**, por estar, por las charlas, por los mates (y alguna que otra cerveza), por las risas, por los consejos y los mil abrazos cuando fueron necesarios, por escucharme, por todas las preguntas que les hice y las recomendaciones que me dieron a lo largo de estos años, por fomentar siempre el amor que le tengo a los insectos y, aportar conocimiento y experiencias a mi formación, gracias infinitas. A **Carito** y **Carlos** por ayudarme en las correcciones de la tesis, sacarme dudas y darme sus consejos y opinión. A **Manuel** por salvar todo el material de mi tesis, por sacarme una sonrisa siempre y brindar un poco más de alegría en esos momentos fugaces que va por el 8. A **Miguel** y **Fernando** por esos almuerzos diarios, siempre con risas y alguna historia nueva para compartir, por hacerme sentir parte de ese lugar desde el día que pisé el laboratorio, por hacerme reír siempre, por todos sus consejos de vida y conocimiento que ha enriquecido muchísimo mi formación. A **Enrique** por mimarme y aconsejarme todo el tiempo, por las charlas de la mañana y el café diario. Y al resto del plantel docente que siempre me

dieron sus consejos y fuerzas para hacer lo que realmente me gusta, haciéndome sentir una más de ellos y logrando que disfrutara muchísimo todo el proceso.

A los miembros del tribunal por dedicar tiempo a revisar este trabajo y por todas las sugerencias y aportes para mejorar este manuscrito.

Agradecer a **Lucía Miguel** por apoyarme desde el primer momento que nos conocimos, por dar ese empujón que uno necesita al comienzo, por sus consejos, ayuda, tiempo dedicado a sacarme dudas. Por escucharme, por estar ahí.

A mi profesora de dibujo de la escuela de artes y artesanías “Dr. Pedro Figari”, que me hizo conocer esta hermosa carrera y así poder hacer lo que me apasionaba. A **Miguel** y sus clases de Biología Animal que lograron despertar en mí un gran entusiasmo, pasión y dedicación por el mundo de artrópodos. ¡Mil gracias!

A mis padres y hermanos por su apoyo durante todos estos años, aguantar mis locuras, alegrías y frustraciones. En especial a mi papá, que desde pequeña fomentó en mí el amor por la naturaleza y el cuidado de todos los seres vivos, y a mis hermanos **Fer** y **Ale** por seguirme en todas esas locuras. A mi cuñada **Ana** que llegó a mi vida para brindarme ese amor de hermana que no había tenido el gusto de compartir, por tenerme siempre presente, en especial por esa locura incondicional y animar siempre lo que hago. Por las largas tarde de mates y charlas, por bancar mi cabeza más de una vez, por entender mis locuras y apoyarme siempre que necesité, mil gracias.

A mi sobrina **Sofi** por regalarme tantas sonrisas y alegría en todos esos días difíciles de la vida diaria.

A mis amigos **Guille**, **Anto** y **Mariana**, por estar ahí desde el comienzo, brindando siempre un aliento y mucha alegría para que yo siga adelante, a pesar de todos los tropiezos. Por esas tardes y noches largas de estudio, por compartir lo cotidiano, lo mates, los sueños y por sobre todas las cosas, su apoyo incondicional. A **Cecilia**, **Anita** y **Damián** por ser un oído cada vez que fue necesario, darme sus consejos y animarme todo el tiempo. A **Marucha** y **Vivi** por las tardes de charlas y mates, por darme aliento a lo largo de estos últimos años, por sus consejos, abrazos, y las mil y un juntadas para desestresarme. ¡Gracias infinitas!

Y a todos aquellos que han pasado por mí vida en estos años, por las tardes largas de estudio, tiempo compartido desde el comienzo (dentro y fuera de facultad), risas, mates, charlas, desayunos y almuerzos en cantina, por tenerme siempre presente cada vez que se cruzaban con algo raro y sintieron la necesidad de consultar con su “bichola” de confianza. A todos ellos, mil gracia porque han marcado algo en mí, logrando que sea hoy la persona que soy.

Y por último, dedicar este trabajo a toda mi familia, que a pesar de no entender lo que hago la mayor parte del tiempo, siempre me apoyan y aceptan mis decisiones.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1. Lista de especies colectadas en el Parque Lecocq y los Humedales de Santa Lucía, durante la temporada 2012-2013.

Tabla 4.2.a. Abundancia y Riqueza de acridoideos en función del método de recolección empleado

Tabla 4.2.b. Abundancia y Riqueza de adultos en función del método de recolección empleado

Tabla 4.3. Valores de riqueza obtenida con diferentes estimadores empleados

Tabla 4.4. Especies representadas en cada uno de los sitios estudiados, clasificadas en exclusivas (rojo), compartidas en varios sitios (fucsia, azul, celeste y verde) y generalistas (ocre).

Tabla 4.5. Abundancia de las especies de acridoideos por sitio de estudio

Tabla 4.6. Índices de Dominancia, Simpson, Shannon, equitatividad de Pielou y dominancia Berger Parker en cada sitio estudiando. Se señalan los valores más altos y más bajos de los índices, en color rojo y verde respectivamente

Tabla 4.7. Comparación de los índices de diversidad entre los sitios. Significancia por índice de permutaciones (p (eq) $< 0.05^*$)

Tabla 4.8a. Porcentajes de contribución de las especies a la disimilitud entre los sitios (especies tipificantes $>10\%$), según el análisis Simper.

Tabla 4.8b. Porcentajes de contribución de las especies a la disimilitud entre los sitios (especies discriminantes $>5\%$), según el análisis Simper. (Porcentaje de disimilitud 82.8%)

Tabla 4.9. Análisis Anosim entre los sitios (significancia p de Bonferroni corregido ≤ 0.05)

Tabla 4.10. Análisis IndVal. (A) Considerando solo los adultos. (B) Considerando adultos y ninfas

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. Principales características de un ortóptero. Imagen modificada de Morrón & Terrón (1988)

Figura 3.1. Foto satelital del área de estudio. Con los diferentes sitios muestreados (señaladores amarillos). Dos de ellos dentro de área de los Humedales de Santa Lucía: H y HS y cuatro en el área del Parque Lecocq: E, P, CN y TH. (Imagen tomada desde GoogleEarth)

Figura 3.2. Métodos de muestreo utilizados en la recolección de ejemplares. (a) Red entomológica y (b) recolección manual

Figura 3.3. Sitios muestreados. (a) Pastizal de vegetación baja: E, (b) Transición al humedal: TH, (c) Campo natural: CN, (d) Pastizal con vegetación medianamente alta: P; dentro del Parque Lecocq, (e) Humedal con vegetación heterogénea: H y (f) Humedal salino con vegetación emergente: HS; dentro de los Humedales de Santa Lucía

Figura 3.4. Lupa estereoscópica utilizada para la identificación de los acridoideos

Figura 4.1. Porcentaje de abundancia acumulada de las subfamilias presentes en el área de estudio

Figura 4.2. Curvas de rarefacción de individuos. Número de individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en las muestras analizadas. A: Con el intervalo de confianza del sitio E (de mayor abundancia). B: Con el intervalo de confianza del sitio CN (mayor riqueza). E: Pastizal de vegetación baja, TH: Transición humedal, CN: Campo natural, P: Pastizal de vegetación alta y H: Humedal con vegetación heterogénea.

Figura 4.3. Comparación de las curvas de rarefacción en base a muestras de los sitios estudiados. E: Pastizal de vegetación baja, TH: Transición humedal, CN: Campo natural, P: Pastizal de vegetación alta y H: Humedal con vegetación heterogénea.

Figura 4.4. Curvas de acumulación de especies de diferentes estimadores para cada sitio estudiado. Azul oscuro: Chao1, azul claro: Chao 2, Rojo: Jackknife 1, naranja: Jackknife 2, violeta: especies observadas

Figura 4.5. Comportamiento de los singletons y doubletons en cada sitio de estudio. Rojo: E, Azul oscuro: TH, Verde: CN, azul claro: P y Fucsia: H

Figura 4.6. Análisis NMDS. **A.** Datos obtenidos con el método de segado (Índice de stress: 0,316); **B.** Datos obtenidos con el método de recolección manual (Índice de stress: 0,218) Rojo: E, azul: TH, verde: CN, azul claro: P, fucsia: H y marrón: HS

Figura 4.7. Dendograma de similitud Bray Curtis según las especies obtenidas en cada uno de los sitios muestreados, con el método de recolección manual: Pastizal de vegetación medianamente alta (P), Pastizal de vegetación baja (E), Transición al humedal (TH), Humedal con vegetación heterogénea (H), Humedal salino con plantas emergentes (HS) y Campo Natural (CN). (Bootstrap: 2000 replica, Coph. corr: 0.786)

Figura 4.8. Dendograma de similitud Bray Curtis según las especies obtenidas en cada uno de los sitios muestreados, con el método de segado: Pastizal de vegetación medianamente alta (P), Pastizal de vegetación baja (E), Transición al humedal (TH), Humedal con vegetación heterogénea (H) y Campo Natural (CN). (Bootstrap: 2000 replica, Coph. corr: 0.815)

RESUMEN

Los acridoideos conocidos como langostas, tucuras, bicho palo, se distribuyen ampliamente en zonas tropicales y templadas, contando con aproximadamente 10.000 especies descritas. Algunas de ellas presentan importancia económica debido a los severos daños que pueden ocasionar en las pasturas así como en diversos cultivos. Más allá de este interés económico, los acridios son relevantes, ya que pueden ser considerados bioindicadores, tomando en cuenta su diversidad y su capacidad de producir varias generaciones en corto tiempo, como tal, siendo útiles para definir políticas de conservación de los ecosistemas que habitan. Por eso se hace necesario conocer las especies en áreas prioritarias para la conservación. Además los listados de especies de áreas naturales constituyen bases de datos confiables que sirven de referencia para futuros estudios.

Este trabajo se centra en el estudio de la diversidad de acridoideos y la determinación de las especies indicadoras en seis ambientes dentro del Parque Lecocq y los Humedales de Santa Lucía (Dpto. Montevideo): Pastizal bajo (E), Transición al humedal (TH), Campo natural (CN), pastizal alto (P), Humedal (H) y Humedal salino (HS). Se utilizaron dos métodos de recolección: segado con red entomológica (100 golpes por muestra) y recolección manual (30 min). Se tomaron tres muestras mensuales por sitio entre diciembre de 2012 y marzo de 2013. Los ejemplares fueron separados e identificados en el laboratorio.

Se recolectaron un total de 1226 individuos, registrándose 26 especies pertenecientes a 3 familias (*Acrididae*, *Romaleidae* y *Proscopiidae*) y 7 subfamilias. La riqueza de especies varió entre 10 y 18 en los diferentes sitios estudiados. Las subfamilias *Gomphocerinae* y *Melanoplinae* fueron las de mayor abundancia, alcanzando el 87,1% del total de ejemplares recolectados. Las especies más abundantes fueron *Laplatacris dispar*, *Amblytropidia australis*, *Orphulella punctata* y *Dichroplus elongatus*. Los ambientes que presentaron mayor abundancia fueron E y CN. El sitio E presentó diferencias significativas con los demás sitios en la diversidad, dominancia y equitatividad.

Mediante el análisis NMDS y de Cluster, se separaron los sitios E y P del resto, y se encontró un solapamiento entre CN, TH, H y HS, indicando que son ambientes de una mayor similitud entre sí que con el resto. Por medio del análisis Simper se reconocieron seis especies discriminantes (*L. dispar*, *A. australis*, *O. punctata*, *Sinipta dalmani*, *D. elongatus* y *Staurorhectus longicornis*) y siete especies tipificantes (*L. dispar* para E y CN; *A. australis* E, CN y P; *O. punctata* CN y H; *D. elongatus* para TH y CN; *Allutruxalis gracilis* para CN y H e *S. dalmani* y *S. longicornis* para P). Según el análisis IndVal las especies *A. gracilis* y *S. longicornis* podrían ser usadas como indicadoras para el CN y P respectivamente, y *L. dispar* como detectora para E.

Futuros estudios serán necesarios para aumentar el conocimiento de la acridofauna del Parque Lecocq y los Humedales de Santa Lucía. Se recomienda la recolección manual como método complementario al segado para aumentar el número de especies recolectadas.

Esta tesis aporta conocimiento relevante sobre la diversidad de acridios y especies indicadoras en un área protegida (SNAP), que permitirá evaluar las modificaciones que experimenten estos ecosistemas que contribuyan a implementar políticas de conservación de fauna.

ACRIDOIDEOS COMO BIOINDICADORES DE MICROAMBIENTES EN EL ÁREA PROTEGIDA HUMEDALES DE SANTA LUCÍA Y PARQUE LECOCQ, URUGUAY.

1. INTRODUCCIÓN

La biodiversidad se define como la variedad y variabilidad de los organismos y de los ecosistemas que integran (UNEP 1992, Morrone & Coscarón 1998, Crisci 2006). Se organiza en tres niveles o escalas jerárquicas: genes, especies y ecosistemas (Morrone & Coscarón 1998, Moreno 2001, Moreno & Sánchez-Rojas 2007). Por tanto, contempla la variabilidad genética intra e interespecífica, el conjunto de especies que componen los grupos funcionales, así como las comunidades asociadas a un paisaje o región geográfica determinada (UNEP 1992, Moreno 2001). En las últimas décadas las tasas de extinción de especies se han incrementado desmesuradamente, resultando en una mayor preocupación de los investigadores en buscar estimadores de su pérdida y desarrollar alternativas de manejo para su conservación (Reyes-Novelo *et al.* 2009). Diversos autores coinciden en que las actividades antrópicas directa o indirectamente, son la principal causa de la disminución de la biodiversidad (Delfín-González & Burgos 2000, Herrera & Cuevas 2003, Crisci 2006).

Los insectos son el grupo de artrópodos más diverso, han conquistado todos los ecosistemas, constituyen el grupo de animales (80%) y de artrópodos (70%) con mayor número de especies (Wilson 1994, Vincent & Ring 2003, Márquez 2005, Bentancourt *et al.* 2009). Son componentes esenciales de los ecosistemas tanto por su riqueza, abundancia, así como por su diversidad de hábitos alimenticios que han sido aprovechados por el hombre. Los insectos presentan importancia económica debido a los beneficios o perjuicios económicos que pueden generar. Son los principales agentes polinizadores de los cultivos, son utilizados en la producción de miel y seda, y los entomófagos son usados para regular las poblaciones de especies perjudiciales. Sin embargo, algunos causan daños directa o indirectamente (vectores de enfermedades en plantas y animales) en la actividad humana, ocasionando pérdidas económicas de notoriedad, siendo consideradas como especies plaga (Vincent & Ring 2003, Bentancourt *et al.* 2009).

Teniendo en cuenta que se desconoce la riqueza de especies presente en muchos ecosistemas, y el aumento de la tasa de deterioro de los mismos es creciente, la realización de inventarios de especies es vital para su conservación, aunque muchas veces resulta

inviabile debido a los altos costos económicos y tiempo que insumen (Gutierrez & Rumiz 2002, Crisci 2006). Por lo cual se han generado alternativas para evaluar el efecto de las actividades humanas sobre la biodiversidad (Moreno & Sánchez-Rojas 2007). El uso de taxa indicadores es una de las herramientas disponibles más utilizadas en la actualidad (Cardoso *et al.* 2004, Reyes-Novelo *et al.* 2009). Un bioindicador (de aquí en más “indicadores”) es aquel organismo que mediante su presencia o ausencia nos brinda información útil para evaluar el estado de un ecosistema, una comunidad y los cambios de éstos en respuesta a la actividad humana (McGeoch 1998, Halffter & Moreno 2005, Reyes-Novelo *et al.* 2009).

Diversos autores han planteado que los artrópodos y dentro de éstos, varios órdenes de insectos, son considerados buenos indicadores biológicos para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas (Gutiérrez & Rumiz 2002, Pearse & Venier 2006). Ello es debido a que son un grupo megadiverso, componentes esenciales de los ecosistemas terrestres y acuáticos, desempeñan funciones ecosistémicas importantes y por tanto su presencia o ausencia nos brinda información acerca del estado de los ecosistemas (Wilson 1994, McGeoch 1998, Herrera & Cuevas 2003).

Los insectos terrestres han sido reconocidos como eficientes indicadores (McGeoch 1998, Herrera & Cuevas 2003), entre los diversos organismos que se han propuesto figuran, escarabajos (Favila & Halffter 1997, Finch 2005), mariposas (Andrade 1998), hormigas y abejas (Villarreal *et al.* 2006, Reyes-Novelo *et al.* 2009), entre otros. Desde hace algunos años se ha incorporado a lo acridoideos como indicadores útiles de perturbaciones, cambios ambientales o calidad de hábitat, por su rápida respuesta a cambios en la vegetación, como pastoreo intenso, sequía, quema, corte, etc. (Andersen *et al.* 2001, Bazalet 2011).

Los acridoideos pertenecen al orden Orthoptera. Este orden comprende una fauna de insectos terrestres comúnmente llamados “tucuras”, “saltamontes”, “langostas”, “grillos”, “grillotopos”, y otros grupos menos conocidos (Otte 1977, Ragge & Reynolds 1998, Cigliano & Lange 1998, Morrone & Coscarón 1998, Bentancourt *et al.* 2009, Leal De Carvalho *et al.* 2012). Se caracterizan por presentar un gran desarrollo de los fémures posteriores, lo que les confiere la habilidad de saltar. Muchas especies de ortópteros presentan órganos estriduladores utilizados como mecanismo de comunicación intraespecífica, especialmente

por los machos durante la época reproductiva (Roth 1970, Cigliano & Lange 1998, Donato 2000, Bentancourt *et al.* 2009).

Dentro de Caelifera, los acridoideos (langostas, tucuras, bicho palo) son los herbívoros dominantes en los ecosistemas de pastizales y consumidores primarios, por ello son importantes en el reciclado de nutrientes y energía. Las poblaciones de acridoideos suelen estar bajo regulación natural, pero cuando se dan condiciones favorables (años de sequía, por ejemplo) incrementan de forma inusual su abundancia y registran explosiones poblacionales, compitiendo con el ganado y la fauna silvestre por las pasturas y forraje, considerándose algunas como plagas, debido a las pérdidas económicas que ocasionan (Belovsky & Slade 2000, De Wysiecki *et al.* 2004, Pocco *et al.* 2010, Mariottini *et al.* 2013). Además, cumplen un rol importante en la dinámica de las redes tróficas de los ecosistemas tropicales, por constituir una de las principales fuentes de alimento para vertebrados y artrópodos predadores (Pocco *et al.* 2010). Fueron considerados uno de los grupos de insectos más devastadores y que con mayor facilidad pueden desestabilizar la economía y la demografía humana (Carbonell 1957, Buratovich 2003, CAE 2012). Diferentes especies de langostas han sido las causantes de pérdidas de alimento más terribles de la historia de la humanidad, constituyendo una de las plagas más antiguas y devastadoras para la agricultura. La voracidad y el daño generado por las langostas debido a explosiones poblacionales, aparecen registrados por civilizaciones antiguas, en la biblia como una de las 10 plagas de Egipto y en los primeros escritos de la literatura tradicional china, que daban cuenta de los catastróficos daños causados por mangas de langostas que acababan con plantas, cultivos y árboles (Morrone & Coscarón 1998, Buratovich 2003, CAE 2012). Dado que son insectos herbívoros dominantes en los ecosistemas terrestres de todo el mundo, de gran riqueza específica, importancia funcional, sensibilidad a las perturbaciones y facilidad de muestreo, han sido propuestos como potenciales bioindicadores de modificaciones ecosistémicas (Andersen *et al.* 2001).

El conocimiento taxonómico de los acridoideos del Uruguay puede considerarse bueno en comparación con otros grupos de insectos. Está representado por las superfamilias Proscopioidea y Acridoidea, con 109 especies distribuidas en 54 géneros y 4 familias (Proscopiidae, Acrididae, Ommexechidae y Romaleidae) (Liebermann & Piran 1941, Liebermann & Ruffinelli 1946, Ruffinelli & Carbonell 1954, Silveira-Guido *et al.* 1958, Bentos-Pereira 2000, Lorier 2005, Carbonell 2007, Martínez 2004, Cigliano *et al.* 2016). Además del

enfoque taxonómico, se han realizado estudios de distribución espacial (Silveira-Guido *et al.* 1958, Bentos-Pereira 1989), diversidad (Lorier 1998, Zerbino *et al.* 2016), conservación (Simó *et al.* 1994) acústica (Lorier *et al.* 2010b, Clemente *et al.* 2012), fenología (Lorier *et al.* 2010a, 2016), ecología (Bentos-Pereira & Lorier 1991) y manejo de plagas (Lorier & Zerbino 2009, Lorier *et al.* 2010b).

A nivel regional, existen antecedentes de estudios que vinculan la diversidad de las comunidades de acridios a diferentes tipos de pastizales (De Wysiecki *et al.* 2004, Pocco *et al.* 2010, Mariottini *et al.* 2011, 2012, 2013). Estos son de vital importancia, para llegar a conocer el papel que desempeñan los acridios en los ecosistemas de pastizales y establecer en qué medida estos organismos podrían ser utilizados como bioindicadores para evaluar las modificaciones experimentadas por dichos ecosistemas tan importantes para la economía del país.

Los humedales constituyen ecosistemas ubicados en tierras bajas inundadas en forma esporádica o permanente. Tienen como principal función asegurar una provisión constante de agua potable, actuando como grandes esponjas, almacenando los excesos de lluvia y amortiguando los efectos de inundación (Caldevilla & Quintillán 2004). Aproximadamente el 4% de la superficie de nuestro país está compuesta por humedales. Los departamentos que cuentan con superficies más importantes son: Rocha, Cerro Largo, Tacuarembó y Montevideo (Clara & Maneyro 1996). El informe del Centro Latinoamericano de Ecología Social (CLAES) del 2001, registró a los bañados de Santa Lucía bajo amenaza. Entre los diez humedales que señalaron en situación crítica, esta zona se encuentra afectada por los cambios en la dinámica del Río Santa Lucía, la contaminación y la falta de medidas de protección efectivas. CLAES destacó la importancia de su preservación “por ser posiblemente el último gran bañado salino del país” (Ramsar 2014). En 2015 se incorporan los Humedales de Santa Lucía al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), en la categoría “Área Protegida con Recursos Manejados” (Decreto Nº 55/015, disponible desde: <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/55-2015>).

Existen escasos estudios de biodiversidad de acridios realizados en humedales de Uruguay (Bentos-Pereira 1995, Bentos-Pereira & Lorier 2002). Consideramos esta tesis de suma importancia para fortalecer los estudios enfocados en conocer la riqueza y estructura de la comunidad de acridios en áreas prioritarias para la conservación en la región y por su importancia agrícola y ecosistémica de estos organismos.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Conocer la riqueza y estructura de las comunidades de acridios presentes en diferentes ambientes del área protegida Humedales de Santa Lucía y Parque Lecocq (Montevideo, Uruguay).

Objetivos específicos

- Determinar la composición taxonómica de la comunidad de acridoideos de cada ambiente y evaluar si existen diferencias en dicha composición entre los sitios
- Estudiar la estructura de cada comunidad de acridoideos y determinar la diversidad, riqueza y abundancia relativa de especies.
- Identificar las especies discriminantes y tipificantes para cada sitio estudiado
- Determinar las especies indicadoras y detectoras de los diferentes sitios de estudio

Hipótesis

Existen diferencias en la composición de las comunidades de acridoideos presentes en los diferentes ambientes que integran el Parque Lecocq y los Humedales de Santa Lucía, debido a las características del suelo, composición y estructura de la vegetación.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Características generales del orden Orthoptera

El orden Orthoptera está representado por unas 27.400 especies (Cigliano *et al.* 2016), ampliamente distribuidas a nivel mundial, siendo más diversos en zonas tropicales y subtropicales (Bentancourt *et al.* 2009, Pocco *et al.* 2010). Varios grupos son endémicos, por ejemplo, las familias Proscopidae y Ommexechidae son propias de América del Sur, mientras que otras lo son de América del Norte, Australia y África. Son un grupo de insectos que se han adaptado a vivir en diversos ambientes, siendo muy abundantes en los ecosistemas terrestres (Bentancourt *et al.* 2009). Si bien la mayor parte habita en ecosistemas de pastizal, muchas especies son arborícolas obligadas, algunos se han adaptado vivir en zonas húmedas, otros son semiacuáticos, pero también hay ortópteros cavernícolas, subterráneos y adaptados a condiciones desérticas (Morrone & Coscarón 1998, Bentancourt *et al.* 2009). En su mayoría son de tamaño mediano a grande. Aunque existen especies omnívoras, predominan los hábitos fitófagos (Morrone & Coscarón 1998).

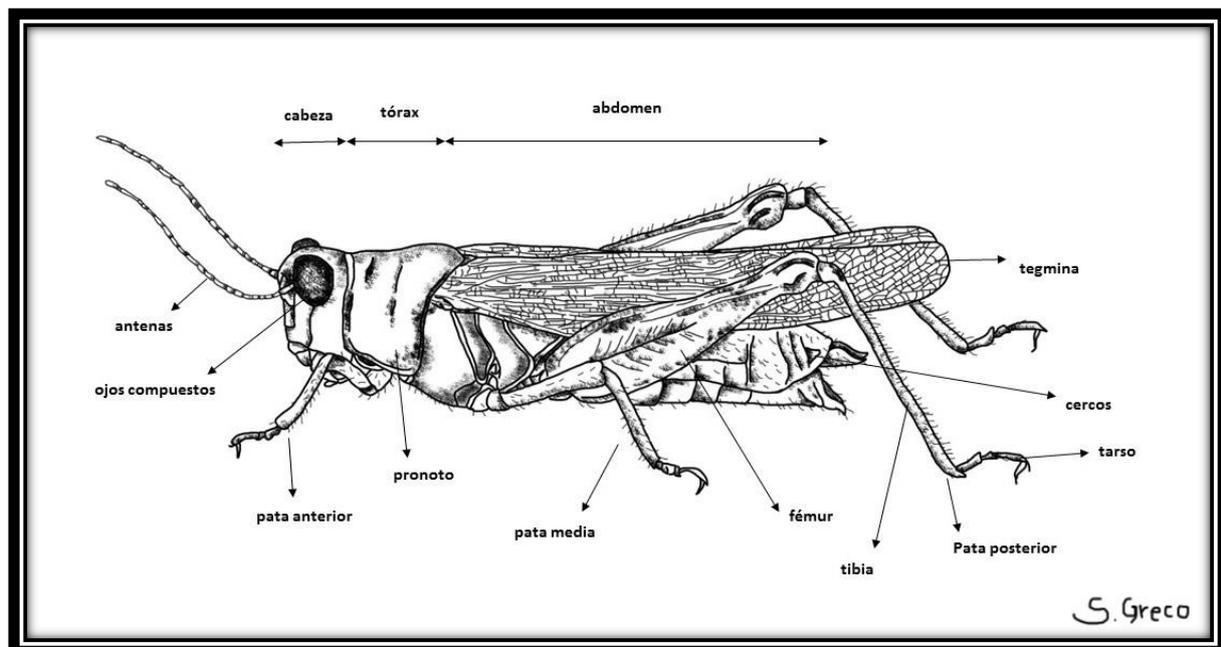


Fig. 2.1. Principales características del orden Ortóptera. Imagen modificada de Morrón & Terrón (1998).

Estos insectos pueden identificarse fácilmente por presentar el tercer par de patas de mayor tamaño y adaptadas para el salto, primer par de alas apergaminado (tegmina) y el segundo par de alas membranoso (Vincent & Ring 2003). Otras características que presentan son: una cabeza ortognata; parte anterior del vértex generalmente proyectada hacia delante de los ojos en un fastigio, ojos compuestos bien desarrollados (reducidos o ausentes en formas subterráneas o cavernícolas), antenas filiformes de longitud variable, aparato bucal masticador y un gran desarrollo del pronoto. La mayoría de los ortópteros presentan alas bien desarrolladas, aunque existen formas braquípteras y ápteras, siendo común el polimorfismo alar. Cuando se hallan totalmente desarrolladas, las alas suelen presentar nerviación casi completa, con numerosas venaciones transversales (Morrone & Coscarón 1998, Bentancourt *et al.* 2009). (Fig. 2.1)

Entre los rasgos más característicos se destaca la presencia de órganos estridulatorios en algunos grupos. Pueden ser de diferentes tipos y entre los métodos más extendidos de producción de sonido, mediante la estridulación figuran: el tegmino-tegmina, tegmino-alar y fémoro-tegmina. La mayoría de los que estridulan son capaces de producir diferentes tipos de sonidos bajo diversas circunstancias. Los “cantos” son característicos de cada especie y parecen constituir uno de los principales mecanismos de aislamiento reproductivo entre especies estrechamente relacionadas (Morrone & Coscarón 1998, Otte & Alexander 1983). Se reproducen sexualmente, las hembras son atraídas por el “canto” de los machos, pero existen algunos casos donde el cortejo es mediado por la emisión de feromonas por parte de los machos. La producción de sonido es utilizada principalmente en la atracción sexual, pero puede ser utilizada en la delimitación de un territorio, en comportamientos agresivos o para agruparse en un área determinada. Para la mayoría de los Gryllidae y casi todos los Acridoidea la oviposición tiene lugar en el suelo seco y en tejidos vegetales en muchas especies de Tettigonidae y algunos acridoideos (Bentancourt *et al.* 2009). Mientras que en los Ensifera los huevos casi siempre son colocados de forma aislada, en la mayoría de los Acridoidea son agrupados en una vaina cilíndrica, postura o desove (Morrone & Coscarón 1998). La metamorfosis es incompleta, con los estados de huevo, ninfa y adulto (Bentancourt *et al.* 2009). En general el desarrollo post-embriionario cuenta entre cuatro y diez estadios ninfales, dependiendo de la especie, siendo lo más común cinco estadios. Suelen permanecer en estado de huevo cuando las condiciones climáticas son desfavorables (como frío o sequía). En

formas ápteras, el crecimiento consiste principalmente en un aumento de tamaño, así como en la diferenciación posterior de los apéndices y de los segmentos genitales. En formas aladas, los esbozos alares suelen ser aparentes a partir de la tercera intermuda (Morrone & Coscarón 1998).

En general muestran hábitos solitarios, aunque algunas especies de langostas, al igual que ciertos grillos, presentan comportamientos gregarios (Bentancourt *et al.* 2009).

El orden Orthoptera se subdivide en dos subórdenes, Ensifera y Caelifera. El primero agrupa a saltamontes, grillos y grillotopos, entre otras formas menos conocidas. El segundo tiene en los acridoideos sus miembros dominantes y mejor conocidos (Vincent & Ring 2003, Bentancourt *et al.* 2009).

2.2. Suborden Caelifera

El suborden Caelifera se caracteriza por presentar antenas con menos de 30 segmentos. Órganos auditivos, cuando presentes, localizados en el primer segmento abdominal; aparato estridulador fémoro-tegmina o tegmino-alar generalmente (Cigliano & Lange 1998). La estridulación se produce mediante la fricción entre una cresta que contiene una fila de pequeños dentículos, localizada en el fémur posterior y una vena del tegmen o bien puede producirse por fricción entre el primer y segundo par de alas o entre el fémur III y el abdomen. (Cigliano & Lange 1998).

Está representado a nivel mundial por 12 superfamilias, con 4 superfamilias y 7 familias presentes en nuestro país (Bentancourt *et al.* 2009, Cigliano *et al.* 2016). De estas, para el presente trabajo tienen interés los Acridoideos: superfamilias Proscopioidea con la familia Proscopiidae y Acridoidea con tres familias: Ommexechidae, Romaleidae y Acrididae (Carbonell 2007).

Proscopiidae: Constituye el grupo más antiguo y divergente de los Acridoidea neotropicales. Son endémicos de América del Sur, distribuyéndose en las subregiones Guayanobrasileña y Andinopatagónica (Cigliano & Lange 1998). Se caracterizan por presentar cuerpo alargado y delgado, semejante a una rama, cabeza cónica y opistognata con antenas muy cortas, ojos salientes en vista dorsal. El protórax es largo y cilíndrico, las patas anteriores son muy delgadas y bien separadas de las restantes, de formas ápteras y sin órganos

estridulatorios o tímpanos. Algunas especies de proscópodos son arborícolas mientras que otros habitan áreas de campo sobre vegetación baja, éstos últimos depositan los huevos en la tierra (Bentancourt *et al.* 2009). En nuestro país existen tres especies del género *Orienscopia* Bentos-Pereira 2000: *Orienscopia sanmartini* Bentos-Pereira 2000 y *Orienscopia costulata* (Burmeister 1880) son las más comunes y de amplia distribución, en cambio *Orienscopia angustipenis* (Brunner von Wattenwyl 1890) es endémica del norte del país (Cigliano & Lange 1998, Bentos-Pereira 2000, Bentancourt *et al.* 2009).

Romaleidae: Es la familia más numerosa y diversificada de acridoideos endémicos neotropicales. Está integrada por especies de tamaño mediano a grande y a menudo de colores atractivos (Bentancourt *et al.* 2009, Braga & Nunes-Gutjahr 2010). Presentan un mayor desarrollo del pronoto que el resto de los acridomorfos, tibia posterior con espina apical, tanto externa como internamente (Bentancourt *et al.* 2009). Una característica destacable de los romaleidos es la presencia de mecanismos estridulatorios altamente especializados. Son evolutivamente exitosos, con un amplio rango de distribución y una gran adaptación a distintas condiciones ambientales. En Uruguay están presentes 7 géneros y 17 especies (Carbonell 2007, Listre 2009). Entre sus representantes está *Chromacris speciosa* (Thunberg 1824), asociada a solanáceas y especies de Compositae silvestres, con comportamiento gregario en los primeros estadios. Otros géneros presentes en Uruguay son *Alcamenes* Stål 1878, *Coryacris* Rehn 1909, *Diponthus* Stål 1873, *Staleochlora* Roberts & Carbonell 1992, *Xyleus* Gistel 1848 y *Zoniopoda* Stål 1873 (Cigliano & Lange 1998, Bentancourt *et al.* 2009, Listre 2009).

Acrididae: Es la familia con la mayor diversidad de especies conocidas (más de 7000 spp.), incluyendo unas 25 subfamilias de distribución mundial. A esta familia pertenecen la mayoría de las especies de importancia económica de Acridoidea. Son de tamaño pequeño a mediano, tímpano presente en el primer segmento abdominal y coloración muy variable (Bentancourt *et al.* 2009). Aquellas que se encuentran en campo abierto reciben el nombre común de tucuras, representando un componente habitual de los campos, pudiendo llegar a ser muy abundantes durante el verano. Diversas langostas atacan plantas cultivadas, pero sin duda, las langostas migratorias son, de todos los ortópteros los de mayor importancia económica. Estas últimas migran en nubes de gran cantidad de individuos, provocando

verdaderas devastaciones en la vegetación nativa y en los cultivos. Las tucuras si bien no caen en esta categoría de acrididos esencialmente migratorios, cuando sus poblaciones eventualmente crecen durante el verano de manera desmedida (lo que sucede de manera esporádica) suelen realizar desplazamientos en masa (Carbonell 1957, Cigliano & Lange 1998, Bentancourt *et al.* 2009, Cigliano *et al.* 2016).

En Uruguay la mayoría de las langostas viven sobre praderas y pastizales donde buscan la exposición al sol, alimentándose en general de gramíneas. Otras tienen hábitos semiacuáticos y son frecuentes en bañados y remansos de ríos y arroyos con abundante vegetación. Dentro de Acrididae se reconocen varias subfamilias, nueve de ellas presentes en el país: Merelliinae, Melanoplinae, Copiocerinae, Leptysminae, Ommatolampiinae, Cyrtacanthacridinae, Acridinae, Gomphocerinae y Pauliniinae (Carbonell 2007, Bentancourt *et al.* 2009, Lorier *et al.* 2010b, Cigliano *et al.* 2016) (Anexo II).

2.2.1. Características del ciclo de vida y hábitat de los acridoideos

La reproducción es sexual, el macho monta sobre la hembra y desplaza lateralmente el abdomen hasta que unen los órganos genitales. La unión puede durar desde unos minutos a varias horas, según la especie. La transferencia de esperma es a través de un espermatóforo. Una vez fertilizadas, en las especies con oviposición hipogea, las hembras efectúan con su robusto ovipositor un hoyo en el suelo, a la vez que alargan el abdomen para realizar la puesta de huevos dentro de la tierra. Los huevos son dejados junto a un líquido viscoso que aglutina granos de arena y tierra, formándose así una cápsula más o menos compacta que los protege. Las especies semiacuáticas realizan las posturas en las plantas emergentes del agua y en el suelo, en las orillas de arroyos y ríos, en algunos casos realizan posturas endófitas. Al conjunto de huevos se le da el nombre de ootecas o *cartuchos* (Costa-Lima 1938, Bentancourt *et al.* 2009).

Los huevos son de forma variable, generalmente ovoides, elípticos o casi cilíndricos en los extremos redondeados, otras veces son aplanados. La duración del desarrollo embrionario es variable. La eclosión puede producirse a los pocos días de depositados o bien luego de varios meses en aquellos casos que entran en diapausa. Muchos de nuestros acrididos realizan las puestas a fines del verano y en otoño, pero la emergencia de las ninfas acontece en la primavera siguiente (Bentancourt *et al.* 2009).

Las formas juveniles son similares a los adultos, después de una serie de transformaciones y mudas, llegan a la fase adulta (Costa-Lima 1938). Durante el desarrollo, en las formas ápteras los cambios externos se limitan, sobre todo, a un incremento del tamaño. Por el contrario, en las formas aladas el desarrollo se hace más evidente por las modificaciones de los esbozos alares (visibles a partir del tercer estadio) y su crecimiento posterior con cada muda. La duración de esta etapa varía de algunas semanas a varios meses (Silveira Guido *et al.* 1958, Bentancourt *et al.* 2009). Factores ambientales, fundamentalmente temperatura, pero también humedad y alimento reducen o prolongan considerablemente la duración del desarrollo. Por lo general las langostas pasan por cinco estadios ninfales, a los primeros tres se les denomina “mosquitas” y a las ninfas mayores (a partir del estadio IV) “saltonas”. Las ninfas y los adultos comparten hábitos alimenticios consumiendo las mismas especies de plantas y viven en hábitats semejantes (Lorier *et al.* 2010b, Cigliano & Lange 1998, Bentancourt *et al.* 2009).

Algunas especies tienen una generación anual (univoltinas) otras dos generaciones (bivoltinas) y algunas pueden llegar a tener más de dos generaciones (multivoltinas). En general, se reproducen y oviponen en verano, o principios de otoño. Los huevos permanecen en forma latente (diapausa obligatoria) hasta la primavera, aunque algunas especies como *Sinipta dalmani* Stål, 1860 (univoltina) pasa el invierno en estado de ninfa (Mariottini *et al.* 2011). Las primeras emergencias ocurren a fines de septiembre u octubre (*Dichroplus pratensis* Brunner, 1900, *D. conspersus* y *S. lemniscata*) (Lorier *et al.* 2016). A fines de verano (febrero-marzo) se puede registrar otro pico de nacimientos, que corresponde a la segunda generación de las especies bivoltinas, la que se desarrolla más rápido debido a que las temperaturas son más elevadas, es el caso de *Orphulella punctata* (De Geer 1773). También son considerada bivoltinas *Allotruxalis gracilis* (Ciglio-Tos 1897), *Dichroplus conspersus* Brunner 1900, *Scotussa lemniscata* (Stål 1861) y *Dichroplus elongatus* Giglio-Tos 1894 (COPR 1982, Lorier *et al.* 2016), aunque algunos autores catalogan a *D. conspersus* y *D. elongatus* como univoltina (Silveira-Guido *et al.* 1958, Carbonell *et al.* 2006, Lorier *et al.* 2010b). Algunas especies pasan el invierno como ninfas o adultos (Bentancourt *et al.* 2009, Lorier *et al.* 2010b, Mariottini *et al.* 2011, Miguel 2011).

Mariottini *et al.* (2011) en un estudio realizado en la Pampa (Argentina) encontraron que *D. pratensis*, *Aleuas lineatus* Stål, 1878 y *D. elongatus* son especies de desarrollo más tardío.

2.3. Ecología

Varios autores sostienen que los límites de distribución de las diferentes especies de acridoideos, estarían asociados fundamentalmente a modificaciones climáticas (factores abióticos) como consecuencia a cambios latitudinales, ya que no existen grandes barreras topográficas en nuestro país (Capinera & Horton 1989, Martínez 2004, Mariottini *et al.* 2012). Por ejemplo la temperatura y la humedad a una escala regional varían conforme a la latitud, generando las diferentes distribuciones regionales de los acridoideos (Capinera & Horton 1989). Al mismo tiempo los efectos de interacciones bióticas (competencia, predación, parasitismo) se combinan con otras variables microambientales (suelo, vegetación) y disturbios naturales o como consecuencia de la intervención del hombre en el manejo que se realice de estos ambientes. El uso de la tierra (pastoreo, fertilización, agricultura, forestación, quema sobre la pradera natural, uso de agroquímicos) produce cambios estructurales (composición, abundancia, cobertura, y estructura vertical de la vegetación) y funcionales (productividad primaria, ciclo de nutrientes) y afecta a la dinámica de los predadores naturales entre otros (Cigliano *et al.* 2000, Lorier *et al.* 2010b).

2.3.1. Factores abióticos

Diferentes autores han propuesto que el clima incide directamente en la abundancia de langostas (Fielding & Brusven 1990, Martínez 2004, Lorier *et al.* 2010b). La temperatura y la precipitación son las variables climáticas con mayor incidencia sobre la abundancia de las poblaciones de langostas (Capinera 1987, Capinera & Thompson 1987 en Lorier *et al.* 2010b). Estas condiciones climáticas afectan la tasa de desarrollo de oocitos en las hembras y el comportamiento reproductivo, viabilidad de huevos que son especialmente sensibles a la humedad y a la temperatura, la duración del ciclo, además de generar cambios en la composición y estructura en ecosistemas de pastizal (Lorier *et al.* 2010b). La temperatura es un factor importante para la selección de hábitat, dado que los acridomorfos deben recurrir a estrategias comportamentales para regular su temperatura corporal (Martínez 2004). En días muy calurosos de verano, los individuos se resguardan del sol directo para evitar un sobrecalentamiento. Con el frío se reduce su metabolismo provocando un descenso en la actividad de forrajeo (Cigliano *et al.* 1995, Martínez 2004, Lorier *et al.* 2010b).

La precipitación se relaciona en forma inversa con la densidad poblacional, en condiciones de déficit hídrico se observa un aumento en la abundancia, especialmente si el invierno es seco, porque hay alta sobrevivencia de huevos (Martínez 2004). En veranos con alta frecuencia de lluvia el tiempo de forrajeo se reduce y el impacto en el campo natural disminuye significativamente (Lorier *et al.* 2010b).

2.3.2. Factores bióticos

Influencia de la vegetación

Los saltamontes están estrechamente asociados con la comunidad vegetal, proporcionando alimentación, refugio ante predadores y microclima adecuado para su establecimiento (Joern *et al.* 1996, Torrusio *et al.* 2002). Los cambios en la calidad y cantidad de alimento influyen en el ciclo de vida, pudiendo afectar la supervivencia, desarrollo, producción de huevos, fecundidad y tasas de oviposición, entre otros (Pereyra *et al.* 1996; Lorier *et al.* 2010b). También pueden influenciar la densidad poblacional, así como la composición y estructura de especies de saltamontes en un área determinada (Otte 1976, Cigliano *et al.* 1995, De Wysiecki *et al.* 2000, Torrusio *et al.* 2002, Mariottini 2009, Joern 1983a, 1983b).

Enemigos naturales

Un amplio espectro de enemigos naturales afectan a los acridios durante todo su ciclo de vida, incluyendo patógenos, parásitos, parasitoides y predadores (Silveira-Guido 1958, Joern & Gaines 1990, Lange 2003). Los parasitoides tienen un significativo impacto principalmente sobre los adultos (Silveira-Guido 1958). Diferentes especies de artrópodos (arañas, dípteros, coleópteros, mántidos) y vertebrados (aves y anfibios), se alimentan de huevos, ninfas y adultos de acridios, pudiendo disminuir significativamente la densidad poblacional de las comunidades de estos insectos fitófagos (Silveira-Guido 1958, Joern & Gaines 1990, Maneyro *et al.* 2004, Sabagh & Carvalhi e Silva 2008).

Competencia

La competencia entre individuos, solo ocurre cuando los recursos se tornan escasos. La competencia por el alimento, intra o interespecífica, disminuye la sobrevivencia y la fecundidad, incrementa la tasa de dispersión, altera las tasas de crecimiento y desarrollo, y los procesos de estabilización o desestabilización de la población (Torrusio 2003). La competencia interespecífica también puede causar una disminución de la densidad de las especies competidoras e incluso hasta extinguir al competidor más débil (Joern & Gaines 1990).

2.4. Bioindicadores

Los indicadores son usados como una herramienta para evaluar parámetros o variables bióticos o abióticos, que son difíciles de medir directamente, para obtener información que puede ser empleada para evaluar el estado de un ecosistema o de una comunidad (Reyes *et al.* 2009). Por tanto, un bioindicador según McGeoch (1998), sería una especie o un grupo de especies (o taxones) que pueden reflejar el estado abiótico y/o biótico de un ambiente, porque es sensible a cambios en su hábitat. Dicho autor clasifica las especies indicadoras en tres categorías: Indicadores ambientales, son aquellas que reflejan directamente el estado abiótico o biótico del ambiente; indicadores ecológicos, que reflejan el impacto de cambios ambientales sobre un hábitat, comunidad o ecosistema; e indicador de biodiversidad, que son indicativos de un taxa, o de toda la biodiversidad, de un área determinada.

Los artrópodos terrestres son eficientes indicadores del funcionamiento de los ecosistemas, por ser ampliamente diversos, ocupar microhábitats y nichos específicos, además de jugar múltiples roles ecológicos (Kremen *et al.* 1993, McGeoch 1998). Son altamente sensibles a variaciones climáticas, cambios en la cobertura vegetal, presencia de elementos contaminantes, prácticas de manejo, etc. (Jansen 1997, Herrera & Cuevas 2003).

Las langostas contribuyen con la mitad o más de la mitad de la biomasa total de artrópodos terrestres y pueden ser los herbívoros primarios incluso en los ecosistemas que soportan una elevada biomasa de mamíferos herbívoros, incluyendo el ganado doméstico. Según Andersen *et al.* (2001) propone que las langostas serian buenos indicadores biológicos

debido a su gran diversidad, importancia funcional y sensibilidad a cambios ambientales, combinada con la facilidad con la que pueden ser muestreados.

Existen diversos métodos que pueden ser utilizados para la búsqueda de especies indicadoras (p. ej. Pruebas de I, análisis de correspondencia, Twinspan), aunque han sido criticados por diversos autores entre otros argumentos, porque las especies indicadoras son obtenidas de manera subjetiva (Dufrêne & Legendre 1997, McGeoch 2002, Tejeda-Cruz *et al.* 2008). Dufrêne & Legendre (1997) proponen un método alternativo, que resuelve estos problemas, el método Valor Indicador (Indicator Value – IndVal), que se basa en dos parámetros la especificidad y la fidelidad de las especies por el hábitat. El grado de especificidad mide cuan asociada esta la especie a un determinado hábitat y la fidelidad evalúa cuan frecuente es la especie dentro de las muestras del mismo hábitat, ambos son medidos de manera independiente para cada especie y expresados como porcentaje (Tejeda-Cruz *et al.* 2008). Según Dufrêne & Legendre (1997), cuanto mayor sea el porcentaje del índice, la/las especies serán más específicas y fieles a su hábitat. Por tanto, las especies que presenten un valor alto del IndVal en un determinado muestreo, deberían ser consideradas especies indicadoras para ese hábitat en ese momento en particular. El valor de indicación es variable y depende del valor tomado por los autores, algunos consideran que especies indicadoras son aquellas por encima del 50% (Tejeda-Cruz *et al.* 2008), 60% (Dufrêne & Legendre 1997, Pinzón & Spence 2010, Pinzón *et al.* 2012), otros son más conservadores y optan por valores por encima del 70% (Sawchik *et al.* 2005, Ghione *et al.* 2013). Las especies con valores intermedios, entre 25-50% según Tejeda-Cruz *et al.* (2008) pueden ser consideradas como especies “detectoras” ya que proveen información de más de un hábitat y pueden evidenciar posibles modificaciones ecosistémicas (grado de conservación o grado de perturbación). Estas se consideran mejores indicadores porque tienen mayores probabilidades de ser detectadas en contraste con las especies que son raras (Tejeda-Cruz *et al.* 2008).

3. METODOLOGÍA

3.1. Área de estudio

El presente estudio se realizó en un área constituida por un mosaico de ambientes naturales (humedal, pastizal, relictos de bosque nativo) y ambientes antrópicos (parque con especies ornamentales y construcciones humanas), ubicados en el área metropolitana, que abarca el Área de los Humedales de Santa Lucía (Fig. 3.1). Dicha área presenta los humedales de régimen estuarino más extensos de país, con períodos de intrusión de agua salobre que le confiere características ambientales particulares y el Parque Zoológico Lecocq con un predio de 120 hectáreas de extensión, en el departamento de Montevideo (MVOTMA 2016).



Fig. 3.1. Foto satelital del área de estudio. Con los diferentes sitios muestreados (señaladores amarillos). Dos de ellos dentro de área de los Humedales de Santa Lucía: H y HS y cuatro en el área del Parque Lecocq: E, P, CN y TH. (Imagen tomada desde GoogleEarth).

El Área de los Humedales de Santa Lucía ($34^{\circ}47'6.70''$ S, $56^{\circ}20'33.90''$ W) presenta valores destacados desde el punto de vista de la conservación de la diversidad faunística y florística que alberga. Los humedales son importantes por los servicios ecosistémicos

(regulación hídrica, paisajística, recreación, fuente de alimento) que nos brindan (Caldevilla & Quintillán 2004). Provee hábitat para numerosas especies animales y vegetales, incluyendo una gran variedad de aves migratorias, además actúan a modo de corredor biológico entre los ecosistemas adyacentes, conectando los ambientes aguas arriba con los bañados salobres de la desembocadura y permitiendo el intercambio de especies (MVOTMA 2016, IM 2016).

El Parque Lecocq (34°47'31.17"S, 56°20'5.49"W) es un parque zoológico y centro de conservación de flora y fauna, linderas al Área Protegida Humedal de Santa Lucía (MVOTMA 2016). Es un centro de referencia en educación ambiental y de ayuda a la conservación de especies amenazadas de reconocimiento tanto nacional como internacional, considerado uno de los lugares de avistamiento de aves más importante del país (IM 2016).

3.1.1. Sitios de muestreo

Se muestrearon un total de 6 sitios, seleccionados de acuerdo a las comunidades vegetales más representativas de la zona (Fig. 3.1). Dos de ellos dentro del Área de los Humedales de Santa Lucía y los cuatro restantes en el Parque Lecocq en campo natural con diferentes características fisionómicas y estados de conservación. Los sitios fueron clasificados en 6 categorías (Fig. 3.3):

Pastizal de vegetación baja (E): próximo a un área con eucaliptos maduros (*Eucalyptus spp.*), con presencia de pasto miel (*Paspalum dilatatum* Poir.) y gramilla (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) de porte medio. Sitio seco y a mayor nivel respecto al mar.

Transición al humedal (TH): zona inundable, con dominancia de caraguatá (*Eryngium horridum* Malme) y chirca de campo (*Eupatorium bunifolium* Hook. ex Hook. & Arn.), con presencia de *Sirpus giganteus* Kunth. Sitio bajo respecto al nivel del mar.

Campo natural (CN): sitio bajo respecto al nivel del mar, inundable, plano a escasos metros del humedal, con algunos charcos de aguas temporales, presencia de caraguatá (*Eryngium sp.*), flechillas (*Stipa setigera* J. Presl.), chircas (*Eupatorium bunifolium* Hook. ex Hook. & Arn.) y paja mansa (*Paspalum quadrifarium* Lam.).

Pastizal de vegetación medianamente alta (P): sitio seco y a mayor nivel respecto al mar, cercano al humedal a lo largo de una pendiente, con chirca (*Eupatorium bunifolium* Hook. ex Hook. & Arn.) y flechilla (*Stipa setigera* J. Presl.), presencia de caraguatá (*Eryngium sp.*).

Humedal con vegetación heterogénea (H): ubicado en la rivera de una laguna, con un arenal, y escasa pradera de pastos bajos, con predominio de caraguatá (*Eryngium sp.*), en especial *Eryngium pandanifolium* Cham. & Schltdl. La vegetación arbórea y “arbustiva” está compuesta por espinillo (*Acacia caven* (Mol.) Molina.), Tala (*Celtis tala* Gillies ex Planch.), Aruera (*Lithraea brasiliensis* March.), Lantana (*Lantana camara* L.), Molle (*Schinus sp.*), chirca de campo (*Eupatorium buniifolium* Hook. ex Hook. & Arn.), chirca (*Baccharis sp.*). Se destaca la presencia de vegetación de pajonal como la cola de zorro (*Cortaderia sellwana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.) y de arenal *Hydrocleys nymphoides* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Buchenau. Sitio húmedo e inundable y a menor nivel respecto al mar.

Humedal salino (HS): sitio húmedo e inundable y a menor nivel respecto al mar. Con dominancia de espartillo (*Spartina densiflora* Brongn.) y juncos (*Juncus acutus*), con gramíneas de porte bajo y gramilla común (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)

3.2. Protocolo de muestreo

Los ejemplares fueron recolectados mensualmente desde diciembre del año 2012 a marzo del año 2013, se eligió el período estival por ser la época del año en que se encuentra un mayor número de especies con ejemplares en estado adulto, necesario para una correcta identificación de los acridoideos a nivel específico. Para la recolección de los ejemplares se emplearon dos métodos de recolección directos: segado con red entomológica (aro de 42 cm de diámetro, red de 70 cm de profundidad y mango de 120 cm) y recolección manual (Fig. 3.2). La unidad muestral del segado fue de 200 golpes o barridos en una transecta al azar, distribuyéndose series de 100 golpes en cinco sitios dentro de una parcela de 50m x 50m (en el sitio HS no se pudo utilizar este método por la presencia de vegetación espinosa del lugar). Cada golpe consistió en pasar la red entomológica a través de la vegetación abarcando un arco de 180°. Este método es ampliamente utilizado en la recolección de acridios, porque permite determinar la composición de la comunidad y el estado de desarrollo de la población. Tiene probada eficacia para la obtención de muestras representativas de las comunidades de acridios (Larson *et al.* 1999 citado por Mariottini *et al.* 2013). En cuanto a la recolección manual, cada muestra consistió en la búsqueda de ejemplares de acridios sobre la vegetación durante 30 minutos, por sitio de muestreo (Jorge *et al.* 2013).

El material recolectado se colocó en bolsas plásticas, luego fue conservado en freezer a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su posterior separación e identificación a nivel específico, por estadio de desarrollo y por sexo en los adultos.

Las ninfas fueron fijadas en alcohol etílico al 70% y los adultos acondicionados en capas entomológicas.

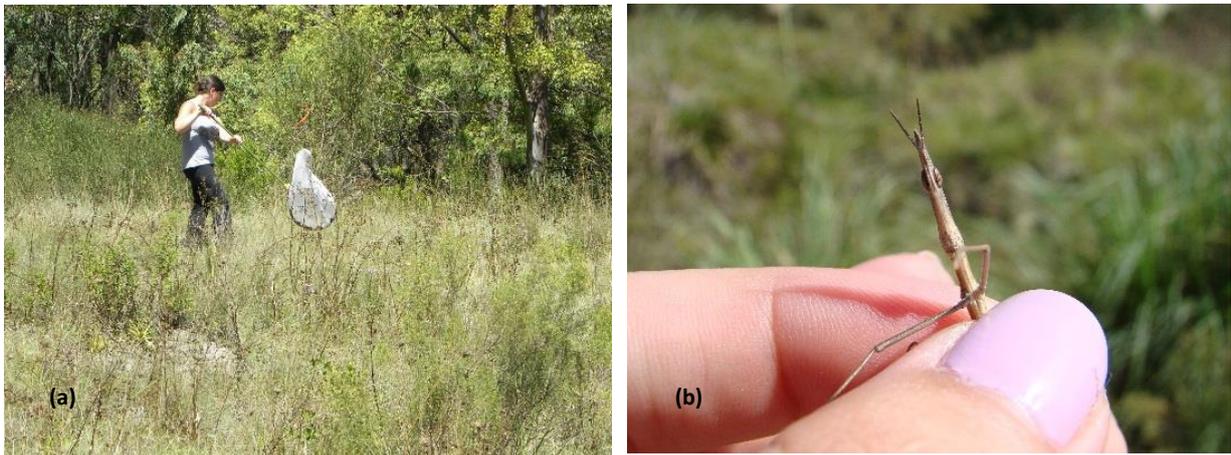


Fig. 3.2. Métodos de muestreo utilizados en la recolección de ejemplares. (a) Red entomológica y (b) recolección manual.



Fig. 3.3. Sitios muestreados. (a) Pastizal de vegetación baja: E, (b) Transición al humedal: TH, (c) Campo natural: CN, (d) Pastizal con vegetación medianamente alta: P; dentro del Parque Lecocq, (e) Humedal con vegetación heterogénea: H y (f) Humedal salino con vegetación emergente: HS; dentro de los Humedales de Santa Lucía.

3.3. Clasificación de los acridios colectados

La identificación de los acridoideos adultos se hizo en base a la bibliografía disponible (Silveira-Guido *et al.* 1958, Ronderos *et al.* 1968, Roberts & Carbonell 1992, Cigliano & Ronderos 1994, Cigliano *et al.* 1996, Cigliano 1997, Bentos-Pereira 2000, Donato & Cigliano 2000, Cigliano & Otte 2003, Carbonell 2004, Carbonell *et al.* 2006, Carbonell 2008) y por comparación con los ejemplares depositados en la Colección de Entomología de la Facultad de Ciencias, UdelaR. La identificación de las ninfas se realizó mediante la comparación con los adultos en el microscopio estereoscópico y con la bibliografía disponible sobre estadios ninfales de algunas especies (Fig. 3.4) (Santoro *et al.* 1978).

Las ninfas se agruparon en tres categorías: ninfas de estadio 1 al 3 (mosquitas), ninfa de estadio 4 y de estadio 5 (saltonas). Se consideraron en una misma categoría las mosquitas dada la dificultad en algunas especies de diferenciar los primeros estadios.



Fig. 3.4. Lupa estereoscópica utilizada para la identificación de los acridoideos.

Para la observación e identificación de los ejemplares se utilizaron microscopios estereoscópicos Nikon SMZ-10 y Olympus SZ-ST. Una vez culminada la identificación de los ejemplares, los mismos fueron catalogados y depositados en la colección de Entomología de la Facultad de Ciencias.

3.4. Análisis de datos

3.4.1. Descripción de la comunidad

Es frecuente que para los análisis estadísticos en los estudios de diversidad de artrópodos se tomen en cuenta sólo los ejemplares adultos o si se consideran los juveniles, que se tomen solo los de los últimos estadios, como se ha hecho en muchos estudios con los acridoideos, debido a que pueden ser identificados certeramente a nivel específico (Rocca & Mariottini 2008). Sin embargo en trabajos con arañas, Jiménez-Valverde & Lobo (2006) opinan que cuando no son incluidos los ejemplares inmaduros (que suelen ser la mayor proporción de los ejemplares recolectados), se está perdiendo una gran parte de la información obtenida. Teniendo en cuenta que gran parte de los ejemplares recolectados fueron inmaduros, pertenecientes a los primeros estadios ninfales, si no fueran considerados en los análisis, se perdería una valiosa información de las comunidades estudiadas. Como la mayoría de esos ejemplares pudieron ser determinados a nivel específico, fueron incluidos en los análisis.

La normalidad y homogeneidad de los datos se analizaron con el programa PAST (Hammer *et al.* 2001) para evaluar si se debían utilizar métodos paramétricos o no paramétricos.

Diversidad alfa (α):

El estudio de la diversidad dentro de las comunidades o diversidad alfa (α), se realizó mediante dos aproximaciones: el análisis de la riqueza específica y de la estructura de la comunidad (Moreno 2001). La riqueza específica es la aproximación más simple, porque consiste en contabilizar el número de especies presentes en cada comunidad estudiada. Según Moreno (2001), la rarefacción es útil, porque nos permite realizar comparaciones de la riqueza de especies entre las comunidades cuando el tamaño de las muestras es desigual. La rarefacción utiliza los datos presentes en las muestras más grandes para estimar cuantas especies estarían en las muestras más pequeñas (Gotelli & Colwell 2011). Según Colwell *et al.* (2004), las curvas de rarefacción para comparar diferentes comunidades pueden ser construidas en base a los individuos colectados (compara riqueza específica) o a las muestras (compara la densidad de especies entre los sitios). En el presente estudio se utilizaron las dos aproximaciones. Las curvas de rarefacción se realizaron con los programas, Ecosim Versión 7.0 (Gotelli & Entsminger 2006) y PAST versión 2.16 (Hammer *et al.* 2001).

Para evaluar si el esfuerzo de muestreo fue adecuado, se realizaron las curvas de acumulación de especies en base a estimadores no paramétricos: Jakknife 1, Jakknife 2, Chao 1 y Chao 2 (Moreno 2001, Jiménez-Valverde & Hortal 2003, Corley *et al.* 2006). Este análisis permite predecir la riqueza específica (máxima o para un esfuerzo de muestreo definido), también es utilizado para evaluar y planificar el trabajo de campo, porque dan a conocer el esfuerzo de captura requerido para añadir un determinado número o porcentaje de especies a la muestra (Moreno 2001). Los cálculos se realizaron utilizando el programa Biodiversity Pro versión 2, aleatorizando 999 veces para cada estimador (Mc. Alece *et al.* 1997).

La estructura de cada comunidad fue estudiada mediante el cálculo de los índices de abundancia proporcional: índice de dominancia de Simpson y Berger-Parker, índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y la equidad de Pielou (J') (Moreno 2001, Scott *et al.* 2006, Matenaar *et al.* 2015), usando el programa PAST versión 2.16 (Hammer *et al.* 2001).

Dichos índices también fueron empleados para comparar los datos de diversidad α obtenidos en los diferentes sitios usando el programa PAST versión 2.16 (Hammer *et al.* 2001).

Para analizar el grado de complementariedad entre el segado y la recolección manual se realizó un análisis de clasificación jerárquica Cluster, a partir de la matriz obtenida con el índice de similitud de Bray-Curtis. Este índice es el más utilizado cuando se quiere comparar comunidades que se encuentran en diferentes localidades de muestreo (Bazelet & Samways 2011).

El análisis se realizó mediante el método jerárquico aglomerativo (UPGMA) y considerando sustento estadístico cuando el valor del Índice cofenético ≥ 0.75 . Los grupos fueron testados mediante el Bootstrap con 2000 interacciones, el análisis fue calculado utilizando el programa PAST (Hammer *et al.* 2001). El análisis NMDS (Non Multidimensional Scalling Analysis), es comúnmente utilizado para evaluar si modificaciones ambientales pueden afectar la composición de los taxones (Uehara-Prado *et al.* 2009, Jorge *et al.* 2015), si existen asociaciones entre especies de plantas (ambientes) y artrópodos (Finch 2005, Murray *et al.* 2006, Duan *et al.* 2016) y/o relaciones entre las especies y factores bióticos o abióticos. El NMDS fue utilizado para comparar la similitud entre las muestras de cada sitio y entre sitios, en base del el índice de Bray-Curtis, como índice de similitud. El nivel de significancia de este análisis está dado por los valores de estrés, siendo considerados valores superiores a 0.25,

con poca bondad para explicar la presencia o no de patrones de asociación entre las especies y los sitios comparados (Clarke & Warwick 1994).

El análisis de la diversidad Beta (β) fue realizado para evaluar si existen diferencias en la composición taxonómica entre los sitios. Para ello, se calcularon los índices de similitud de Jaccard y de Sorensen (Moreno 2001).

Para identificar las especies discriminantes y tipificantes para cada sitio estudiado, se realizó el análisis de similitud Simper. Según Clarke & Gorley (2006), las especies tipificantes son aquellas que estarían contribuyendo más a la similitud dentro de cada sitio ($\geq 10\%$), mientras que las especies discriminantes serían aquellas que aportan más a su diferenciación ($\geq 5\%$). La existencia de diferencias significativas en la composición de especies entre los sitios se probó con el análisis Anosim de una vía, utilizando el índice de Bray-Curtis para construir la matriz de similaridad. Ambos análisis se efectuaron mediante los programas PAST y PRIMER v5 (Hammer *et al.* 2001, Clarke & Gorley 2006).

La búsqueda de especies indicadoras para cada sitio se realizó el análisis IndVal (Indicator Value) a través del programa PCORD. Cuando una especie presenta valores cercanos a 100 indica que dicha especie tiene valor como indicador, dado que presenta una alta probabilidad de ser recolectada en dicho ambiente en próximos muestreos, en cambio valores cercanos a cero refleja que la especie no es indicadora de dicho ambiente (Verdú *et al.* 2011, Jorge 2013). Las especies detectoras son aquellas que presentan valores intermedios de indicación, responden mejor a cambios ambientales ya que suelen proveer información para más de un hábitat (Tejeda-Cruz *et al.* 2008). En el presente trabajo se siguió el criterio de Ghione *et al.* (2013) para selección de especies indicadoras un valor de IndVal >70 con $p < 0.05$; especies detectoras entre IndVal = 50 -70 con $p < 0.05$.

4. RESULTADOS

4. 1. Taxonomía

Se registraron tres familias, siete subfamilias y 26 especies, que representan el 24% de las especies registradas hasta el momento para el país (Tabla 4.1) (Anexo I).

Tabla 4.1. Lista de especies colectadas en el Parque Lecocq y los Humedales de Santa Lucía, durante la temporada 2012-2013.

Especies

Familia Proscopiidae

Subfamilia Proscopiinae

- *Orienscopia costulata* (Brumeister, 1880)
- *Orienscopia sanmartini* Bentos-Pereira 2000

Familia Romaleidae

Subfamilia Romaleinae

- *Chromacris speciosa* (Thunberg 1824)
- *Staleochlora viridicata orientalis* Roberts & Carbonell 1992
- *Xyleus discoideus discoideus* (Serville 1831)
- *Zoniopoda iheringi* Pictet & Saussure 1887

Familia Acrididae

Subfamilia Melanoplinae

- *Dichroplus conspersus* Bruner 1900
- *Dichroplus elongatus* Giglio Tos 1894
- *Dichroplus obscurus* Bruner 1900
- *Dichroplus pratensis* Bruner 1900
- *Leiotettix politus* Rehn 1913
- *Leiotettix pulcher* Rehn 1913
- *Ronderosia bergi* (Stål 1878)
- *Scotussa impudica* Giglio Tos 1894
- *Scotussa lemniscata* (Stål 1860)
- *Scotussa liebermanni* Mesa & Zolessi 1968

Subfamilia Copiocerini

- *Aleuas lineatus* Stål 1878

Subfamilia Leptysminae

- *Leptysma argentina* Bruner 1906
- *Haroldgrantia lignosa* Carbonell, Ronderos & Mesa 1967

Subfamilia Acridinae

- *Allotruxalis gracilis* (Ciglio-Tos, 1897)
- *Metaleptea adspersa* (Blanchard 1845)

Subfamilia Gomphocerinae

- *Amplytropidia australis* Bruner 1904
 - *Laplatacris dispar* Rehn 1939
 - *Orphulella punctata* (De Geer 1773)
 - *Sinipta dalmani* Stäl 1860
 - *Staurorhectus longicornis* Giglio – Tos 1897
-

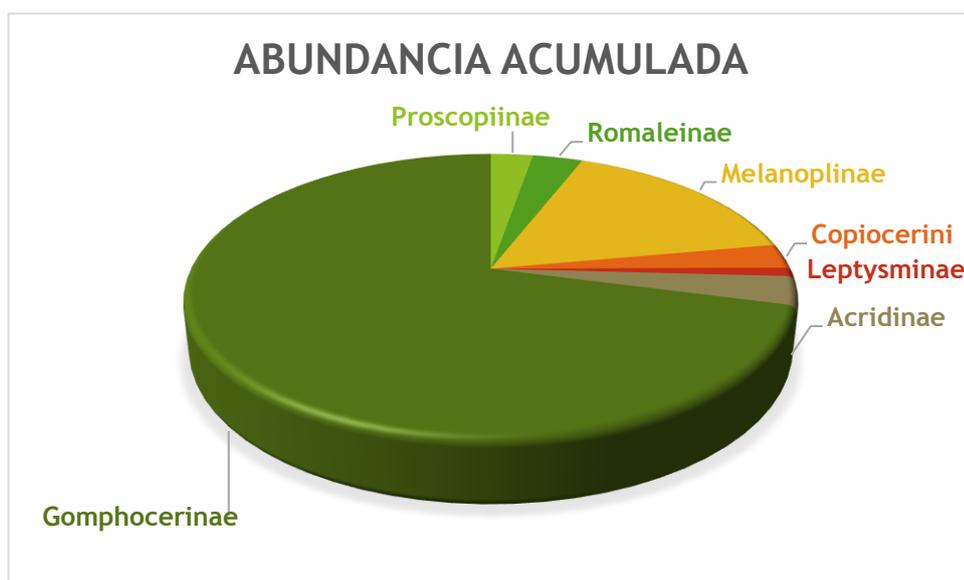


Fig. 4.1. Porcentaje de abundancia acumulada de las subfamilias presentes en el área de estudio

Los acridoideos recolectados pertenecen a las superfamilias Proscopioidea (Familia Proscopiidae (N=33)) y Acridoidea (correspondientes a las familias Romaleidae (N=39) y Acrididae (N=1154)). Las subfamilias Gomphocerinae y Melanoplinae (N=869 y N=199 individuos respectivamente), fueron las que presentaron mayor abundancia, alcanzando el 87,1% del total de ejemplares recolectados. Otras subfamilias que siguen en abundancia fueron Acridinae (N=40), Romaleinae (N=39), Copiocerini (N=34), Proscopiinae (N=33) y Leptysminae (N=12) (Fig. 4.1).

Las especies *Laplatacris dispar* Rehn, 1939 (N=372) y *Amblytropidia australis* Brunner, 1904 (N=202) pertenecientes a la subfamilia Gomphocerinae fueron las especies más

abundantes, representando un 46,8% del total de ejemplares recolectados (Tabla 4.5). Dentro de la subfamilia Melanoplinae, *D. elongatus* fue la más abundante con un 8,8% del total de ejemplares recolectados (Tabla 4.5). Las especies *D. pratensis*, *Leiotettix pulcher* Rehn, 1913, *D. obscurus* Brunner 1900, y *Haroldgrantia lignosa* Carbonell, Ronderos & Mesa, 1967 estuvieron representados por tan solo un individuo (Tabla 4.5).

4. 2. Abundancia y Riqueza

Se registraron 1226 individuos pertenecientes a 3 familias y 7 subfamilias, de los cuales el 59 % fueron juveniles (N=728) (de este número el 52 % correspondieron a ninfas de estadio ≥ 3) (Tabla 4.2a).

Tabla 4.2a. Abundancia y Riqueza de acridoideos en función del método de recolección empleado

	Abundancia	Riqueza	
		N* Subfamilias	N* especies
Total	1226	7	26
Segado	728	7	25
Recolección manual	498	7	26

Tabla 4.2b. Abundancia y Riqueza de adultos en función del método de recolección empleado

	Abundancia	Riqueza
Total	493	24
Segado	210	14
Recolección manual	183	23

La riqueza de especies varió entre 10 y 18 en los diferentes sitios, obteniéndose el mayor valor en Campo natural (CN) y en el Pastizal de vegetación medianamente alta (P), en cambio el Pastizal de vegetación baja (E) presentó el número más bajo, mostrando una menor riqueza (Tabla 4.4).

En relación a la abundancia total el segado fue el método más efectivo, capturando el 59.4% del total de ejemplares colectados, en cuanto a la riqueza, sin embargo no hubieron diferencias significativas en la riqueza de subfamilias y riqueza de especies obtenidas con cada método (Tabla 4.2a).

En cuanto a la abundancia de adultos, no se observaron diferencias notorias al comparar los dos métodos, sin embargo se encontraron diferencias entre los métodos al comparar la riqueza de especies, siendo mayor la recolección manual (Tabla 4.2b).

Las curvas de rarefacción en base a individuos muestran que los cinco sitios presentaron una tendencia positiva a aumentar el número de especies con el aumento de individuos capturados, excepto en el Pastizal de vegetación baja (E), que registró la mayor abundancia, pero el menor número de especies (Fig. 4.2). Por ejemplo después de 186 individuos, E fue el único que no presentó aumento en el número de especies (Fig. 4.2). El Campo Natural fue el que presentó el mayor incremento en número de especies, indicando que las curvas son diferentes, ya que la riqueza de especies de los otros sitios queda por fuera de su intervalo de confianza rarificado (Fig. 4.2).

Del análisis de las curvas de rarefacción en base a muestras, se obtiene que para una misma intensidad de muestreo el número de especies esperado para el CN es mayor al resto de los sitios estudiados (Fig. 4.3). También se observa una tendencia a alcanzar la asíntota en los sitios E, TH y H, mientras que el Pastizal de vegetación alta (P) es el que más se aleja de la tendencia asintótica (Fig. 4.3).

Las curvas de acumulación de especies para cada sitio se muestran en la figura 4.4. En todos los casos la curva de especies observadas queda alejada de las curvas obtenidas por los diferentes estimadores. En la tabla 2, se puede observar que el Chao 1 fue el estimador que más sobreestimo el número de especies y el Jackknife 1 fue el más conservador. Según estos resultados la riqueza observada estaría muy próxima de la estimada, aunque ninguno de los estimadores se aproximó a la asíntota (Fig. 4.4).

Tabla 4.3. Valores de riqueza obtenida por diferentes estimadores empleados

Sitios	Sp obs.	Chao 1	Chao 2	Jackknife 1	Jackknife 2
E	10	21	14	12	13
TH	12	113	20	16	17
CN	18	48	24	22	23
P	16	49	37	23	30
H	13	17	17	15	18

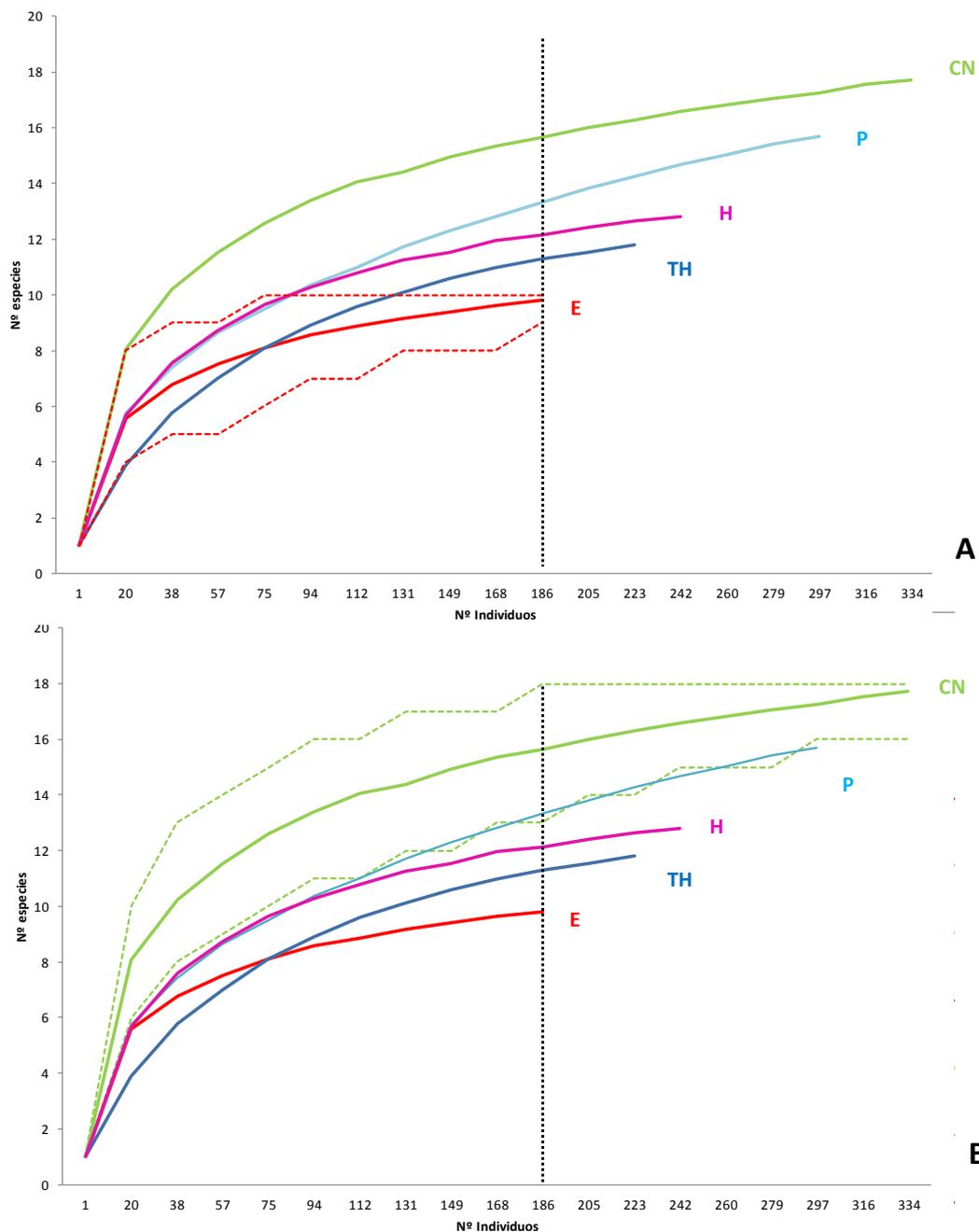


Fig. 4.2. Curvas de rarefacción de individuos. Número de individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en las muestras analizadas. A: Con el intervalo de confianza del sitio E (de mayor abundancia). B: Con el intervalo de confianza del sitio CN (mayor riqueza). E: Pastizal de vegetación baja, TH: Transición humedal, CN: Campo natural, P: Pastizal de vegetación alta y H: Humedal con vegetación heterogénea.

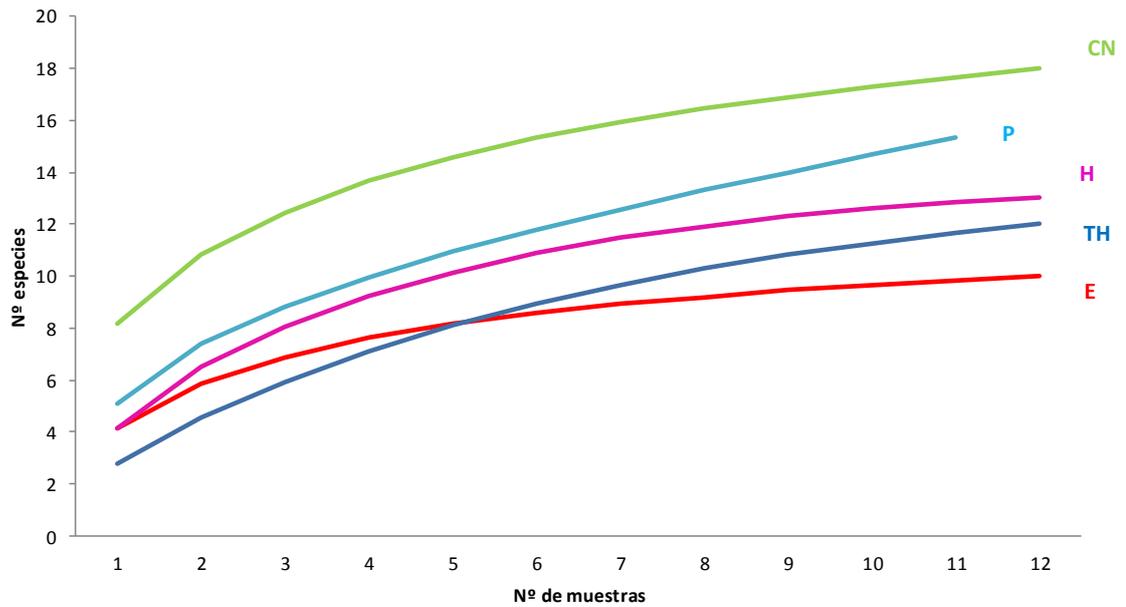


Fig. 4.3. Comparación de las curvas de rarefacción en base a muestras de los sitios estudiados. E: Pastizal de vegetación baja, TH: Transición humedal, CN: Campo natural, P: Pastizal de vegetación alta y H: Humedal con vegetación heterogénea.

Al graficar los singletons y doubletons para cada sitio, se puede observar que tienen una tendencia a crecer a media que aumenta el número de muestras, esto podría estar indicando que es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo para mejorar el conocimiento de la riqueza de la comunidad de Acridioideos del área de estudio (Fig. 4.5).

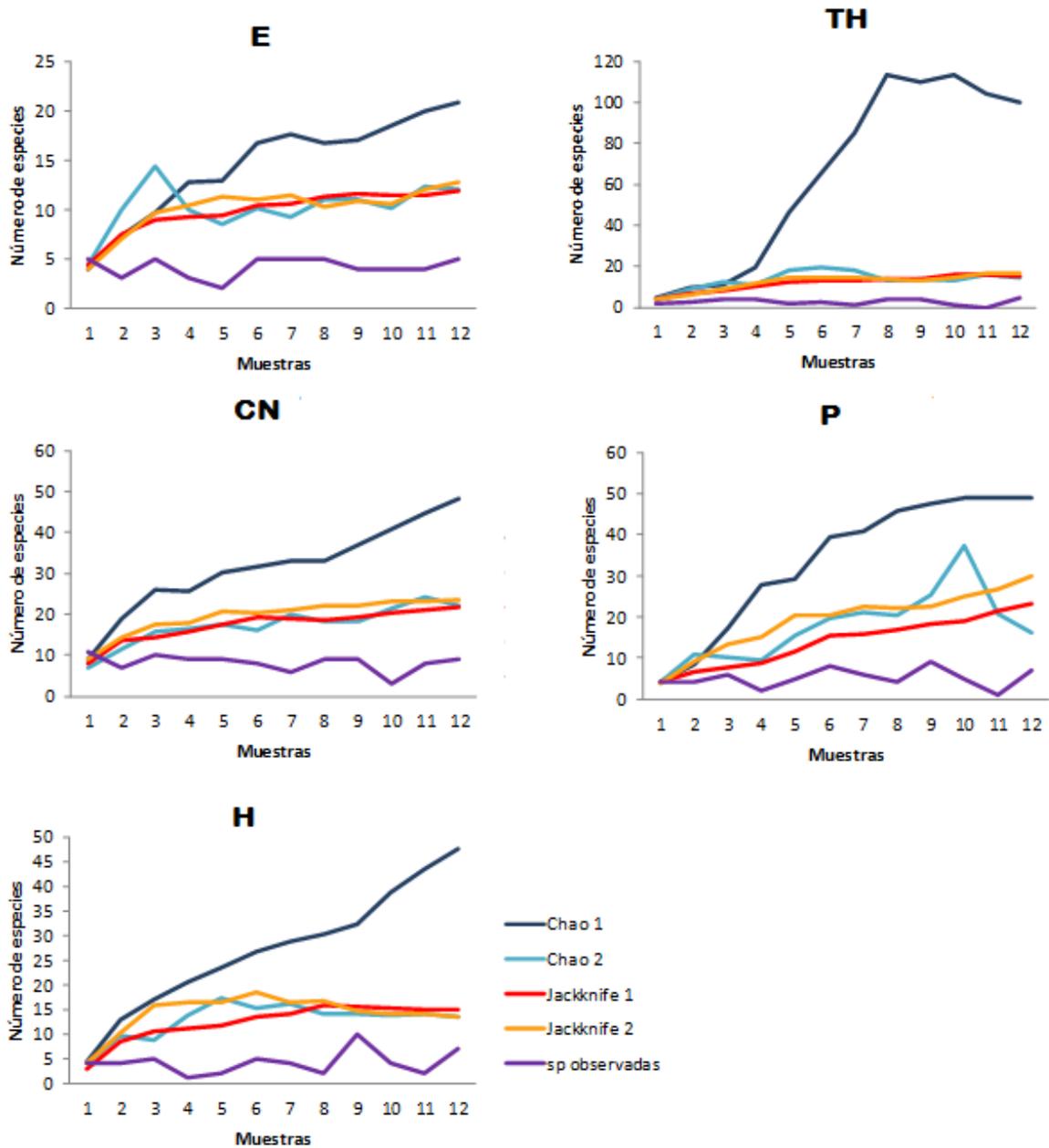


Fig. 4.4. Curvas de acumulación de especies de diferentes estimadores para cada sitio estudiado. Azul oscuro: Chao1, azul claro: Chao 2, Rojo: Jackknife 1, naranja: Jackknife 2, violeta: especies observadas.

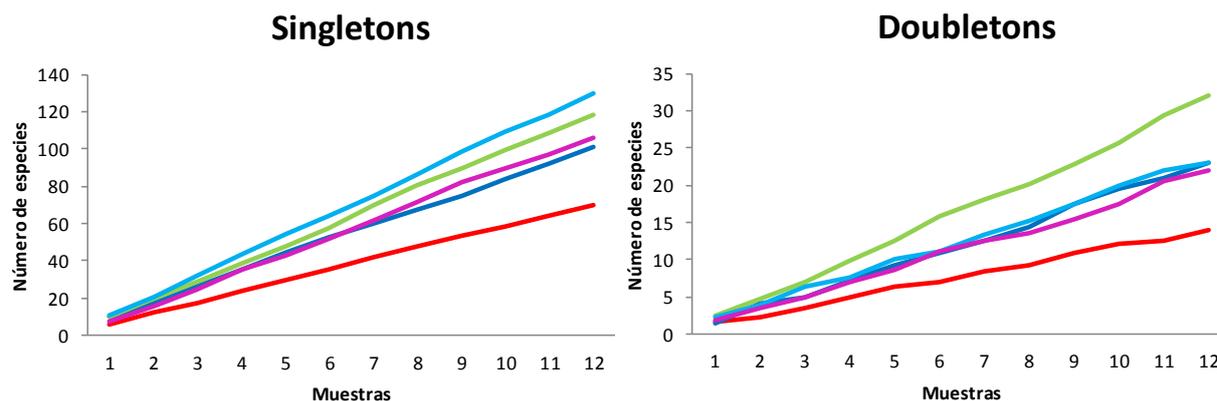


Fig. 4.5. Comportamiento de los singletons y doubletons en cada sitio de estudio. Rojo: E, Azul oscuro: TH, Verde: CN, azul claro: P y Fucsia: H.

4.3. Composición y estructura de la comunidad de acridoideos para cada ambiente

Las especies “Generalistas” son aquellas presentes en todos los sitios estudiados: *A. lineatus*, *D. elongatus*, *L. dispar* y *O. costulata*. Existen otras especies que comparten la mayoría de los sitios (cuatro o cinco): *A. australis*, *O. punctata*, *Zoniopoda iheringi* Pictet & Seassure 1887, *Scotussa impudica* Giglio-Tos 1894 y *S. lemniscata*. Las compartidas en dos y tres de los sitios fueron: *D. conspersus*, *Leiotettix politus* Rehn 1913, *O. sanmartini*, *Scotussa liebermanni* Mesa & Zolessi 1968, *Staleochlora viridicata orientalis* Roberts & Carbonell 1992, *Leptysmia argentina* Bruner 1906, *Ronderosia bergi* (Stål, 1878), *S. dalmani* y *Zyleus discoideus discoideus* (Serville, 1831) (Tabla 4.4).

Destacándose como especies exclusivas *A. gracilis* y *D. obscurus* para el CN; *D. pratesis*, *L. pulcher* y *Staurorhectus longicornis* Giglio-Tos 1897 para P; *Ch. speciosa* y *H. lignosa* para H; y *Metaleptea adspersa* (Blanchard 1845) exclusiva del HS.

En relación a las especies, *L. dispar* fue la más abundante en E (N=215), CN (N=87) y HS (N=14), *A. australis* (N=62) presentó un mayor número de individuos en P, *O. punctata* (N=43) fue más abundante en el H (Tabla 5) y *D. elongatus* (N=28) la especie más abundante en TH.

Tabla 4.4. Especies representadas en cada uno de los sitios estudiados, clasificadas en exclusivas (rojo), compartidas en varios sitios (fucsia, azul, celeste y verde) y generalistas (ocre).

Especies	E	TH	CN	P	H	HS
<i>Amblytropidia australis</i>	X		X	X	X	X
<i>Aleuas lineatus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Allotruxalis gracilis</i>			X			
<i>Chromacris speciosa</i>					X	
<i>Dichroplus elongatus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Dichroplus conspersus</i>			X	X		
<i>Dichroplus obscurus</i>			X			
<i>Dichroplus pratensis</i>				X		
<i>Haroldgrantia lignosa</i>					X	
<i>Laplatacris dispar</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Leiotettix politus</i>			X	X		
<i>Leiotettix pulcher</i>				X		
<i>Leptysma argenitna</i>		X	X			X
<i>Metaleptea adpersa</i>						X
<i>Orienscopia costulata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Orienscopia sanmartini</i>			X	X		
<i>Orphulella punctata</i>	X	X	X	X	X	
<i>Ronderosia bergi</i>	X		X	X		
<i>Scotussa impudica</i>	X	X		X	X	
<i>Scotussa lemniscata</i>		X	X	X	X	
<i>Scotussa liebermanni</i>		X			X	
<i>Sinipta dalmani</i>	X		X	X		
<i>Staleochlora v. orientalis</i>		X	X			
<i>Staurorhectus longicornis</i>				X		
<i>Xyleus d. discoideus</i>		X	X		X	
<i>Zoniopoda iheringi</i>	X	X	X	X	X	

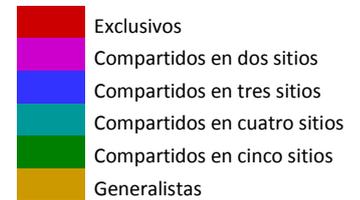


Tabla 4.5. Abundancia de especies de acridoideos por sitio de estudio

Familia	Subfamilia	Especie	E	TH	CN	P	H	HS
Proscopiidae	Proscopiinae	<i>O. costulata</i>	4	1	17	4	2	2
Proscopiidae	Proscopiinae	<i>O. sanmartini</i>	0	0	1	1	0	0
Romaleidae	Romaleinae	<i>Ch. speciosa</i>	0	0	0	0	11	0
Romaleidae	Romaleinae	<i>S. v. orientalis</i>	0	2	1	0	0	0
Romaleidae	Romaleinae	<i>X. d. discoideus</i>	0	1	4	0	2	0
Romaleidae	Romaleinae	<i>Z. iheringi</i>	1	4	7	2	3	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>D. elongatus</i>	9	28	53	2	15	1
Acrididae	Melanoplinae	<i>D. conspersus</i>	0	0	1	1	0	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>D. obscurus</i>	0	0	1	0	0	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>D. pratensis</i>	0	0	0	1	0	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>L. politus</i>	0	0	6	21	0	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>L. pulcher</i>	0	0	0	1	0	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>R. bergi</i>	3	0	3	7	0	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>S. impudica</i>	1	9	0	2	12	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>S. liebermanni</i>	0	4	0	0	1	0
Acrididae	Melanoplinae	<i>S. lemniscata</i>	0	1	2	1	5	0
Acrididae	Copiocerini	<i>A. lineatus</i>	4	3	18	3	3	3
Acrididae	Leptysminae	<i>L. argentina</i>	0	3	7	0	0	1
Acrididae	Leptysminae	<i>H. lignosa</i>	0	0	0	0	1	0
Acrididae	Acridinae	<i>A. gracilis</i>	0	0	37	0	0	0
Acrididae	Acridinae	<i>M. adspersa</i>	0	0	0	0	0	3
Acrididae	Gomphocerinae	<i>A. australis</i>	84	0	41	62	10	5
Acrididae	Gomphocerinae	<i>L. dispar</i>	215	6	87	15	35	14
Acrididae	Gomphocerinae	<i>O. punctata</i>	21	3	65	0	43	0
Acrididae	Gomphocerinae	<i>S. dalmani</i>	73	0	8	40	0	0
Acrididae	Gomphocerinae	<i>S. longicornis</i>	0	0	0	42	0	0

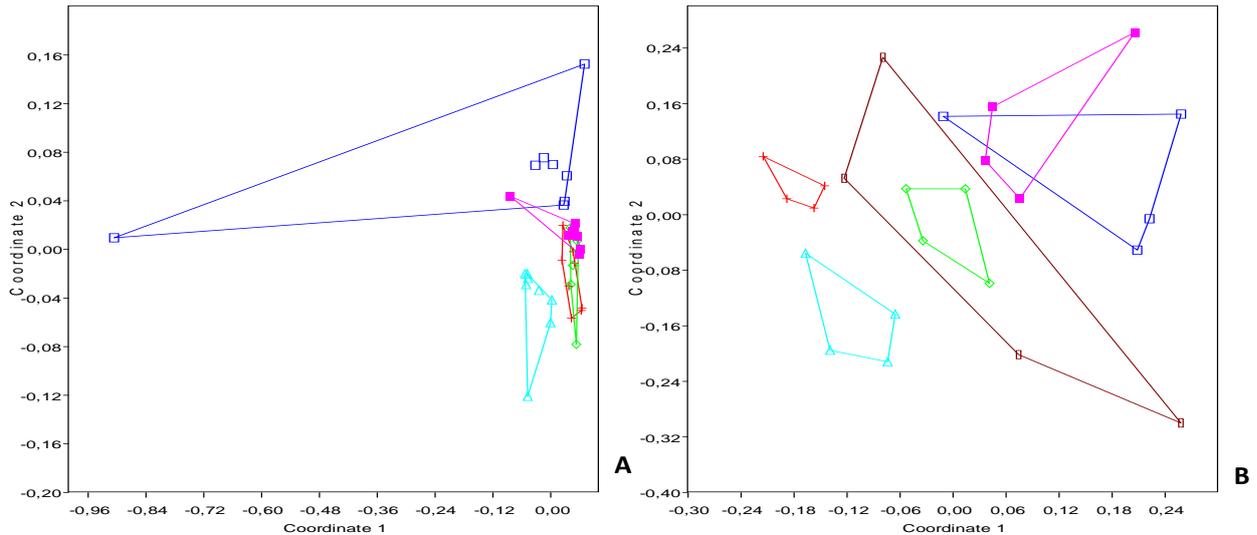


Fig 4.6. Análisis NMDS. **A.** Datos obtenidos con el método de segado (Índice de stress: 0,316); **B.** Datos obtenidos con el método de recolección manual. (Índice de stress: 0,218). Rojo: E, azul: TH, verde: CN, azul claro: P, fucsia: H y marrón: HS.

Los datos del análisis NMDS empleando el índice de Bray-Curtus se observan en la figura 4.6. Si bien el análisis NMDS no presentó una sustentación estadística alta (índice de estrés $\geq 0,20$), nos puede dar una idea de la similitud entre los sitios. El NMDS en base a las muestras de segado, permite separar P del resto, indicando por tanto, una baja similitud con los otros ambientes (Fig. 4.6.A). Por otro lado, el NMDS de la recolección manual, muestra al Pastizal de vegetación baja (E) y al Pastizal de vegetación alta (P) bien diferenciados, un elevado solapamiento entre Campo natural (CN) y Humedal salino (HS), y agrupa la zona de transición (TH) con el humedal (H), indicando que son ambientes que presentarían una mayor similitud entre sí que con el resto (Fig. 4.6.B).

En el análisis NMDS (Fig.4.6.B) y cluster (Fig. 4.7) consideran los seis sitios donde se realizó colecta manual. Por las características del HS, este sitio quedó excluido de otros análisis por la imposibilidad de recolectar con el método de red, debido a la vegetación espinosa y alta en este ambiente.

El análisis Cluster realizado en base a las muestras de la recolección manual, separó a los ambientes en dos grandes grupos con el 35% de similitud entre ellos. Grupo 1: Pastizal de vegetación baja (E) y Pastizal de vegetación alta (P), grupo 2: área de Transición (TH), Humedal

(H) y Campo natural (CN) en un subgrupo, separados del Humedal salino (Fig. 4.7). El grupo 1 reúne sitios más secos y a mayor nivel respecto al mar, mientras que el grupo 2 son sitios bajos y cercanos a la laguna, húmedos e inundables.

El área de transición y el humedal, fueron los más similares (~58%) y constituyen el clado que contó con mayor sustento del Bootstrap. Si bien el cladograma contó con sustento estadístico (Índice cofenético = 0.79), los grupos presentaron una baja sustentación (Bootstrap <75%) (Fig. 4.7).

En cuanto a la vegetación, E y P son pastizales con diferente porte y los sitios más bajos (TH, H, CN y HS) son ambientes con vegetación típica de zonas húmedas.

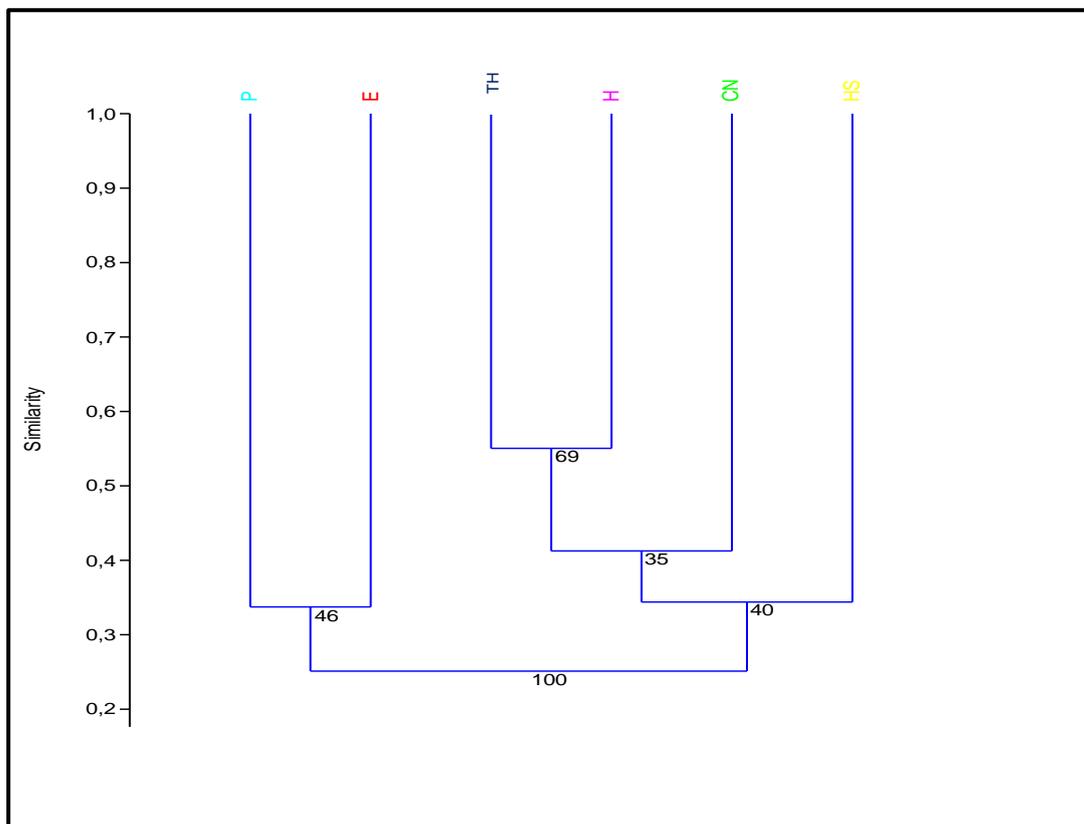


Fig. 4.7. Dendrograma de similitud Bray Curtis según las especies obtenidas en cada uno de los sitios muestreados, con el método de recolección manual: Pastizal de vegetación medianamente alta (P), Pastizal de vegetación baja (E), Transición al humedal (TH), Humedal con vegetación heterogénea (H), Humedal salino con plantas emergentes (HS) y Campo Natural (CN). (Bootstrap: 2000 replica, Coph. corr: 0.786).

El análisis cluster realizado en base a las muestras de la recolección de red muestra el agrupamiento de seis sitios donde se aprecia una relación similar entre ellos, a la observada

con el método manual. En este caso el índice Cof coh: 0.815 es superior al del otro método, y el porcentaje de soporte que agrupa los sitios bajos (grupo 2) es más alto.

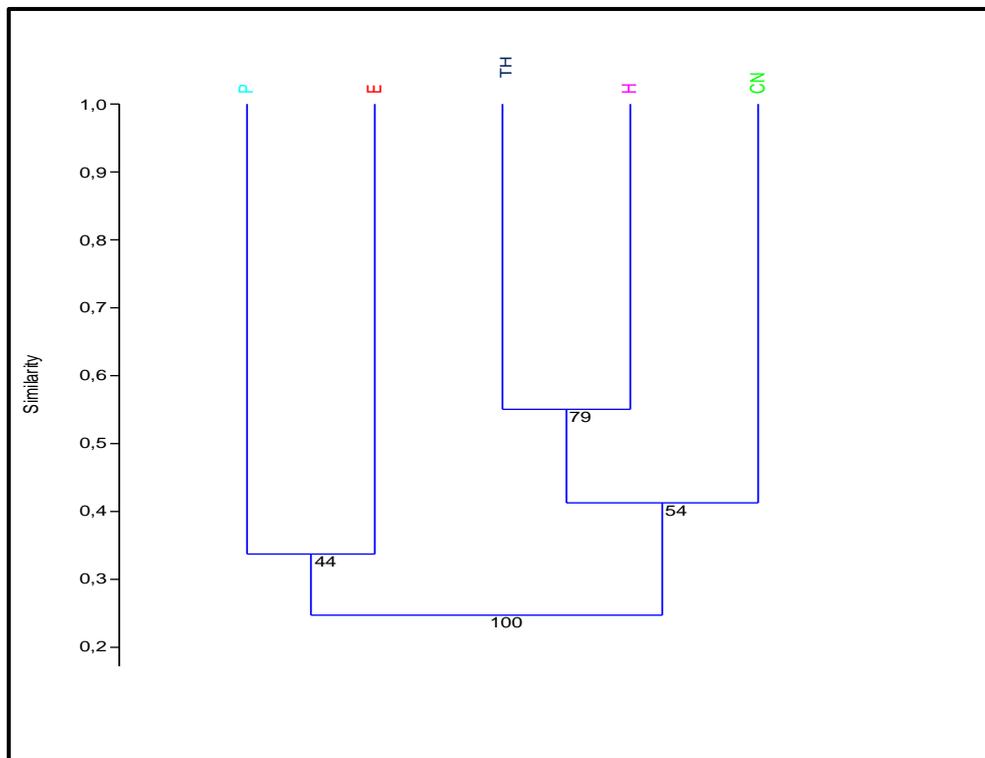


Fig. 4.8. Dendrograma de similitud Bray Curtis según las especies obtenidas en cada uno de los sitios muestreados, con el método de segado: Pastizal de vegetación medianamente alta (P), Pastizal de vegetación baja (E), Transición al humedal (TH), Humedal con vegetación heterogénea (H) y Campo Natural (CN). (Bootstrap: 2000 replica, Coph. corr: 0.815).

El dendrograma de similitud entre los sitios muestreados separó a las muestras de los sitios bajos de las de los sitios altos, mostrando diferencias significativas entre algunas zonas de estudio.

4. 3. Diversidad

El CN y P fueron los sitios que presentaron la mayor riqueza específica, señalados por el índice Simpson e índice Shannon, mientras que el pastizal de vegetación baja (E) fue el sitio menos rico en especies, aunque registró el mayor número de individuos y el TH presentó la menor abundancia (Tabla 4.6).

En concordancia con lo dicho anteriormente el análisis de los índices de diversidad indican que el Pastizal de vegetación baja (E) mostró una menor diversidad (indicados por el índice Berger-Parker y Dominancia-D) y equitatividad, por ende, mayor dominancia en comparación con los otros sitios (Tabla 4.6). En el Campo natural (CN) se registraron los menores valores de estos índices con una distribución más equitativa de los individuos. Las especies más abundantes, en orden decreciente de abundancia fueron: *L. dispar*; *O. punctata*; *D. elongatus*; *A. australis* y *A. gracilis*.

En cuanto a la uniformidad de los ambientes, casi todos los ambientes muestran una uniformidad similar, señalado por la Equitatividad (J= 0,76 - 0,78) con excepción del Pastizal de vegetación baja (E) que resultó poco equitativo (J= 0,49), siendo el sitio con especies igualmente abundantes.

Las especies más abundantes en el Pastizal de vegetación baja (E) son *L. dispar* y *S. dalmani*, destacándose la primera por su abundancia.

Tabla 4.6: Índices de Dominancia, Simpson, Shannon, equitatividad de Pielou y dominancia Berger Parker en cada sitio estudiado. Se señalan los valores más altos y más bajos de los índices, en color rojo y verde respectivamente

Sitios	E	TH	CN	P	H
Taxa_S	10	12	18	17	13
Individuals	335	65	359	231	143
Dominance_D	0,4646	0,2289	0,1435	0,1558	0,1818
Simpson_1-D	0,5354	0,7711	0,8565	0,8442	0,8182
Shannon_H	1,123	1,925	2,203	2,15	2,002
Equitability_J	0,4877	0,7748	0,7622	0,7589	0,7805
Berger-Parker	0,6418	0,4308	0,2423	0,2684	0,3007

La diversidad, dominancia y equitatividad presentaron diferencias significativas al comparar E con los demás sitios (Tabla 4.7). La comparación de TH con el CN y el P solo obtuvo diferencias significativas en los índices de dominancia. E registró diferencias significativas con todos los sitios en los índices de Shannon y en la equitatividad (J) (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Comparación de los índices de diversidad entre los sitios. Significancia por índice de permutaciones (p (eq) < 0.05*).

Sítios	E-TH	E-CN	E-P	E-H	TH-CN	TH-P	TH-H	CN-P	CN-H	P-H
Riqueza	0,985	0,001*	0,004*	0,469	0,649	0,714	0,902	0,89	0,347	0,194
Dominancia	0,001*	0,001*	0,001*	0,001*	0,001*	0,003*	0,06	0,215	0,031*	0,036*
Shannon (H)	0,001*	0,001*	0,001*	0,001*	0,13	0,212	0,642	0,504	0,089	0,125
Equitatividad (J)	0,001*	0,001*	0,001*	0,001*	0,953	0,902	0,908	0,935	0,746	0,55
Berger-Parker	0,001*	0,001*	0,001*	0,001*	0,002*	0,006*	0,002	0,229	0,096	0,421

Si bien la riqueza fue variable entre los sitios, solo se encontraron diferencias significativas al comparar E con CN ($p=0.001$) y con P ($p= 0.004$) (Tabla 4.7).

Los valores de los índices de Jaccard ($J= 0.078$) y del índice Sorensen (β Sor.= 0.14), indicaron que existe una baja similitud entre las comunidades de acridoideos estudiadas.

4. 5. Especies tipificantes, discriminantes e indicadoras

El análisis Simper mediante el índice Bray-Curtis, mostró una baja similitud entre los sitios (17,2%). Las especies *L. dispar* (24.5%), *A. australis* (15%), *O. punctata* (11.4%) *S. dalmani* (9.5%), *D. elongatus* (9.3%) y *S. longicornis* (5.4%) son consideradas discriminantes siendo las especies que contribuyeron en un 75% a esa disimilitud entre los sitios estudiados (Tabla 4.8a). La especie *L. dispar* es considerada tipificante para E, CN y H, mientras que *A. australis* fue tipificante para E, CN y P (Tabla 4.8b). *D. elongatus* tipificante para TH y CN y *O. punctata* para CN y H. *A. gracilis* fue tipificante para CN, mientras que *S. dalmani* y *S. longicornis* son consideradas tipificantes para P (Tabla 4.8b).

Tabla 4.8a. Porcentajes de contribución de las especies a la disimilitud entre los sitios (especies discriminantes ≥ 5), según el análisis Simper. (Porcentaje de disimilitud 82.8%)

Especies	% contribución	Acumulada (%)
<i>L. dispar</i>	24.51	24.51
<i>A. australis</i>	14.96	39.46
<i>O. punctata</i>	11.36	50.83
<i>S. dalmani</i>	9.45	60.28
<i>D. elongatus</i>	9.34	69.61
<i>S. longicornis</i>	5.39	75.0

Tabla 4.8b. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud (especies tipificantes ≥ 10) entre los sitios, según el análisis Simper.

Especies	E	TH	CN	P	H
<i>L. dispar</i>	71.4		30.62		43.57
<i>A. australis</i>	18.35		14.1	39.97	
<i>D. elongatus</i>		75.1	13.73		
<i>O. punctata</i>			18.36		33.8
<i>A. gracilis</i>			12.81		
<i>S. dalmani</i>				13.31	
<i>S. longicornis</i>				31.25	

El análisis Anosim fue significativo tanto en la comparación global ($p=0.001$), así como entre los sitios (p de Bonferroni corregido ≤ 0.002) (Tabla 4.9). El valor de R global de 0.509 ($p=0.001$) indica que hay diferencias en la composición de la comunidad de acridoideos del área estudiada.

Tabla 4.9. Análisis Anosim entre los sitios (significancia p de Bonferroni corregido ≤ 0.05).

Sitios	E	TH	CN	P	H
E	-	0.001	0.001	0.001	0.001
TH	0.001	-	0.001	0.001	0.002
CN	0.001	0.001	-	0.001	0.001
P	0.001	0.001	0.001	-	0.001
H	0.001	0.002	0.001	0.001	-

Para los análisis IndVal se obtienen dos tablas, una considerando solo los adultos y otra considerando adultos y ninfas. Los datos obtenidos son muy similares, pero al considerar también en los análisis las ninfas, se me agrega una especie indicadora más. Por tal motivo al definir especies indicadores y detectoras se utiliza la tabla 4.10 B.

Tabla 4.10. Análisis IndVal. (A) Considerando solo los adultos. (B) Considerando adultos y ninfas.

A		
Especies	Valor Indicador (IV)	p*
<i>O. costulata</i>	11,1	0,424
<i>O. sanmartini</i>	8,30	1,000
<i>Ch. speciosa</i>	25,0	0,034
<i>S. v. orientalis</i>	11,1	0,489
<i>X. d. discoideus</i>	16,7	0,194
<i>Z. iheringi</i>	8,30	0,788
<i>D. elongatus</i>	23,9	0,132
<i>D. conspersus</i>	4,20	1,000
<i>D. obscurus</i>	8,30	1,000
<i>D. pratensis</i>	8,30	1,000
<i>L. politus</i>	45,4	0,002
<i>L. pulcher</i>	8,30	1,000
<i>R. bergi</i>	19,4	0,101
<i>S. impudica</i>	20,8	0,089
<i>S. liebermani</i>	18,7	0,133
<i>S. lemniscata</i>	8,30	0,773
<i>A. lineatus</i>	14,6	0,304
<i>L. argentina</i>	16,7	0,194
<i>H. lignosa</i>	8,30	1,000
<i>A. gracilis</i> *	91,7	0,001
<i>A. australis</i>	32,8	0,304
<i>L. dispar</i> ®	57,5	0,001
<i>O. punctata</i>	47,1	0,001
<i>S. dalmani</i>	30,3	0,006
<i>S. longicornis</i>	43,1	0,001

B		
Especies	Valor Indicador (IV)	p*
<i>O. costulata</i>	40,5	0,002
<i>O. sanmartini</i>	4,20	1,000
<i>Ch. speciosa</i>	25,0	0,034
<i>S. v. orientalis</i>	11,1	0,489
<i>X. d. discoideus</i>	9,50	0,653
<i>Z. iheringi</i>	20,6	0,083
<i>D. elongatus</i>	45,0	0,002
<i>D. conspersus</i>	4,20	1,000
<i>D. obscurus</i>	8,30	1,000
<i>D. pratensis</i>	8,30	1,000
<i>L. politus</i>	45,4	0,002
<i>L. pulcher</i>	8,30	1,000
<i>R. bergi</i>	17,9	0,129
<i>S. impudica</i>	20,8	0,089
<i>S. liebermani</i>	26,7	0,036
<i>S. lemniscata</i>	9,30	0,677
<i>A. lineatus</i>	24,2	0,049
<i>L. argentina</i>	17,5	0,120
<i>H. lignosa</i>	8,30	1,000
<i>A. gracilis</i> *	91,7	0,001
<i>A. australis</i>	35,5	0,022
<i>L. dispar</i> ®	59,6	0,001
<i>O. punctata</i>	48,1	0,001
<i>S. dalmani</i>	30,2	0,055
<i>S. longicornis</i> *	91,7	0,001

Según los resultados del Análisis IndVal (Tabla 4.10) y siguiendo el criterio de Ghione *et al.* (2013) se encontraron dos especies que podrían ser usadas como indicadoras: *A. gracilis* y *S. longicornis* (IndVal= 91.7) para el Campo natural (CN) y Pastizal de vegetación alta (P), respectivamente, y una detectora *L. dispar* (IndVal= 59.6) Pastizal de vegetación baja (E).

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

5. 1. Taxonomía

Se registraron 26 especies de acridios que representan el 24 % del total señalado para nuestro país y 7 subfamilias de las 12 presentes en Uruguay (Carbonell 2007). Si bien no se encontraron nuevos registros para el país, el porcentaje de especies encontrado se considera significativo para la superficie y período de tiempo estudiados.

El número de especies encontrado durante el presente estudio es mayor al reportado en otros relevamientos de acridios de la región sur de Sud América (Pocco *et al.* 2010, Mariottini *et al.* 2012, 2013).

Las subfamilias más abundantes fueron Gomphocerinae (71%) y Melanoplinae (16%) coincidiendo con otros trabajos de comunidades en pastizales de la región (Cigliano & Lange 1998, Torrusio *et al.* 2002, Pocco *et al.* 2010, Lorier *et al.* 2016, Zerbino *et al.* 2016).

Se encontraron especies muy comunes de observar en pastizales como los melanoplinos (*D. elongatus*, *D. pratensis* y *S. lemniscata*) y los gomfocerinos (*L. dispar* y *O. punctata*), y otras especies de leptisminos (*L. argentina* y *H. lignosa*) y de acridinos (*M. adspersa*) asociadas a zonas húmedas y ambientes acuáticos o semiacuáticos (Carbonell *et al.* 1967, COPR 1982, Bentos-Pereira & Lorier 1991). La familia Prosocopidae estuvo bien representada, con dos de las tres especies citadas para Uruguay (Bentos-Pereira 2000). En cuanto a los romaleidos se recolectaron 4 especies que representan el 21% del total de esta familia para Uruguay (Carbonell 2007), de ellas se destacan *Ch. speciosa* y *Z. iheringi* por preferir zonas húmedas con vegetación abundante, a orillas de cuerpos de agua o en campos con cobertura densa y alta (Listre 2009) (Anexo II).

5. 2. Abundancia y Riqueza

La riqueza encontrada fue alta en comparación con otros trabajos realizados en Orthoptera asociados a pasturas en otros países. Weiss *et al.* (2012), registraron 13 especies en 2039 individuos colectados en un estudio realizado en Alemania. Por otro lado, Matenaar *et al.* (2015) encontraron 86 especies de langostas en un relevamiento realizado en 46 puntos

de muestreo localizados en ocho reservas de UNESCO en Sudáfrica, con una riqueza observada en cada reserva que varió entre 11 a 44 especies.

Sin embargo se obtuvieron resultados muy similares en estudios realizados en pastizales de la Pampa Argentina, donde Marriottini *et al.* (2012, 2013) y De Wysiecki *et al.* (2004), registraron 22 y 23 especies, respectivamente, pertenecientes a la superfamilia Acridoidea.

En nuestro país se han realizado trabajos de seguimiento en sitios con ocurrencias de explosiones poblacionales en la región centro-sur del país. Estudios realizados en los departamentos de Florida y Durazno por Lorier *et al.* (2016) y Zerbino *et al.* (2016) registraron 26 especies en cinco temporadas de evaluación/monitoreo, variando entre 14 y 22 especies por temporada de estudio.

Si bien el segado fue el más efectivo, la recolección manual resultó un complemento importante para la obtención de un gran número de adultos difíciles de capturar, con la metodología tradicional. No existen actualmente trabajos de acridios que utilicen la recolección manual como método alternativo, pero es muy usado para capturar otros artrópodos como los arácnidos (Coddington *et al.* 1990, Yanoviak *et al.* 2003, Sackett *et al.* 2009).

Según el análisis de las curvas de acumulación de especies los valores de riqueza observada estarían próximos a los estimados, aunque ninguno de ellos se acercó a la asíntota, por tanto, deberíamos realizar nuevos muestreos para aumentar el conocimiento de las comunidades de acridioideos presentes en los sitios estudiados. El resultado obtenido es concordante con trabajos realizados en el país y a nivel mundial con grupos megadiversos como los insectos y otros artrópodos (Mariottini *et al.* 2013, Lorier *et al.* 2016, Zerbino *et al.* 2016).

El Campo natural fue el sitio con mayor riqueza específica y abundancia, si bien el Pastizal de vegetación baja (E), fue el segundo en abundancia, presentó el menor número de especies. Como fue mencionado en la descripción de los sitios, E presentó una menor diversidad de especies de gramíneas, siendo dominado por especies de gramilla. Esto podría estar indicando que el presentar una menor heterogeneidad de la vegetación se reflejaría en una menor diversidad de especies de acridioideos. Varios autores proponen que la riqueza de

artrópodos está asociada a la diversidad de especies vegetales presentes en dichos ecosistemas, por tanto, una alta riqueza de artrópodos suele asociarse con una elevada heterogeneidad vegetal (Major *et al.* 2006, Horváth *et al.* 2009, De Souza *et al.* 2010).

5. 3. Diversidad, composición y estructura de la comunidad de acridiideos

En relación a la diversidad β , los resultados de los índices de Jaccard y de Sorensen mostraron que existe una baja similitud en la acridiofauna entre los sitios relevados. Resultados similares fueron obtenidos por Weiss *et al.* (2012) en un relevamiento de la orthopterofauna en Alemania, donde encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies entre las diferentes áreas de campo natural estudiadas. Matenaar *et al.* (2015), encontraron que los principales factores que determinan la diversidad de ortópteros son la heterogeneidad de la vegetación, la altitud y la cobertura del suelo desnudo. Por tanto, parte de las diferencias en la riqueza específica encontradas en los ambientes estudiados podría deberse a la estructura y composición de la vegetación y características del suelo. Para confirmar esta hipótesis tendrían que realizarse estudios de caracterización de la vegetación y grado de cobertura presente en las áreas de estudio y correlacionarlo con la diversidad de especies de acridios asociada.

En la región no existen muchos trabajos dirigidos a estudiar la biodiversidad de acridios, la mayoría de ellos se basan en estudios ecológicos o de importancia económica, enfocados en explosiones poblacional principalmente (Carbonell 1957, Joern & Gaines 1990, Bentos-Pereira & Lorier 1991, Cigliano *et al.* 1995, Beltrame *et al.* 2002, Lorier & Zerbino 2009, Lorier *et al.* 2010b, Lorier *et al.* 2016, Zerbino *et al.* 2016). Debido a que existen pocos estudios previos, en nuestro país, sobre comunidades de ortópteros en áreas prioritarias para la conservación (Simó *et al.* 1994, Lorier 1998), las comparaciones entre los resultados aquí obtenidos se realizaron sólo con aquellos trabajos publicados sobre comunidades de pastizales o estudios de explosiones poblacionales.

La mayor diversidad registrada en este estudio, fue en el CN, esto puede estar asociado a la presencia de gramíneas y de hiervas de hoja ancha de las que se alimentan las diferentes especies de acridiideos, incidencia de luz o por ser un ambiente abierto que puede crear condiciones favorables para el desarrollo de especies fitófagas (Ronderos *et al.* 1981, Leal de Carvalho *et al.* 2012). En cuanto a la equitatividad, los valores obtenidos fueron altos y

similares entre los sitios, salvo en E que presentó los valores más bajos de equitatividad y diversidad de especies. Esto podría deberse a la baja heterogeneidad de la vegetación presente en este ambiente.

Según Joern (2000, 2005 en Scuffi *et al.* 2012) y Martínez (2004), la diversidad de acridios está determinada principalmente por la interacción entre factores externos (el clima y la vegetación) y factores internos como la dinámica poblacional.

Lo observado en el presente estudio coincide con lo planteado por Cigliano *et al.* (2000) y Zerbino *et al.* (2016), para las comunidades de acridios en pastizales, donde se obtuvieron pocas especies dominantes (como: *A. australis* y *L. dispar*), con amplia distribución (comunes) y muchas especies poco frecuentes o raras, representadas por 1-3 individuos (como: *D. obscurus*, *D. pratensis*, *D. conspersus*, *L. pulcher*, *H. lignosa*, *M. adspersa*). De las raras se pueden encontrar de dos tipos, por rareza numérica (presentes en casi todos los sitios en pequeñas cantidades) o por rareza espacial (en un solo lugar en pequeñas cantidades) (Cigliano *et al.* 2000, Beltrame *et al.* 2002).

Las especies más abundantes y ampliamente distribuidas fueron *L. dispar* y *A. australis*, para la subfamilia Gomphocerinae y *D. elongatus* para Melanoplinae. Esto coincide con otros trabajos como el de Mariottini *et al.* (2013) y Luiselli *et al.* (2002), en el que obtuvieron resultados similares en pastizales de Argentina.

Según los resultados obtenidos del análisis NMDS de la recolección manual, los sitios de Humedales (H y TH) presentarían una mayor similitud entre sí en relación a la diversidad de acridoideos que con el resto. Este resultado no está sustentado estadísticamente (índice de stress $\geq 0,20$), aunque se encuentra próximo al nivel de sustentación (índice de estrés: 0, 218). Para mejorar los resultados se debería realizar un relevamiento de orthópteros presentes en el área por un período de tiempo mayor y/o aumentando el número de muestras. Otra posible explicación es que los ambientes al estar bajo una alta presión antrópica se encuentren bastante deteriorados perdiendo las características de la vegetación que los definen como tales, y que ello se refleje en la similitud de la comunidad de ortópteros observada entre los sitios.

Los datos obtenidos con el cluster separaron los ambientes en dos grandes grupos, sitios bajos y sitios altos con respecto al nivel del mar. Esta separación se correlaciona con las

preferencias de hábitat de los diferentes grupos de langostas, las que suelen estar asociadas a ambientes más secos con vegetación más densa y alta (*S. longicornis*, *D. pratensis*), de aquellos asociados a ambientes húmedos y bajos, con poca vegetación y de porte bajo (*Ch. speciosa*, *H. lignosa*, *X. d. discoideus*, *L. argentina*, *M. adspersa*, *S. liebermanni*, entre otras) (COPR 1982, Bentos & Lorier 1991, Turk & Alquino 1995, Carbonell 2004, Carbonell *et al.* 2006, Listre 2009) (Anexo II).

De estos últimos los sitios H y TH fueron los más similares (~58%) y constituyen el clado que contó con mayor sustento del Bootstrap.

Al estudiar la composición de especies de cada uno de los sitios, se encontraron taxones específicos de una ambiente, por ejemplo *H. lignosa* en H, que siempre se ha asociado a ambientes acuáticos o semiacuáticos, terrenos bajos anegables, muy húmedos con gramíneas de porte alto (Turk & Alquino 1995). Esta especie fue descrita por Carbonell *et al.* (1967) con material procedente de San José (Uruguay) (Anexo II).

5. 4. Metodología de muestreo

La red entomológica es el método más empleado para evaluar poblaciones de langostas, porque permitiría obtener una muestra representativa de la comunidad de langostas presentes en el área a ser estudiada (Larson *et al.* 1999). Sin embargo según Martínez (2004) este método presentaría la desventaja de que no puede utilizarse en sitios con presencia de vegetación espinosa, arbustiva o densa y por tanto restringe su uso a la hora de realizar comparaciones entre sitios con dichas características y áreas abiertas dominadas por gramíneas o herbáceas. Una posible solución sería utilizar la recolección manual que permite acceder a áreas donde no es posible pasar la red entomológica, en especial en los chircales (Martínez 2004). El inconveniente a la hora de implementar este método es la movilidad que presentan las langostas (Joern 1983a). Para evitar la fuga de ejemplares algunos autores han empleado el uso de cortinas de plástico, dentro de parcelas cerradas (Van Wingerden *et al.* 1991). Aunque Martínez (2004) menciona que dicha metodología no sería tan apropiada porque, presenta varios inconvenientes como el tiempo que insume el colocar y retirar la cortina en cada ambiente, por lo que resulta poco práctico.

En aquellos análisis que permitieron comparar el método de recolección manual con el de la red entomológica, si bien esta última fue la más efectiva en algunos aspectos (por ejemplo números de ejemplares recolectados) resultaron ser métodos complementarios. Por tanto, la recolección manual sería un buen método para ser empleado conjuntamente al segado en relevamientos de ortópteros para aumentar la probabilidad de recolectar un mayor número de especies presentes en áreas de estudio.

5. 5. Especies tipificantes, discriminantes e indicadoras

Debido a la importancia económica que presentan algunas especies de acridios que han sido considerados plagas ocasionales de cultivos y pasturas, la mayor parte de los relevamientos están enfocados a evaluarla densidad poblacional de una determinada especie y no a conocer la comunidad de acridios asociada a una determinada área o ecosistema. Son escasos los trabajos científicos con un enfoque más ecológico para poder realizar una comparación que busque la presencia de especies de acridios que puedan ser usadas como indicadoras para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas.

Según Uehara-Prado *et al.* (2009) y Jorge *et al.* (2013) los análisis Simper y Anosim son comúnmente empleados para evaluar si existen diferencias en la composición de especies entre diferentes sitios o ecosistemas. En el presente estudio, se encontraron seis especies responsables del 75% de la disimilitud observada en la comunidad de acridoideos entre las cinco áreas estudiadas. El análisis Simper indicó que siete de las 26 especies recolectadas fueron las que más aportaron a la caracterización (similitud) de los ambientes evaluados. A su vez el análisis Anosim mostró que existen diferencias significativas en la comunidad de acridios estudiada (Tabla 4.9).

El análisis IndVal viene siendo empleado como una metodología para obtención de especies que puedan ser usadas como indicadoras del estado de los ecosistemas (Dufrêne & Legendre 1997, Jorge 2013). Existen varios ejemplos de estudios realizados con artrópodos: Araneae (Finch 2005, Pinzón & Spence 2010, Ghione *et al.* 2013, Jorge 2013), Hymenoptera (Abadía *et al.* 2010, De Souza *et al.* 2010), Lepidoptera (Sawchik *et al.* 2005, Freire-Júnior & Rezende 2015), Coleoptera (Finch 2005), pero son pocos los estudios que utilizan los acridios u ortópteros en general como indicadores.

Estudios realizados por Bazelet (2011) y Bazelet & Samways (2011) con acridios presentes en Sudáfrica para evaluar la calidad de las áreas de campo natural a ser protegidas utilizando el análisis IndVal, encontraron 11 especies de acridios que podían ser utilizadas como indicadores en futuros relevamientos en dicho país. En el presente estudio se obtuvieron dos especies indicadoras y una detectora. El elevado número de especies indicadoras registradas por Bazelet (2011) y Bazelet & Samways (2011), podría deberse a que los autores utilizaron niveles de indicación más bajos (IndVal > 30%) que los empleados en el presente estudio. Muchos autores suelen bajar el nivel de indicación para intentar mejorar sus resultados, aunque lo recomendable según Dufrêne & Legendre (1997) (autores de este análisis) es optar por valores de indicación superiores al 60% o según Sawchik *et al.* (2005) y Ghione *et al.* (2013) optar por valores de IndVal superiores a 70%. Teniendo en cuenta que solo se tomaron 12 muestras en cada sitio y fue relevada una sola temporada estival, que hay algunas especies de acridios cuyos adultos aparecen en otoño-invierno, es necesario la realización de muestreos más prolongados que permitan aumentar el conocimiento de los acridios en los Humedales del Santa Lucía y el Parque Lecocq.

5. 6. Conclusiones generales

- Este trabajo constituye un primer acercamiento a la diversidad de acridios en un área SNAP y el primer estudio de acridios en un ecosistema de humedal en el sur del país, entre los pocos estudios de biodiversidad realizados en humedales del Uruguay.
- Aunque se encontraron diferencias en la composición de acridios entre los ecosistemas estudiados, se deberían realizar más muestreos para aumentar la significancia de los mismos.
- Fue posible agrupar los ambientes en dos grupos (E y P) sitios más secos y a más altura con respecto al nivel del mar y (TH, CN, H y HS) sitios bajos, húmedos e inundables.
- El área de transición y el humedal (TH y H), presentaron la mayor similitud entre sí, en relación a la diversidad de acridoideos que con el resto

- Se encontraron seis especies discriminantes que permitieron diferenciar entre las comunidades de acridios de los cinco ambientes estudiados y siete especies tipificantes que aportaron a la similaridad dentro de cada ambiente.
- Fueron encontradas dos especies indicadoras y una detectora que podrían auxiliar en la conservación de los diferentes ecosistemas estudiados en el paisaje protegido Humedales del Santa Lucía y Parque Lecocq, que serían focales para estudios de monitoreo.
- Es recomendable la implementación de la recolección manual en forma complementaria con el método clásico de segado para el relevamiento de acridios, debido a que se logró aumentar el número de especies recolectadas y permitió evaluar áreas a las que no hubiera sido posible acceder sin el empleo de dicha metodología.

Los resultados aportados en este trabajo constituyen un insumo a destacar (o de relevancia) en la conservación de la fauna asociada a los ambientes del Humedal de Santa Lucía y Parque Lecocq, para su efectiva preservación. Futuros estudios se podrían enfocar en conocer la diversidad y relevancia de especies indicadoras en diferentes áreas prioritarias para la conservación.

BIBLIOGRAFÍA

Abadía, J.C.; Bermúdez, Ch.; Lozano-Zambrano, F. & Chacón, P. 2010. Hormigas cazadoras en un paisaje subandino de Colombia: riqueza, composición y especies indicadoras. *Revista Colombiana de Entomología*, 36 (1): 127 – 134.

Andersen, A.; Ludwig, J. A.; Lowe, L. M. & Rentz, D. C. 2001. Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: Responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology*, 26: 213 – 222.

Andrade-C, M. G. 1998. Mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 22 (84): 407 – 421.

Bazelet, C. S. 2011. Grasshopper Bioindicators of Effective Large Ecological Networks. Dissertation Doctor of Philosophy (PhD). Stellenbosch: University of Stellenbosch. 246 pp.

Bazelet, C. S. & Samways, M. J. 2011. Identifying grasshopper bioindicators for habitat quality assessment of ecological networks. *Ecological Indicators*, 11: 1259 – 1269

Bentancourt, C. M.; Scatoni, I. B. & Morelli, E. 2009. Insectos del Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía – Facultad de Ciencias. Montevideo. 658 pp.

Bentos-Pereira, A. 1989. Distribución geográfica de las especies del género *Dichroplus* Stål (Orthoptera, Acrididae, Melanoplinae). *Revista Brasileira de Entomología*, 33 (1): 31 – 47.

Bentos-Pereira, A. 1995. Orthoptera. En: Pérez-Miles, F. 1995. Relevamiento de invertebrados acuáticos en tres bañados de Rocha (Informe Técnico). Casa Ambiental, Programa Restitución de la Vida. (Datos no publicados)

Bentos-Pereira, A. & Lorier, E. 1991. Acridomorfos acáticos (Orthoptera: Acridoidea) Adaptaciones morfológicas. *Revista Brasileira de Entomología*, 35 (3): 631 – 653.

Bentos-Pereira, A. & Lorier, E. 2002. Biodiversidad de Orthoptera. En: Pérez-Miles, F. & Maneyro, R. 2002. Biodiversidad en los esteros de Farrapos (Río Negro). Dirección Nacional de Medio Ambiente. (Datos no publicados)

Bentos-Pereira, A. 2000. *Orienscopia* n. gen. (Orthoptera, Proscopiidae) and its species. *Journal of Orthoptera*, (9): 149 – 159.

Belovsky, G. E. & Slade, J. B. 2000. Insect herbivory accelerates nutrient cycling increases plant production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97 (26): 14412 – 14417.

Beltrame, R.; Luiselli, S.; Zequín, L.; Simioni, S. & Salto, S. 2002. Dinámica poblacional de tucuras (Orthoptera: Acridoidea) en agroecosistemas del centro oeste de Santa Fe y centro este de Córdoba. *Natural Neotropicalis*, 33 (1 y 2): 47 – 54.

Buratovich T. 2003. Langosta. Una plaga milenaria. Trabajos, publicaciones y notas de asesoramiento. Asociación de museos de la Provincia de Santa Fe, Argentina. 29 pp. Desde: http://museosdesantafe.com.ar/descargas/35_texto7.pdf (Acceso el 8 de abril de 2017)

Braga, C. E. & Nunes-Gutjahr, A. L. 2010. Ampliación de la distribución de saltamontes romaleidos (Orthoptera) de la Colección del Museo Paraense Emílio Goeldi. *Revista Colombiana de Entomología*, 36 (2): 335 – 337.

CAE (Congreso Argentino de Entomología, VIII). 2012. Bariloche – Argentina. Actas: programa y resúmenes. Los insectos y el hombre. Diversidad de interacciones, diversidad de miradas - Porqué utilizar la langosta en nuestro logo: 76 – 77.

Caldevilla, G.F. & Quintillán, A.M. 2004. ¿Por qué conservar el Humedal de Santa Lucía? *Almanaque BSE*. Pp: 66 – 71. Desde: <http://www.bse.com.uy/almanaques/flips/2004/index.html> (Acceso el 26 de diciembre de 2016).

Capinera, J.L. 1987. Population ecology of rangeland grasshoppers. En: Capinera, J.L. (Ed). *Integrated Pest Management on Rangeland: A shortgrass prairie perspective*. Westview, Boulder, CO: 162 – 182.

Capinera, J.L. & Thompson, D.C. 1987. Dynamics and structure of grasshopper assemblages in shortgrass prairie. *Canadian Entomologist* 119: 567 – 575.

Capinera, J. L. & D. R. Horton. 1989. Geographic variation in effects of weather on grasshopper infestation. *Environmental Entomology*, 18(1): 8 – 14.

Carbonell, C. S.; Ronderos, R.A. & Mesa, A. 1967. Un nuevo género y especie de Leptysmini. *Notas Comisión de Investigación Científica*. La Plata, Argentina, 5 (1): 3 – 10.

Carbonell, C. S; Cigliano, M. M. & Lange, C. E. 2006. Especies de acridomorfos (Orthoptera) de Argentina y Uruguay. *Publications on Orthopteran Diversity*. The Orthopterist's Society at the Museo de La Plata. Argentina. CD ROM

Carbonell, C. S. 1957. Vuelos em massa de acridoideos (Orthoptera) en el Uruguay. *Revista de la Sociedad Uruguaya de Entomología*, 2: 73 – 77.

- Carbonell, C. S. 2004.** The genus *Xyleus* (Acridoidea, Romaleidae, Romaleinae). Journal of Orthoptera Research, 13 (1): 63 – 133.
- Carbonell, C. S. 2007.** Lista de los acridomorfos señalados para el Uruguay. Facultad de Ciencias. Udelar. Sin publicar
- Carbonell, C. S. 2008.** The genus *Aleuas* Stal 1878 (Acrididae, Copiocerinae, Aleuasini). Journal of Orthoptera Research, 17 (1): 1 – 27.
- Cardoso, P.; Silva, I.; de Olivera, N. G. & Serrano, R. M. 2004.** Higher taxa surrigates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. Biological Conservation, 117: 453 – 459.
- Cigliano, M. M. & Ronderos, R. A. 1994.** Revision of the South America Grasshopper Genera *Leiotettix* Bruner and *Scotussa* Giglio-Tos (Orthoptera, Acrididae, Melanoplinae). Transactions of the American Entomological Society, 120 (2): 145 – 180.
- Cigliano, M.M.; Kemp, W.P. & Kalaris, T.M. 1995.** Spatiotemporal analysis of regional outbreak in rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). Journal of Orthoptera Research, 4: 111–126.
- Cigliano, M.M.; Ronderos, R. & Kemp, W. P. 1996.** Phylogenetic relationships of *Scotussa* and *Leiotettix* (Orthoptera: Acrididae). Cladistics, 12: 125 – 138.
- Cigliano, M.M. 1997.** *Ronderosia*, a New Genus of South American Melanoplinae (Orthoptera: Acrididae). Journal of Orthoptera Research, (6): 1 – 18.
- Cigliano, M. M. & Lange C. E. 1998.** Orthoptera. In: Morrone, J. J. & Coscarón, S. 1998. Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Una perspectiva Biotaxonómica. La Plata, Argentina. Edición Sur. Pp.67 – 83.
- Cigliano, M. M.; De Wysiecki, M. L. & Lange, C. E. 2000.** Grasshopper (Orthoptera, Acrididae) species Diversity in the pampas, Argentina. Diversity and Distributions, 6: 81 – 91.
- Cigliano, M. M. & Otte, D. 2003.** Revision of the *Dichroplus maculipennis* Species Group (Orthoptera, Acridoidea, Melanoplinae). Transactions of the American Entomological Society, 129 (1): 133 – 162.
- Cigliano, M. M.; Braun, D. C.; Eades, D.C. & Otte D. 2016.** Orthoptera Species File. Versión 5.0/5.0. Desde: <http://Orthoptera.SpeciesFile.org> (Acceso 1 de noviembre de 2016).
- Clara, M. & Maneyro, R. 1999.** Humedales del Uruguay: Ejemplo de los humedales del este. Pp. 66 – 80. En: Al Malvarez (Ed.) Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de

Sudamérica. Buenos Aires: UNESCO-MAB. Desde: <http://www.unesco.org/uy/ci/fileadmin/ciencias%20naturales/mab/6.pdf> (Acceso 14 de enero de 2017)

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 1994. Similarity-based testing for Community pattern: The two-way layout with no replication. *Marine Biology*, 18: 167 – 176

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2006. Primer v5: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, p 91.

Clemente, E.; Lorier, E.; García, M. D. & Presa, J. J. 2012. The Acoustic Behaviour as a Tool for Biodiversity and Phylogenetic Studies: Case of the *Rhammatocerus* species Inhabiting Uruguay (Orthoptera, Acrididae, Gomphocerinae). In: García M. D. Ed., *Zoology*. In Tech. Cap 3: 47 – 68.

Coddington J.A., Griswold C.E., Dávila D.S., Peñaranda E. & Larcher S.F. 1990. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In *The Unity of Evolutionary Biology*. Proc. Fourth Intern. Congress of Systematic and Evolutionary Biology, Vol. 1. (E.C. Dudley, ed.), Dioscorides Press, Portland, Oregon. 44 – 60.

Colwell, R.K.; Mao, C.X. & Chang, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85: 2717 – 2727.me

COPR (Center for Overseas Pest Researche). 1982. The locust and Grasshopper agricultural manual. College House, Wrights Lane, London, England. 653 pp

Corley, J.; Sackmann, P.; Rusch, V.; Bettinelli, J. & Paritsis, J. 2006. Effects of pine silviculture on the ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the Patagonian steppe. *Forest Ecology and Management*, 222: 162 – 166.

Costa-Lima, A. 1939. Insetos do Brasil. Tomo I. Ordem Orthoptera. Escola Nacional de Agronomia. Serie Didatica, Nº 2. Rio de Janeiro, Brasil. Pp: 115 – 185.

Crisci, J. V. 2006. Espejos de nuestra época: Biodiversidad, Sistemática y Educación. *Gayana Botánica*, 63(1): 106 – 114.

Delfín-González, H. & Burgos, D. 2000. Los braconidos (Hymenoptera: Braconidae) como grupo parámetro de biodiversidad en las selvas deciduas del trópico: una discusión acerca de su posible uso. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 79: 43 – 56.

- De Souza, M.M.; Louzada, J.; Serrão, J.E. & Zanuncio, J.C. 2010.** Social wasps (Hymenoptera: Vespidae) as Indicators of Conservation Degree of Riparian Forests in Southeast Brazil. *Sociobiology*, 56 (2): 387 – 396.
- De Wysiecki, M.L.; Sánchez, N.E. & Ricci, S.E. 2000.** Grassland and shrubland grasshopper community composition in northern La Pampa province, Argentina. *Journal of Orthoptera Research*, 9: 211 – 221.
- De Wysiecki, M. L.; Torrusio, S. & Cigliano, M. M. 2004.** Caracterización de las comunidades de acridios (Orthoptera: Acridoidea) del partido de Benito Juárez, sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63 (3-4): 87 – 96.
- Donato M. 2000.** Los ejemplares Tipo de Orthoptera depositados en la colección del Museo de La Plata. *Revista Sociedad Entomológica Argentina*, 59 (1-4): 61 – 84.
- Donato, M. & Cigliano, M. M. 2000.** Revision of the *Metaleptea* Brunner von Wattenwyl (Orthoptera; Acrididae; Hyalopterygini). *Transactions of the American Entomological Society*, 126 (2): 145 – 173.
- Duan, M.; Liu, Y.; Yu, Z.; Baudry, J.; Li, L.; Wang, C. & Axmacher, J. C. 2016.** Disentangling effects of abiotic factors and biotic interactions on cross-taxon congruence in species turnover patterns of plants, moths and beetles. *Nature Scientific Reports*. doi.org/10.1038/srep23511
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997.** Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345 – 366.
- Favila, M. & Halffter, G. 1997.** The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 72: 1 – 25.
- Fielding, D.J. & Brusven, M.A. 1990.** Historical analysis of grasshopper (Orthoptera; Acrididae) population responses to climate in Southern Idaho, 1950-1980. *Environmental Entomology*, 19 (6): 1786 – 1791.
- Finch, O. D. 2005.** Evaluation of mator conifer plantations as a secondary hábitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera; Carabidae; Araneae). *Forest Ecology and Management*, 204: 21 – 34.
- Freire-Júnior, G.B. & Rezende, D.I. 2015.** Temporal dynamics of Fruit-Feeding butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) in two habitats in seasonal Brazilian environment. *Florida Entomologist*, 98 (4): 1207 – 1216.

Ghione S., Simó M. Aisenberg A. & Costa F.G. 2013. *Allocosa brasiliensis* (Araneae, Lycosidae) as a bioindicator of coastal sand dunes in Uruguay. *Arachnology*, 16 (3): 94-98.

Gotelli, N. J. & Entsminger, G. L. 2006. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesy-Bear. Jericho, VT 05465.

<http://garyentsminger.com/ecosim.htm>

Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2011. Estimating species richness. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, 12: 39 – 54.

Gutierrez, T. & Rumiz, D. 2002. Patrones de Diversidad de grupos selectos de insectos en el bosque Chiquitano y Pampas del Cerrado de Santiago y Tucavaca, Santa Cruz – Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología*, 11: 37 – 46.

Hammer, Ø.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 9pp. Desde: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Halffter, G. & Moreno, C. 2005. Significado biológico de la diversidad Alfa, Beta y Gamma. In: Halffter, G.; Soberón, J.; Koleff, P. & Melic, A. (eds.). *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma*. CANABIO, SEA, CONACYT. M3M: Monografías Tercer Milenio, Vol. 4 SEA. Zaragoza. Pp 5 – 8.

Herrera, F. F. & Cuevas, E. 2003. Artrópodos del suelo como bioindicadores de recuperación de sistemas perturbados. *Venezuelos*, 11 (1-2): 67 – 78.

Horváth R. Magura T., Szineta C. & Tóthmérész B. 2009. Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 16-22.

IM (Intendencia de Montevideo). 2016. Zoo Parque Lecocq. Desde: <http://www.montevideo.gub.uy/ciudad-y-cultura/parques-plazas-espacios-publicos-y-zoologicos/zoo-parque-lecocq> (Acceso 18 de diciembre de 2016)

Jansen, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology*, 5 (2): 115 – 124.

Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 152 – 161.

Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J. M. 2006. Establishing reliable spider (Araneae, Araneidae and Thomisidae) assemblage sampling protocols: estimation of species richness, seasonal

coverage and contribution of juvenile data to species richness and composition. *Acta Oecologica*, 30: 21 – 32.

Joern, A. 1983a. Small-scale displacements of grasshopper (Orthoptera: Acrididae) within arid grasslands. *Journal of the Kansas Entomology Society*, 56: 131 – 139.

Joern, A. 1983b. Host plant utilization by grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) from a sandhills prairie. *Journal of Range Management*, 36 (6): 793-797.

Joern, A. & Gaines, G. B. 1990. Population dynamics and regulation in grasshoppers. En: Chapman, R. F. & Joern, A. (Eds.). *Biology of Grasshoppers*. John Wiley and Sons, Inc. New York. P. 415 – 483. Desde:

http://books.google.com.uy/books?hl=es&lr=&id=Yfja3vzfJSQC&oi=fnd&pg=PA415&dq=Joern,+A.+y+Gaines,+S.B.+1990.+Population+dynamics+and+regulation+in+grasshoppers.&ots=mu510BETfz&sig=9nj6JOUjYkiOCG8EbZfz4m5K_Y4#v=onepage&q&f=false (Acceso 8 de marzo de 2016).

Joern, A.; Kemp, W. P.; Belovsky, G. E. & O’Neill, K. 1996. Grasshoppers and vegetation communities. In: Cunningham, G. L. & Sampson, M. W. (Eds.). *Grasshopper Integrated Pest Management User Handbook*. Technical Bulletin 1809. Washington, DC: USDA/APHIS: IV.3: 1 - 10 pp. Desde: <http://www3.nd.edu/~gbelovsk/Publications.html> (Acceso 4 de noviembre de 2014).

Joern, A. 2000. What are the consequences of non-linear ecological interactions for grasshopper control strategies? En: LOCKWOOD, J.A; LATCHININSKY, A.V.; SERGEEV, M.G. (Eds). *Grasshoppers and Grassland Health: Managing Grasshopper Outbreaks without Risking Environmental Disaster*. Boston: Kluwer Academic. Pp 131 – 143.

Jorge, C. 2013. Comparación de la areneofauna de un cultivo de pino (*Pinus taeda*) con la matriz de campo natural. Tesis de maestría en Ciencias Biológicas, opción Zoología. PEDECIBA Biología - Facultad de Ciencias, Universidad de la República, UdelaR. Montevideo, Uruguay. 116pp.

Jorge, C; Laborda, A. & Simó, M. 2013. Las arañas en plantaciones de *Pinus taeda*: su potencial uso como bioindicadores y controladores biológicos. En: Balmelli, G.; Simeto, S.; Martínez, G. & Gómez, D. (Eds). *V Jornada técnica de protección forestal. Avances de Investigación en plagas y enfermedades forestales*. Montevideo, INIA. Serie Técnica Nº 209: 21 – 28.

- Jorge, C.; Laborda, Á.; Alves-Días, M.; Aisenberg, A. & Simó, M. 2015.** Habitat Preference and Effects of Coastal Fragmentation in the Sand-Dwelling Spider *Allocosa brasiliensis* (Lycosidae, Allocosinae). Open Journal of Animal Sciences, 5: 309 – 324
- Kremen, C.; Colwell, R.K.; Erwin, T.L.; Murphy, D.D.; Noss, R.F. & Sanjayan, M.A. 1993.** Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. Conservation Biology, 7: 1627 – 1638.
- Larson, D.P.; O’neill, K.M. & Kemp, W.P. 1999.** Evaluation of the accuracy of sweep sampling in determining grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) community composition. Journal of Agricultural and Urban Entomology, 16: 207 – 214.
- Leal De Carvalho, N.; Corrêa, C. E.; Boanerges, S. D. & Garlet, J. 2012.** Análisis faunístico de acridomorfos (Orthoptera: Acridoidea y Eumastacoidea) en Sao Sepé, RS, Brasil. Revista Colombiana de Entomología, 38 (2): 299 – 305.
- Lange, C. E. 2003.** Long-term Patterns of Occurrence of *Nosema locustae* and *Perezia dichroplusae* (Microsporida: Nosematidae) in Argentina Grassoppers (Orthoptera: Acrididae) of the Pampa Argentina. Acta Protozoologica, 42: 309 – 315.
- Liebermann, J. & Piran, A. A. 1941.** Primera lista de acridios uruguayos. Dirección General y de Contralor de la Lucha Contra la Langosta. Montevideo. 12 pp.
- Liebermann, J. & A. Ruffinelli, 1946.** Catálogo de acridoideos uruguayos. Revista de la Asociación de Ingenieros Agrónomos, Montevideo, 74: 9 – 21.
- Listre, A. 2009.** Distribución geográfica de las familias Romaleidae y Ommexechidae (Orthoptera: Acridoidea) en el Uruguay. Tesis de grado en Zoología - Entomología. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, UdelaR. Montevideo, Uruguay. 62 pp.
- Lorier, E. 1998.** Relevamiento de Atrópodos – Orden Orthoptera. En: Cuenca superior del Arroyo Lunarejo. Organizadores: DINAMA, SZU: 121 – 142.
- Lorier, E. 2005.** Taxonomía en Insectos y estado actual del conocimiento en la sistemática del orden Orthoptera en el Uruguay. En: Langguth, A. (Ed.). Biodiversidad y Taxonomía. Presente y futuro en el Uruguay. Montevideo UNESCO. Pp. 57 – 68.
- Lorier, E. & Zerbino, M. S. 2009.** Radiografía de una plaga: tucuras. El País Agropecuario, 15: 36 – 38.
- Lorier, E.; Clemente, E.; García, M.D. & Presa, J.J. 2010a.** El comportamiento acústico de *Fenestra bohlsi* Giglio-Tos, (Orthoptera, Caelifera). Neotropical Entomology, 39 (6): 839 – 853.

Lorier, E.; Miguel, L. & Zerbino, S. 2010b. Manejo de Tucuras. En: Altier, N., Rebuffo, M. & Cabrera, K. (Eds). Enfermedades y Plagas en pasturas. Montevideo, INIA. Serie Técnica N° 183: 51 – 71.

Lorier, E.; Zerbino, M. S. & Miguel, L. 2016. Seasonal occurrence of different grasshoppers species (Orthoptera: Acridoidea) in Uruguay. International Journal of Biology, 8 (4): 21 – 33.

Luiselli, S.; Beltrame, L.; Zequin, S.; Simioni, S. & Salto, C. 2002. Ciclo ninfal de tucuras (Orthoptera; Acrididae) en Agroecosistemas del centro oeste de Santa Fe y centro este de Córdoba. Revista FAVE – Ciencias Agrarias, 1 (1): 37 - 45.

Major, R.E.; Gowing, G.; Christie, F.J.; Gray, M. & Colgan, D. 2006. Variation in wolf spider (Araneae: Lycosidae) distribution and abundance in response to the size and shape of woodland fragments. Biological Conservation, 132: 98 – 108.

Maneyro, R.; Naya, D. E.; da Rosa, I.; Canavero, A. & Camargo, A. 2004. Diet of the South American frog *Leptodactylus ocellatus* (Anura, Leptodactylidae) in Uruguay. Iheringia, Série Zoologia, 94 (1): 57-61

Mariottini, Y. 2009. “Biología y ecología de acridios (Orthoptera: Acridoidea) del Sur de la región Pampeana”. Tesis de Doctorado en Ciencias Naturales. UNLP – Facultad de Ciencias Naturales y Museo. 206 pp.

Mariottini, Y.; De Wysiecki, M. L. & Lange C. E. 2011. Seasonal Occurrence of Life Stages of Grasshoppers (Orthoptera: Acridoidea) in the Southern Pampas, Argentina. Zoological Studies, 50 (6): 737 – 744.

Mariottini, Y.; De Wysiecki, M. L. & Lange C. E. 2012. Variación temporal de la riqueza, composición y densidad de acridios (Orthoptera: Acridoidea) en diferentes comunidades vegetales del Sur de la provincia de Buenos Aires. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina, 71 (3-4): 275 – 288.

Mariottini Y.; De Wysiecki M.L. & Lange C.E. 2013. Diversidad y distribución de acridios (Orthoptera: Acridoidea) en pastizales del sur de la región pampeana, Argentina. Revista Biología Tropical, 61 (1): 111 – 124.

Márquez, L. J. 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, (37): 385 – 408.

Martínez, C. G. 2004. Parámetro comunitarios y hábitos alimentarios de un ensamble de acridomorfos (*Orthoptera: Acridoidea*) en una pradera natural. Tesis de maestría en Zoología.

PEDECIBA Biología - Facultad de Ciencias, Universidad de la República, UdelaR. Montevideo, Uruguay. 106pp.

Matenaar, D.; Bazelet, C. S. & Hochkirch, A. 2015. Simple tools for the evaluation of protected areas for the conservation of grasshopper. *Biological Conservation*, 192: 192 – 199

Mc. Alecee, N.; Gage, J. D. G.; Lamshead, P. J. D. & Paterson, G. L. J. 1997. Biodiversity Professional Statistics Analysis Software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum of London. Desde: <http://www.sams.ac.uk> (Acceso 18 de setiembre de 2015)

McGeoch, M. A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181 – 201.

McGeoch, M. A. 2002. Bioindicators. In: Sons J. W. editor. *Encyclopedia of Environmetrics*. Vol 1. Chichester. Pp. 186 – 189

Miguel, L. 2011. Evaluación estacional de *Borellia bruneri* en un agroecosistema durante la temporada 2009-2010. Tesis de grado en Zoología - Entomología. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, UdelaR. Montevideo, Uruguay. 73pp.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la Biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA, Vol 1. Zaragoza. 84 pp.

Moreno, C. E. & Sánchez-Rojas, G. 2007. Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *International Journal of Environment and Health*, 1 (1): 71 – 86.

Morrone, J. J. & Coscarón, S. 1998. Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Una perspectiva Biotaxonómica. La Plata, Argentina. Edición Sur. 599 pp.

Murray, T. J.; Dickinson, K. J. M. & Barratt, B. I. P. 2006. Associations between Weevils (Coleoptera: Curculionoidea) and plants, and conservation values in two tussock grasslands, Otago, New Zealand. *Biodiversity and Conservation*, 15: 123 – 137

MVOTMA (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). 2015. Área Protegida con Recursos Manejados, Humedales de Santa Lucía (Canelones, Montevideo, San José). Disponible: <http://www.mvotma.gub.uy/humedales.html> (Acceso el 1 de noviembre de 2016).

Otte, D. 1976. Species richness patterns of new world desert grasshoppers in relation to plant diversity. *Journal of Biogeography*, 3: 197–209.

Otte, D. 1977. Communication in Orthoptera. In: Sebeok T.A. (ed.), How Animals Communicate. Indiana University Press: 334 – 361.

Otte, R. & Alexander, R. D. 1983. The Australian crickets (Acridomorpha: Gryllidae). Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Monograph 22. 477pp.

Pearse, J.A. & Venier, L.A. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and Spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. Ecological Indicators, 6: 780 – 793.

Pereyra, P. C.; Sánchez, N. E. & De Wysiecki, M. L. 1996. Efectos en la calidad del alimento en la tucura *Dichroplus pratensis* Bruner (Orthoptera: Acrididae). Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata, 101 (2): 169 – 178.

Pinzón J. & Spence J.R. 2010. Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: dominance, diversity, composition and life-histories. Journal of Insect Conservation, 14: 439 – 458

Pinzon J., Spence J.R. & Langor D.W. 2012. Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. Forest Ecology and Management, 266: 42 – 53.

Pocco, M. E.; Damborsky, M. P. & Cigliano, M. M. 2010. Comunidades de ortópteros (Insecta, Orthoptera) en pastizales del Chaco Oriental Húmedo, Argentina. Animal Biodiversity and Conservation, 33 (2): 119 – 129.

Ragge, D.E. & Reynolds, W.J. 1998. The song of the grasshoppers and crickets of Western Europe. Harley Books, Colchester. 591pp.

Ramsar. 2014. Día Mundial de los Humedales 2001: Uruguay. Desde: http://archive.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-standing-dia-mundial-de-los-20444/main/ramsar/1-31-41%5E20444_4000_2 (Acceso 14 de enero de 2017)

Reyes-Novelo, E.; Meléndez, R. V.; González, H. D. & Ayala, R. 2009. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como bioindicadores en el Neotrópico. Tropical and Subtropical Agroecosystems, 10: 1 – 13.

Roberts, H. R. & Carbonell, C. S. 1992. Revision of the Genera *Agriacris* Walker 1870 and *Staleochlora* nov. (Orthoptera, Romaleidae). Journal of Orthoptera Research, (1): 75 – 106.

- Rocca M. & Mariottini Y. 2008.** Especies de Acridios (Orthoptera: Acridoidea) asociados al cultivo de arándanos (*Vaccinium corymbosum*) en Concordia, Entre Ríos, Argentina. Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas, 34: 37 – 43.
- Ronderos, S. A; Carbonell, C. S & Mesa, A. 1968.** Revisión de las especies del género *Dichroplus* Stal del grupo elongatus (Orthoptera, Acrididae, Cantantopinae). Revista del Museo de La Plata, 10 (90): 271 – 325.
- Ronderos, R.; Arriaga, M.O. & Sánchez, N.E. 1981.** Estudio preliminar sobre la selectividad alimentaria en especies de acridios de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). Revista de la Sociedad Entomológica Argentina, 40 (1-4): 73 – 82.
- Roth, M. 1970.** Sistemática y Biología de Insectos. Madrid – España. Heroes S.A. 200pp.
- Ruffinelli, A. & Carbonell, C.S. 1954.** Segunda lista de insectos y otros artrópodos de importancia económica en el Uruguay. Revista de la Asociación de Ingenieros Agrónomos, 94: 33 - 82.
- Sabagh, L. T. & Carvalho – e – Silva, A. 2008.** Feeding overlap in two sympatric species of *Rhinella* (Anura: Bufonidae) of the Atlantic Rain Forest. Revista Brasileira de Zoologia, 25 (2): 247 – 253.
- Sackett, T.E.; Buddle, C.M. & Vincent, C. 2009.** Dynamics of spider colonization of apple orchards from adjacent deciduous forest. Agronomy Ecosystems & Environment, 129: 144 – 148.
- Santoro, F. H; Uvagli, A.; Sisler, G. M. De.; Salto, C. & Carames, A. 1978.** Identificación de ninfas de siete especies del género *Dichroplus* (Orthoptera: Acrididae). Revista de Investigación Agropecuaria, 7 (2): 89 – 112.
- Sawchik, J.; Dufrêne, M. & Lebrun, P. 2005.** Distribution patterns and indicator species of butterfly assemblages of wet meadows in southern Belgium. Belgian Journal of Zoology, 135 (1): 43 – 52.
- Scott, A. G.; Oxford, G. F. & Seldena, P. A. 2006.** Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs. Biological Conservation, 127: 420 – 428.
- Scuffi, D.; Ricci, S.E.; Mariottini, Y.; Torrusio, S.E. & De Wysiecki, M.L. 2012.** ¿La práctica de la siembra directa en cultivos de soja favorece las poblaciones de acridios (Orthoptera: Acrididae) en el partido de Benito Juárez? Revista de la Sociedad Entomológica Argentina, 71 (3-4): 203 – 213.

Silveira-Guido A.; Carbonell, J. F.; Núñez, O. & Valdés, E. 1958. Investigaciones sobre acridoideos en el Uruguay. Universidad de la República, Facultad de Agronomía, Cátedra de Entomología. Montevideo. 485pp.

Simó, M.; Pérez-Miles, F.; Ponce de León, R., Achaval, F. & Meneghel, M. 1994. Relevamiento de fauna de la Quebrada de los Cuervos (Dpto. Treinta y Tres – Uruguay). Informe Técnico. Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay, 2: 1 – 20.

Tejeda-Cruz C., Mehlreter K. & Sosa V. J. 2008. Indicadores ecológicos multi-taxonómicos In: Manson R. H., Hernández-Ortiz V., Gallina S. & Mehlreter K. 2008. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación. Instituto de Ecología A. C. e Instituto Nacional de Ecología. México: 271 – 278

Torrusio, S.; Cigliano, M. M. & De Wysiecki, M. L. 2002. Grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) and plant community relationships in the Argentine pampas. Journal of Biogeography, 29: 221 – 229.

Torrusio, S. 2003. Teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados a la dinámica de la distribución espacial y temporal de densidades de Acridios (Orthoptera: Acridoidea) en el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Partido de Benito Juárez). Tesis de doctorado en Ciencias Naturales. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina. 152 pp.

Turk, A. Z. & Aquino, A. L. 1995. Acridoideos del N.O.A. VII: Estudios bioecológicos de *Haroldgrantia lignosa* Carbonell, Ronderos y Mesa (Acrididae; Leptysminae; Tetrataeniini). Un nuevo caso de oviposición endofítica en el noreste argentino. Acta Zoológica Lilloana, 43 (1): 99 – 103.

Uehara-Prado, M.; de Oliveira Fernandes, J.; de Moura Bello, A.; Machado, G.; Santos, A. J.; Zagury Vaz de Mello, F. & Lucci Freitas, A. V. 2009. Selecting Terrestrial Arthropods as Indicators of Small-Scale Disturbance: A First Approach in the Brazilian Atlantic Forest. Biological Conservation, 142: 1220 – 1228

UNEP. 1992. Convention on biological diversity. United Nations Environmental Program, Environmental Law and Institutions Program Activity Centre. Nairobi. 28 pp.

Van Wingerden, W.K.R.E; Musters, J.C.M; Kleukers, R.M.J.C.; Bongers, W. & van Biezen, J.B. 1991. The influence of cattle grazing intensity on Grasshopper abundance (Orthoptera: Acrididae). Proceedings Experimental and Applied Entomology, N.E.V. Amsterdam, 2: 28 – 34.

Verdú, J.R.; Numa, C. & Hernández-Cuba, O. 2011. The influence of landscape structure on ants and dung beetles diversity in a Mediterranean savanna-forest ecosystem. *Ecological Indicators*, 11: 831 – 839.

Vincent, H. R. & Ring, T. C. 2003. *Encyclopedia of Insects*. Academic Press, San Diego, California, USA. 1266pp.

Villarreal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M. & Umaña, A. M. 2006. Inventarios de biodiversidad. In: *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Segunda edición. Bogotá, Colombia. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt: 19 – 28.

Weiss, N.; Zucchi, H. & Hochirch, A. 2012. The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: Site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation*, 22 (10): 2167 – 2178.

Wilson, E. O. 1994. *La diversidad de la vida*. Editorial Crítica, Barcelona. 416 pp.

Yanoviak, S.P.; Kragh, G. & Nadkarni, N.M. 2003. Spider assemblages in Costa Rica cloud forests: effects of forest level and forest age. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 38 (2): 145-154.

Zerbino, M.S.; Lorier, E. & Miguel, L. 2016. Variabilidad interanual en comunidades de acridios (Orthoptera: Caelifera: Acridoidea) en la región centro-sur del Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 20 (2): 74 – 85

Páginas Web

<http://www.lr21.com.uy/sociedad/34975-humedales-uruguayos-en-lista-roja-internacional>

<https://www.impo.com.uy/bases/decretos/55-2015>

RESUMENES PUBLICADOS

Greco-Spíngola, S.; Jorce, C & Lorier, E. (2014). Caracterización de las comunidades de acridoideos (Orthoptera: Acridoidea) en el Parque Lecocq y los Humedales de Santa Lucía. En actas del III Congreso Uruguayo de Zoología. Montevideo, Uruguay. Libro de resúmenes, P.111. (Póster)

Greco-Spíngola, S.; Jorge, C. & Lorier, E. (2016). Diversidad de acrodomorfos (Orthoptera) en diferentes ambientes de los Humedales de Santa Lucía y el Parque Lecocq, Uruguay. En actas del IV Congreso Uruguayo de Zoología. CURE-Maldonado, Uruguay. P. 48 (Presentación oral)

ANEXO I: FOTOGRAFÍAS DE LAS ESPECIES DEL ÁREA PROTEGIDA HUMEDALES DE SANTA LUCÍA Y PARQUE LECOCQ

Para todas las figuras (salvo que se especifique). Imagen superior: adulto en vista lateral. Imagen inferior: cabeza y pronoto de ninfa en vista dorsal (estadio IV o V, en su mayoría). Escala: 1cm.

FAMILIA PROSCOPIIDAE – Subfamilia Proscopiinae

Orienscopia costulata (Burmeister 1880)



(A)

Orienscopia sanmartini Bentos-Pereira 2000



(B)

Familia Acrididae. Subfamilia Proscopiinae. A) *Orienscopia costulata* (macho y ninfa) y B) *Orienscopia sanmartini* (hembra y ninfa).

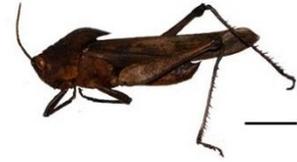
FAMILIA ROMALEIDAE – Subfamilia Romaleinae

Chromacris speciosa (Thunberg 1824)



(A)

Xyleus discoideus discoideus (Serville 1831)



(B)

Zoniopoda iheringi Pictet & Saussure 1887



(C)

Staleochlora viridicata orientalis
Roberts & Carbonell 1992



(D)

Familia Romaleidae. A) *Chromacris speciosa* (hembra y ninfa), B) *Xyleus discoideus discoideus* (macho y ninfa), C) *Zoniopoda iheringi* (macho y ninfa) y D) *Staleochlora viridicata orientalis* (hembra y ninfa).

FAMILIA ACRIDIDAE – Subfamilia Melanoplinae

Dichroplus elongatus Giglio Tos 1894



(A)

Dichroplus obscurus Bruner 1900



(B)

Dichroplus pratensis Bruner 1900



(C)

Dichroplus conspersus Bruner, 1900



(D)

Familia Acrididae, Subfamilia Melanoplinae. A) *Dichroplus elongatus* (hembra y ninfa), B) *Dichroplus obscurus* (hembra y ninfa), C) *Dichroplus pratensis* (hembra y ninfa) y D) *Dichroplus conspersus* (macho y ninfa).

Scotussa impudica Giglio Tos 1894



(E)

Scotussa lemniscata (Stål 1860)



(F)

Scotussa liebermanni Mesa & Zolessi 1968



(G)

Ronderosia bergi (Stål 1878)



(H)

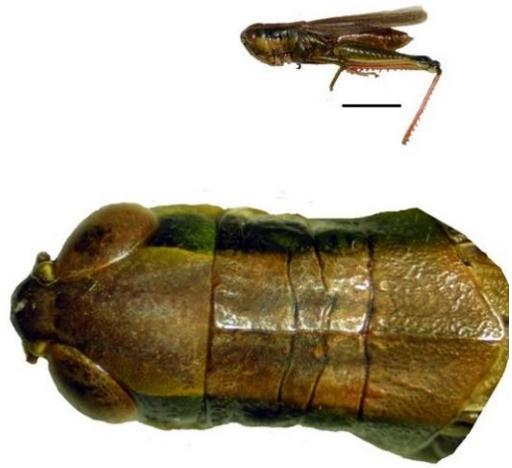
Familia Acrididae, Subfamilia Melanoplinae. E) *Scotussa impudica* (hembra y ninfa), F) *Scotussa lemniscata* (macho y ninfa), G) *Scotussa liebermanni* (hembra y ninfa), H) *Ronderosia bergi* (hembra y ninfa).

Leiotettix politus Rehn 1913



(I)

Leiotettix pulcher Rehn 1913

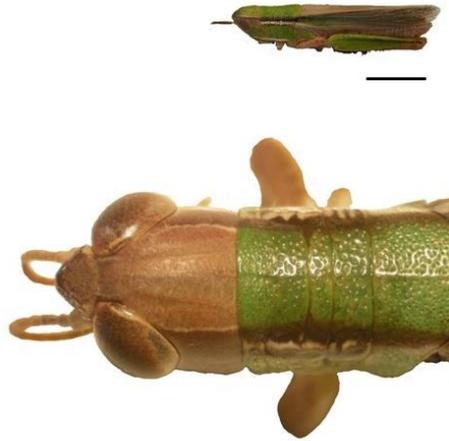


(J)

Familia Acrididae, Subfamilia Melanoplinae. I) *Leiotettix politus* (macho y ninfa) y J) *Leiotettix pulcher* (hembra). En esta especie la vista dorsal de cabeza y pronoto corresponde al adulto, ya que no se colectaron ejemplares juveniles.

FAMILIA ACRIDIDAE – Subfamilia Copiocerini

Aleuas lineatus Stål 1878



Familia Acrididae. Subfamilia Copiocerini. *Aleuas lineatus* (hembra y ninfa).

FAMILIA ACRIDIDAE – Subfamilia Acridinae

Allotruxalis gracilis (Gilio – Tos 1897)



(A)

Metaleptea adspersa (Blanchard 1845)



(B)

Familia Acrididae. Subfamilia Acridinae. Imagen inferior para ambas figuras: cabeza y pronoto del adulto. A) *Allotruxalis gracilis* (hembra) y B) *Metaleptea adspersa* (hembra imagen superior, macho imagen inferior).

FAMILIA ACRIDIDAE – Subfamilia Gomphocerinae

Amblytropidia australis Bruner 1904



(A)

Laplatacris dispar Rehn 1939



(B)

Orphulella punctata (De Geer 1773)



(C)

Sinipta dalmani (Stål 1860)



(D)

Familia Acrididae, Subfamilia Gomphocerinae. A) *Amblytropidia australis* (hembra y ninfa), B) *Laplatacris dispar* (hembra y ninfa), C) *Orphulella punctata* (macho y ninfa) y D) *Sinipta dalmani* (macho y ninfa).

Staurorhectus longicornis Giglio Tos 1897



Familia Acrididae, Subfamilia Gomphocerinae. *Staurorhectus longicornis* (macho y ninfa).

FAMILIA ACRIDIDAE – Subfamilia Leptysminae

Leptysma argentina Bruner 1906



(A)

Haroldgrantia lignosa Carbonell, Ronderos & Mesa 1967



(B)

Familia Acrididae. Subfamilia Leptysminae. A) *Leptysma argentina* (hembra y ninfa), B) *Haroldgrantia lignosa* (hembra) En esta especie la vista dorsal de cabeza y pronoto corresponde al adulto, ya que no se recolectaron ejemplares juveniles.

ANEXO II: DATOS SOBRE EL HÁBITAT DE LAS ESPECIES

Especie	Plantas huésped	Medio en el que habitan	Referencia
<i>Orienscopia costulata</i>	Gramíneas	Lugares altos como las laderas y cumbres de colinas y crestas y las orillas del Río de la Plata, donde es dominante. Se la encuentra habitualmente en praderas naturales, presentes en vegetación baja, principalmente en arbustos.	Bentos-Pereira 2000 Morelli & Casacuberta 2016
<i>Orienscopia sanmartini</i>	<i>Solidago sp.</i>	Sin datos	Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Chromacris speciosa</i>	Solanáceas: tabaco, papa, <i>Cestrum sp</i> , <i>Nicotiana sp</i> , <i>Solanum sp</i> , <i>Lycium cestroides</i> , Alfalfa	Prefieren zonas altas y húmedas con vegetación abundante, a orillas de cuerpos de agua o en campos con cobertura densa y alta. Con preferencias en praderas abiertas	Carbonell <i>et al.</i> 2006 Listre 2009 COPR 1982
<i>Staleochlora viridicata orientalis</i>	Mono y dicotiledóneas	Habita en praderas abiertas, lugares húmedos con vegetación herbácea (abundante y más bien de porte alto) y arbustos, a los costados de las carreteras y menos frecuentes en lugares secos. Con preferencias en áreas poco húmedas, con vegetación abierta y arenales	Silveira-Guido <i>et al.</i> 1958 Listre 2009 Martínez & Zerbino 2008 COPR 1982

<i>Xyleus d. discoideus</i>	Plantas cultivadas y ornamentales	Vive en lugares con árboles, y prefiere las formaciones vegetales con árboles bastante dispersos, en el caso de los bosques, sus bordes o claros. Es una de las pocas especies que ha logrado sobrevivir en parques y grandes jardines en ciudades y pueblos. Nunca lo he encontrado en la pradera o campos abiertos.	Carbonell 2004 Carbonell <i>et al.</i> 2006 COPR 1982
<i>Zoniopoda iheringi</i>	Dicotiledoneas	Prefieren zonas húmedas con vegetación abundante, a orillas de cuerpos de agua o en campos con cobertura densa y alta	Carbonell <i>et al.</i> 2006 Listre 2009
<i>Dichroplus elongatus</i>	Gramíneas y plantas de pasturas naturales, cultivos forrajeros, árboles frutales, viña, leguminosa cultivadas y silvestres, alfalfa, cereales, zanahoria, porotos, melón, olivos, especialmente en viveros, papas y otras plantas hortícolas	Prefieren ambientes húmedos. Muy asociadas a pasturas implantadas y sitios fuertemente alterados con abundancia de dicotiledóneas	Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Dichroplus conspersus</i>	Plantas cultivadas, no especificadas	Prefiere zonas de pasturas secas y vegetación baja. Es escasa donde predominan las tierras labradas y abundantes en terrenos dedicados a la ganadería.	Lorier <i>et al.</i> 2010 Silveira-Guido <i>et al.</i> 1958 Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Dichroplus obscurus</i>	Sin datos	Sin datos	

<i>Dichroplus pratensis</i>	Cereales, alfalfa, maíz, pasturas naturales y vegetación de pradera en general, cultivos hortícolas	Pradera con predominio de gramíneas. Prefiere lugares más bien altos y relativamente secos, con buena cobertura vegetal, pero en los años del brote resulta adaptable a una gran variedad de situaciones dentro del hábitat de la pradera, invadiendo por un lado las partes más secas y menos bien cubiertas donde se espera <i>D. conspersus</i> , y por otro los lugares bajos y húmedos donde <i>D. elongatus</i> generalmente se encuentra	Bentos y Lorier 1991 COPR 1982
<i>Leiotettix politus</i>	Sin datos	Sin datos	
<i>Leiotettix pulcher</i>	Gramíneas	Sin datos	Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Ronderosia bergi</i>	Dicotiledoneas, gramíneas, alfalfa, girasol, tabaco, maíz, pasto elefante	Puede encontrarse en praderas (plantas silvestres) y bordes de bosques	Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Scotussa impudica</i>	Sin datos	Sin datos	
<i>Scotussa liebermanni</i>		Bañados secos en verano e inundables en invierno, con mata densa y alta	Mesa y Zolessi 1968
<i>Scotussa lemniscata</i>	Mono y Dicotiledoneas, maíz y otras gramíneas, alfalfa y otras pasturas naturales	Pasturas naturales	Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Aleuas lineatus</i>	Gramíneas silvestres, maíz, alfalfa	Habita praderas, con preferencia lugares bajos y bastante húmedos, donde la vegetación de las gramíneas y Cyperaceae es bastante densa y alta. Incluso abundante en colinas y sierras, puede ser tolerante a ambientes más secos	Carbonell 2008 Lorier <i>et al.</i> 2010 Carbonell 1956

<i>Leptysma argentina</i>	<i>C. eragrostis</i> , <i>C. esculetus</i> , <i>C. hermaphroditus</i> . Musáceas (<i>Heliconia brasiliensis</i>), Tifáceas (<i>Typha domingensis</i>), Equisetáceas (<i>Equisetum giganteum</i>)	Vegetación de bañados y vera de cursos de agua	Bentos y Lorier 1991 Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Harolgrantia lignosa</i>	<i>Typha sp</i> , <i>Cortadeira selloana</i> , <i>Paspalum sp.</i> , <i>Eryngium sp.</i>	Ambientes acuáticos o semiacuáticos, , terrenos bajos anegables, muy húmedos con gramíneas de porte alto	Bentos & Lorier 1991 Turk & Alquino 1995
<i>Allotruxalis gracilis</i>	Polífago selectivo de gramíneas silvestres.	Se la encuentra en zonas bajas con gramíneas abundantes, húmedos, laderas y campos planos bien empastados o en terrenos pedregosos y altos.	Carbonell <i>et al.</i> 2006 Silveira-Guido <i>et al.</i> 1958 Martínez 2004
<i>Metaleptea adspersa</i>	Gramíneas	Praderas. Bordes de bañados y cursos de agua. Terrenos bajos y húmedos	Bentos y Lorier 1991 Carbonell <i>et al.</i> 2006
<i>Amblytropidia australis</i>	Gramíneas	Prefiere pasturas abundantes de porte alto, vive en pequeñas zonas bajas o medianamente bajas y protegidas. Es escasa en el hábitat de la pradera, pero más abundante entre las colinas, en lugares con vegetación mixta, y en claros de la pradera uruguaya	Carbonell <i>et al.</i> 2006 Silveira-Guido <i>et al.</i> 1958 COPR 1982
<i>Laplatacris dispar</i>	Gramíneas. <i>Melica</i> , <i>Bromus</i> , <i>Briza</i> , <i>Cynodon</i> y <i>Paspalum</i>	Se halla principalmente en zonas abrigadas y bajas, bien empastadas, valles de sierras, costados de las carreteras bien cubiertas, etc.	Carbonell <i>et al.</i> 2006 Ronderos <i>et al.</i> 1981 Silveira-Guido <i>et al.</i> 1958

<i>Orphulella punctata</i>	Gramíneas naturales y pasturas, tréboles, alfalfa, plantas ornamentales no especificadas.	Se la encuentra tanto en zonas altas como bajas, habiendo cierta inclinación de los adultos a trasladarse a las partes altas; pero son de preferencia los campos provistos de buen tapiz vegetal	Carbonell <i>et al.</i> 2006 COPR 1982
<i>Sinipta dalmani</i>	Gramíneas	Praderas naturales. Principalmente localizada en zonas bajas, abrigadas, bien empastadas, también en campos planos con abundante tapiz vegetal.	Carbonell <i>et al.</i> 2006 Silveira-Guido <i>et al.</i> 1958
<i>Staurorhectus longicornis</i>	Gramíneas. Mijo y otras gramíneas cultivadas	Praderas. Bordes de bañados y cursos de agua. Dominante en pastizales con pasto estrella	Pocco <i>et al.</i> 2010 Carbonell <i>et al.</i> 2006