

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO



TESIS DOCTORAL

“Estructura y dinámica de las poblaciones acuáticas de Coleoptera
(Insecta) en ambientes con hidroperíodos diferentes de Corrientes,
Argentina”

Lic. María Constanza Gómez Lutz

Director: Dr. Arturo I. Kehr

Co-directora: Dra. Liliana A. Fernández

2014

TESIS DOCTORAL

Para optar por el Título de Doctor en Ciencias Naturales
de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo –
Universidad Nacional de La Plata

“Estructura y dinámica de las poblaciones acuáticas de
Coleoptera (Insecta) en ambientes con hidroperíodos
diferentes de Corrientes, Argentina”

Lic. Gómez Lutz, María Constanza

2014

Hay un relato, quizás apócrifo, que cuenta que el distinguido biólogo inglés J. B. S. Haldane se encontraba en compañía de un grupo de teólogos. Al preguntársele a qué conclusión se podía llegar acerca de la naturaleza del Creador a partir del estudio de su creación se dice que Haldane contestó: «Una inmoderada afición por los escarabajos».

G.E Hutchinson, 1959

CONTENIDOS

Índice general	I
Índice de figuras y tablas	V
Agradecimientos	VIII
Resumen	X
Abstract	XIII

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

Marco teórico.....	2
Los Humedales. Importancia y problemática, con énfasis en la Argentina	2
Importancia del Orden Coleóptera (Insecta) en los sistemas acuáticos.....	5
Los coleópteros acuáticos y sus implicancias como indicadores biológicos de los ecosistemas acuáticos. Importancia para su conservación.....	6
Situación actual del estudio del Orden Coleoptera en la Argentina	7
Objetivos.....	8
Objetivo general	8
Objetivos particulares	8
Material y Métodos.....	9
Área de estudio	9
Sitios de estudio.....	12
Ambientes permanentes.....	12
Ambientes temporarios.....	14
Diseño experimental y procedimiento analítico	18
Ambientes permanentes.....	18
Ambientes temporarios.....	20
Características fisicoquímicas y ambientales	20
Trabajo de laboratorio	22
Bibliografía.....	24

CAPÍTULO II. COLEOPTEROS ACUÁTICOS: CARACTERÍSTICAS Y TAXONES REGISTRADOS

Introducción.....	32
Material y Métodos.....	37
Resultados.....	37
Discusión	47
Familia Gyrinidae	47
Familia Haliplidae	48
Familia Noteridae	48
Familia Dytiscidae.....	50
Familia Dryopidae	53
Familia Hydrochidae	53
Familia Hydrophilidae.....	54
Familia Limnichidae.....	56
Familia Epimetopidae.....	56
Bibliografía.....	57

CAPÍTULO III. DISPOSICIÓN ESPACIAL, VARIACIÓN TEMPORAL Y PREFERENCIA DE MICROHABITATS EN AMBIENTES PERMANENTES

Introducción.....	64
Material y Métodos.....	66
Metodología estadística	66
Métodos utilizados en la disposición espacial.....	67
Preferencia y especificidad en la utilización de microhabitats.....	68
Resultados.....	69
Laguna Tendalero	69
Abundancia y variación temporal.....	69
Disposición espacial	70
Preferencia y especificidad de microhabitats	79
Laguna Don Luis	82
Abundancia y variación temporal.....	82
Disposición espacial	83
Preferencia y especificidad de microhabitats	87

Discusión	87
Bibliografía.....	97

CAPÍTULO IV. ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE LAS COMUNIDADES

Introducción.....	103
Material y Métodos.....	106
Área de estudio	106
Metodología estadística	106
Ambientes temporarios.....	106
Métodos para evaluar la riqueza y la diversidad.	106
Relación entre las diferentes variables analizadas.....	108
Especies pioneras en ambientes temporarios.....	108
Asociación y covariación de especies	108
Ambientes permanentes.....	109
Métodos utilizados para evaluar la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies	109
Caracterización de la comunidad.....	110
Asociación y covariación de especies	111
Similitud de especies entre ambientes permanentes.....	111
Resultados.....	112
Ambientes temporarios.....	112
Métodos para evaluar la riqueza y la diversidad.	112
Relación entre las diferentes variables analizadas.....	118
Especies pioneras en ambientes temporarios.....	121
Asociación y covariación de especies	126
Ambientes permanentes.....	130
Laguna Tendalero	134
Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies	134
Caracterización de la comunidad.....	137
Asociación y covariación de especies	140
Laguna Don Luís	143
Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies	143

Caracterización de la comunidad.....	145
Asociación y covariación de especies	148
Similitud de especies entre ambientes permanentes.....	148
Discusión	151
Ambientes temporarios.....	151
Métodos para evaluar la riqueza y la diversidad.	151
Relación entre las diferentes variables analizadas.....	152
Especies pioneras en ambientes temporarios.....	154
Asociación y covariación de especies	155
Ambientes permanentes.....	156
Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies	156
Caracterización de la comunidad.....	159
Asociación y covariación de especies	159
Similitud de especies entre ambientes permanentes.....	162
Bibliografía.....	163
Anexo I.....	173

CAPÍTULO V. DISCUSIÓN GENERAL

Discusión	178
Bibliografía.....	184

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES

Conclusiones.....	188
-------------------	-----

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL

Figura n°

1. Ubicación del área de estudio	4
2. Mapa con la ubicación de los ambientes permanentes	10
3. Fotografía de la laguna Tendalero	13
4. Fotografía de la laguna Don Luis	14
5. Imagen satelital con la ubicación de los ambientes temporarios.....	15
6. Fotografía de los charcos temporarios Nro. 1, 2, 3 y 5.	17
7. Fotografía de los charcos Nro. 6, 7 y 8.....	19
8. Fotografía del trabajo de campo	21
9. Fotografía del trabajo en el laboratorio	23

CAPÍTULO II: COLEÓPTEROS ACUÁTICOS: CARACTERÍSTICAS Y TAXONES REGISTRADOS

Tabla n°

1. Porcentaje de géneros y especies por familia de coleópteros acuáticos.....	38
---	----

CAPÍTULO III: DISPOSICIÓN ESPACIAL, VARIACIÓN TEMPORAL Y PREFERENCIA DE MICROHABITATS EN AMBIENTES PERMANENTES

Figura n°

1. Abundancia de especies en la laguna Tendalero	70
2. Dinámica anual de la abundancia de cada una de las especies.....	71
3. Dinámica anual de la abundancia de cada una de las especies.....	72
4. Dinámica anual de la abundancia de cada una de las especies.....	73
5. Dinámica anual de la abundancia de cada una de las especies.....	74
6. Abundancia de especies en la laguna Don Luis.	82

Tabla n°

1. Resumen de la disposición espacial en la laguna Tendalero	75
2. Test de K proporciones para los microhabitats en la laguna Tendalero.....	80
3. Test de Z para dos proporciones en la laguna Tendalero	81
4. Resumen de la disposición espacial en la laguna Don Luis.....	84

CAPÍTULO IV: ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE LAS COMUNIDADES**Figura n°**

1. Porcentaje de especies por familia en los ambientes temporarios	115
2. Abundancia de las principales especies en el charco Nro. 1	122
3. Abundancia de las principales especies en el charco Nro. 2	123
4. Abundancia de las principales especies en el charco Nro. 5	124
5. Abundancia de las principales especies en el charco Nro. 6	124
6. Abundancia de las principales especies en el charco Nro. 7	125
7. Abundancia de especies en cada uno de los charcos	126
8. Porcentaje de especies por familia en la laguna Tendalero	134
9. Porcentaje de abundancia de especies por estación en la laguna Tendalero	135
10. Resultado del ACP para las especies de la laguna Tendalero	139
11. Porcentaje de especies por familia en la laguna Don Luís.....	143
12. Porcentaje de abundancia de especies por estación en la laguna Don Luís.....	144
13. Resultado del ACP para las especies de la laguna Don Luis.....	147

Tabla n°

1. Listado de especies colectadas en los ambientes temporarios.....	113
2. Variables estimadas en los ambientes temporarios.....	115
3. Método de rarefacción para las especies de los ambientes temporarios	117
4. Test de Kruskal-Wallis para los ambientes temporarios	118
5. Correlación de Pearson para el charco Nro. 1	118
6. Correlación de Pearson para el charco Nro. 2	119
7. Correlación de Pearson para el charco Nro. 5	120
8. Correlación de Pearson para el charco Nro. 6	120

9. Correlación de Pearson para el charco Nro. 7	121
10. Listado de especies más comunes en los ambientes temporarios	122
11. Asociación (Jaccard) para los ambientes temporarios	128
12. Covariación (Spearman) para los ambientes temporarios	129
13. Listado de especies colectadas en los ambientes permanentes.....	130
14. Método de rarefacción para las especies de la laguna Tendalero	136
15. Test de Kruskal-Wallis para los ambientes permanentes	136
16. Test de Dunn / Bonferroni en la laguna Tendalero	137
17. Riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad en la laguna Tendalero	137
18. Modelos de ranking-abundancia de las especies de la laguna Tendalero	138
19. Varianza acumulada del ACP en la laguna Tendalero	139
20. Coeficiente de las variables analizadas en el ACP (laguna Tendalero)	139
21. Covariación (Spearman) para la laguna Tendalero	141
22. Asociación (Jaccard) para la laguna Tendalero	142
23. Método de rarefacción para las especies de la laguna Don Luís	144
24. Test de Dunn/Bonferroni en la laguna Don Luís	145
25. Riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad en la laguna Don Luís.....	146
26. Modelos de ranking-abundancia de las especies de la laguna Don Luís	146
27. Varianza acumulada del ACP en la laguna Don Luís.....	147
28. Coeficiente de las variables analizadas en el ACP (laguna Don Luís).....	147
29. Covariación (Spearman) para la laguna Don Luís	149
30. Asociación (Jaccard) para la laguna Don Luís	150

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas las personas que de una u otra manera fueron participes en el desarrollo de esta Tesis Doctoral y a todas las personas que siempre estuvieron dándome ánimos, sacándome una sonrisa y ayudándome a lo largo de todo este proceso.

A mis padres, por todo... por la vida, la educación que me dieron, por haberme permitido estudiar y llegar hasta acá...

A mi director el Dr. Arturo I. Kehr, por abrirme las puertas y darme la posibilidad de unirme a trabajar en su grupo, por su paciencia, dedicación y tiempo. Por enseñarme a formarme como profesional y como persona. Por sus constantes preocupaciones y entretenidas charlas.

A mi codirectora la Dra. Liliana A. Fernández por aceptarme como becaria, transmitirme todos sus conocimientos en lo que respecta a coleópteros acuáticos, por su compromiso, paciencia, horas de enseñanza y sobre todo por su incondicional buena onda y amabilidad.

Al Dr. Juan José Neiff y Dr. Oscar Orfeo, autoridades del Centro de Ecología Aplicada del Litoral, por permitirme desarrollar mi Tesis Doctoral en esta institución.

A todo el personal del Centro de Ecología Aplicada del Litoral, investigadores, técnicos, personal de apoyo, becarios con quienes compartí todos estos años.

A todas las personas que me acompañaron en las salidas de campo: Don Pedro Medina, Casimiro “Lolo” Roberto, Miguel Solari; Pablo Bertoni, Arturo Kehr, Cecilia Lezcano; Rodrigo Cajade, Virginia Fernández, Federico Arce, Agustín Floriano y a mi papa.

A mis compañeros de trabajo que me ayudaron con consejos, bibliografía o su experiencia: Valeria Gómez, Virginia Fernández, Marta Dure y Eduardo Schaefer.

A los que compartieron conmigo el día a día en el CECOAL, por todos los almuerzos y debates: Luciana Gallardo, Verónica Espíndola, Belén Lara, Juan Manuel Robledo, Silvina Contreras y Federico Arce.

Especialmente a Verónica Espíndola y Silvina Contreras, quienes además de compartir el mate de todos los días, almuerzos y charlas me ayudaron muchísimo en todo este aporte.

A Alvaro, por su paciencia, consejos y ayuda en todo lo que respecta a el ámbito profesional pero principalmente por el día a día y por el amor de tantos años.

A mis amigos Romina Canzoneri y Javier López Soto quienes me facilitaban trámites en la Ciudad de La Plata y que incondicionalmente me esperaban y hacían que en cada viaje me sienta como en casa.

A mi mamá, por haber compartido conmigo su espacio físico de lugar de trabajo, por prestarme el auto cada vez que necesitaba ir al campo y por su inagotable paciencia.

A la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata, por permitirme llevar adelante este proyecto y alcanzar la formación de posgrado.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por otorgarme las becas que permitieron financiar esta Tesis Doctoral.

Muchas gracias a todos...

RESUMEN

Se describe y compara la estructura y dinámica de las poblaciones de coleópteros acuáticos en ambientes con diferentes hidroperíodos de la provincia de Corrientes (Argentina). El objetivo general de este trabajo fue evaluar la influencia del hábitat y microhábitat sobre la variación espacial y temporal de las comunidades acuáticas de coleópteros de los alrededores de la ciudad de Corrientes.

En el diseño se estudiaron lagunas permanentes características de la zona y charcos temporarios formados como consecuencia de la acumulación de agua en zona deprimidas del terreno producto de las precipitaciones del área. Los dos ambientes de carácter permanente analizados fueron diferentes en cuanto a la composición de macrófitas acuáticas en su superficie. Los muestreos en los ambientes permanentes fueron llevados a cabo cada 15 días durante un periodo de un año, desde octubre de 2010 hasta octubre de 2011. Las muestras fueron tomadas con una red con armazón (“copo”) de 30 cm de diámetro y apertura de malla de 350 μm , sostenida por un mango de 120 cm de largo. Las muestras extraídas se fijaron “in situ” con formol al 5% debido a la cantidad de materia orgánica, restos de plantas y/u otros organismos que éstas contenían. Posteriormente fueron trasladadas al laboratorio para su separación e identificación, y luego conservadas en alcohol 70%.

En los ambientes temporarios, los muestreos fueron realizados con una frecuencia de 48 horas (a partir de las 24 horas de la primera lluvia) entre los meses de abril y mayo de 2010 y en octubre del mismo año. Las muestras fueron recolectadas con un copo de 30 cm de diámetro y 350 μm de apertura de malla o un colador o copo de mano de 30 cm de diámetro y 350 μm dependiendo de las características del charco. Los ejemplares recolectados fueron colocados en bandejas con fondo blanco, posteriormente depositados en bolsas plásticas y trasladadas al laboratorio para su posterior separación e identificación taxonómica. Las muestras fueron etiquetadas y conservadas en frascos con alcohol 70%.

Se realizó un listado faunístico con las familias, géneros y especies de coleópteros acuáticos registradas en este estudio, con esos datos se ampliaron las distribuciones de muchos grupos.

A nivel poblacional, se estimó la variación temporal, la disposición espacial (a partir de la relación varianza/media, la distribución de probabilidad y los ajustes que se hicieron a través de la aplicación del test de X^2 (Chi cuadrado)), y la preferencia de microhabitats (con el Test de Kruskal-Wallis) de 12 especies de coleópteros acuáticos (*Haliplus indistinctus*, *Pachydrus globosus*, *Hydrocanthus sharpi*, *Hydrocanthus debilis*, *Suphisellus nigrinus*, *Enochrus vulgaris*, *Derallus angustus*, *Tropisternus collaris*, *T. ovalis*, *T. laevis*, *T. lateralis limbatus* y *T. longispina*).

A nivel de comunidades, tanto en ambientes temporarios como en permanentes se estimó la abundancia, riqueza y la diversidad (Índice de Shannon y Wiener). Para los ambientes temporarios, además se estimó la relación entre diferentes variables (temperatura del agua, profundidad, superficie (m²), diversidad y riqueza) a partir de un análisis de correlación de Pearson. Se identificaron las especies pioneras y las asociaciones y covariaciones interespecíficas en cada uno de los charcos.

En los ambientes permanentes se utilizó como otro descriptivo de la comunidad al Índice de equitatividad. Con los datos de abundancia de especie se caracterizó a las comunidades por estaciones en base a los tres modelos clásicos de ranking-abundancia (varilla quebrada, logarítmico y geométrico). Se calcularon las asociaciones y covariaciones interespecíficas en cada laguna. Finalmente la similaridad de especies entre ambas lagunas permanentes se llevó a cabo con el Índice de Sorensen.

En este estudio se registraron 125 especies de coleópteros acuáticos, agrupados en 42 géneros y 9 familias. Se mencionan por primera vez para la provincia de Corrientes las familias Haliplidae (*Haliplus indistinctus*), Dryopidae (con los géneros *Onopelmus* y *Pelonomus*) y Epimetopidae (con el género *Epimetopus*). Con respecto a Hydrophilidae, se menciona por primera vez a *Phaenonotum*, junto con tres especies de *Enochrus* (*E. brevisculus*, *E. variegatus* y *E. melanthus*) y una especie de *Helochares* (*H. abbreviatus*). Dentro de la Familia Dytiscidae también son aportes nuevos para la provincia *Rhantus signatus signatus*, *Copelatus longicornis*, *Copelatus alternatus* y *Pachydrus globosus*. Las familias Dytiscidae, Hydrophilidae y Noteridae fueron las más abundantes en cuanto a número de géneros y especies.

La dinámica temporal indica que la primavera fue la estación del año con mayor variabilidad y en donde se registraron los valores más elevados de abundancia de especies.

La disposición espacial que se registró con mayor frecuencia en las dos lagunas permanentes fue la agregada. Únicamente en *Hydrocanthus debilis* y *Haliphus indistinctus* predominó la disposición al azar.

Los microhábitats conformados por plantas acuáticas (*Limnobium laevigatum* e *Hydrocleys nymphoides*) fueron los más seleccionados por las especies de coleópteros estudiadas y en donde se registraron los valores más elevados de abundancia.

En los ambientes temporarios, la riqueza específica fue similar a la registrada en ambientes permanentes. El hidropériodo y el sustrato del terreno son las variables que más influyen sobre la estructura y dinámica de las poblaciones de coleópteros acuáticos en los ambientes temporarios.

Dentro de los ambientes permanentes la laguna con características heterogéneas en lo que respecta al sustrato vegetal, presentó la mayor abundancia. La riqueza fue similar en ambos sitios aunque la diversidad presentó diferencias significativas a lo largo del año.

Las comunidades de los ambientes permanentes estudiadas a lo largo de las diferentes estaciones del año se ajustaron en su mayoría al modelo logarítmico. Por otra parte, las asociaciones interespecíficas elevadas se registraron principalmente en la laguna con características heterogéneas, mientras que en la laguna más homogénea predominaron asociaciones interespecíficas más laxas.

La similaridad de especies para las lagunas permanentes indicó que si bien compartieron un cierto número de especies (70%), cada una se caracterizó por la presencia de fauna particular.

En general, los ambientes permanentes fueron más abundantes, ricos y diversos. El rol de las macrófitas acuáticas es destacable ya que modifican la estructura de las comunidades e influyen sobre la disposición espacial de las mismas en el sitio.

A partir de lo mencionado, podemos remarcar que para muchas especies de coleópteros acuáticos, el ambiente y las condiciones ecológicas son determinantes e influyen directamente en su abundancia, riqueza, diversidad y permanencia en el tiempo.

ABSTRACT

The structure and dynamics of populations of aquatic Coleoptera were described and compared in different hydroperiods environments in Corrientes province (Argentina). The overall aim of this study was to evaluate the influence of habitat and microhabitat on the spatial and temporal variation of beetles in aquatic communities around Corrientes City.

This study was performed in permanent ponds characteristics of the area and temporary ponds, formed as a result of rainfall water accumulation in depressed area.

The permanent ponds were different in terms of the composition of aquatic macrophytes on the surface.

Permanent environment samples were recollected every 15 days during the period of one year, from October 2010 to October 2011. Samples were taken with a hand net (mesh size 300 μm , diameter 30 cm), supported by a handle of 120 cm long. These were fixed in situ in formaldehyde 5 % due to the amount of organic matter, plant debris and / or other organisms that they contained. Then the samples were transferred to the laboratory for separation, identification, and they were stored in 70% ethanol. In temporary environments, sampling was conducted with a frequency of 48 hours (24 hours after the first rain) between April -May 2010 and October 2010. The samples were collected with a hand net (mesh size 350 μm , diameter 30 cm) or with a strainer of 30 cm in diameter and 350 microns depending on the characteristics of the pond. The collected specimens were placed in trays with white background, subsequently deposited in plastic bags and transported to the laboratory for taxonomic identification and separation. The samples were labeled and stored in jars with 70% alcohol.

A faunistic study was conducted with the families, genera and species of aquatic coleoptera recorded in this study, and with these data, the distributions of many groups were extended.

The population level was estimated with the temporal variation, the spatial disposition (from the variance / mean ratio, the probability distribution and adjustments made through the application of the test of X^2 (Chi square)), and microhabitat preference (with the Kruskal-Wallis test) of 12 species of aquatic Coleoptera (*Haliphus indistinctus*, *Pachydrus globosus*, *Hydrocanthus sharpi*, *Hydrocanthus debilis*, *Suphisellus nigrinus*,

Enochrus vulgaris, *Derallus angustus*, *Tropisternus collaris*, *T. ovalis*, *T. laevis*, *T. lateralis limbatus* y *T. longispina*).

At the community level, the abundance species richness and diversity (Shannon and Wiener Index) were calculated were for both temporary and permanent environments. Also, for temporary environments, the relationship between different variables (water temperature, depth, size (m²), diversity and richness) was estimated by the Pearson correlation analysis. Pioneer species and interspecific associations and covariates in each of the pounds were identified.

In permanent environments the evenness index was used to describe the community. With the species abundance data, the communities were characterized at three classic models of rank-abundance (broken strike, logarithmic and geometric). Interspecific associations and covariates in each pond were calculated. Finally, the species similarity between two permanent ponds was analyzed with the Sorensen index.

A total of 125 species of Coleoptera, included in 42 genera and 9 families, were identified in this study. Haliplidae (*Haliphus indistinctus*), Epimetopidae (with *Epimetopus* genera) and Dryopidae families (with *Onopelmus* and *Pelonomus* genera) were cited for first time in the Corrientes Province.

Other new records for Corrientes Province were found: for Hydrophilidae, *Phaenonotum* and three species of *Enochrus* (*E. brevisculus*, *E. variegatus* and *E. melanthus*) and one of *Helochares* (*H. abbreviatus*). For Dytiscidae, *Rhantus signatus signatus*, *Copelatus longicornis*, *Copelatus alternatus* and *Pachydrus globosus*. The Dytiscidae, Noteridae and Hydrophilidae families were the most abundant with regards to the number of genera and species.

The temporal dynamic showed that spring was the season with more variability and highest species abundance values.

The spatial disposition which occurred with greater frequency in the two permanent ponds was added. Only for *Hydrocanthus debilis* and *Haliphus indistinctus* the random arrangement predominated.

Microhabitats comprised of aquatic plants (*Limnobium laevigatum* and *Hydrocleys nymphoides*) were the most selected by the species of Coleoptera studied and accounted for the highest abundance values.

In temporary environments, species richness was similar to that recorded in permanent environments. The hydroperiod and substrate variables were the most influenced the structure and dynamics of populations of aquatic beetles in temporary environments.

Within the permanent environments, the heterogeneous pond was the most abundant respect to the vegetable substrate characteristics. The richness was similar in both sites while the diversity showed significant differences along the year.

The communities studied of the permanents environments among different seasons mostly adjusted to logarithmic model. Moreover, the high interspecific associations were mainly recorded in the pond with heterogeneous characteristics; while in the more homogeneous pond, more lax interspecific actions predominated.

The species similarity of permanent ponds indicated that although they share in a number of species (70%), each one is characterized by the presence of particular fauna.

In general, permanent environment were more abundant, rich, and diverse. The role of aquatic macrophytes is remarkable because it modifies the community structure and influences the spatial disposition of the same on the site.

From the data, it is concluded that for many species of water beetles, environment and ecological conditions are critical and directly influence their abundance, richness, diversity and permanence in time.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

MARCO TEÓRICO GENERAL

Los Humedales. Importancia y problemática, con énfasis en la Argentina.

Aproximadamente el 70% del planeta Tierra se encuentra cubierto por un manto de agua que aunque parezca un recurso ilimitado, solamente el 3% del total es agua dulce y apta para el consumo y necesidades humanas (Canevari *et al.*, 1998). El agua es el elemento básico e indispensable de los humedales. Estos sitios conforman diferentes ecosistemas y albergan una gran diversidad biológica; brindan beneficios tales como abastecimiento de agua y otros productos (frutas, peces, forrajes, etc.), control de inundaciones, reposición de aguas subterráneas, estabilización de costas, protección contra tormentas, retención y exportación de sedimentos y nutrientes, retención de contaminantes, mitigación del cambio climático, depuración de las aguas, además son una importante fuente de recreación y turismo, como así también para la educación y la investigación (Benzaquén *et al.*, 2013).

Actualmente el término “HUMEDAL” comenzó a tener mucho interés debido a las necesidades de conservación. A pesar de parecer sitios estables y difíciles de modificar, se estiman pérdidas del 50 % en el mundo y en algunos sitios hasta del 90% (Dugan, 1993). Diversos son los conceptos que existen sobre el término humedal y no existe consenso alguno sobre una definición universal del término (Brinson, 2004). En esta Tesis se sigue la adoptada por la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas, o Convenio de RAMSAR que dice que son “extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluyendo las extensiones de aguas marinas cuya profundidad, durante la marea baja, no exceda de seis metros”.

Sudamérica se caracteriza por la gran extensión que ocupan las tierras inundables y anegables, las cuales son las más extensas de la biosfera, considerando el desarrollo de las masas continentales (Neiff, 2004).

La Argentina se encuentra ubicada en el extremo meridional de América del Sur, con 2.791.810 km² (Fig. 1), teniendo una gran diversidad ambiental y climática resultante de la gran extensión y ubicación del territorio, la diversidad de relieves y las consecuentes variaciones de humedad y temperatura determinan regímenes hídricos

muy variados (Calcagno *et al.*, 2000). Los humedales en la Argentina ocupan grandes extensiones, aproximadamente cubren el 23% de la superficie (Kandus *et al.*, 2008). Se estima que dispone de una elevada oferta hídrica media anual por habitante, de aproximadamente 28.739 m³/hab. y una extracción actual de 1.043 m³/hab.(Gleik, 1993). A pesar de la importante oferta global de agua que se observa en muchas regiones de nuestro país, existen sitios como las zonas áridas del noroeste y de la Patagonia en donde el agua es un recurso limitado, lo que muchas veces provoca grandes desbalances entre la demanda y la disponibilidad (Carnevari *et al.*, 1998; Calcagno *et al.*, 2000).

La provincia de Corrientes, se sitúa en el NE de la República Argentina, abarcando 88.199 km², lo que representa el 3,2% del territorio nacional, y tiene una red de humedales compuesta por esteros, embalsados, bañados, malezales y lagunas, que ocupan 16.000 km² de la superficie total. Enmarcada por los paralelos 28° 39' 36" S y 57° 37' 48" O, es como una isla dentro de la Mesopotamia; al norte y oeste se encuentra limitada con el Río Paraná y al este con el Río Uruguay; al sur los Ríos Mocoretá y Guarquiraró y un sector de frontera seca la separan de la provincia de Entre Ríos, y al noreste los arroyos Itaembé y Chimiray y una breve extensión de frontera seca la delimitan de la provincia de Misiones (Herbst y Santa Cruz, 1999; Acosta *et al.*, 2009). En la provincia de Corrientes, el cultivo anual de mayor importancia geográfica es el arroz bajo riego, cultivándose en toda la extensión de la provincia. Se estima que aproximadamente 86.000 hectáreas de la provincia están sembradas con este cereal (Begenisic, 1998). Por lo mencionado, nos encontramos ante una provincia en donde abundan los cuerpos de agua, de carácter lótico, léntico, permanentes, temporales y artificiales, aunque sin embargo, los estudios sobre la diversidad de estos ambientes son escasos, a lo cual habría que considerar la creciente pérdida en los ambientes acuáticos debido principalmente a la degradación ambiental, la contaminación y la creciente apropiación del agua para diferentes usos humanos en toda la región (Canevari *et al.*, 1998).

El aumento de la población humana, con el creciente desarrollo de la economía y los múltiples factores que esto conlleva, como ser el desarrollo de la infraestructura, deforestación, erosión, contaminación de las aguas, la utilización de las tierras para diferentes usos (agrícola, ganadero, forestal y/o urbano), introducción de especies exóticas, entre muchos otros factores, provocan el deterioro o pérdida de estos

ambientes (Benzaquén *et al.*, 2013). Puntualmente se estima que los humedales presentan niveles de degradación y pérdidas más rápidas que las de otros ecosistemas (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005). De acuerdo al Informe sobre la gestión del agua (Calcagno *et al.*, 2000), la Argentina no se encuentra exenta a estos problemas, existiendo una amenaza creciente en lo que respecta a la sostenibilidad de las aguas superficiales y subterráneas, debido a las prácticas agrícolas no conservacionistas, a la deforestación, al uso de agroquímicos y los cambios en el uso del suelo, particularmente la urbanización, que perturban el balance hídrico y las condiciones de calidad de las fuentes.

Al ser un país muy extenso en superficie y muy variado en ecosistemas, numerosos lugares están deteriorándose y la información que se conoce de algunos de ellos es escasa o nula. Los humedales brindan a la sociedad una gran variedad de servicios, ya que son sistemas altamente productivos y contienen una gran diversidad, por lo que para la sociedad deberían presentar una preocupación y empezar a ser utilizados sustentablemente y manejados adecuadamente para así poder conservarlos en el tiempo.

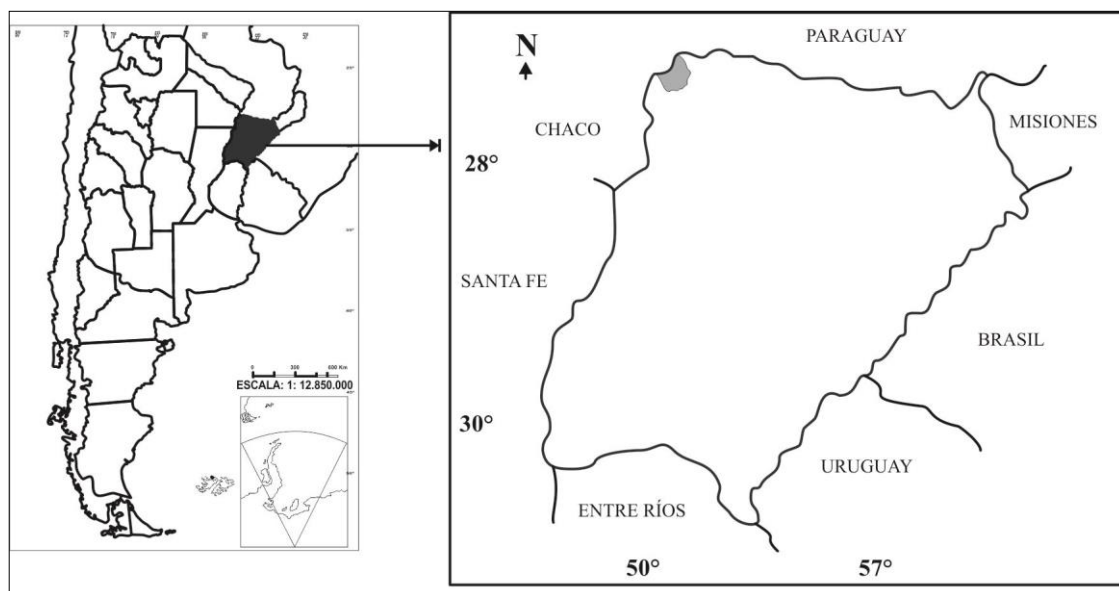


Fig 1: Mapa de ubicación del área de estudio, provincia de Corrientes, Argentina: límites extremos: Norte 21°46'S y 66°13'O; Sur: 55°58'S y 67°16'O; Este 26°15'S y 53°38'O; y al Oeste 49°33'S y 73°35'O. Superficie total: 3.791.274 km²; Porción sudamericana: 2.791.810 km² y el territorio antártico: 969.464 km².

Importancia del Orden Coleóptera (Insecta) en los sistemas acuáticos.

Los coleópteros acuáticos, son los principales componentes de las comunidades de insectos junto con los dípteros y los heterópteros. Ocupan un amplio espectro de hábitats acuáticos y semi-acuáticos, que van desde aguas continentales hasta sectores litorales o de marismas. Todos los cuerpos de aguas continentales constituyen hábitats favorables para los coleópteros acuáticos donde forman parte de las comunidades de lagos, lagunas, ríos, arroyos, aguas subterráneas, charcos temporarios, fitotelmata, etc. Se los encuentra en casi todo tipo de agua continental, salvo en partes muy profundas de lagos y ambientes muy pobres de oxígeno o contaminados (Archangelsky *et al.*, 2009).

Estos insectos participan en múltiples cadenas tróficas, donde actúan como depredadores, detritívoros, carroñeros, herbívoros o comedores de perifiton. Muchos de ellos también son parte de la dieta alimentaria de otros organismos, como peces, aves, anfibios u otros insectos (Trémouilles *et al.*, 1995; Archangelsky *et al.*, 2009). Constituyen un grupo muy útil para evaluar la biodiversidad debido al gran número de especies que incluye, a que colonizan diferentes tipos de hábitats y a que su presencia en los limnótopos ocurre durante todo el año. Por lo dicho anteriormente, algunos autores los utilizan como indicadores de la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos (Ribera y Foster, 1993; Millán *et al.*, 2001; Sánchez-Fernández *et al.*, 2004, 2006; Miserendino y Archangelsky, 2006).

Jäch (1998) distingue seis grupos ecológicos de escarabajos de agua: 1) coleópteros acuáticos “verdaderos”, donde los adultos son acuáticos prácticamente toda su vida; 2) coleópteros acuáticos “falsos”, donde únicamente las larvas son acuáticas, mientras que los adultos son terrestres; 3) Coleópteros acuáticos fitófagos, que son aquellos que viven asociados a plantas acuáticas, las cuales son su verdadero hábitat; 4) coleópteros acuáticos parásitos, que viven dentro de un animal anfibio o acuático; 5) coleópteros acuáticos facultativos, que incluyen aquellas familias en las que casi todas sus especies son terrestres y solo ocasionalmente algunas de ellas se sumergen en el agua en busca de alimento, refugio u otra actividad y 6) coleópteros riparios, que son escarabajos que viven cerca de la orilla del limnótopo. En todos estos grupos, generalmente el estadio de pupa se desarrolla en el suelo húmedo, cerca del agua.

El presente estudio se desarrolla considerando el estado adulto o imago de las siguientes familias de “coleópteros acuáticos verdaderos”: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dryopidae, Epimetopidae, Hydrochidae e Hydrophilidae,

incluyendo también a la familia Limnichidae como representante de “coleópteros riparios”.

Los coleópteros acuáticos y sus implicancias como indicadores biológicos de los ecosistemas acuáticos. Importancia para su conservación.

Como se comentó anteriormente a medida que pasa el tiempo el deterioro y pérdida de la calidad del agua es evidente. Este conflicto acarrea muchos otros problemas, algunos de carácter irreversible como ser una elevada aceleración de la tasa de extinción de especies asociadas principalmente a las actividades humanas, lo cual implica grandes pérdidas de la información biológica a un ritmo muy elevado (May *et al.*, 1995; Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005b). Se estima que en los sistemas de agua dulce las tasas de pérdidas de biodiversidad son mucho más elevadas que en otros ecosistemas (Allan y Flecker, 1993; Master *et al.*, 1998; Ricciardi y Rasmussen, 1999; Saunders *et al.*, 2002; Darwall y Vié, 2005). Todos los cambios y/o perturbaciones que ocurren a nivel de comunidades y ecosistema se denominan cambios en la “salud ecológica”, que pueden ser de diferente magnitud y afectar a la comunidad entera cuando las perturbaciones son muy grandes o solo a pocos individuos cuando estas perturbaciones son de menor escala (Prat *et al.*, 2009).

Estas perturbaciones primeramente fueron evaluadas a partir de análisis fisicoquímicos del agua y desde hace algunas décadas algunos investigadores comenzaron a utilizar a los macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos sobre todo en los sitios en donde la fauna acuática se encuentra bien estudiada. De acuerdo a Bonada *et al.*, (2006), algunas de las características más importantes que presentan estos organismos son una amplia distribución, tanto geográfica como a la utilización de hábitats se refiere, y la alta riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a gradientes ambientales. Los escarabajos acuáticos siempre estuvieron en debate por si reflejan o no las perturbaciones del medio y si sería adecuada su utilización como bioindicadores (Ribera y Foster, 1993). Los coleópteros se caracterizan por tener una alta riqueza de especies y por la capacidad de habitar prácticamente todos los tipos de hábitat de agua dulce y salobre, lo que le da una gran importancia dentro de los macroinvertebrados acuáticos (Ribera y Foster, 1993; Ribera *et al.*, 1998; Ribera, 2000; Millán *et al.*, 2002; Sánchez Fernández *et al.*, 2006). Son considerados como buenos indicadores de una alta biodiversidad en ecosistemas acuáticos y en muchos

sitios han sido utilizados para seleccionar zonas prioritarias para su conservación (Abellán *et al.*, 2005; Bilton *et al.*, 2006; Sánchez-Fernández *et al.*, 2004, 2006). Últimamente han adquirido gran valor como bioindicadores en países como Europa y Estados Unidos (Eyre *et al.*, 1986; Garcia Criado y Fernández Álaez, 1995; Bowles *et al.*, 2003).

Uno de los principales objetivos de la conservación es el mantenimiento de la biodiversidad, lo que hace imprescindible la identificación de zonas más valiosas para llevar a cabo esfuerzos más detallados (Margules y Pressey 2000; Myers *et al.*, 2000; Moore *et al.*, 2003). La amenaza más grave a las especies de agua dulce es la pérdida de hábitat, seguida por la contaminación y las especies invasoras (IUCN, 2004). Por lo que conocer detalladamente la fauna de coleópteros acuáticos que habitan este sector del país ayudaría en un futuro a evaluar diversas perturbaciones en los ecosistemas acuáticos.

Situación actual del estudio del Orden Coleoptera en la Argentina.

El conocimiento sistemático de los coleópteros acuáticos de la región Neotropical, en sus primeras etapas, está expuesto en los resúmenes bibliográficos presentados por Bachmann, Moroni, Grosso y O'Brien incluidos en la obra editada por Hurlberst (1977) y por Spangler, (1982). Otra contribución fue la de Trémouilles, Oliva y Bachmann (1995), quienes presentaron una recopilación del conocimiento de este taxón referido a la Argentina y países limítrofes. Posteriormente se actualizó la información con la publicación de un capítulo referido a Coleóptera acuáticos sudamericanos (Archangelsky *et al.*, 2009), donde se brindan las características de cada familia y se incluyen claves para familias y géneros de larvas y adultos. Actualmente el conocimiento de la fauna de coleópteros acuáticos es desperejo, muchos grupos necesitan ser revisados y existen áreas que no han sido debidamente relevadas. En algunos grupos no existen claves de identificación a nivel específico.

Con respecto a los estudios sobre ecología de poblaciones, podemos mencionar los trabajos realizados con Hydrophilidae, en la provincia de Buenos Aires, por Fernández (1990) y Fernández y Kehr (1991, 1994, 1995). A nivel de comunidades, también podemos mencionar los estudios sobre la composición de especies y variación temporal tanto de coleópteros acuáticos como de la comunidad de insectos en general,

llevados a cabo por Von Ellenrieder y Fernández (2000), Fernández y López Ruf (2006), y Fontanarrosa *et al.*, (2004, 2009) en ambientes permanentes y temporarios.

En Argentina, los trabajos realizados sobre las comunidades de insectos de ambientes acuáticos temporarios en general son escasos, y la mayoría tratan sobre la fauna asociada a la vegetación flotante (Poi de Neiff, 1983; Poi de Neiff y Neiff, 1984), los charcos producidos en los bordes de lagunas (Varela *et al.*, 1978), o bien se han restringido a un grupo taxonómico en particular (Von Ellenrieder y Fernández, 2000; Fernández y López Ruf, 2006). Existe un número mayor de trabajos limnológicos que incluyen a las comunidades de insectos de lagunas (Bonetto *et al.*, 1978a; Bonetto *et al.*, 1978b; Corigliano y Polini de Capiello, 1984) y en particular relacionados con la fauna asociada a la vegetación acuática (Poi de Neiff y Neiff, 1977, 2006; Poi de Neiff y Carignan, 1997; Poi de Neiff, 1979, 1981; Neiff y Poi de Neiff, 1979, 1984; Damborsky *et al.*, 2012).

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar la influencia del hábitat y microhábitat sobre la variación espacial y temporal de las comunidades acuáticas de coleópteros de los alrededores de la ciudad de Corrientes, Argentina.

Objetivos particulares

A nivel taxonómico

- Identificación de las especies presente en ambientes acuáticos permanentes y temporarios.

A nivel de poblaciones

- Evaluar la disposición espacial de las especies más representativas de los coleópteros acuáticos en los ambientes permanentes.

- Estudiar en los ambientes permanentes la dinámica poblacional de las especies más comunes y su variación en el tiempo.
- Analizar la relación entre las características de los microhabitats con la presencia de las diferentes especies en lagunas permanentes.

A nivel de comunidades

- Analizar los atributos de las comunidades de coleópteros acuáticos en ambientes temporarios y permanentes; y relacionar los mismos con las características del hábitat.
- Comprobar la existencia de asociaciones y covariaciones interespecíficas en relación a sus abundancias en los diferentes ambientes y entre los distintos microhabitats.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el NE de la República Argentina, en el departamento Capital de la provincia de Corrientes (Figura 2 a y b). El paisaje en el sector de estudio es básicamente una llanura suavemente ondulada en partes, con pocos desniveles (Herbst y Santa Cruz, 1999). Desde el punto de vista geomorfológico, el área de estudio está incluida en la unidad “lomadas y planicies embutidas del noroeste” (Popolizio, 1986, 1989). Está compuesta por lomadas arenosas del Puelchense, que se disponen en abanico, con vértice aproximado en Ituzaingó, entre las cuales se desarrollan extensas planicies inundables cubiertas con sedimentos del Cuaternario Superior. Las lomadas, formadas en el Cuaternario Superior a causa de una deflación de arena, la cual dio origen a campos de dunas de 80 kilómetros de largo y 5 kilómetros de ancho. Estas lomadas se caracterizan por presentar suelos arenosos y un gran número de lagunas circulares (Iriondo, 2007).

Debido a las características del paisaje, el sector de estudio se caracteriza por la presencia de sistemas de lagunas, bañados y esteros que se relacionan difusamente con

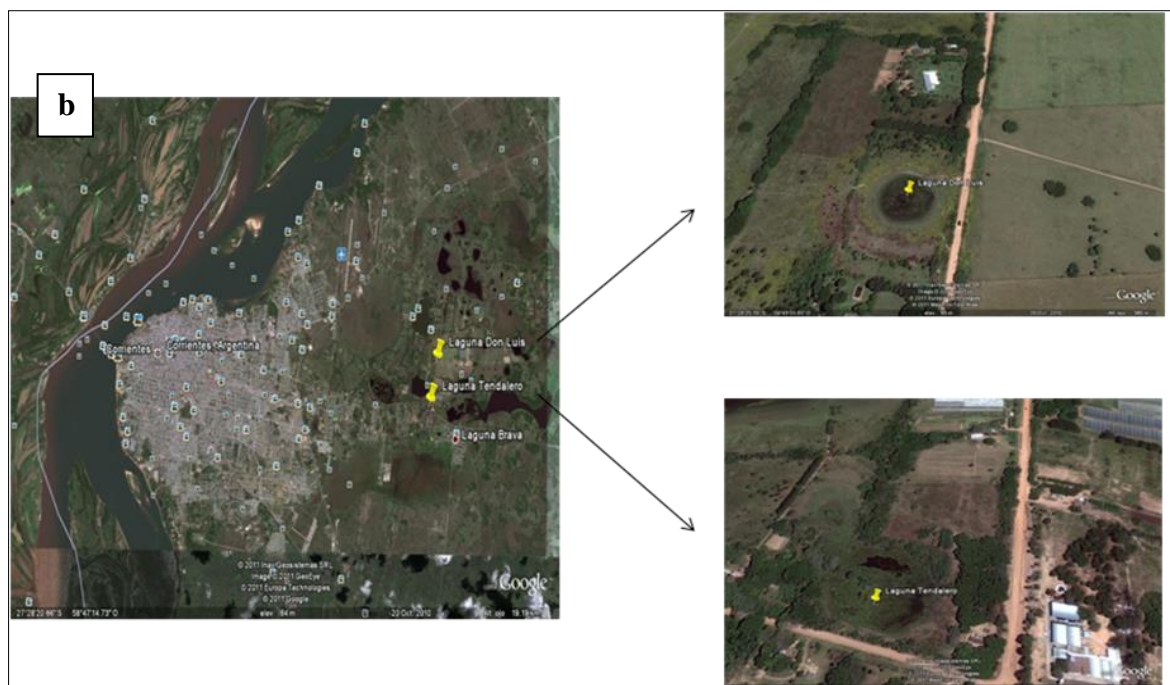
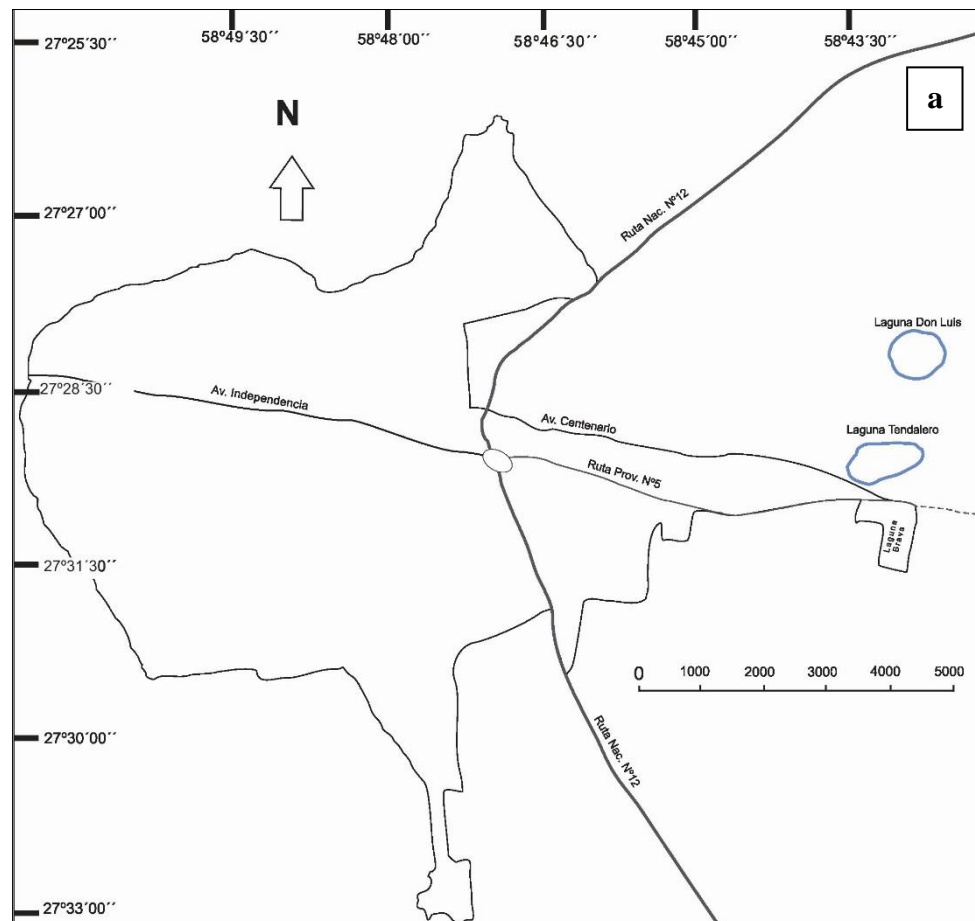


Fig. 2. a) Ubicación de los ambientes estudiados. b) Imagen satelital de la ciudad de Corrientes en donde se muestra la ubicación de ambos sitios permanentes de muestreo (laguna Tondalero y laguna Don Luis). Tomado de www.google.earth (2011).

los arroyos. Este sector de humedales de la provincia de Corrientes corresponde con la Región Centro-Este, en la cual además se encuentran los humedales de los departamentos de Berón de Astrada, General Paz, Itatí, San Cosme, San Luis del Palmar, Empedrado, Saladas y Mburucuyá. Los cuerpos de agua se encuentran parcial o totalmente cubierto por diferentes especies de plantas acuáticas (Bonetto *et al.*, 1978a), algunas de las más comunes son *Egeria najas* Planch., *Cabomba caroliniana* Gray, *Salvinia biloba* Raddi, *Limnobium laevigatum* (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Heine, *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Hydrocotyle ranunculoides* L. f. y *Nymphoides indica* (L.) Kuntze, (Poi y Galassi, 2013).

Las lagunas de este sector presentan fondo arenoso por lo cual exhiben elevada transparencia, sin embargo, a pesar de ello, durante épocas cálidas (primavera y verano) se puede llegar a percibir una notable disminución de la transparencia como consecuencia de las floraciones del fitoplancton, las cuales suelen formar una capa espesa en la superficie del cuerpo de agua (Neiff, 2001). La temperatura en esta área de estudio oscila entre los 14°C y 33°C, generalmente presentan baja salinidad, la conductividad varía entre 25 y 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$, pH entre 6 - 8 y la saturación de oxígeno puede llegar a valores del 90% (Poi y Galassi, 2013).

El área estudiada pertenece a la región Neotropical, dominio Chaqueño, distrito Oriental de la provincia Chaqueña (Cabrera y Willink, 1973). Desde una perspectiva fitogeográfica, Carnevali (1994) ubica al área de estudio en el Distrito Oriental Chaqueño, Subdistrito Correntino, Sector de Parque Chaqueño Correntino y a la Unidad de Paisaje 1: Lomas y Planicies Arenosas del NW. En la región dominan las sabanas herbáceas sobre los elementos leñosos. Sus bosques son de tipo higrófilo, y por excepción xeromorfos, dispuestos casi siempre en isletas de poca superficie. En las planicies arenosas hidromórficas la vegetación dominante es el quebracho colorado (*Schinopsis balansae* Engl.), el urunday (*Astronium balansae* Engl.) junto con *Andropogon lateralis* Nees., *Sorghastrum agrostoides* (Speg.) Hitchc., *Axonopus* spp. y *Paspalum notatum* Alain ex Flügge. En los planos de terraza se encuentran sabanas arbóreas o con bosquecillos poco densos de *Prosopis affinis* Spreng. y espartillares conformados por *Elyonurus muticus* (Spreng.) Kuntze. En los cordones o lomas arenosas rojizas existen pastizales modificados en ex-cultivos, pastizales de *Andropogon lateralis* Ness y *Vernonia Chamaedrys* Less., como así también praderas de *Paspalum notatum* Alain ex Flügge y *Axonopus* spp. de suelos drenados, bosques

hidrófilos altos a bajos sobre pendientes de loma y relicto de sabana o palmar de *Butia yatay* (Mart.) Becc.

El clima es subtropical húmedo con inviernos suaves, escasas heladas y sin estación seca (Escobar *et al.*, 1990; Bruniard, 1999). La temperatura media anual varía entre 21,5°C al norte y 19,5°C al sur, la temperatura media del mes más frío (julio) varía entre 16°C y 13°C y la media del mes más cálido (enero) entre 27°C y 26°C. Las temperaturas máximas absolutas registradas en el verano van de 42,5°C a 46°C, según zonas, y en invierno las temperaturas mínimas absolutas van de -1°C a -5°C (Carnevali, 1994). Las precipitaciones son abundantes, frecuentes e irregulares; ocurriendo principalmente durante la primavera-verano y disminuyendo de este a oeste (entre 1.700 - 1.900 mm anuales y entre 1.300 - 1.500 mm anuales respectivamente) (Acosta *et al.*, 2009).

Sitios de estudio

Ambientes permanentes:

Se seleccionaron dos lagunas contrastantes en lo que a vegetación acuática dominante se refiere. La localización de ambos limnótopos está al costado de un camino vecinal, a 20 km aproximadamente del centro de la ciudad de Corrientes, donde las perturbaciones antrópicas son escasas.

Laguna “Tendalero”: (27° 28' S; 58° 43' O), es un cuerpo de agua con forma elíptica que tiene su eje mayor en dirección este-oeste, y alcanza una longitud de 150 metros aproximadamente; el ancho varía entre 80 y 100 metros y posee una profundidad que oscila entre los 0,8 y 1,5 metros en su parte más profunda. El cuerpo de agua está bien delimitado por un denso margen de árboles característicos de la zona (*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo, entre otras especies). Sobre la superficie del agua, se diferenciaron tres estratos: 1) conformado por *Limnobium laevigatum* (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Heine; 2) compuesto por *Hydrocleys nymphoides* (Willd.) Buchenau, y 3) constituido principalmente por agua sin vegetación acuática. Si bien la proporción

relativa de las macrófitas acuáticas varió a lo largo del tiempo de estudio, las macrófitas dominantes fueron *Limnobium laevigatum* e *Hydrocleys nifoides* (Fig. 3).



Fig. 3: Laguna Tendalero localizada en los alrededores de la ciudad de Corrientes, Argentina. Vista del sector este de la laguna.

Laguna “Don Luis”: (27° 29’ S; 58° 43’ O) tiene forma circular y un diámetro de aproximadamente 80 metros, siendo su profundidad en la parte central de aproximadamente 1,2 metros. Las macrófitas dominantes en este sitio correspondieron a *Ludwigia* sp. y a diferentes especies de gramíneas. En contraste con el ambiente anterior, la laguna “Don Luis” siempre fue más homogénea en lo relacionado a la vegetación acuática. Los márgenes de este cuerpo de agua estaban delimitados por pastizales y plantaciones de pino (Fig. 4).



Fig. 4: Laguna Don Luis, localizada en los alrededores de la ciudad de Corrientes, Argentina. Vista general del sitio.

Ambientes temporarios:

Se tomaron al azar un total de 9 ambientes temporarios (charcos) ubicados en zonas más deprimidas del terreno, formados como consecuencia de las lluvias (Fig. 5). La forma y el tamaño variaron en todos ellos, como así también la periodicidad en los niveles de agua. Como los mismos fueron elegidos de acuerdo a las zonas donde se concentraba el agua, estos presentaron características diferentes, algunos eran sitios formados por depresiones en la banquina al costado de la ruta, otros por zanjas de desagüe cerradas y abandonadas o por depresiones propias del terreno. De todos los ambientes temporarios muestreados, dos de ellos se corresponden con la estación de otoño, mientras que los otros siete con la primavera. Del resto de las estaciones no se pudieron obtener datos debido a la escasez de precipitaciones en la zona o por la rápida evaporación del agua y/o características del terreno lo que provocaba en el caso de formarse el charco, una corta duración de los mismos.

Los charcos descriptos a continuación corresponden a los sitios en donde se pudo realizar al menos un muestreo posterior a las lluvias, independientemente de la duración del mismo.

Estos ambientes se caracterizaron por su escasa profundidad (inferior a 40 cm), tamaño variable y su efímera duración en la mayoría de los casos. Estas dos últimas

variables se encuentran estrechamente relacionadas, ya que estos cuerpos de agua se formaron en zonas bajas luego de lluvias torrenciales y se secaron totalmente en el transcurso de los días posteriores a la misma (cuando no mediaron nuevas precipitaciones), lo cual se reflejó directamente en la disminución o incremento del tamaño del charco.

En cuanto a la vegetación registrada en estos ambientes, las especies más frecuentes fueron: *Paspalum* sp.; *Ludwigia* sp.; *Commelina* sp.; *Sagittaria montevidensis* Cham. y Schlect.

Charco Nro. 1

Este sitio se formó como consecuencia de la acumulación de agua en una depresión del terreno, en los márgenes de la Ruta Provincial N° 5 a la altura del kilómetro 1. Presentó una forma oval alargada, una superficie de 56 m² en su primer día de muestreo (la cual fue disminuyendo progresivamente a medida que pasaban los días); su profundidad osciló entre los 10 y 12 cm. en los diferentes sectores del charco; la vegetación que la componía eran gramíneas, ciperáceas y *Ludwigias* sp. El charco tuvo una duración total de 6 días (Fig. 6 a).

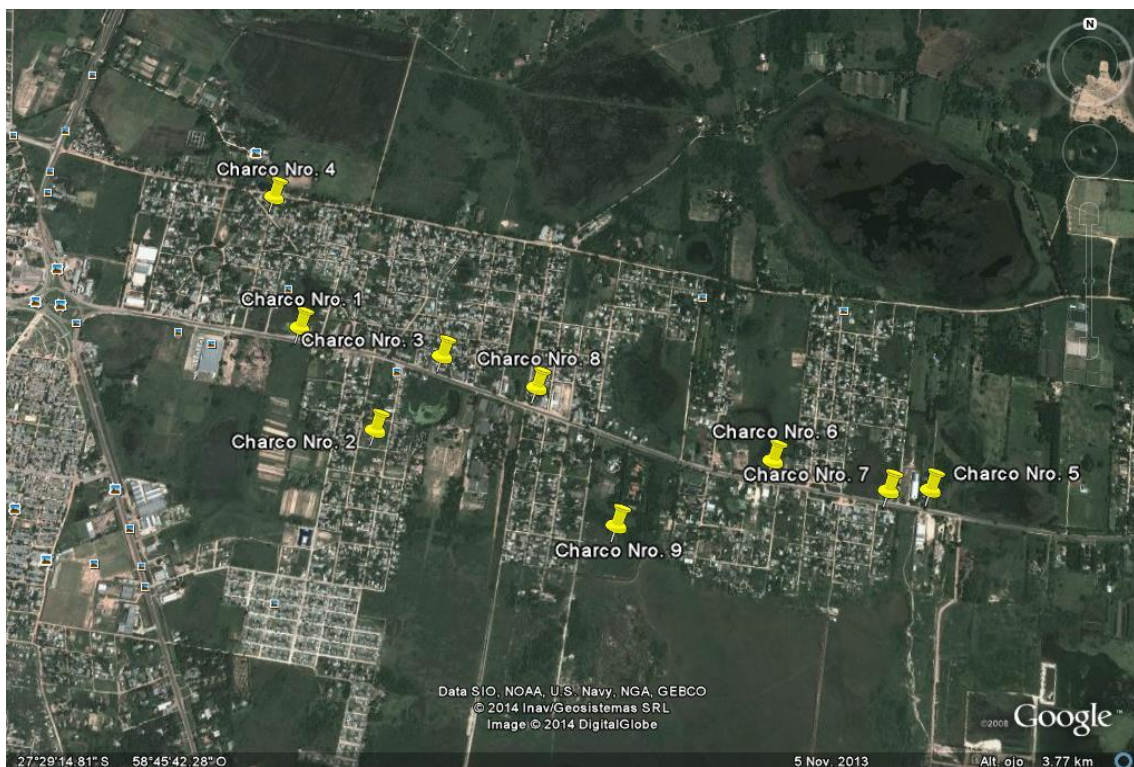


Fig. 5: Imagen satelital de los alrededores de la ciudad de Corrientes en donde se muestra la ubicación de los diferentes ambientes temporarios muestreados. Tomado de www.google.earth (2014).

Charco Nro. 2

Este charco se originó en una zona donde el terreno presentaba una marcada depresión; el primer día de muestreo posterior a la lluvia presentó una superficie de 14,5 m², con forma irregular (oval alargada) y una profundidad de 10 cm. La duración del mismo fue de 9 días y la especie vegetal dominante del charco fue *Paspalum* sp. (Fig. 6 b).

Charca Nro. 3

Con una superficie de 2 m², de forma circular, se localizada al costado de la Ruta Prov. N° 5. La profundidad de este charco fue de 8 cm, carente de plantas y con sustrato arenoso. La duración del mismo fue 3 días (Fig. 6 c).

Charco Nro. 4

Este ambiente temporario situado al costado de un camino vecinal formado como consecuencia de un desnivel del terreno, la superficie fue de 60 m² y una profundidad de 25 cm el primer día que fue muestreado. En este sitio se registró la presencia de abundantes gramíneas sobre suelo arenoso y el agua se mantuvo por un periodo de 3 días.

Charco Nro. 5

Charco de gran tamaño formado en una depresión del terreno próximo a la Ruta Prov. N° 5. Su superficie osciló entre 8 m² y 46 m², al igual que la profundidad que lo hizo entre 8 cm y 30 cm durante los 18 días de muestreo. Las variaciones mencionadas se debieron en todos los casos a las precipitaciones ocurridas en el área. La vegetación hallada en el sitio fue en su mayoría *Paspalum* sp.; *Ludwigia* sp. y *Commelina* sp. (Fig. 6 d y e).

Charco Nro. 6

Ubicado al costado de un camino vecinal, el charco varió debido a las constantes lluvias ocurridas durante las fechas de muestreo. Su superficie osciló entre 1,5 m² y 37 m² en todo el periodo analizado y la profundidad entre 4 cm y 19 cm. La vegetación registrada en el sitio fue *Paspalum* sp., además de otras especies de gramíneas. El

periodo de muestreo en este sitio fue de 18 días posteriores a la primera lluvia (Fig. 7 a y b).



Fig. 6. Ambientes temporarios muestreados en los alrededores de la ciudad de Corrientes. (a) Charco Nro. 1. (b) Charco nro. 2. (c) Charco Nro. 3. (d y e) Charco 5, con agua y en proceso de desecación.

Charco Nro. 7

Este ambiente temporario, morfológicamente diferente a los demás, parecía ser producto de una zanja abandonada. La superficie osciló entre 6 m² y 22 m² en los diferentes muestreos y la profundidad entre 20 cm y 40 cm. El suelo de este sitio era arcilloso y bastante compacto, cualidad que le permitía mantener constante el nivel del agua. La vegetación en los márgenes del charco fue dominada principalmente por algunas especies de gramíneas y en el cuerpo de agua se registró eventualmente a *Sagittaria montevidensis*. El periodo de muestreo de este sitio fue de 18 días (Fig. 7 c).

Charco Nro. 8

Morfológicamente presentaba forma elongada con una superficie cubierta de agua de aproximadamente 24 m² y una profundidad de 25 cm, alojado al costado de un camino vecinal. No se registró la presencia de macrofitas acuáticas, pero si una densa formación de gramíneas sobre el suelo arenoso. El charco permaneció con agua por un lapso de 3 días (Fig. 7 d).

Charco Nro. 9

Formado como consecuencia de una depresión del terreno, de 10 cm de profundidad en el sector más profundo, forma elongada y con una superficie de 25 m² aproximadamente. El suelo era arenoso y con abundantes gramíneas. El charco permaneció con agua por un periodo de 3 días posteriores a la lluvia.

Diseño experimental y procedimiento analítico

Ambientes permanentes:

Para tener una mayor precisión de los análisis a nivel de poblaciones y comunidades en los ambientes de carácter permanente, los muestreos se realizaron cada 15 días durante un periodo de un año, desde octubre de 2010 hasta octubre de 2011. Las muestras correspondientes a cada muestreo consistían cada una de ellas en una pasada de 1,5 metro de arrastre por el sustrato a 20 cm de profundidad aproximadamente. Las muestras fueron tomadas con un copo (red con armazón) de 30 cm de diámetro y apertura de malla de 350 µm, sostenida por un mango de 120 cm de largo. En cada una de las lagunas, por cada fecha de muestreo se sacó un número de muestras proporcional



Fig. 7: Ambientes temporarios muestreados en los alrededores de la ciudad de Corrientes. (a y b) Charco Nro. 6, con agua y en fase de secado. (c) Charco Nro. 7. (d) Charco Nro. 8.

al tamaño del sustrato (siete muestras en la laguna Tendalero y cuatro en la laguna Don Luis, a una distancia de 3 metros aproximadamente una de la otra para de ese modo mantener la independencia de las muestras). Las muestras extraídas fueron fijadas “in situ” con formol al 5% debido a la cantidad de materia orgánica, restos de plantas y/u otros organismos que éstas contenían. Posteriormente fueron trasladadas al laboratorio para su separación e identificación, y luego conservadas en alcohol 70%. En todos los casos las mismas se tomaron entre las 10 y las 13 horas.

Ambientes temporarios:

Debido a la característica efímera de este tipo de ambiente, los muestreos fueron realizados con una frecuencia de 48 horas (a partir de las 24 horas de la primera lluvia) entre los meses de abril y mayo de 2010 y en octubre del mismo año. La técnica utilizada varió de acuerdo a las características morfológicas del charco. En charcos con una profundidad superior a 10 cm se utilizó un copo (red con armazón) de 30 cm de diámetro y 350 μm de apertura de malla, provista de un mango de 1 m de longitud aproximadamente; para charcos en donde la profundidad fue inferior a 10 cm o el suelo tenía mucha materia orgánica o vegetación, se utilizó un colador o copo de mano de 30 cm de diámetro y 350 μm de apertura de malla para una mejor recolección de los individuos que se hallaban en la superficie del suelo. El número de muestras en cada charco varió de acuerdo a la dinámica del ambiente temporario, tomando las muestras a una distancia de 3 m una de otra para mantener la independencia de las mismas.

En todos los casos los muestreos se hicieron entre las 11 y 14 horas. Los ejemplares recolectados fueron colocados en bandejas con fondo blanco, posteriormente depositados en bolsas plásticas y trasladadas al laboratorio para su posterior separación e identificación taxonómica. Las muestras fueron etiquetadas y conservadas en frascos con alcohol 70%.

En la Figura 8 se pueden observar fotos de cómo se realizó el trabajo en el campo, el material con el que se trabajó y algunos de los elementos con los que se tomaron las variables fisicoquímicas del sitio.

CARACTERISTICAS FISICOQUÍMICAS Y AMBIENTALES

Los parámetros fisicoquímicos más relevantes en cada uno de los sitios muestreados fueron registrados en un cuaderno de campo. Además se estimó la superficie del cuerpo de agua, el porcentaje de cobertura, como así también la proporción de cada una de las macrófitas acuáticas que conformaban el sitio. La profundidad se midió con una varilla graduada (cm) en diferentes puntos del cuerpo de agua. La temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$) se midió con un termómetro de mercurio. La temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y salinidad (%) con el

instrumental Water Quality Instrument YSI Model 33; la concentración de oxígeno disuelto (%) con un oxímetro Hanna HI 9146; pH con un peachímetro Chester.



Fig. 8: Trabajo de campo. (a) recolección de muestras, (b) materiales de campo (red con armazón (copo) de 30 cm de diámetro, bandeja de fondo blanco, bolsas plásticas, varilla graduada en cm), (c, d, e y f) elementos utilizados para medir variables fisicoquímicas del sitio (instrumental Water Quality YSI Model 33 y peachímetro Hanna HI 9146).

TRABAJO DE LABORATORIO

En el laboratorio se procedió a la separación del material entomológico del resto de la materia orgánica, sedimento y plantas. El contenido de cada bolsa plástica fijado en formol, fue separado por partes y colocado en una bandeja con fondo blanco para así poder separar los individuos de forma manual con la ayuda de una lupa manual (aumento de 10X), pinzas, pipetas y pinceles. Los coleópteros encontrados se colocaron en frascos con alcohol al 70% para su posterior identificación. El resto de la fauna asociada también se fijó en alcohol 70%. En la Figura 9 se puede observar la manera de proceder con el trabajo de laboratorio y algunos de los elementos utilizados en el mismo.

Una vez finalizada la separación del material, se comenzó la identificación taxonómica y recuento de los mismos para lo cual se utilizó una lupa binocular Leica M Z6.

La presentación de los taxones se realizó siguiendo la clasificación de Lawrence y Newton (1995); para la clasificación de Hydrophiloidea se siguió a Hansen (1999) y a Short y Fikáček (2011); para Hydrophilidae a Short y Fikáček (2013) y para Dytiscidae a Nilsson (2001). Para la identificación de los taxones se utilizaron los trabajos de Trémouilles y Bachmann (1981), Trémouilles (1984, 1989, 1995, 1996); Trémouilles *et al.*, (1995; 2005); Grosso, 1979, 1993); Oliva *et al.*, (2002); Miller, 2000; Archangelsky *et al.*, 2009; Libonatti *et al.*, 2011 y Vondel y Spangler (2008).

El material estudiado se encuentra depositado en la colección del Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL (UNNE-CONICET)).



Fig. 9. Trabajo de laboratorio (a) sitio de separación de muestras, (b) muestra extraída del campo contenida en bolsas plásticas, (c) muestra colocada en bandeja de fondo blanco para la separación del material.

BIBLIOGRAFÍA

- ABELLÁN, P., D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, J. VELASCO y A. MILLÁN. 2005. Conservation of freshwater biodiversity: a comparison of different area selection methods. *Biodiversity Conservation*, 14: 3457-3474.
- ACOSTA, F., L. GIMÉNEZ, C. RICHIERI y M. CALVI. 2009. Zonas Agroeconómicas Homogéneas de Corrientes. Descripción Ambiental, Socioeconómica y Productiva. Ediciones INTA. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 8, 75 pp.
- ALLAN, J. D. y A. S. FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience*, 43: 32-43.
- ARCHANGELSKY, M., V. MANZO, M. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2009. Coleoptera. En: E. Domínguez, y H. R. Fernández (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. Pp. 411-468.
- BEGENISIC, F. 1998. Panorama Agrícola, Especial de Arroz. Secretaría de Agricultura Ganadería, Pesca y Alimentación, 48 pp.
- BENZAQUÉN, L., D.E. BLANCO, R.F. BÓ, P. KANDUS, G.F. LINGUA, P. MINOTTI, R.D. QUINTANA, S. SVERLIJ y L. VIDAL. 2013. Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Proyecto GEF 4206 – PNUD ARG/10/003 - 1° Edición – Buenos Aires.
- BILTON, D.T., L. MCABENDROTH, A. BEDFORD y P. M. RAMSAY. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology*, 51: 578-590.
- BONADA N., N. PRAT, V. H. RESH y B. STATZNER. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495-523.
- BONETTO, A. A., M. A. CORRALES, M. E. VARELA, M. M. RIVERO, C. A. BONETTO, R. A. VALLEJOS y J. ZALAKAR. 1978a. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo II. Lagunas Totoras y González. *Ecosur*, 5 (9): 17-55.
- BONETTO, A. A., J. J. NEIFF, A. POI de NEIFF, M. E. VARELA, M. A. CORRALES y J. ZALAKAR. 1978b. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo (Corrientes, Argentina) III. Laguna La Brava. *Ecosur*, 5 (9): 57-84.
- BRINSON, M. M. 2004. Niveles extremos de variación de patrones y procesos en humedales. Documentos del curso-taller “Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina”. Ana Inés Malvárez Editora. Buenos Aires. 1ra. ed. 120 pp.
- BRUNIARD, E. 1999. Los Regímenes hídricos de las Formaciones Vegetales. Aporte para un Modelo Fitoclimático Mundial.” Ed. EUDENE. Resistencia. 382 pp.

- BOWLES, D. E., C. B. BARR y R. STANFORD. 2003. Habitat and phenology of the endangered riffle beetle *Heterelmis comalensis* and a coexisting species, *Microcyloepus pusillus*, (Coleoptera, Elmidae) at Comal Springs, Texas, USA. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 156: 361-183.
- CABRERA A. y A. WILLINK. 1973. Biogeografía de América Latina. Monografía N° 13. Organización de Estados Americanos (O.E.A.), Washington.
- CALCAGNO, A., N. MENDIBURO y M. GABIÑO NOVILLO. 2000. Informe Nacional sobre la gestión del agua en Argentina, Informe técnico preparado para la World Water Vision. JVP Consultores. Buenos Aires. 151 pp.
- CARNEVALI, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes. Gobierno de la Provincia de Corrientes y INTA. Edit. Litocolor. Edición del autor. Asunción. 324 pp.
- CANEVARI, P., D. E. BLANCO, D. E. BUCHER, G. CASTRO y I. DAVIDSON. 1998. Los humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación. Wetlands International, Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires.
- CORIGLIANO, M. del C. y N. del C. POLONI de CAPIELLO. 1984. Zoobentos en ambientes leníticos de la cuenca del río Cuarto (prov. Córdoba, Argentina). *Ecosur*, 11 (21-22): 75-83.
- DARWALL, W.R.T. y J. C. VIÉ. 2005. Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: Extending the species-based approach. *Fisheries Management and Ecology*, 12: 287-293.
- DAMBORSKY, M.; POI, A. y S. MAZZA. 2012. Patrón espacial y temporal de las colectividades de artrópodos asociadas a macrófitas en un río subtropical de bajo orden (Chaco, Argentina). *Interciencia*, 37: 534- 541.
- DUGAN, P. 1993. *Wetlands in Danger*. Mitchell Beazley, en asociación con la UICN – La Unión Mundial para la Naturaleza. Reed International Books Ltd., Londres, 192 pp.
- ESCOBAR, E.H.; H. D. LIGIER y H. R. MATTEIO. 1990. Suelos de la Provincia de Corrientes, Atlas de suelos de la República Argentina, SAGyP – INTA-CIRN. Tomo 1: 517-590.
- EVALUACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL MILENIO. 2005a. Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: humedales y agua. Informe de síntesis. World resources Institute. Washington D.C. 68 pp.
- EVALUACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL MILENIO. 2005b. Vivir más allá de nuestros medios: Activos naturales y bienestar humano. Island Press, Washington DC. 64 pp.
- EYRE, M. D., S.G. BALL y G.N. FOSTER, 1986. An initial classification of the habitats of aquatic Coleoptera in North-Eastern England. *Journal of Applied Ecology*, 23: 841-852.

- FERNÁNDEZ, L. A. 1990. Aspectos sobre la ecología poblacional de *Helochares talarum* Fernández. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 48 (1-4): 161-165.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. I. KEHR. 1991. Dinámica poblacional de *Helochares femoratus* (Brullé), (Coleoptera: Hydrophilidae). *Biología Acuática*, 15 (2): 246-247.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. I. KEHR. 1994. The annual life cycle of an Argentinean population of *Helochares femoratus* (Brullé) (Coleoptera: Hydrophilidae). *The Coleopterist Bulletin*, 48: 95-98.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. I. KEHR. 1995. Estudio de la dispersión espacial y su variabilidad con respecto al tiempo, de los diferentes estadios de desarrollo de una población de *Helochares femoratus* (Brullé) (Coleoptera: Hydrophilidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 54 (1-4): 67-73.
- FERNÁNDEZ, L. A. y M. LÓPEZ RUF. 2006. Aquatic Coleoptera and Heteroptera inhabiting waterbodies from Berisso (Buenos Aires province, Argentina). *Revista de Biología Tropical*, 54: 139-148.
- FONTANARROSA, M. S., P. L. M. TORRES y M.C. MICHAT. 2004. Comunidades de insectos acuáticos de charcos temporarios y lagunas en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63: 55-65.
- FONTANARROSA, M. S., M. B. COLLANTES y A. O. BACHMANN. 2009. Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *Journal of Insects Science*, 9 (10):1-18.
- GARCÍA-CRIADO, F y M. FERNÁNDEZ-ALÁEZ. 1995. Aquatic Coleoptera (Hydraenidae and Elmidae) as indicators of the chemical characteristics of water in the Orbigo River basin (N-W Spain). *Annales de Limnologie*, 31 (3): 185-199.
- GLEICK, P. 1993. *Water in Crisis. A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Oxford University Press, Oxford.
- GROSSO, L. E. 1979. Contribución al conocimiento biológico y sistemático de las especies argentinas de Noteridae (Coleoptera, Adephaga). Tesis Doctoral N° 374. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata. 166 pp.
- GROSSO, L. E. 1993. Revisión de las especies neotropicales del género *Suphis* Aubé, con la descripción de *S. ticky* n. sp. (Coleoptera – Noteridae). *Acta Zoologica Lilloana*, 42 (2): 225-238.
- HANSEN, M. 1999. *World Catalogue of Insects. Volume 2. Hydrophiloidea (Coleoptera)*. Apollo Books, Stenstrup, Denmark.
- IRONDO, M. 2007. *Introducción a la Geología*. 3° edición. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina, 236 pp.
- IUCN. 2004. IUCN Red List of Threatened Species. World Wide Web access: <http://www.redlist.org/>.

- JÄCH, M.A. 1998. Annotated check list of aquatic and riparian/littoral beetle families of the world. *En*: M.A. Jäch y L. Ji (Eds.). *Water Beetles of China, Volume II*; 25-42. Vienna: Zoologisch-Botanische Gesellschaft.
- HERBST, R. y J. N. SANTA CRUZ. 1999. Mapa litoestratigráfico de la provincia de Corrientes. *D'Orbiniana*, 1-69.
- HURLBERT, S.H., ed. 1977. *Aquatic Biota of Southern South America*. San Diego State University, San Diego. XIV + 342 pp.
- KANDUS, P., P. MINOTTI y A. I. MALVÁREZ. 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum*, 30 (4): 403-409.
- LAWRENCE, J. F. y A. F. NEWTON, JR. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). *En*: J. Pakaluk, y S. A. Slipinski (Eds.). *Biology, Phylogeny, and classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy A. Crowson*. Warszawa: Muzeumi Instytut Zoologii PAN, v. 2, VI + pp. 559-1092.
- LIBONATTI, M. L., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2011. Key to the subfamilies, tribes and genera of adult Dytiscidae of Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 70 (3-4): 317-336.
- MARGULES, C. y R. PRESSEY. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- MASTER, L.L., S. R. FLACK y B. A. STEIN. 1998. *Rivers of Life: Critical Water sheds for Protecting Freshwater Biodiversity*. Arlington (VA): Special Publication of the U.S. Nature Conservancy.
- MAY, R. M., J. H. LAWTON y N. E. STORK. 1995. Assessing extinction rates. *En*: H. Lawton y R. M. May (Eds.). *Extinction rates*. Oxford University Press, Oxford, UK. Pp. 1-24.
- MILLÁN, A., J.L. MORENO y J. VELASCO 2001. Estudio faunístico y ecológico de los Coleópteros y Heterópteros acuáticos de las lagunas de Albacete (Alboraj, Los Patos, Ojos de Villaverde, Ontalafia y Pétrola). *Sabuco, Revista de Estudios Albacetenses*, 1: 43-94.
- MILLÁN, A., J. L. MORENO y J. VELASCO 2002. Estudio faunístico y ecológico de los Coleópteros y Heterópteros acuáticos y semiacuáticos de la provincia de Albacete. Instituto de Estudios Albacetenses. 180 pp.
- MILLER, K. B. 2000. Revision of the Neotropical genus *Hemibidessus* Zimmermann (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae: Bidessini). *Aquatic Insects*, 23 (4): 253-275.
- MISERENDINO, M. L. y M. ARCHANGELSKY. 2006. Aquatic Coleoptera distribution and environmental relationships in a large Patagonian river. *International Review of Hydrobiology*, 91(5): 423-437.

- MOORE J. L.; A. BALMFORD; T. BROOKS; N. D. BURGESS; L. A. HANSEN; C. RAHBEK y P. H. WILLIAMS. 2003. Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology*, 17: 207-218.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA y J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- NEIFF, J. J. 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South América”, *En: Gopal, B., W. Junk y J. Davis (Eds.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*, Vol II, Backhuys Publish The Netherlands. Pp. 57-186.
- NEIFF, J. J. 2004. El Iberá... ¿En peligro? Fundación Vida Silvestre Argentina. 1a. ed. Buenos Aires. 100 pp.
- NEIFF, J. J. y A. POI de NEIFF. 1979. Estudios sucesionales en los camalotales chaqueños y su fauna asociada. I. Etapa seral *Pistia stratiotes - Eichhornia crassipes*. *Physis*, 37(95): 29-39.
- NEIFF, J. J. y A. POI de NEIFF. 1984. Cambios estacionales en la biomasa de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms y su fauna en una laguna del Chaco (Argentina). *Ecosur*, 11 (21/22): 51-60.
- NILSSON, A. N. 2001. Word catalogue of insects. Vol. 3. Dytiscidae (Coleoptera). Apollo Books, Stenstrup, Denmark.
- OLIVA, A. L., L. A. FERNÁNDEZ y A. O. BACHMANN. 2002. Sinopsis de los Hydrophiloidea acuáticos de la Argentina (Insecta, Coleoptera). *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 2: 1-67.
- POI de NEIFF, A. 1979. Invertebrados acuáticos relacionados a *Egeria naias* (Planch) con especial referencia a los organismos fitófagos. *Ecosur*, 6 (11): 101-109.
- POI de NEIFF, A. 1981. Mesofauna relacionada a la vegetación acuática en una laguna del valle del Alto Paraná Argentino. *Ecosur*, 8 (16): 41-53.
- POI de NEIFF, A. 1983. Observaciones comparativas de la mesofauna asociada a *Pistia stratiotes* L. (Araceae) en algunos ambientes acuáticos permanentes y temporarios (Chaco, Argentina). *Physis*, 41: 95-102.
- POI DE NEIFF, A. y R. CARIGNAN. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River flood plain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.
- POI de NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 1977. El pleuston de *Pistia stratiotes* de la laguna Barranqueras (Chaco, Argentina). *Ecosur*, 4 (7): 69-101.
- POI de NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 1984. Dinámica de la vegetación acuática flotante y su fauna en charcos temporarios del Sudeste del Chaco (Argentina). *Physis*, 42: 53-67.

- POI DE NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 2006. Riqueza de especies y similitud de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31 (3): 220-225.
- POI A. y E. GALASSI. 2013. Sistemas 3b. Humedales de la planicie aluvial del río Paraná entre Confluencia y Reconquista. *En: Inventario de los Humedales de Argentina: Sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná – Paraguay*. Benzaquén *et al.*, (Eds.). Primera edición. Buenos Aires. Pp. 161-168.
- POPOLIZIO, E. 1986. Influencia del sistema geomorfológico en las crecientes e inundaciones del nordeste argentino. *Geociencias*, XIV: 15-16.
- POPOLIZIO, E. 1989. Algunos elementos geomorfológicos condicionantes de la organización espacial y las actividades del NEA. *Geociencias*, XVII: 7-9.
- PRAT, N., B. RIOS, R. ACOSTA y M. RAERADAVALL. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. *En: E. Dominguez y H. Fernández (Eds.)*. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología. Primera edición, San Miguel de Tucumán, Fundación Miguel Lillo. Pp. 631-654.
- RIBERA, I. 2000. Biogeography and conservation of Iberian water beetles. *Biological Conservation*, 92: 131-150.
- RIBERA, I. y G. FOSTER. 1993. Uso de Coleópteros acuáticos como indicadores biológicos (Coleoptera). *Elitron*, 6: 61-75.
- RIBERA, I., C. HERNANDO y P. AGUILERA. 1998. An annotated checklist of the Iberian water beetles (Coleoptera). *Zapateri: Revista Aragonesa de Entomología*, 8: 43-111.
- RICCIARDI A. y J. B. RASMUSSEN. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13: 1220-1222.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., P. ABELLÁN, J. VELASCO y A. MILLÁN. 2004. Selecting areas to protect the biodiversity of aquatic ecosystems in a semiarid Mediterranean region using water beetles. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14; 465-479.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., P. ABELLÁN, A. MELLADO, J. VELASCO y A. MILLÁN. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity Conservation* 15: 4507-4520.
- SAUNDERS, D. L., J. J. MEEUWIG y A. C. J. VINCENT. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16: 30-41.
- SHORT, A. E. Z. y M. FIKÁČEK. 2011. World catalogue of the Hydrophiloidea (Coleoptera): additions and corrections II (2006–2010). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, 51 (1): 83-122.

- SHORT A. y M. FIKÁČEK. 2013. Molecular phylogeny, evolution and classification of the Hydrophilidae (Coleoptera). *Systematic Entomology*, 38 (4): 723-752.
- SPANGLER, P., 1982. Coleoptera. *En: Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies*. Hurlbert S. H. and A. Villalobos-Figueroa (Eds.). San Diego State University. San Diego, California. Pp. 328-397.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1984. El género *Rhantus* Dejean en la Argentina (Coleoptera, Dytiscidae). *Physis*, 42: 9-24.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1989 (1987). Contribución para el conocimiento del género *Thermonectus* Dejean en la Argentina y áreas limítrofes. *Revista de la Sociedad Entomológica. Argentina*, 46 (1-4): 95-115.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1995. Dytiscidae: Methlinae - Hydroporinae. *En: Z. A. de Castellanos*, (Dir.). Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, 37 (1), FECIC, Buenos Aires, pp. 1-82.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1996. Revisión del género *Hydaticus* Leach en América del Sur, con descripción de tres nuevas especies (Coleoptera, Dytiscidae). *Physis* 52 (122-123): 15-32.
- TRÉMOUILLES, E. R. y A. O. BACHMANN. 1981. La tribu Cybisterini en la Argentina (Coleoptera, Dytiscidae). *Revista de la Sociedad Entomológica. Argentina*, 39 (1-2): 1981 (1980): 101-125.
- TRÉMOUILLES, E. R., A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 1995. Insecta, Coleoptera. *En: Lopretto, E. C. y G. Tell* (Eds.). Ecosistemas de Aguas Continentales, Metodologías para su Estudio, Ediciones Sur, La Plata, Pp. 1133-1197.
- TRÉMOUILLES, E. R., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2005. A synopsis of the South American *Hydrovatus* (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae), with notes on habitat and distribution, and a key to species. *Revista de la Sociedad Entomológica. Argentina*, 64 (1-2): 61-69.
- VARELA, M. E., M. A. CORRALES, G. TELL, A. POI de NEIFF y J. J. NEIFF. 1978. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo V. Biota acuática de los "embalsados" de la laguna La Brava y caracteres del hábitat. *Ecosur*, 5 (9): 97-118.
- VON ELLENRIEDER N. y L. A. FERNÁNDEZ. 2000. Aquatic coleoptera in the subtropical-pampasic ecotone (Argentina, Buenos Aires): species composition and temporal changes. *The Coleopterist Bulletin*, 54 (1): 23-35.
- VONDEL, B. J. VAN y P. J. SPANGLER. 2008. Revision of the Haliplidae of the Neotropical Region including Mexico (Coleoptera: Haliplidae). *Koleopterol Rundsch*, 78: 69-194.

CAPÍTULO II

COLEÓPTEROS ACUÁTICOS: CARACTERÍSTICAS Y TAXONES REGISTRADOS

INTRODUCCIÓN

A los coleópteros se los conoce en el registro fósil desde el Triásico, hace aproximadamente 230 millones de años, se cree tuvieron su gran diversificación durante el Jurásico tardío (155 - 160 m.a.) debido a la gran cantidad de registros que se tienen para ese momento geológico (35 familias y 600 especies) (Grimaldi y Engel, 2005).

Actualmente 350.000 especies de coleópteros, distribuidos en 170 familias y en cuatro subórdenes, están descritas en el mundo, constituyendo el grupo más numeroso de organismos en el reino animal (Lawrence y Newton, 1995; Beutel y Leschen, 2005). En cuanto a las especies que son acuáticas en alguno de sus estadios de desarrollo, existen más de 10.000 descritas a nivel mundial (Miserendino y Archangelsky, 2006), con representantes en los subórdenes Adepaga, Myxophaga y Polyphaga (Merrit y Cummins, 1996). Los escarabajos se distribuyen en todos los continentes salvo en la Antártida, aunque se registraron algunas especies en las islas subantárticas como las Isla Keguelen y Isla Campbell (Jäch y Balke, 2008).

Los coleópteros acuáticos no representan un clado monofilético ya que se cree han invadido este medio al menos 10 veces independientemente, aunque incluso podrían haber sido más de 20 veces los intentos, como consecuencia de estos acontecimientos adquirieron grandes adaptaciones morfológicas y de comportamiento al medio acuático que son extremadamente diversas (Jäch y Balke, 2008).

Los coleópteros son insectos holometábolos que pasan por los estados de huevo, larva, pupa y adulto. Los individuos adultos se caracterizan por poseer un par de alas fuertemente esclerotizadas, conocidas como élitros, que se unen sobre el abdomen y cubren el segundo par de alas que son membranosas, como así también la superficie dorsal de los dos segmentos torácicos posteriores (pterotorax) y el abdomen. La cabeza es prognata en casi todas las especies, con la presencia de una gula; las antenas de la mayoría de escarabajos acuáticos adultos poseen 11 segmentos (aunque puede variar entre 4 y 11 segmentos, según la familia), las cuales puede ser filiformes, clavadas, pectinadas, serradas, geniculadas o terminando en una masa. Los ojos son compuestos y pueden estar divididos en dos porciones, como una adaptación a su vida en la superficie del agua, como en Gyrinidae. Casi ninguna familia presenta ocelos. El aparato bucal es de tipo mandibulado. Los escarabajos varían en tamaño, desde unos pocos milímetros hasta 50 mm aproximadamente. El cuerpo generalmente se divide en dos grandes

secciones, una formada por una parte anterior (cabeza y protórax) y otra parte posterior (mesótórax, metatórax y abdomen). Los esternitos abdominales están más esclerotizados que los tergitos, que están relacionados con la protección dorsal proporcionada por los élitros, salvo en los grupos en donde el élitro se halla más acotado, como en algunos Staphilinidae, en donde se observan a los tergitos con mayor grado de esclerotización.

En los machos el aparato copulador está formado por cuatro piezas, una pieza basal, una media (edeago) y dos laterales (parámetros), mientras que las hembras tienen un ovipositor telescópico a veces modificado para así poder colocar sus huevos en los tejidos vegetales (Archangelsky *et al.*, 2009). El estado larval de los coleópteros generalmente pasa por tres estadios. La cabeza puede ser prognata, subprognata o hipognata, generalmente esclerotizada y con piezas bucales del tipo mandibulado. Las antenas a diferencia de los individuos adultos tienen de 3 a 4 segmentos. El torax generalmente presenta tres pares de patas, aunque en algunos grupos se encuentran reducidas o ausentes. El abdomen presenta típicamente 10 segmentos y una serie de caracteres adicionales que varían en los diferentes grupos, como ser el número visible de segmentos abdominales, cámaras respiratorias terminal, branquias, urogonfos, ganchos, entre otras estructuras. Las pupas son adécticas y en la mayoría de las especies exaratas. Muchas veces el cuerpo y la cabeza presenta setas o protuberancias que le sirven para mantenerse separadas de las paredes de la cámara pupal.

Los coleópteros acuáticos se han registrado en casi todos los tipos de aguas continentales y la riqueza generalmente es mayor en ambientes lénticos que en lóticos, aunque algunas familias como Elmidae o Psephenidae viven casi exclusivamente en aguas corrientes por sus altos requerimientos de oxígeno (Archangelsky *et al.*, 2009). Muchos coleópteros acuáticos forman parte de la comunidad bentónica, otros del neuston (como los adultos de Gyrinidae) y muchos otros asociados a las plantas acuáticas (Jäch y Balke, 2008).

Para la región Neotropical se estima que existen unas 30 familias con representantes acuáticos o riparios (Archangelsky *et al.*, 2009). El conocimiento de los coleópteros acuáticos en la República Argentina es desperejo, la información que se tiene sobre el estado adulto de muchas especies es relativamente buena, pero es menor la que se tiene sobre los estados preimaginales, ya que faltan descripciones y claves de identificación. Por esta razón en el presente trabajo se consideraron en el estudio las

formas adultas. En algunos grupos se trabajó a nivel de morfoespecie por no contar con claves de identificación adecuadas para especie.

El Suborden Adephaga incluye 34.000 especies incluidas en 11 familias, de las cuales 8 contienen individuos acuáticos. Larvas y adultos, incluidos en este suborden se caracterizan por sus hábitos predadores (Beutel y Rivera, 2005). Los adultos poseen grandes metacoxas fusionadas al torax, las cuales dividen completamente al primer ventrito visible (morfológicamente corresponde a el segundo esternito abdominal). Las larvas por otro lado presentan antenas con 4 segmentos y patas de 6 segmentos (Archangelsky *et al.*, 2009). Los huevos son depositados individualmente o en grupos generalmente en sustratos bajo la superficie del agua. El ciclo de vida en la mayoría es típicamente univoltino, aunque también en algunas especies fueron registrados ciclos bivoltinos y semivoltinos. Muchas especies se desarrollan rápidamente y solo necesitan pocas semanas para completar el desarrollo, otras que tienen ciclos de vida semivoltino llegan a requerir hasta dos años para completar el desarrollo larval. Los adultos generalmente viven muchos meses y mueren una vez finalizado el apareamiento y ovoposición (Hilsenhoff, 2001).

Las especies de Gyrinidae son de tamaño pequeño a mediano (3,5 - 14,0 mm de longitud), se caracterizan por la presencia de las patas II y III aplanadas y con setas, modificadas para la natación; y por los ojos divididos en dos, lo que les permiten tener una visión de lo que ocurre debajo y sobre la superficie del agua. Viven en ambientes lóticos y lénticos, a las larvas es frecuente encontrarlas sumergidas entre la vegetación acuática o en zonas litorales, son depredadoras (se alimentan de otros invertebrados) y los adultos son carroñeros de animales muertos o predadores de pequeños invertebrados sobre la película de agua. Se considera que muchas especies son univoltinas (Hilsenhoff, 2001; Archangelsky *et al.*, 2009).

Los coleópteros incluidos en la familia Haliplidae son de tamaño pequeño (2,5 - 5,0 mm de longitud), buenos nadadores, se caracterizan por presentar las metacoxas bien desarrolladas formando una placa de tamaño considerable que alcanza a cubrir los primeros esternitos abdominales así como la base de los metafémures y presentan setas en los tarsos y tibias. Tanto las larvas como los adultos son acuáticos, ambos son herbívoros u omnívoros y con ciclos de vidas probablemente univoltinos (White y Brigham, 1996; Hilsenhoff, 2001; Archangelsky *et al.*, 2009).

Los individuos adultos de la familia Noteridae son de tamaño pequeño (1,0 - 5,8 mm de longitud) morfológicamente se diferencian por la placa esternal chata y con forma subtriangular y por la modificación de las patas II y III, aplanadas y con setas cortas y rígidas para la natación. Habitan en ambientes lóticos y lénticos, prefiriendo las aguas quietas y vegetadas, los adultos son mayormente predadores de pequeños invertebrados. El conocimiento que se tiene de la biología de las larvas es escaso, de acuerdo a su morfología bucal sugieren una alimentación herbívora (Archangelsky *et al.*, 2009) u omnívora (White y Brigham, 1996; Hilsenhoff, 2001).

La familia Dytiscidae presenta individuos adultos que se caracterizan por ser buenos nadadores, presentan una forma aplanada dorsoventralmente o globosa en algunos casos. Son de coloración oscura, en muchos casos con manchas más claras sobre los élitros, varían en un rango de tamaño que van desde los 2 - 50 mm. Las larvas son acuáticas y pasan por tres instancias larvales; una característica de éstas en la capacidad de poder ingerir a las presas bajo el agua a través de sus mandíbulas huecas y suctoras (Balke, 2005). Las pupas son depositadas en cámaras construidas entre la hojarasca o bajo tierra en áreas próximas al cuerpo de agua (Trémouilles, 1995). Larvas y adultos son predadores, se alimentan de invertebrados y pequeños vertebrados, en larvas se observó canibalismo. (Hilsenhoff, 2001; Archangelsky *et al.*, 2009). En muchos grupos se puede observar dimorfismo sexual entre los individuos, los pretarsos de los machos se encuentran modificados para la cópula. Se hallan en casi todos los tipos de ambientes acuáticos continentales, sobre todo en zonas tropicales y subtropicales, y principalmente prefieren las aguas lénticas ya sean permanentes o temporarias (Archangelsky *et al.*, 2009)

El Suborden Polyphaga es el más numerosos dentro del Orden Coleoptera, contiene aproximadamente 320.000 especies descritas, incluidas en 151 familias (Beutel y Leschen, 2005; Archangelsky *et al.*, 2009). Se evidencia dentro del grupo una amplia diversidad de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y comportamentales. Hydrophilidae presenta muchas especies con larvas y adultos acuáticos, en otros grupos como Dryopidae solo los adultos tienen hábitos acuáticos, y Scirtidae solo presenta las larvas en el medio acuático, los adultos son todos terrestres (Hilsenhoff, 2001). Los adultos se diferencian morfológicamente porque generalmente presentan las metacoxas libres y móviles que no dividen el primer ventrito. Por otra parte, las larvas se caracterizan por la presencia de cinco segmentos y pretarsos con una única uña (Archangelsky *et al.*, 2009). Otra característica que tienen algunos de los grupos, son los

ciclos de vida más largos con la presencia de un mayor número de estadios larvales, por ejemplo Dryopidae que puede llegar a tener de cinco a ocho estadios, sin embargo otros como Hydrophilidae, Hydrochidae, Hydraenidae y Helophoridae tienen tres estadios larvales al igual que las familias pertenecientes al suborden Adephaga (Hilsenhoff, 2001).

Los adultos de la familia Dryopidae se caracterizan por tener un tamaño que oscila entre los 1,3 y los 12,0 mm, de coloración oscura, con pubescencia o glabros y antenas con 6 o más antenómeros. Habitan ambientes lóticos y lénticos, los adultos son acuáticos y herbívoros. Se los halla generalmente entre la vegetación acuática, raíces de plantas en la zona litoral o debajo de rocas (Hilsenhoff, 2001; Archangelsky *et al.*, 2009).

Los individuos adultos de la familia Hydrochidae se caracterizan por ser pequeños y se los identifica fácilmente por las perforaciones y/o gránulos en el pronoto. La mayoría de los adultos son acuáticos, pero generalmente se los encuentra desplazándose entre la vegetación acuática ya que son malos nadadores (Hilsenhoff, 2001).

Morfológicamente los adultos de la familia Hydrophilidae se distinguen por la presencia de una antena finalizada en maza pubescente formada por tres artejos. Habitan en ambientes lóticos y lénticos, asociados a la vegetación acuática. Muchos de los adultos se alimentan de material orgánico en descomposición, de materia vegetal o de pequeños animales, mientras que las larvas son predadoras y en muchas especies presentan ciclo de vida univoltino (Hilsenhoff, 2001; Archangelsky *et al.*, 2009).

Los escarabajos que pertenecen a la familia Limnichidae son de tamaño pequeño (0,5 – 5,0 mm) con una gran diversidad ecológica; algunas especies son acuáticas, otras semiacuáticas asociadas a la vegetación, raparías y muchas otras tienen hábitos terrestres (Hernando y Ribera, 2005; Archangelsky *et al.*, 2009).

La familia Epimetopidae está integrada por organismos que no se encuentran muy adaptados para la natación, se caracterizan por presentar oculta la parte posterior de la cabeza debido a una prolongación del pronoto. El cuerpo dorsalmente presenta gránulos pilíferos que se unen y forman crestas en la zona de las interestrias elitrales impares, las patas son robustas y se encuentran cubiertas por hileras de espinas en las tibias (Oliva *et al.*, 2002; Perkins, 2012).

En esta sección se realizó un listado faunístico de las diversas familias, géneros y especies que fueron recolectadas en ambientes con diferentes hidroperíodos (lagunas

permanentes y charcos temporarios) en el departamento Capital de la provincia de Corrientes.

MATERIAL Y METODOS

Toda la información brindada en este trabajo se obtuvo de recolecciones realizadas personalmente en los diferentes ambientes estudiados para esta Tesis. El material proviene de ambientes permanentes, como lagunas características de este sector de la Argentina, como así también de diferentes ambientes temporarios registrados después de las precipitaciones caídas en la zona. La caracterización de cada uno de estos ambientes, fecha de los muestreos, forma de toma de muestras como cualquier información relevante a los materiales y métodos se encuentran detallados en el Capítulo I.

Se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica para obtener información sobre la bionomía, distribución y ecología de los diferentes taxa encontrados a partir de las distintas campañas de recolección. Posteriormente se realizó un inventario faunístico con las diferentes especies recolectadas.

Debido a la falta de revisiones y claves taxonómicas, algunas especies solo pudieron ser determinadas a nivel de morfoespecies, sobre todo algunos ejemplares de la Familia Noteridae, Dytiscidae y algunos Hydrophilidae.

La clasificación más reciente de Coleóptera es la de Bouchard *et al.*, (2011). En este estudio la presentación de los taxones se hizo siguiendo la clasificación de Lawrence y Newton (1995); para la clasificación de Hydrophiloidea se siguió a Hansen (1999) y a Short y Fikáček (2011); para Hydrophilidae a Short y Fikáček (2013) y para Dytiscidae, a Nilsson (2001). Para la identificación taxonómica se utilizaron trabajos de Bachmann (1981), Trémouilles y Bachmann (1980), Trémouilles (1984, 1989, 1995, 1996), Trémouilles *et al.*, (1995, 2005), Grosso, (1979, 1993), Oliva *et al.*, (2002), Komarek (2005), Miller, (2000), Archangelsky *et al.*, (2009), Libonatti *et al.*, (2011) y Vondel y Spangler (2008).

RESULTADOS

Se registraron 125 especies de coleópteros acuáticos distribuidos en 42 géneros y 9 familias, incluidas en dos de los tres subórdenes con representantes acuáticos:

- ADEPHAGA Schellenberg, 1806. Representado por cuatro familias: Gyrinidae (1 género. y 1 especie) Haliplidae (1, 1) Dytiscidae (18, 32) y Noteridae (6, 26).
- POLYPHAGA Emery, 1886. Se encuentra representado por cinco familias: Dryopidae (2 géneros y 3 especies) Hydrochidae (1, 3) Hydrophilidae (11, 57), Limnichidae (1, 1) y Epimetopidae (1, 1).

Dytiscidae fue la más abundante en cuanto a porcentaje de géneros (43 %) seguido por Hydrophilidae (26 %) y Noteridae (14 %), las restantes familias presentaron un porcentaje inferior al 10%. Sin embargo Hydrophilidae fue la familia más abundante en cuanto a porcentaje de especies (46 %), seguida por Dytiscidae (26 %) y Noteridae (21 %), las restantes familias registradas presentaron una abundancia inferior a un 10% en lo que respecta a proporción de especies (Tabla 1). Dentro de los hydrofilidos, los géneros con mayor número de especies fueron *Berosus* Leach y *Tropisternus* Solier, con 15 y 13 especies respectivamente. Por su parte, *Suphisellus* Crotch con 12 especies e *Hydrocanthus* Say con 7 especies fueron las mejor representadas en Noteridae. Mientras que en Dytiscidae los géneros más abundantes fueron *Megadytes* Sharp y *Laccophilus* Leach con 5 y 4 especies respectivamente.

Tabla 1: Porcentajes de géneros y especies registrado en cada una de las Familias halladas en los diferentes muestreos en la provincia de Corrientes.

Familia	Géneros	Especies
Gyrinidae	2,38 %	0,80 %
Haliplidae	2,38 %	0,80 %
Dytiscidae	42,86 %	25,60 %
Noteridae	14,29 %	20,80 %
Dryopidae	4,76 %	2,40 %
Hydrochidae	2,38 %	2,40 %
Hydrophilidae	26,19 %	45,60 %
Limnichidae	2,38 %	0,80 %
Epimetopidae	2,38 %	0,80 %

Se mencionan por primera vez para la provincia de Corrientes las familias Haliplidae (*Haliphus indistinctus* Zimmermann), Dryopidae (con los géneros *Onopelmus*

Spangler y *Pelonomus* Erichson) y Epimetopidae (con el género *Epimetopus*). Con respecto a Hydrophilidae, se nombra a *Phaenonotum* Sharp por primera vez, junto con tres especies de *Enochrus* Thomson (*E. brevisculus* (Bruch), *E. variegatus* (Steinheil) y *E. melanthus* Orchymont y una especie de *Helochares* Mulsant (*H. abbreviatus* (Fabricius)). También son aportes nuevos para la provincia las ocurrencias de *Rhantus signatus signatus* (Fabricius), *Copelatus longicornis* Sharp, *Copelatus alternatus* Sharp y *Pachydrus globosus* (Aubé) en lo que respecta a la Familia Dytiscidae (Gómez Lutz, *et al.*, 2012).

Se presenta un listado faunístico de las especies registradas en los ambientes con diferentes hidroperiodos en la Provincia de Corrientes (Argentina) en un periodo de dos años (octubre de 2010 - octubre de 2012). Se agruparon por subórdenes, familias, subfamilias, tribus, géneros y especies.

El mismo se encuentra ordenado de la siguiente manera: Suborden, Familia, Subfamilia, Tribu, Género y especie o morfoespecie.

Suborden Adephaga

Familia Gyrinidae

Subfamilia Gyrininae

Género *Gyrinus* Geoffroy, 1762

Gyrinus ovatus Klug, 1829

Familia Haliplidae

Género *Haliplus* Latreille, 1802

Haliplus indistinctus Zimmermann, 1928

Familia Dytiscidae

Subfamilia Colymbetinae

Tribu Colymbetini

Género *Rhantus* Dejean, 1833

Rhantus signatus signatus (Fabricius, 1775)

Continúa

Subfamilia Copelatinae

Tribu Copelatini

Género *Copelatus* Erichson, 1832*Copelatus alternatus* Sharp, 1882*Copelatus longicornis* Sharp, 1882

Subfamilia Dytiscinae

Tribu Aciliini

Género *Thermonectus* Dejean, 1837*Thermonectus nobilis* Zimmermann, 1924*Thermonectus succinctus* (Aubé, 1838)

Tribu Aubehydrini

Género *Notaticus* Zimmermann, 1928*Notaticus fasciatus* Zimmermann, 1928

Tribu Cybistrini

Género *Megadytes* Sharp, 1882*Megadytes carcharias* Griffini, 1895*Megadytes latus* (Fabricius, 1801)*Megadytes fraternus* Sharp, 1882*Megadytes* sp. 1*Megadytes* sp. 2

Tribu Hydaticini

Género *Hydaticus* Leach, 1817*Hydaticus* sp.

Subfamilia Hydroporinae

Tribu Bidessini

Género *Anodocheilus* Babington, 1841*Anodocheilus maculatus* Babington, 1841Género *Brachyvatus* Zimmermann, 1919*Continúa*

Brachyvatus acuminatus (Steinheil, 1869)

Género *Hemibidesus* Zimmermann, 1921

Hemibidesus conicus Zimmermann, 1921

Género *Liodessus* Guignot, 1939

Liodessus sp.

Tribu Hydrovatini

Género *Hydrovatus* Motschulsky, 1853

Hydrovatus caraibus Sharp, 1882

Hydrovatus crassulus Sharp, 1882

Hydrovatus turbinatus Zimmermann, 1921

Tribu Hyphyrini

Género *Demopachria* Babington, 1841

Demopachria (Nectoserrula) concolor Sharp, 1882

Demopachria sp. 1

Género *Pachydrus* Sharp, 1882

Pachydrus globosus (Aubé, 1838)

Pachydrus obesus Sharp, 1882

Tribu Methlini

Género *Celina* Aubé, 1837

Celina sp. 1

Celina sp. 2

Tribu Vatellini

Género *Derovatellus* Sharp, 1882

Derovatellus sp.

Género *Vatellus* Aubé, 1837

Subfamilia Laccophilinae

Tribu Laccophilini

Género *Laccophilus* Leach, 1817

Continúa

Laccophilus sp. 1

Laccophilus sp. 2

Laccophilus sp. 3

Laccophilus sp. 4

Género inédito

Sp. 1

Familia Noteridae

Subfamilia Noterinae

Tribu Noterini

Género *Hydrocanthus* Say, 1823

Hydrocanthus sharpi Zimmermann, 1928

Hydrocanthus debilis Sharp, 1882

Hydrocanthus paraguayensis Zimmermann, 1928

Hydrocanthus sp. 1

Hydrocanthus sp. 2

Hydrocanthus sp. 3

Hydrocanthus sp. 4

Género *Mesonoterus* Sharp, 1882

Mesonoterus sp. 1

Mesonoterus sp. 2

Género *Suphis* Aubé, 1836

Suphis cimicoides Aubé, 1836

Suphis fluviatilis Guignot, 1948

Suphis freudei Mouchamps, 1955

Género *Suphisellus* Crotch, 1873

Suphisellus nigrinus (Aubé, 1838)

Suphisellus flavopictus (Régimbart, 1889)

Suphisellus grammicus (Sharp, 1882)

Continúa

Suphisellus rotundatus (Sharp, 1882)

Suphisellus sp. 1

Suphisellus sp. 2

Suphisellus sp. 3

Suphisellus sp. 4

Suphisellus sp. 5

Suphisellus sp. 6

Suphisellus sp. 7

Suphisellus sp. 8

Tribu Pronoterini

Género *Pronoterus* Sharp, 1882

Pronoterus sp.

Subfamilia Notomicrinae

Tribu Notomicrini

Género *Notomicrus* Sharp, 1882

Notomicrus sp.

Suborden Polyphaga

Familia Dryopidae

Género *Onopelmus* Spangler, 1980

Onopelmus sp.

Género *Pelonomus* Erichson, 1847

Pelonomus sp. 1

Pelonomus sp. 2

Familia Hydrochidae

Género *Hydrochus* Leach, 1817

Hydrochus sp. 1

Hydrochus sp. 2

Hydrochus sp. 3

Continúa

Familia Hydrophilidae

Subfamilia Hydrophilinae

Tribu Berosini

Género *Derallus* Sharp, 1882*Derallus angustus* Sharp, 1882*Derallus paranensis* Oliva, 1981Género *Berosus* Leach, 1817*Berosus decolor* Knisch, 1924*Berosus stenocoptus* Jensen-Haarup, 1910*Berosus hamatus* Knisch, 1924*Berosus minimus* Knisch, 1921*Berosus reticulatus* Knisch, 1921*Berosus truncatipennis* Castelnau, 1840*Berosus ussingi* Jensen-Haarup, 1910*Berosus zimmermanni* Knisch, 1921*Berosus rufulus* Knisch, 1924*Berosus patruelis* Berg, 1887*Berosus paraguayanus* Knisch, 1924*Berosus* sp. 1*Berosus* sp. 2*Berosus* sp. 3*Berosus* sp. 4

Tribu Laccobiini

Género *Paracymus* Thomson, 1867*Paracymus granulum* Orchymont, 1942*Paracymus rufocinctus* Bruch, 1915*Paracymus graniformis* Bruch, 1915*Paracymus limbatus* Wooldridge, 1973*Continúa*

Paracymus sp. 1

Paracymus sp. 2

Tribu Hydrophilini

Género *Hydrobiomorpha* Blackburn, 1888

Hydrobiomorpha corumbaensis Mouchamps, 1959

Hydrobiomorpha irina Brullé, 1837

Hydrobiomorpha sp. 1

Género *Hydrophilus* Geoffroy, 1762

Hydrophilus ensifer Brullé, 1837

Género *Tropisternus* Solier, 1834

Tropisternus apicipalpis (Chevrolat, 1834)

Tropisternus burmeisteri Fernández y Bachmann, 1981

Tropisternus carinispina Orchymont, 1922

Tropisternus collaris (Fabricius, 1775)

Tropisternus dilatatus Bruch, 1915

Tropisternus ignoratus Knisch, 1921

Tropisternus laevis (Sturm, 1826)

Tropisternus lateralis limbatus (Brullé, 1837)

Tropisternus longispina Fernández y Bachmann, 1981

Tropisternus obesus Bruch, 1915

Tropisternus ovalis Castelnau, 1840

Tropisternus mergus (Say, 1835)

Tropisternus sharpi Orchymont, 1922

Subfamilia Enochrinae

Género *Enochrus* Thomson, 1859

Enochrus brevisculus (Bruch, 1915)

Enochrus circumcinctus (Bruch, 1915)

Enochrus guarani Fernández, 1988

Continúa

Enochrus melanthus Orchymont, 1943

Enochrus obsoletus (Bruch, 1915)

Enochrus sublongus (Fall, 1926)

Enochrus variegatus (Steinheil, 1869)

Enochrus vulgaris (Steinheil, 1869)

Subfamilia Acidocerinae

Género *Chasmogenus* Sharp, 1882

Chasmogenus sapucay Fernández, 1986

Género *Helobata* Bergroth, 1888

Helobata larvalis (Horn, 1873)

Género *Helochares* Mulsant, 1844

Helochares abbreviatus (Fabricius, 1801)

Helochares femoratus (Brullé, 1841)

Helochares mesostilialis Fernández, 1981

Helochares pallipes Brullé, 1838

Helochares spatulatus Fernández, 1981

Helochares ventricosus Bruch, 1915

Subfamilia Sphaeridiinae

Tribu Coelostomatini

Género *Phaenonotum* Sharp, 1882

Phaenonotum sp. 1

Familia Limnichidae

Género A

Sp. 1

Familia Epimetopidae

Género *Epimetopus* Laccordaire, 1854

Epimetopus sp. 1

DISCUSION

De los cuatro subórdenes de coleópteros acuáticos, solamente tres de ellos (Myxophaga, Adephaga y Polyphaga) tienen representantes acuáticos y los dos últimos fueron hallados en este trabajo. La identificación de los taxones a nivel de familia no suele presentar problemas, pero la identificación a nivel de género y especie es un poco más complicada. Muchas de las especies de la Argentina necesitan una revisión por lo cual numerosos ejemplares solo pudieron ser determinados a nivel de morfoespecies.

Familia Gyrinidae

Se reconocen alrededor de 700 especies a nivel mundial (Merritt y Cummins, 1996) y para Sudamérica alrededor de 300 especies agrupadas en cuatro géneros, *Gyrinus* Linné, *Andogyrus* Ochs, *Enhydrus* Castelnau y *Gyretes* Brullé (Beutel y Roughley, 2005). Se encuentran distribuidos en todos los continentes excepto en la Antártica, en Nueva Zelanda, al este de la Polinesia y en el extremo sur de América de sur; que incluye a la Argentina al sur de la latitud 39° y a Chile al sur de los 42° (Beutel y Leschen, 2005). La mayor riqueza se concentra en las zonas pantropicales, donde las temperaturas son más elevadas (Spangler, 1991).

A las especies de esta familia es muy frecuente encontrarlas nadando sobre la superficie de los cuerpos de agua, lo hacen de un modo muy característico, en forma circular y rápidamente. En la Argentina se encuentran los géneros *Gyrinus*, *Andogyrus* y *Gyretes*. *Gyrinus* está representado por dos subgéneros: *Neogyrinus* Hatch que cuenta con 4 especies, tres de ellas en el noreste argentino hasta Entre Ríos y la otra especie es común encontrarla hasta el sur de Buenos Aires, el otro subgénero *Oreogyrinus* Ochs, con dos especies *G. argentinus* Steinheil, en el noroeste hasta Córdoba y San Luis y *G. monrosi* Mouchamps, en Buenos Aires. *Andogyrinus* con dos especies *A. seriatopuntatus* (Régimbart) y *A. ellipticus* (Brullé) ambas restringidas a la Patagonia. *Gyretes* cuenta con aproximadamente 20 especies distribuidas en la Argentina y unas 80 especies más en Brasil y Paraguay (Trémouilles *et al.*, 1995). En un trabajo llevado a cabo en el Parque Nacional Mburucuyá en la provincia de Corrientes, se encontraron dos especies, *Gyrinus violaceus* Régimbart, y *Gyretes* sp. (Torres *et al.*, 2012), igualmente esas mismas especies fueron registradas en áreas protegidas de la ecoregión del Chaco- Húmedo (Libonatti *et al.*, 2013). En el presente estudio se recolectó una

especie perteneciente al género *Gyrinus*, la cual no pudo ser determinada a nivel específico.

Familia Haliplidae

Es una familia con distribución cosmopolita, con aproximadamente 200 especies (Vondel, 2005). Para la región Neotropical se conocen dos géneros: *Haliphus* Latreille y *Peltodytes* Régimbart. El género *Peltodytes* ocurre en la mayor parte del mundo, pero no se lo ha registrado para la fauna de América del Sur y Australasia.

Para la Argentina solo se registra el género *Haliphus* con 10 especies, algunas restringidas al sur de la Patagonia, otras al extremo nordeste, las demás de amplia distribución (Trémouilles *et al.*, 1995; Vondel y Spangler, 2008). Se registró *H. indistinctus* Zimmermann que constituye la primera cita de la familia para la provincia de Corrientes; en la Argentina, está citada para Salta, Santiago del Estero, Formosa y Buenos Aires, además se encuentra en la República Oriental del Uruguay (Vondel y Spangler, 2008).

Familia Noteridae

Es una familia con 14 géneros y más de 250 especies descriptas a nivel mundial, se encuentran distribuidas principalmente en las regiones tropicales y subtropicales (White y Brigham, 1996). Para Sudamérica se reconocen más de 70 especies distribuidas en ocho géneros: *Canthydrus* Sharp, *Hydrocanthus* Say, *Mesonoterus* Sharp, *Siolius* Balfour-Browne, *Suphis* Aubé, *Suphisellus* Crotch, *Pronoterus* Sharp y *Notomicrus* Sharp (Archangelsky *et al.*, 2009). Para la región Neotropical existen ocho géneros y seis para la Argentina (Trémouilles *et al.*, 1995; Nilsson, 2006). En este trabajo, se registraron todos los géneros y 21 especies. *Hydrocanthus* Say presenta distribución mundial, excepto en la región Paleártica, con 51 especies, de las cuales solo seis están en la Argentina: *H. debilis* Sharp, *H. fasciatus* Steinheil, *H. laevigatus* (Brullé), *H. paraguayensis* Zimmermann, *H. sharpi* Zimmermann e *H. socius* Sahlberg, que se distribuyen desde el norte hasta Buenos Aires (Benetti *et al.*, 2003; Nilsson, 2006). Para el Parque Nacional Mburucuyá, en esta misma provincia, se han citado *H. sharpi* e *H. socius* (Torres *et al.*, 2012). En este trabajo se registraron siete especies: *H.*

sharpi, *H. debilis*, *H. paraguayensis* y otras cuatro especies más que no han podido ser determinadas a nivel específico.

Mesonoterus cuenta con cuatro especies a nivel mundial, de las cuales solo una está mencionada para la fauna de la Argentina: *M. crassicornis* Régimbart en la provincia de Formosa. En el Parque Nacional Mburucuyá se registró *M. laevicollis* Sharp (Torres *et al.*, 2012), citada para la fauna de Bolivia, Brasil, Cuba, Guatemala, México y Paraguay (Nilsson, 2006). En este estudio, se reconocieron dos especies, las cuales no fueron determinadas a nivel específico.

Suphis presenta seis especies en la Argentina (Nilsson, 2006), *S. cimicoides* Aubé y *S. notaticollis* Zimmermann fueron citadas para la provincia de Corrientes (Grosso, 1993), como así también *S. freudei* Mouchamps (Torres *et al.*, 2012). En este trabajo se registraron tres especies: *S. cimicoides*, *S. freudei* y *S. fluviatilis* citada para Salta, Formosa, Chaco, Buenos Aires y Paraguay.

Suphisellus presenta distribución Neotropical, se han citado 20 especies para la Argentina (Trémouilles *et al.*, 1995; Nilsson, 2006). Para Corrientes, se conocen las citas de *S. grossus* Sharp y *S. flavopictus* (Régimbart) (Poi de Neiff y Carignan, 1997; Poi de Neiff y Neiff, 2006), *S. balzani* (Régimbart), *S. curtus* (Sharp), *S. grammicus* (Sharp), *S. hyeroglyphicus* Zimmermann, *S. nigrinus* (Aubé), *S. pinguiculus* (Régimbart), *S. remator* (Sharp), *S. rotundatus* (Sharp), *S. rufulus* Zimmermann, *S. sexnotatus* (Régimbart) y *S. variicollis* Zimmermann (Torres *et al.*, 2012). En el presente trabajo se registraron *S. flavopictus*, *S. rotundatus*, *S. nigrinus*, *S. grammicus* y ocho especies más que no fueron determinadas a nivel específico.

Del género *Pronoterus*, con tres especies a nivel mundial, solamente *P. punctipennis* Sharp se encuentra distribuida en Sudamérica (Brasil y Argentina); en la fauna de la Argentina esta especie está citada para las provincias de Buenos Aires, Chaco y Corrientes (Blackwelder, 1944; Trémouilles *et al.*, 1995; Nilsson, 2006; Torres *et al.*, 2012). Se registró una sola especie, no determinada a nivel específico. El género *Notomicrus* cuenta con nueve especies a nivel mundial (Nilsson y Van Vondel, 2005) y para la Argentina se reconocen dos: *N. brevicornis* Sharp citada para Santa Fe y Corrientes (Bruch, 1927; Torres *et al.*, 2012) y *N. traili* Sharp para la provincia de Corrientes (Torres *et al.*, 2012) y Brasil, Bolivia y Suriname (Nilsson y Van Vondel,

2005). En este relevamiento solo se registró una sola especie de *Notomicrus* no determinada a nivel específico.

Familia Dytiscidae

Esta familia, con aproximadamente 3.900 especies descritas y distribución cosmopolita, es el grupo de coleópteros acuáticos más numeroso, diverso y mejor adaptado a la vida acuática (White y Brigham, 1996; Nilsson, 2001). Para la Argentina, se conocen 119 especies distribuidas en 31 géneros y en ocho subfamilias (Agabinae, Colymbetinae, Copelatinae, Dytiscinae, Hydroporinae, Hydrodytinae, Laccophilinae y Lancetinae) y 31 géneros (Libonatti *et al.*, 2011).

En los relevamientos llevados a cabo en el departamento Capital de la provincia de Corrientes, la familia estuvo representada por cinco de las ocho subfamilias mencionadas anteriormente, con 18 géneros y 34 especies. La tribu Colymbetini, dentro de la subfamilia Colymbetinae, está representada por dos géneros en la Argentina: *Bunites* Spangler y *Rhantus* Dejean. En este trabajo, se registró a *Rhantus signatus signatus* (Fabricius), cuya presencia en esta provincia es el primer registro.

En la subfamilia Copelatinae, la tribu Copelatini está compuesta por seis géneros a nivel mundial, dos de ellos citados para la Argentina: *Copelatus* Erichson (con ocho especies) y *Agaporomorphus* Zimmermann (con una especie) (Trémouilles *et al.*, 1995; Libonatti *et al.*, 2011). En el Parque Nacional Mburucuyá, en la Provincia de Corrientes, se registró *C. caelatipennis* Aubé junto a otras tres especies más, no determinadas a nivel específico; y *Agaporomorphus mecolobus* Miller (Torres *et al.*, 2012). En el presente trabajo, se mencionan *C. longicornis* Sharp y *C. alternatus* Sharp por primera vez para la provincia de Corrientes.

La subfamilia Dytiscinae está compuesta por siete tribus: Dytiscini, Eretini, Hyderodini, Aubehydrini, Aciliini, Cybistrini e Hydaticini, las cuatro últimas representadas en la Argentina y en el presente trabajo. La tribu Aciliini tiene un solo género en Sudamérica, *Thermonectus* Dejean, que está representado por cinco especies en la Argentina. En este trabajo, se encontraron dos de las cinco especies: *T. nobilis* Zimmermann (citada previamente en Jujuy, Formosa, Misiones, Corrientes y Santa Fe) y *T. succinctus* (Aubé) (citada en Jujuy, Salta, Formosa, Chaco, Tucumán, Misiones,

Corrientes, Entre Ríos, La Rioja, Córdoba, Buenos Aires, La Pampa) (Trémouilles, 1989). La tribu Aubehydrini, con un solo género y una sola especie en la Argentina (*Notaticus fasciatus* Zimmermann), fue registrada en este estudio; dicha especie fue anteriormente mencionada para el norte del país (Trémouilles y Bachmann, 1981; Torres *et al.*, 2012). La tribu Cybistrini posee dos géneros en la Argentina: *Cybister* Curtis (con una especie) y *Megadytes* Sharp (con 10 especies). Para la provincia de Corrientes, se han citado cinco especies de *Megadytes* (Trémouilles, 1998). En este estudio se registraron cinco especies: *M. fraternus* Sharp, *M. latus* (Fabricius), *M. carcharias* Griffini y otras dos especies que no pudieron ser determinadas a nivel específico, siendo *M. fraternus* la primera cita para la provincia de Corrientes ya que solo se la conocía dentro de la Argentina para Chaco y Buenos Aires. La tribu Hydaticini está compuesta por un único género: *Hydaticus* Leach (Nilsson, 2001), con tres especies citadas para la Argentina que se distribuyen en la parte norte y centro. Solo una de ellas, *H. xanthomelas* (Brullé), fue citada para la provincia de Corrientes (Trémouilles, 1996; 1998). En este estudio, se registró una sola especie, no pudiendo ser determinada a nivel específico.

La subfamilia Hydroporinae Aubé está integrada por ocho tribus, de las cuales solamente seis tienen representantes en la Argentina: Bidessini, Hydroporini, Hydrovatini, Hyphydrini, Methlini y Vatellini (Nilsson, 2001). La tribu Bidessini presenta nueve géneros en la Argentina (Trémouilles, 1998), de los cuales cuatro se registraron en este estudio (*Anodocheilus* Babington, *Brachyvatus* Zimmermann, *Hemibidessus* Zimmermann y *Liodesus* Guignot). *Anodocheilus* tiene dos especies en la Argentina: *Anodocheilus maculatus* Babington y *A. silvestrii* Régimbart, citadas para diferentes provincias (Trémouilles, 1998). En este trabajo, se registró la presencia de *A. maculatus*, nombrada previamente de Corrientes (Torres *et al.*, 2012). Del género *Brachyvatus*, que incluye cuatro especies americanas, solo *B. acuminatus* (Steinheil) ha sido mencionada para la Argentina, de Buenos Aires y Entre Ríos (Trémouilles, 1998; Torres *et al.*, 2007), recientemente citada para Corrientes (Torres *et al.*, 2012) y la misma también registrada en este trabajo. Para la región Neotropical, Miller (2000) reconoce seis especies en *Hemibidessus*, tres de ellas presentes en la Argentina. *Hemibidessus spangleri* Miller se distribuye en las provincias de Buenos Aires y Santa Fe (Trémouilles, 1995; Miller, 2000). *Hemibidessus conicus* (Zimmermann) y *H. spiroductus* Miller han sido citadas para la provincia de Corrientes (Libonatti *et al.*,

2011), la primera con distribución en Bolivia, Brasil y Paraguay, y la segunda en Bolivia (Miller, 2000). En este trabajo, se registró *H. conicus*. *Liodessus* Guignot presenta seis especies en la Argentina (Trémouilles, 1998), una citada para la provincia de Corrientes y Chaco (Torres *et al.*, 2012; Libonatti *et al.*, 2013). Se registró una sola especie, la cual no pudo ser determinada a nivel específico, por la falta de revisiones del género. La tribu Hydrovatini está compuesta por los géneros *Queda* Sharp e *Hydrovatus* Motschulsky, este último de distribución cosmopolita, con tres especies para la fauna de la Argentina y encontradas en este estudio. *Hydrovatus caraibus* Sharp, la de mayor distribución, se conoce de Cuba, Jamaica, República Dominicana, Puerto Rico, Guadalupe, Nicaragua, Brasil, Paraguay, Guayanas y, para la Argentina, se tiene registro en las provincias de Jujuy, Formosa, Chaco, Corrientes, Entre Ríos y Buenos Aires. Por su parte, *H. crassulus* Sharp fue consignada en Brasil, Paraguay y en la Argentina, en Chaco, Entre Ríos y Corrientes. Por último, *H. turbinatus* Zimmermann, citada para las provincias de Salta, Corrientes y Buenos Aires, también se conoce del Paraguay (Trémouilles, 1998; Trémouilles *et al.*, 2005; Torres *et al.*, 2012). Con respecto a *Queda*, fue citado *Q. youngi* Biström para Corrientes, en el Parque Mburucuyá (Torres *et al.*, 2012), esta no fue registrada en este trabajo. La tribu Hyphydrini está actualmente conformada por 15 géneros, de los cuales solo dos, *Desmopachria* Babington y *Pachydrus* Sharp con distribución Neártica y Neotropical, están presentes en la Argentina (Nilsson, 2001). *Desmopachria* está representada por nueve especies citadas para la Argentina, aunque otras 10 especies de áreas vecinas también podrían vivir aquí (Trémouilles *et al.*, 1995, Trémouilles, 1998). Para la provincia de Corrientes, se han citado *Desmopachria concolor* Sharp y otra especie no determinadas a nivel específico (Torres *et al.*, 2012). Aquí, se registró la presencia de tres especies: *Desmopachria concolor* Sharp y una especies no determinadas a nivel específico. El género *Pachydrus* Sharp está compuesto por nueve especies, pero solo dos están en la Argentina: *P. obesus* Sharp (Buenos Aires, Entre Ríos, Misiones, Chaco y Corrientes; Brasil y Venezuela) y *P. globosus* (Aubé) (Buenos Aires, Entre Ríos, Misiones; Brasil, Bolivia, Paraguay, Venezuela y Puerto Rico) (Trémouilles, 1995, 1998; Torres *et al.*, 2012). En este trabajo, se registraron ambas especies, *P. globosus* es una nueva cita para esta provincia. La tribu Methlini tiene un solo género de distribución americana: *Celina* Aubé (Trémouilles, 1998). En la Argentina, se ha registrado la presencia de siete especies: *C. angustata* Aubé, *C. bruchi* Zimmermann, *C. debilis* Sharp, *C. latipes* (Brullé), *C. mucronata* Sharp, *C. parallela* (Babington) y *C.*

punctata Sharp (Trémouilles, 1995, 1998). Para la provincia de Corrientes, se tiene conocimiento de *C. latipes* únicamente (Torres *et al.*, 2012). Aquí se registraron dos especies aún no determinadas a nivel específico. La tribu Vatellini contiene dos géneros: *Vatellus* Aubé con tres especies citadas para la Argentina: *V. haagi* Wehncke, *V. grandis* Buquet y *V. lateralis* (Sharp), con distribuciones en provincias del NE hasta Buenos Aires (Trémouilles, 1995, 1998); y *Derovatellus* Sharp con tres especies que se distribuyen desde el norte hasta Buenos Aires (Trémouilles, 1995, 1998). Se registró una especie de cada género aún no determinadas a nivel específico.

La subfamilia Laccophilinae, con el género *Laccophilus* Leach de distribución mundial (Nilsson, 2001), presenta 13 especies registradas para la Argentina y unas 25 más para áreas vecinas (Trémouilles *et al.*, 1995; Trémouilles, 1998). Los ejemplares aquí recolectados pertenecen a cuatro especies no identificadas, debido a la falta de revisiones taxonómicas y de claves adecuadas para la región. También se registró un género inédito (Michat, com. pers.) del cual solo se conoce una especie aun no descripta para la ciencia.

Familia Dryopidae

Es una familia relativamente pequeña, los individuos se distribuyen en casi todo el mundo, con mayor abundancia de especies en las regiones tropicales húmedas. Para Sudamérica se reconocen 12 géneros con aproximadamente 70 especies (Kodada y Jäch, 2005).

En la Argentina, la familia está representada por cuatro géneros, de los cuales dos se registraron aquí: *Pelonomus* Erichson, con cuatro especies citadas para nuestro país y tres más en áreas vecinas y *Onopelmus* Spangler, género endémico de la Región Neotropical, con solo dos especies; *O. gigas* (Grouvelle) citada para Misiones y *Onopelmus guarani* Vanin, Ide y Costa citada para Brasil y Paraguay (Vanin *et al.*, 1997; Shepard y Aguilar, 2010). En este trabajo se menciona por primera vez esta familia para la provincia, con dos especies de *Pelonomus* y una de *Onopelmus*.

Familia Hydrochidae

Se encuentra junto con otras cinco familias dentro de la superfamilia Hydrophilioidea. Actualmente se la considera una familia independiente, previamente Hydrochidae estaba incluida en la Familia Hydrophilidae (Archangelsky, 1998). De distribución mundial, representada por un solo género (*Hydrochus* Leach). Para la Región Neotropical se registran aproximadamente 40 especies, de las cuales 17 se encuentran en nuestro país (Trémouilles *et al.*, 1995; Oliva, 1996; Oliva *et al.*, 2002). Para la provincia del Chaco se conoce a *H. drechseli* Makhan, *H. ducalis* Knisch, *H. obscurus* Sharp, *H. richteri* Bruch y a *H. variabilis* Knisch (Libonatti *et al.*, 2013). Torres *et al.*, (2012) en un trabajo llevado a cabo en la provincia de Corrientes registraron la presencia de *H. ducalis* Knisch, *H. purpureus* Knisch y *H. pumilio* Knisch. En el presente estudio se registraron tres especies, no determinadas a nivel específico.

Familia Hydrophilidae

Comprende más de 2.800 especies descritas e incluidas en 170 géneros, de los cuales muchos requieren revisiones a nivel regional y mundial debido a los problemas de delimitación en varios géneros (Hansen, 1999; Archangelsky *et al.*, 2005; Archangelsky *et al.*, 2009). Para la Región Neotropical se reconocen alrededor de 600 especies, distribuidas en 58 géneros, de los cuales muchos son de hábitos terrestres.

Está representada en nuestro país por aproximadamente 150 especies, distribuidas en 21 géneros y seis subfamilias (Oliva *et al.*, 2002; Short y Fikáček, 2013). En este estudio, se registraron 11 géneros y 57 especies.

La subfamilia Hydrophilinae está compuesta por cinco tribus: Amphiopini, Berosini, Laccobiini, Hydrobiusini, e Hydrophilini (Short y Fikáček, 2013); en esta Tesis, se registró la presencia de ejemplares pertenecientes a tres de ellas. La tribu Berosini constituida por *Berosus* Leach y *Derallus* Sharp, éste último con dos de las cinco especies conocidas para la Argentina (Oliva *et al.*, 2002): *D. angustus* Sharp y *D. paranaensis* Oliva. Con respecto al género *Berosus*, se registraron 15 de las 39 especies conocidas para la Argentina (Oliva *et al.*, 2002). La tribu Laccobiini está representada en este estudio por el género *Paracymus* Thomson. Se registraron seis especies, *P. granulum*, *P. graniformis*, *P. limbatus* y *P. rufocinctus* y otras dos especies no identificadas a nivel específico. Con respecto a la tribu Hydrophilini, se reconocieron

tres géneros: *Hydrobiomorpha* Blackburn, *Hydrophilus* Geoffroy y *Tropisternus* Solier. En lo que respecta a *Hydrobiomorpha*, se detectó la presencia de tres de las seis especies registradas para la Argentina y áreas vecinas (Oliva *et al.*, 2002): *H. irina* (Brullé), *H. corumbaensis* Mouchamps y una especie no determinada. Del género *Tropisternus* se registraron 13 especies, *T. apicipalpis*, *T. burmeisteri*, *T. carinispina*, *T. collaris*, *T. dilatatus*, *T. ignoratus*, *T. laevis*, *T. lateralis*, *T. longispina*, *T. obesus*, *T. ovalis*, *T. sharpi* y *T. mergus*; todas registradas para la provincia de Corrientes (Trémouilles *et al.*, 1995; Torres *et al.*, 2012). El género *Hydrophilus* cuenta con dos especies para la Argentina y áreas vecinas: *H. guarani* (Bachmann) e *H. ensifer* Brullé (Oliva *et al.*, 2002), esta última hallada en esta contribución. En la Argentina, el género se encuentra distribuido desde el norte hasta Buenos Aires (Oliva *et al.*, 2002).

La subfamilia Acidocerinae presenta tres géneros citados para la Argentina, todos ellos registrados en este trabajo: *Chasmogenus* Sharp, con una sola especie, *C. sapucay* Fernández, que se extiende en las provincias de Formosa, Santiago del Estero, Corrientes y en el Paraguay y Brasil (Oliva *et al.*, 2002; Torres *et al.*, 2012; Clarkson y Ferreira-Jr., 2014). De las 13 especies de *Helochares* que se tiene registro para nuestro país y áreas vecinas (Oliva *et al.*, 2002), en este aporte fueron reconocidas seis de ellas: *H. abbreviatus* (Fabricius), *H. femoratus*, *H. mesostitialis*, *H. pallipes*, *H. spatulatus* y *H. ventricosus*. De *H. abbreviatus* solo se tenía registro en Misiones (Fernández y Bachmann, 1998), ésta es una nueva cita para la provincia. Con respecto a *Helobata*, solo se reconoció una de las seis especies presentes en la Argentina y áreas vecinas (Oliva *et al.*, 2002): *H. larvalis* (Fernández y Bachmann, 1998), la cual tiene una extensa distribución: desde la Cuenca del Paraná hasta el sur de los Estados Unidos de Norteamérica, citada en varios países de América del Sur y Central (Fernández y Bachmann, 1998; Oliva *et al.*, 2002).

De la subfamilia Sphaeridiinae se registró el género *Phaenonotum* Sharp perteneciente a la tribu Coelostomatini; los ejemplares no pudieron ser determinados a nivel específico ya que no existen revisiones regionales del género. Para la Argentina, se han citado tres especies: *P. argentinense* Bruch (Tucumán, Buenos Aires), *P. meriones* (Orchymont) (Argentina: Chaco; Brasil: Mato Grosso) y *P. regimbarti* Bruch (Formosa, Chaco, Buenos Aires) (Oliva *et al.*, 2002), por lo que la presencia del mismo, sería un nuevo aporte para la provincia de Corrientes.

De la subfamilia Enochrinae se registró el género *Enochrus* Thomson, con 16 especies para nuestro país y áreas vecinas (Oliva *et al.*, 2002), se reconocieron ocho especies, de las cuales *E. brevisculus* (Bruch) (Jujuy y Buenos Aires), *E. variegatus* (Steinheil) (Chaco, Santiago del Estero, Córdoba, Santa Fe, Entre Ríos y Buenos Aires) y *E. melanthus* Orchymont (Tucumán, Chaco, Misiones) (Fernández y Bachmann, 1998; Oliva *et al.*, 2002) se citan por primera vez para Corrientes.

Limnichidae

Se encuentra distribuida en todo el mundo, cuenta con 383 especies conocidas, incluidas en 37 géneros y cuatro subfamilias (Hernando y Ribera, 2005). Para la Región Neotropical, se conocen 13 géneros y más de 100 especies, para la Argentina se citaron tres géneros: *Corrinea* Wooldridge, *Eulimnichus* Casey y *Limnichoderus* Casey (Spangler *et al.*, 2001). En este aporte, se registró una especie no pudiendo ser determinada a nivel genérico.

Epimetopidae

Presentan dos géneros, uno del nuevo mundo *Epimetopus* Lacordaire y otro del viejo mundo *Eumetopus*. Para la Argentina solo se reconoce al género *Epimetopus*, con cinco especies distribuidas en el norte de del país y se cree que hay unas cinco especies más en zonas limítrofes, sur de Brasil y Bolivia (Trémouilles *et al.*, 1995). Para la provincia del Chaco, Libonatti *et al.*, (2013) registra la presencia de *Epimetopus trogoides* (Sharp). En este trabajo se registró *Epimetopus* sp. no pudiendo ser determinado a nivel específico. Sin embargo es la primera vez que se cita a la familia para la provincia de Corrientes.

BIBLIOGRAFÍA

- ARCHANGELSKY, M. 1998. Phylogeny of Hydrophiloidea (Coleoptera: Staphyliniformia) using characters from adult and preimaginal stages. *Systematic Entomology*, 23(1): 9-24.
- ARCHANGELSKY, M., R. G. BEUTEL y A. KOMAREK. 2005. Hydrophiloidea. Hydrophilidae. *En: R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.). Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adepfaga, Myxophaga, Polyphaga partim).* Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 157-183.
- ARCHANGELSKY, M., V. MANZO, M. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2009. Coleoptera. *En: E. Domínguez, y H. R. Fernández (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología, Fundación Miguel Lillo, Tucumán.* Pp. 411-468.
- BACHMANN, A. O. 1981. Clave para determinar las familias, subfamilias y géneros de Hydrophiloidea acuáticos (incluso Hydraenidae) de la República Argentina y áreas vecinas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 40 (1-4): 2-9.
- BALKE, M. 2005. Dytiscidae. *En: R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.). Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adepfaga, Myxophaga, Polyphaga partim).* Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 90 -116.
- BENETTI, C. J., J. A. RÉGIL CUETO y G. L. FIORENTIN. 2003. Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação. *Biota Neotropical*, 3(1): 1-20.
- BEUTEL, R. G. y I. RIBERA. 2005. Adepfaga Schellenberg, 1806. *En: R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.) Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adepfaga, Myxophaga, Polyphaga partim).* Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 53-55.
- BEUTEL, R. G. y R. E. ROUGHLEY. 2005. Gyrinidae Latreille, 1810. *En: R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.) Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adepfaga, Myxophaga, Polyphaga partim).* Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 53-55.
- BEUTEL, R. G. y R. A. B. LESCHEN. 2005 Polyphaga Emery, 18866. *En: R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.) Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adepfaga, Myxophaga, Polyphaga partim).* Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 153-154.

- BEUTEL, R. G. y R. A. B. LESCHEN. 2005. Handbook of Zoology, Volume IV Arthropoda: Insecta, Part 38, Evolution and Systematics Coleoptera (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga part.). Waltyer de Gruyter, Berlin. 567 pp.
- BLACKWELDER, R. E. 1944. Checklist of the coleopterous insects of México, Central America, The West Indies, and South America. Part 1. Bull. Smiths. Inst., Pp.1-188.
- BOUCHARD, P., BOUSQUET, Y., DAVIES, A. E., ALONSO-ZARAZAGA, M. A., LAWRENCE, J. F., LYAL, C. H. C., NEWTON, A. F., REID, C. A. M., SCHMITT, M., ŚLIPÍŃSKI, S. A. y A. B. T. SMITH. 2011. Family-group names in Coleoptera (Insecta). *ZooKeys*, 88: 1-972.
- BRUCH, C. 1927. Tres interesantes coleópteros. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 1: 15-22.
- CLARKSON B. y N. FERREIRA JR. 2014. Four new species and first nominal record of *Chasmogenus* Sharp, 1882 (Coleoptera: Hydrophilidae) from Brazil. *Zootaxa*, 3765 (5): 481-494.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. O. BACHMANN. 1998. Hydrophiloidea. *En: J. J. Morrone y S. Coscarón (Dir.). Biodiversidad de artrópodos argentinos. Una perspectiva biotaxonómica.* Ediciones Sur, La Plata. Pp. 218-226.
- GÓMEZ LUTZ, M. C., L. A. FERNÁNDEZ y A. I. KEHR. 2012. Coleópteros acuáticos de lagunas situadas en el noroeste de la provincia de Corrientes, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71 (1-2): 73-85.
- GRIMALDI, D. A. y M. ENGEL. 2005. The Evolution of Insects. Cambridge University Press, Cambridge.
- GROSSO, L. E. 1979. Contribución al conocimiento biológico y sistemático de las especies argentinas de Noteridae (Coleoptera, Adephaga). Tesis Doctoral N° 374. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata. 166 pp.
- GROSSO, L. E. 1993. Revisión de las especies neotropicales del género *Suphis* Aubé, con la descripción de *S. ticky* n. sp. (Coleoptera – Noteridae). *Acta Zoologica Lilloana*, 42 (2): 225-238.
- HANSEN, M. 1999. World Catalogue of Insects. Volume 2. Hydrophiloidea (Coleoptera). Apollo Books, Stenstrup, Denmark.
- HERNANDO, C. y I. RIBERA. 2005. Limnichidae Erichson, 1846. *En: R. G. Beutel y R.A.B. Leschen (Eds.) Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1:*

- Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim). Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 512-518.
- HILSENHOFF, W. L. 2001. Diversity and classification of insects and Collembola. *En: J. H. Thorp y A. P. Covich (Eds.). Ecology and Classification of North American Freshwater invertebrates.* Academic Press, San Diego, California. Pp. 661- 731.
- JÄCH, M.A. y M. BALKE.2008. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 419-442.
- KODADA, J. y M. A. JÄCH. 2005. Dryopidae Bilberg, 1820 (1917). *En: R. G. Beutel, y R. A. B. Leschen, (Eds.). Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim).* Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 496-508.
- KOMAREK, A. 2005. Taxonomic revision of *Anacaena* THOMSON, 1859 II. Neotropical species (Coleoptera: Hydrophilidae). *Koleopterologische Rundschau* 75: 253-301.
- LAWRENCE, J. F. y A. F. NEWTON, JR. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). *En: J. Pakaluk, y S. A. Slipinski (Eds.). Biology, Phylogeny, and classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy A. Crowson.* Pp. 779-1092. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN, v. 2, VI +559-1092 pp.
- LIBONATTI, M. L., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2011. Key to the subfamilies, tribes and genera of adult Dytiscidae of Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 70 (3-4): 317-336.
- LIBONATTI, M. L., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2013. Aquatic Coleoptera from two protected areas of the Humid Chaco eco-region (Chaco Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 72 (3-4): 155-168.
- MERRIT, R. y W. CUMMINS. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd ed. Kendall Hunt. New York, EEUU.
- MILLER, K. B. 2000. Revision of the Neotropical genus *Hemibidessus* Zimmermann (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae: Bidessini). *Aquatic Insects*, 23 (4): 253-275.
- MISERENDINO, M. L. y M. ARCHANGELSKY. 2006. Aquatic Coleoptera distribution and environmental relationships in a large Patagonian river. *International Review of Hydrobiology*, 91(5): 423-437.

- NILSSON, A. N. 2001. Word catalogue of insects. Vol. 3. Dytiscidae (Coleoptera). Apollo Books, Stenstrup, Denmark.
- NILSSON, A. N. 2006. A World Catalogue of the Family Noteridae, or the Burrowing Water Beetles (Coleoptera, Adephaga). (Version 16.VII.2006. Distributed by the Author *En*: http://www2.emg.umu.se/projects/biginst/andersn/WCN/WCN_20060716.pdf).
- NILSSON, A. N. y B. J. VAN VONDEL. 2005. Amphizoidae, Aspitytidae, Haliplidae, Noteridae and Paelobiidae (Coleoptera, Adephaga). *En*: A. Nilsson, (Ed.). World Catalogue of Insects, Volume 7: 1-171. Apollo Books. Stenstrup.
- OLIVA, A. 1996. The genus *Hydrochus* Leach (Coleoptera, Hydrophilidae) in South America with special reference to Argentina. *Bulletin et Annales de la Societe Royale Belge d'Entomologie*, 132: 301-341.
- OLIVA, A. L., L. A. FERNÁNDEZ y A. O. BACHMANN. 2002. Sinopsis de los Hydrophiloidea acuáticos de la Argentina (Insecta, Coleoptera). *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 2: 1-67.
- PERKINS, P. D. 2012. A revision of *Epimetopus* Lacordaire, the New World hooded shore beetles (Coleoptera: Epimetopidae), *Zootaxa*, 3531: 1-95.
- POI DE NEIFF, A. y R. CARIGNAN. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.
- POI DE NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 2006. Riqueza de especies y similitud de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31 (3): 220-225.
- SHEPARD, W. D. y C. AGUILAR JULIO. 2010. Estudio preliminar de las familias de escarabajos acuáticos Dryopidae, Elmidae, Lutrochidae y Psephenidae conocidos de Paraguay (Coleoptera: Byrrhoidea). *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay*, 16 (1): 30-42.
- SHORT, A. E. Z. y M. FIKÁČEK. 2011. World catalogue of the Hydrophiloidea (Coleoptera): additions and corrections II (2006–2010). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, 51 (1): 83-122.
- SHORT A. y M. FIKÁČEK. 2013. Molecular phylogeny, evolution and classification of the Hydrophilidae (Coleoptera). *Systematic Entomology*, 38 (4): 723-752.
- SPANGLER, P. J. 1991. Gyrinidae (Adephaga). Whirligig beetles. *En*: F. W. Stehr (Ed.). Immature insects, Vol. II. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque. Iowa. Pp. 319-320.

- SPANGLER, P. J., C. L. STAINES, P. M. SPANGLER y S. L. STAINES. 2001. A checklist of the Limnichidae and the Lutrochidae (Coleoptera) of the world. *Insecta Mundi*, 15 (3): 151-165.
- TORRES, P. L. M., S. A. MAZZUCCONI y M. C. MICHAT. 2007. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional El Palmar (Provincia de Entre Ríos, Argentina): lista faunística, diversidad y distribución. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66 (3-4): 127-154.
- TORRES, P. L. M., M. C. MICHAT, M. L. LIBONATTI , L. A. FERNÁNDEZ, A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 2012. Aquatic Coleoptera from Mburucuyá National Park (Corrientes Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71(1-2): 57-71.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1984. El género *Rhantus* Dejean en la Argentina (Coleoptera, Dytiscidae). *Physis*, 42: 9-24.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1989 (1987). Contribución para el conocimiento del género *Thermonectus* Dejean en la Argentina y áreas limítrofes. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 46 (1-4): 95-115.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1995. Dytiscidae: Methlinae - Hydroporinae. En: Z. A. de Castellanos (Dir.). Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, 37 (1), FECIC, Buenos Aires, Pp. 1-82.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1996. Revisión del género *Hydaticus* Leach en América del Sur, con descripción de tres nuevas especies (Coleoptera, Dytiscidae). *Physis*, 52 (122-123): 15-32.
- TRÉMOUILLES, E. R. 1998. Dytiscidae. En: J. J. Morrone y S. Coscarón (Dirs.). Biodiversidad de artrópodos argentinos. Una perspectiva biotaxonomía, Ediciones Sur, La Plata, Pp. 210-217.
- TRÉMOUILLES, E. R. y A. O. BACHMANN. 1981 (1980). La tribu Cybisterini en la Argentina (Coleoptera, Dytiscidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 39 (1-2): 101-125.
- TRÉMOUILLES, E. R., A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 1995. Insecta, Coleoptera. En: E. C. Lopretto y G. Tell (Eds.). Ecosistemas de Aguas Continentales, Metodologías para su Estudio, Ediciones Sur, La Plata, Pp. 1133-1197.
- TRÉMOUILLES, E. R., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2005. A synopsis of the South American *Hydrovatus* (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae), with notes on habitat and

distribution, and a key to species. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 64 (1-2): 61-69.

- VANIN, S. A., S. IDE y C. COSTA. 1997. Larvae of Neotropical Coleoptera. XXVI: description of immatures and adult of a new species of *Onopelmus* Spangler, 1980, with notes on habitats and rearing (Dryopoidea, Dryopidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, (São Paulo), 40 (4): 87-103.
- VONDEL, B. J. 2005. Haliplidae Aubé, 1836. *En*: R. G. Beutel y R. A. B. Leschen (Eds.). Handbook of Zoology, Vol. IV, Part 38, Coleoptera, Beetles. Vol. 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim). Walter de Gruyter, Berlin. Pp. 64-72.
- VONDEL, B. J. VAN y P. J. SPANGLER. 2008. Revision of the Haliplidae of the Neotropical Region including Mexico (Coleoptera: Haliplidae). *Koleopterol Rundsch*, 78: 69-194.
- WHITE, D. S. y W. U. BRIGHAM. 1996. Aquatic Coleoptera. *En*: R. W. Merrit y K.W. Cummins (Eds). An introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Co., Iowa. Pp. 399-473.

CAPÍTULO III

DISPOSICIÓN ESPACIAL,
VARIACIÓN TEMPORAL Y
PREFERENCIA DE
MICROHABITATS EN AMBIENTES
PERMANENTES

INTRODUCCIÓN

Los límites de una población son difíciles de establecer, sin embargo una manera es determinándola como un conjunto de organismos de una misma especie presentes en un mismo lugar y en un tiempo determinado.

La estructura y dinámica de una población nos permite evaluar de qué manera se encuentra organizada y como fluctúa en el tiempo de acuerdo a los factores bióticos y abióticos del lugar. Diversos son los factores que interactúan y que regulan las poblaciones. De acuerdo a House (1977), dentro de los factores bióticos la disponibilidad de alimento es uno de más importantes y entre los factores abióticos, los componentes climáticos (Andrewartha, 1970). A su vez, existen otros factores que actúan regulando la población, entre ellos se encuentran los recursos (espacio, refugio, microhabitat, radiación solar, etc.), las condiciones del mismo (humedad, temperatura, precipitaciones, salinidad, pH, etc.) y los enemigos (predadores, patógenos, parásitos y especies competidoras). El conocimiento de las respuestas por parte de los individuos a los diversos factores ofrece una visión del funcionamiento de una comunidad (Begon *et al.*, 1996).

El tamaño de una población y sus variaciones a lo largo del tiempo es ecológicamente importante ya que posibilita determinar las épocas de aumento o disminución poblacional (Rabinovich, 1978). Otras características relevantes en una población son: la variación temporal, la disposición espacial de los individuos, estructura del hábitat, ciclos diurnos, estacionales, tablas de vida, entre muchas otras características que nos ayudan a interpretar y a inferir las historias de vida, comportamientos, preferencias y plasticidad de las mismas. Son múltiples los parámetros que se pueden estimar de una población, pudiéndose observar en Southwood (1978) muchos de los métodos utilizados para los estudios a nivel de poblaciones. La mayoría de ellos fueron realizados sobre diversas poblaciones de insectos plagas que causan daños sobre cultivos y producen en muchos casos grandes pérdidas económicas que afectan a la sociedad, siendo inferior el número de estudios enfocados sobre las poblaciones naturales. Sin embargo, estos estudios son de especial interés para llevar a cabo análisis para la conservación de insectos (Samways *et al.*, 2010).

Según Warfe *et al.*, (2008) la estructura del hábitat puede influir en la abundancia y diversidad local. Los humedales forman parte característica del paisaje en la provincia de Corrientes; son muy diversos y generalmente se encuentran cubiertos total o parcialmente por una gran diversidad de macrófitas acuáticas. Estas constituyen una parte importante de los ecosistemas acuáticos (Franklin *et al.*, 2008; Grinberga, 2011) y se considera que la presencia de las mismas contribuye al aumento de biomasa y densidad de macroinvertebrados (Scheffer, 1998; Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010). De acuerdo a Poi de Neiff y Neiff (2006) la riqueza de especies de invertebrados varía entre las diferentes macrófitas, lo cual estaría relacionado con la morfología de las plantas, textura del sustrato, transmisión de luz, circulación del agua, colonización del perifiton y la capacidad de retención de materia particulada. Diferentes estudios han demostrado la importancia de las plantas en los ensambles de coleópteros acuáticos (Gee *et al.*, 1997; Painter, 1999; Larson *et al.*, 2000) ya que las mismas ejercen en el ambiente diferentes funciones ecológicas como ser el aumento de la heterogeneidad y proporcionan hábitat para los diferentes organismos (Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010; Ferreira *et al.*, 2011).

Los trabajos sobre ecología de poblaciones de coleópteros acuáticos en Argentina son relativamente escasos, y la mayoría de los mismos están enfocados a nivel de comunidades, como ser diversidad, abundancia, relación con diferentes variables físico químicas y ambientales (Fischer *et al.*, 2000; Von Ellenrieder y Fernández, 2000; Fontanarrosa *et al.*, 2004, 2009; 2013; Scheibler y Debandi, 2008; Epele y Archangelsky, 2012). Entre los aportes ecológicos sobre poblaciones de coleópteros acuáticos en nuestro país se pueden citar aquellos realizados con poblaciones de *Helochares talarum* (Fernández 1990), de *Helochares femoratus* (Fernández y Kehr, 1991, 1994, 1995) y recientemente, el realizado con *Enochrus variegatus* y *E. vulgaris* (Byttebier *et al.*, 2012).

Por otra parte, la distribución de las especies podría ser explicada de algún modo por las preferencias ecológicas lo cual se vería reflejado en los distintos tipos de hábitats (Valladares *et al.*, 1994). Los patrones de disposición espacial de los organismos, nos estaría reflejando la utilización del espacio, lo cual es ecológicamente significativo y necesario para diseñar diferentes metodologías de muestreo y plantear objetivos de estudios concretos (Poole, 1974; Southwood, 1978). Muchas veces la disposición

espacial que adquieren los organismos en determinados sitios se ve afectada por factores como la heterogeneidad ambiental y su variación con respecto al tiempo (Fernández y Kehr, 1994).

La estructura y dinámica de las poblaciones acuáticas varían de acuerdo al régimen de lluvias, al tipo de sustrato de macrófitas, características del agua (pH, conductividad, salinidad, oxígeno disuelto etc.). Por ello el propósito de este capítulo fue evaluar la dinámica de algunas poblaciones de coleópteros acuáticos que estuvieron presentes en las dos lagunas permanentes y que por sus características limnológicas pueden ser consideradas típicas de la región de estudio. Los objetivos de este estudio a nivel de poblaciones se evaluaron en base a poblaciones de 12 especies de coleópteros acuáticos, donde se tomaron solamente a los individuos adultos debido a la dificultad de los muestreos para poder recoger a estos organismos en todos sus estadios de desarrollo. Como se mencionó anteriormente, estos organismos son holometábolos y pasan por diferentes estados de desarrollo (huevo, larva, pupa y adulto), y en muchos grupos los estadios preimaginales no han sido descriptos. Para cada especie estudiada fueron consideradas: a) la dinámica estacional de las poblaciones en cada una de las lagunas; b) la disposición espacial y c) la preferencia de microhábitats.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en dos ambientes permanentes ubicados al NO de la provincia de Corrientes. La caracterización de estos ambientes, la toma de muestras, periodicidad, procesamiento del material y detalles referentes al trabajo de campo y de laboratorio se desarrollaron en la sección Material y Métodos del Capítulo I.

Metodología estadística

Para los análisis a nivel de poblaciones se seleccionaron aquellas especies más representativas en cuanto a la abundancia dentro de cada familia y también se ha tenido

en cuenta el nivel de determinación taxonómica de los ejemplares, ya que dentro de algunas familias habían géneros y especies muy bien representadas pero solamente pudieron ser determinadas a nivel de morfoespecies por lo que no fueron aquí consideradas.

Métodos utilizados en la disposición espacial

Para la disposición espacial fueron considerados solo aquellos muestreos en los cuales las distintas especies analizadas tenían como mínimo 5 ejemplares. Se procedió de ese modo para poder tener mayor claridad en el análisis de los resultados.

En cada una de las muestras se calculó la media aritmética (\bar{x}) y la varianza (s^2). Posteriormente, fue establecida la relación varianza/media o Índice de dispersión (I) como un indicador del patrón de disposición espacial, para evaluar si los organismos en las diferentes muestras se disponían espacialmente de manera agregada, uniforme o al azar. Una vez que fue establecida la disposición en el espacio, se ajustaron los modelos teóricos de distribución, considerando que si el valor del I era igual o cercano a 1, la disposición era al azar y entonces la distribución teórica de mejor ajuste debía ser la distribución de Poisson. Si el valor del I era significativamente < 1 , los individuos se distribuían regularmente y que si el valor de I era > 1 , los individuos se distribuían de manera agregada.

También se determinó la disposición espacial testeándolo con el X^2 obtenido mediante la siguiente fórmula (Elliott, 1971, Southwood, 1978):

$$X^2 = I. (n-1)$$

Donde I = Índice de dispersión, $n - 1$ = es el número de muestras tomadas menos uno, lo cual varió de acuerdo a cada sitio de muestreo; en la laguna Tendalero se recolectaron un total de 7 muestras, mientras que en la laguna Don Luis fueron 4, por lo que el valor de $n - 1$ fue de 6 y 3 respectivamente. La expresión $I.(n-1)$ nos daría una buena aproximación a una distribución X^2 con $n-1$ grados de libertad (Elliot, 1971). En cada muestra también fueron aplicados modelos de distribución de probabilidades, por ejemplo, la serie de Poisson, binomial negativa y binomial positiva según

correspondiese (Pielou, 1977). El ajuste de estos modelos a los datos observados en el campo fue realizado a través de la aplicación del test de X^2 (Chi cuadrado), con un alfa equivalente a 0,05 (Southwood, 1978).

En aquellos muestreos en donde los individuos se dispusieron de manera agregada, se determinó el tamaño medio de cada agregación, para lo cual se utilizó la fórmula propuesta por Arbous y Kerrich (1951) (Southwood, 1978). Para determinar dichas probabilidades se tomó el valor crítico de 2; valores superiores a este indicaría que las agregaciones fueron producidas por un proceso activo (intrínseco de la especie) y uno inferior por factores externos.

$$\lambda = \frac{\bar{x}}{2K} v$$

λ = el número de individuos de la agregación de un nivel de probabilidad asignado a v ;
 \bar{x} = es la media aritmética; K = Índice de agregación de la función de probabilidad de la Binomial Negativa; v = es una función de la distribución de X^2 con $2K$ grados de libertad.

Preferencia y especificidad en la utilización de los microhábitats

Para evaluar si las poblaciones seleccionadas de coleópteros acuáticos utilizaron de manera diferencial los microhábitats considerados (vegetación acuática: *Limnobium laevigatum*; *Hydrocleys nymphoides* y un sector abierto, libre de vegetación acuática) se llevó a cabo el siguiente procedimiento: primero se obtuvieron la abundancia de los individuos para cada especie y para cada microhábitats, en función del número de muestras obtenidas en cada muestreo. Es decir, se estandarizó el número de individuos en relación al número de muestras extraídas por cada microhábitats. Posteriormente se realizó un test de Kruskal-Wallis general para todas las especies considerando los tres microhábitats. Cuando el test de Kruskal-Wallis resultó significativo ($p < 0,05$) se analizó la información para cada una de las especies por separado con el objetivo de ver si estas especies hacían un uso diferencial de cada microhábitats. Para ello se empleó el test de K proporciones dado que tenemos solamente 3 valores (uno por cada microhábitats). Cuando este último test dio significativo ($p < 0,05$) se realizó un test de Z para ver si había diferencias significativas entre pares de microhábitats.

RESULTADOS

En total fueron estudiadas las poblaciones de individuos adultos de 12 especies, pertenecientes a dos lagunas permanentes: *Haliplus indistinctus* (Haliplidae); *Pachydrus globosus* (Dytiscidae); *Hydrocanthus sharpi*, *Hydrocanthus debilis* y *Suphisellus nigrinus* (Noteridae); *Enochrus vulgaris*, *Derallus angustus*, *Tropisternus collaris*, *T. ovalis*, *T. laevis*, *T. lateralis limbatus* y *T. longispina* (Hydrophilidae).

Laguna Tendalero

Abundancia relativa y variación temporal

Se recolectaron 3.547 ejemplares de coleópteros acuáticos sobre los cuales se analizaron diferentes patrones de su ecología. A lo largo de todo el ciclo de muestreo (octubre de 2010 a octubre de 2011). Las especies que siempre estuvieron presentes fueron *Tropisternus ovalis*, *Derallus angustus* e *Hydrocanthus debilis*. Estas especies además fueron las más abundantes con 951, 651 y 553 respectivamente, representando el 60% de la abundancia total.

En la Figura 1 se puede observar que el 67% de las muestras tomadas en la primavera del año 2010 tuvieron una abundancia de especies superior a la de la media estimada para esa laguna ($\bar{x} = 154$). El pico de abundancia más elevado durante este periodo ocurrió en el mes de noviembre.

Varias de las especies analizadas tuvieron picos de abundancia en la primavera, entre ellas *H. indistinctus*, *P. globosus*, *D. angustus*, *S. nigrinus*, *H. debilis*, *T. ovalis*, *T. longispina* y *T. lateralis limbatus*. En las restantes estaciones (verano, otoño, invierno y comienzos de la primavera de 2011) fue bajo el porcentaje de especies con abundancias superiores a la media estimada para este cuerpo de agua (33%, 17%, 33% y 0% respectivamente). En el verano, solamente dos muestreos (enero y marzo) presentaron abundancias superiores a la $\bar{x} = 154$ y las especies que más aportaron en este caso fueron *T. ovalis*, *D. angustus* e *H. debilis*. En el otoño, solo uno de los muestreos (abril) registró una abundancia superior a la de la media estimada para la laguna.

Las especies que más contribuyeron con ese incremento en la abundancia fueron *T. ovalis*, *D. angustus* y *H. debilis*. En el invierno, de manera similar a lo ocurrido en el otoño solo se pudo registrar un muestreo con valores de abundancia superiores a la

media estimada para la laguna Tendalero, sin embargo *E. vulgaris* fue la especie que tuvo mayor aporte en el pico de abundancia que tuvo lugar en el invierno. La dinámica de abundancia de cada una de las especies a lo largo de todo el periodo de estudio se pueden observar en las Figuras de 2 a 5.

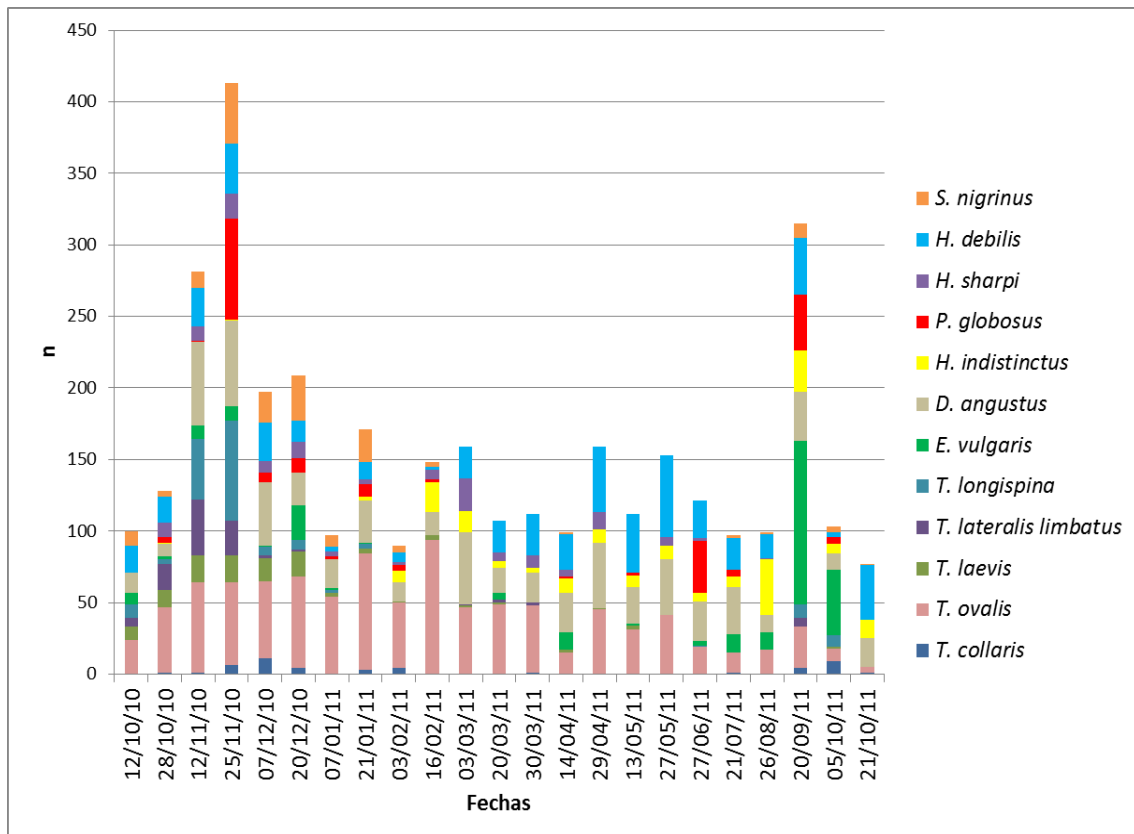


Fig. 1: Abundancia de las especies presentes en la laguna Tendalero, localizada en los alrededores de la ciudad de Corrientes, para cada fecha de muestreo.

Disposición espacial

Los valores obtenidos para cada una de las especies analizadas en esta laguna se encuentran resumidos en la Tabla 1.

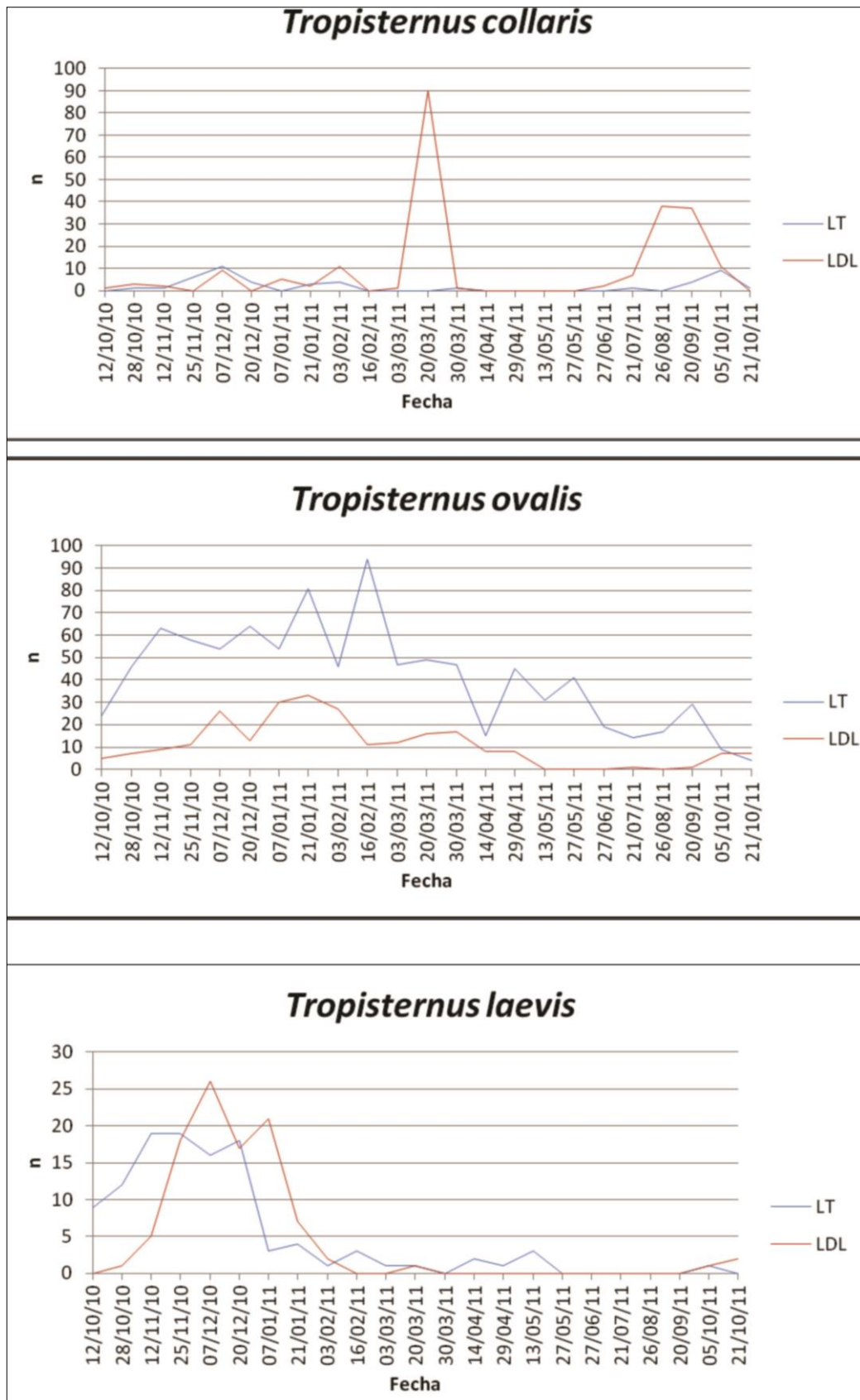


Fig. 2: Dinámica anual de la abundancia de las especies de coleópteros acuáticos de las lagunas Tenedero (LT) y Don Luis (LDL), distinguidas por especies.

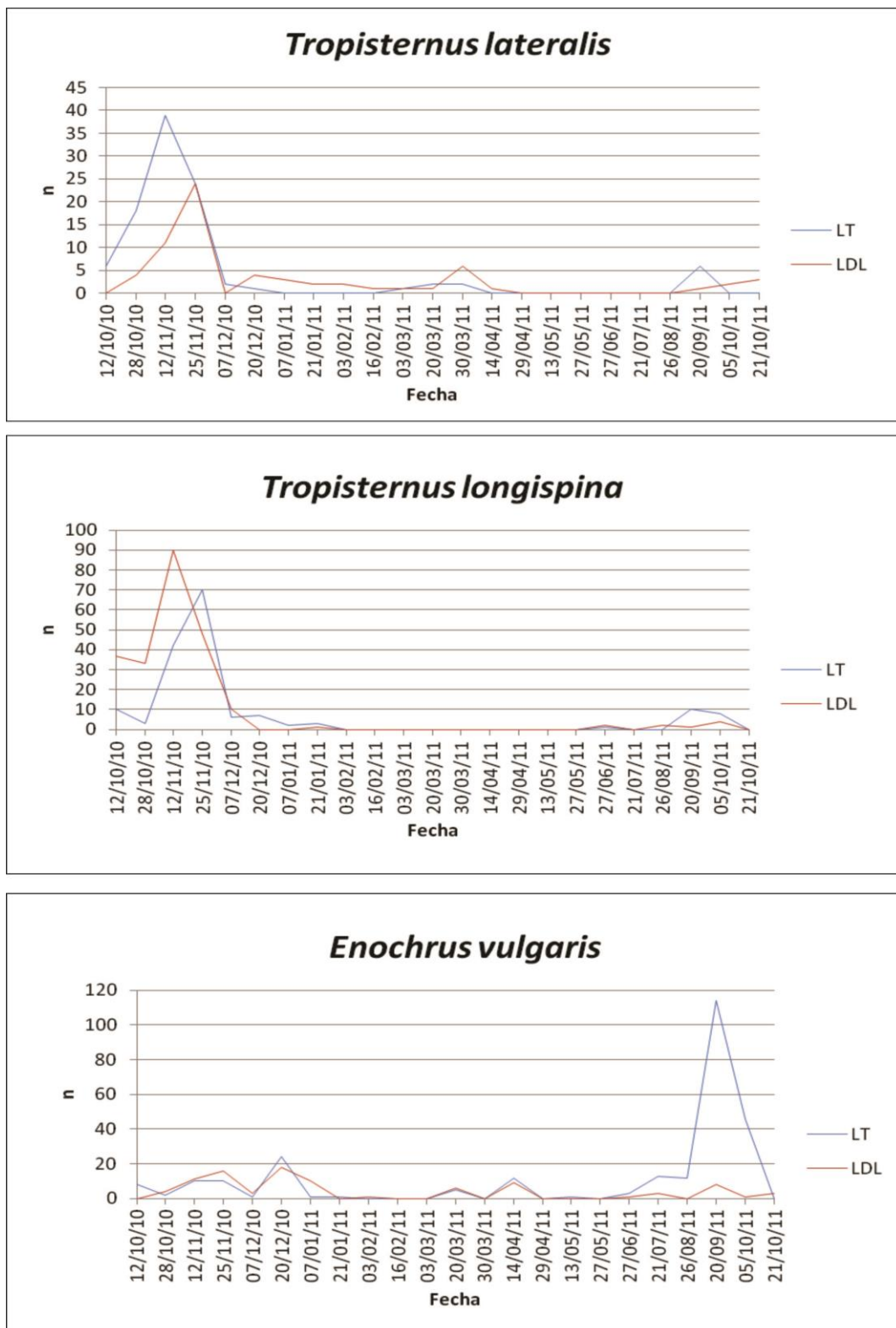


Fig. 3: Dinámica anual de la abundancia de las especies de coleópteros acuáticos de las lagunas Tenedero (LT) y Don Luis (LDL), distinguidas por especies.

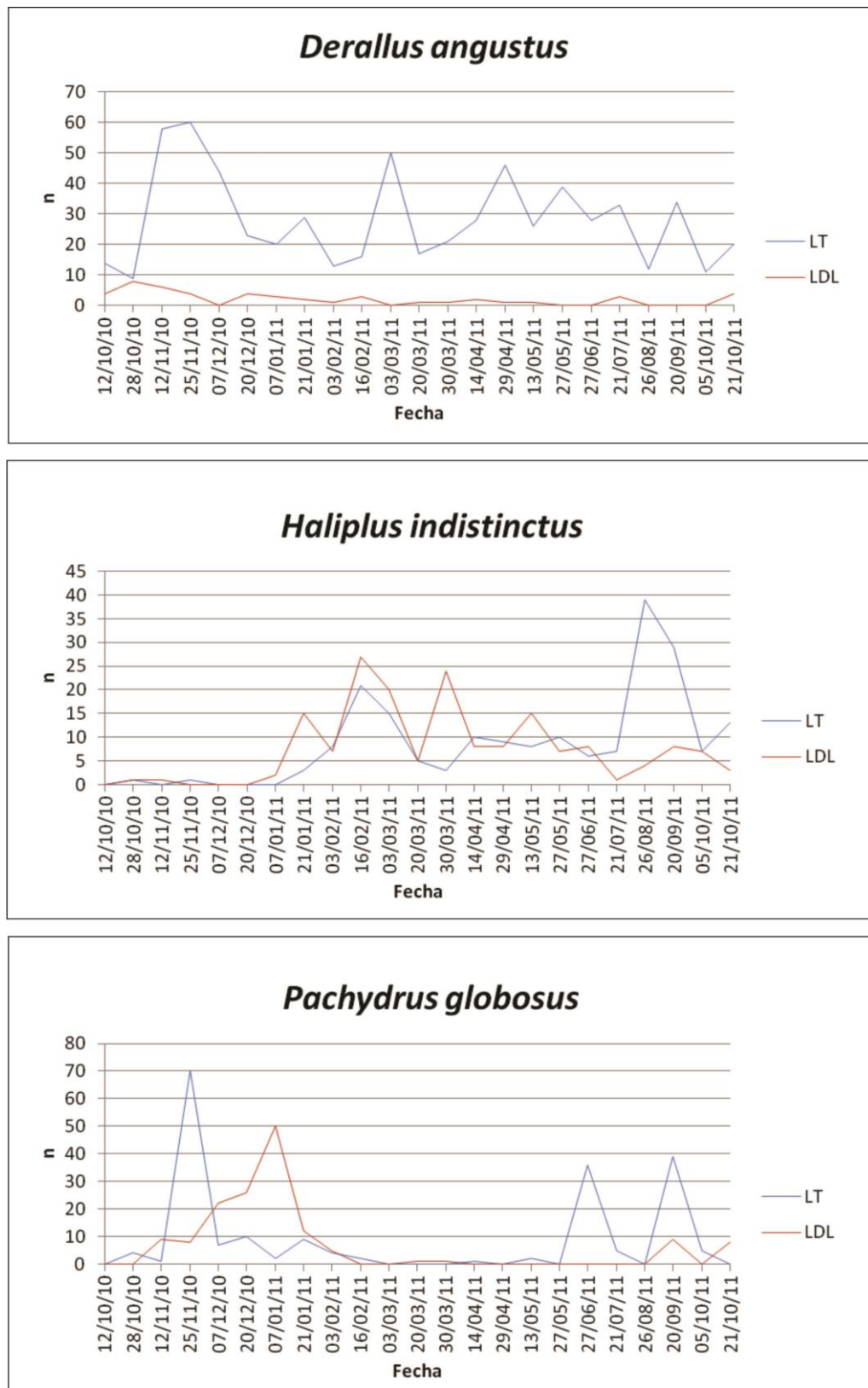


Fig. 4: Dinámica anual de la abundancia de las especies de coleópteros acuáticos de las lagunas Tendedero (LT) y Don Luis (LDL), distinguidas por especies.

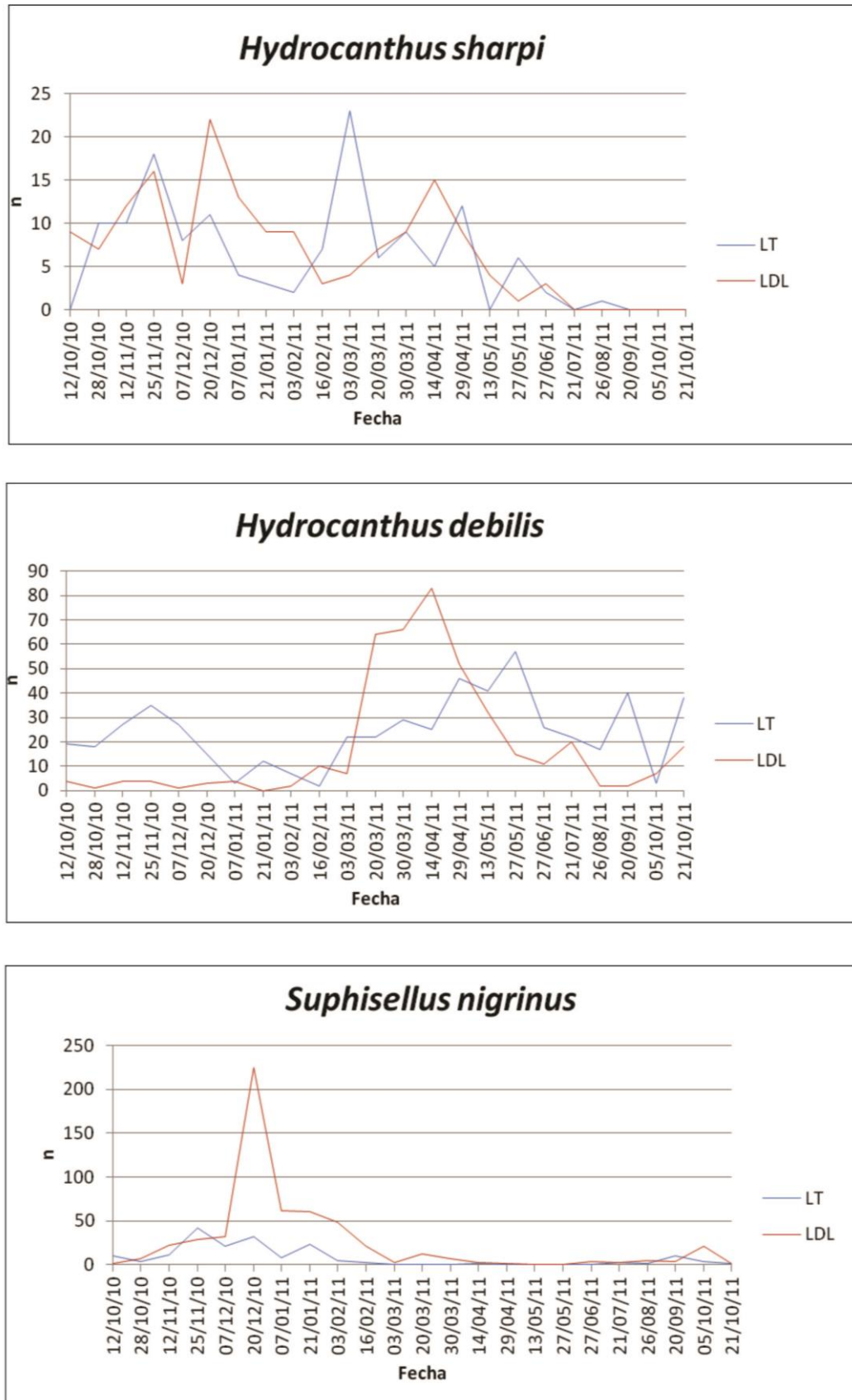


Fig. 5: Dinámica anual de la abundancia de las especies de coleópteros acuáticos de las lagunas Tenedero (LT) y Don Luis (LDL), distinguidas por especies.

La mayor cantidad de muestreos con una disposición espacial al azar fue registrada en las siguientes especies: *H. indistinctus* (57% de los muestreos), *P. globosus* (54%), *H. sharpi* (54%), *H. debilis* (60%) y *T. collaris* (67%). En los restantes muestreos la disposición de esas especies fue agregada, siendo muy bajo el valor de *K* en la mayoría de los casos (<1), indicando fuertes agregaciones, en donde además, un elevado porcentaje de esos muestreos agregados se debieron a factores externos. Solamente en *H. debilis* las agregaciones fueron debido a procesos activos en más de un 60% de los muestreos, pero los valores de *K* fueron a su vez, superiores a 1 indicando agregaciones más laxas (Tabla 1). El tipo de disposición agregada predominó en: *S. nigrinus* (56% de los muestreos), *E. vulgaris* (70%), *T. laevis* (83%), *T. lateralis limbatus* (60%), *T. longispina* (71%), *D. angustus* (61%) y *T. ovalis* (61%). En las cinco primeras especies las agregaciones fueron principalmente debido a factores externos, mientras que en *D. angustus* y *T. ovalis* predominaron las agregaciones debido a procesos activos. Por su parte los valores de *K* de la binomial negativa fueron muy diversos en las diferentes muestreos y solamente se registraron fuertes agregaciones en *T. laevis* y *T. longispina* (Tabla 1).

Tabla 1: Especies presentes en la laguna Tendalero, con las fechas de muestreo, *n*: abundancia; \bar{x} : media aritmética; *s*²: varianza; $X^2=I.(n-1)$: Chi-cuadrado para testear el ajuste del índice de dispersión; Prob.: probabilidad de acuerdo a la distribución X^2 ; Disp.: Tipo de disposición; A.: disposición al azar (el modelo de mejor ajuste es el de la Serie de Poisson); Agr.: disposición agregada (el modelo de mejor ajuste es la Binomial negativa); *K*: Índice de agregación; g.l.: grados de libertad; Prob. X^2 : probabilidad X^2 ; λ^* : agregación media, calculada con la fórmula propuesta por Arbous y Kerrich (1951).

*Valor crítico 2. Valores mayores a 2, agregaciones producidas debido a procesos activos. Valores inferiores a 2, agregaciones producidas debido a factores externos.

Especies	Fechas	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i> ²	$X^2=I.(n-1)$	Prob.	Disp.	<i>K</i>	g.l.	Prob. X^2	λ^*
<i>Haliplus indistinctus</i>	03/02/2011	8	1,14	5,14	27,00	0,00	Agr.	0,33	4	> 0,05	0,52
	16/02/2011	21	3,00	12,67	25,33	0,00	Agr.	0,93	4	> 0,05	0,73
	03/03/2011	15	2,14	19,48	54,53	0,00	Agr.	0,26	4	> 0,05	0,97
	22/03/2011	5	0,71	0,90	7,60	0,27	A.	-	1	> 0,05	-
	14/04/2011	10	1,43	2,29	9,60	0,14	A.	-	3	> 0,05	-
	29/04/2011	9	1,29	1,57	7,33	0,29	A.	-	2	> 0,05	-
	13/05/2011	8	1,14	3,48	18,25	0,01	Agr.	0,56	4	> 0,05	0,46
	27/05/2011	10	1,43	3,29	13,80	0,03	A.	-	4	< 0,05	-
	27/06/2011	6	0,86	1,48	10,33	0,11	A.	-	2	> 0,05	-
	21/07/2011	7	1,00	1,33	8,00	0,24	A.	-	2	> 0,05	-

	26/08/2011	39	5,57	119,29	128,46	0,00	Agr.	0,27	4	> 0,05	10,21
	20/09/2011	29	4,14	35,81	51,86	0,00	Agr.	0,54	4	> 0,05	1,74
	05/10/2011	7	1,00	2,00	12,00	0,06	A.	-	3	> 0,05	-
	21/10/2011	13	1,86	1,14	3,69	0,72	A.	-	2	> 0,05	-
<i>Pachydrus globosus</i>	25/11/2010	70	10,00	295,67	177,40	0,00	Agr.	0,35	4	< 0,05	4,55
	07/12/2010	7	1,00	5,00	30,00	0,00	Agr.	0,25	4	> 0,05	0,45
	20/12/2010	10	1,43	14,29	60,00	0,00	Agr.	0,16	4	> 0,05	0,65
	21/01/2011	9	1,29	5,57	26,00	0,00	Agr.	0,39	4	> 0,05	0,58
	27/06/2011	36	5,14	173,48	202,39	0,00	Agr.	0,16	4	> 0,05	2,34
	21/07/2011	5	0,71	2,24	18,80	0,00	Agr.	0,33	4	> 0,05	0,32
	20/09/2011	39	5,57	108,95	117,33	0,00	Agr.	0,30	4	> 0,05	2,53
	05/10/2011	5	0,71	3,57	30,00	0,00	Agr.	0,18	4	> 0,05	0,32
<i>Hydrocanthus sharpi</i>	28/10/2010	10	1,43	8,95	37,60	0,00	Agr.	0,27	4	> 0,05	0,65
	12/11/2010	10	1,43	1,95	8,20	0,22	A.	-	3	> 0,05	-
	25/11/2010	18	2,57	6,62	15,44	0,02	Agr.	1,63	4	> 0,05	1,86
	07/12/2010	8	1,14	1,81	9,50	0,15	A.	-	2	> 0,05	-
	20/12/2010	11	1,57	6,95	26,55	0,00	Agr.	0,46	4	> 0,05	0,71
	16/02/2011	7	1,00	3,33	20,00	0,00	Agr.	0,43	4	> 0,05	0,45
	03/03/2011	23	3,29	4,90	8,96	0,18	A.	-	5	> 0,05	-
	20/03/2011	6	0,86	2,14	15,00	0,02	Agr.	0,57	4	> 0,05	0,34
	30/03/2011	9	1,29	0,57	2,67	0,85	A.	-	1	> 0,05	-
	14/04/2011	5	0,71	0,57	4,80	0,57	A.	-	1	> 0,05	-
	29/04/2011	12	1,71	1,57	5,50	0,48	A.	-	3	> 0,05	-
	27/05/2011	6	0,86	0,81	4,86	0,56	A.	-	1	> 0,05	-
<i>Hydrocanthus debilis</i>	12/10/2010	19	2,71	4,24	9,37	0,15	A.	-	5	> 0,05	-
	28/10/2010	18	2,57	4,29	10,00	0,12	A.	-	5	> 0,05	-
	12/11/2010	27	3,86	11,14	17,33	0,01	Agr.	2,04	4	> 0,05	3,17
	25/11/2010	35	5,00	8,33	10,00	0,12	A.	-	8	> 0,05	-
	07/12/2010	27	3,86	16,14	25,11	0,00	Agr.	1,21	4	> 0,05	2,21
	20/12/2010	15	2,14	7,81	21,87	0,00	Agr.	0,81	4	> 0,05	0,60
	21/01/2011	12	1,71	4,90	17,17	0,01	Agr.	0,92	4	> 0,05	0,42
	03/02/2011	7	1,00	0,67	4,00	0,68	A.	-	1	> 0,05	-
	03/03/2011	22	3,14	7,14	13,64	0,03	A.	-	6	< 0,05	-
	20/03/2011	22	3,14	4,48	8,55	0,20	A.	-	5	> 0,05	-
	30/03/2011	29	4,14	5,14	7,45	0,28	A.	-	6	> 0,05	-
	14/04/2011	25	3,57	5,29	8,88	0,18	A.	-	6	> 0,05	-
	29/04/2011	46	6,57	9,29	8,48	0,21	A.	-	11	> 0,05	-
	13/05/2011	41	5,86	24,48	25,07	0,00	Agr.	1,84	4	> 0,05	3,76
	27/05/2011	57	8,14	11,81	8,70	0,19	A.	-	12	> 0,05	-
	27/06/2011	26	3,71	11,57	18,69	0,00	Agr.	1,76	4	> 0,05	2,50
	21/07/2011	22	3,14	7,14	13,64	0,03	A.	-	6	> 0,05	-
26/08/2011	17	2,43	5,95	14,71	0,02	Agr.	1,67	4	> 0,05	1,72	
20/09/2011	40	5,71	33,24	34,90	0,00	Agr.	1,19	4	> 0,05	3,34	

	21/10/2011	38	5,43	12,62	13,95	0,03	A.	-	10	< 0,05	-
<i>Suphisellus nigrinus</i>	12/10/2010	10	1,43	3,29	13,80	0,03	A.	-	3	< 0,05	-
	12/11/2010	11	1,57	3,29	12,55	0,05	A.	-	4	< 0,05	-
	25/11/2010	42	6,00	34,00	34,00	0,00	Agr.	1,29	4	> 0,05	3,23
	07/12/2010	21	3,00	13,33	26,67	0,00	Agr.	0,87	4	> 0,05	0,78
	20/12/2010	32	4,57	28,29	37,13	0,00	Agr.	0,88	4	> 0,05	1,18
	07/01/2011	8	1,14	2,48	13,00	0,04	A.	-	3	< 0,05	-
	21/01/2011	23	3,29	24,57	44,87	0,00	Agr.	0,51	4	> 0,05	1,47
	03/02/2011	5	0,71	2,24	18,80	0,00	Agr.	0,33	4	> 0,05	0,32
	20/09/2011	10	1,43	2,29	13,71	0,03	A.	-	2	< 0,05	-
<i>Enochrus vulgaris</i>	12/10/2010	8	1,14	2,14	11,25	0,08	A.	-	3	> 0,05	-
	12/11/2010	10	1,43	6,29	26,40	0,00	Agr.	0,42	4	> 0,05	0,65
	25/11/2010	10	1,43	3,29	13,80	0,03	A.	-	3	< 0,05	-
	20/12/2010	24	3,43	22,62	39,58	0,00	Agr.	0,61	4	> 0,05	1,27
	20/03/2011	5	0,71	1,24	10,40	0,11	A.	-	2	> 0,05	-
	14/04/2011	12	1,71	4,24	14,83	0,02	Agr.	1,16	4	> 0,05	1,02
	21/07/2011	13	1,86	4,81	15,54	0,02	Agr.	1,17	4	> 0,05	1,10
	26/08/2011	12	1,71	13,90	48,67	0,00	Agr.	0,24	4	> 0,05	0,78
	20/09/2011	114	16,29	388,90	143,28	0,00	Agr.	0,71	4	> 0,05	5,20
05/10/2011	46	6,57	25,29	23,09	0,00	Agr.	2,31	4	> 0,05	4,78	
<i>Derallus angustus</i>	12/10/2010	14	2,00	8,00	24,00	0,00	Agr.	0,67	4	> 0,05	0,68
	28/10/2010	9	1,29	0,90	4,22	0,65	A.	-	2	> 0,05	-
	12/11/2010	58	8,29	20,57	14,90	0,02	Agr.	5,59	4	> 0,05	7,67
	25/11/2010	60	8,57	28,62	20,03	0,00	Agr.	3,66	4	> 0,05	7,42
	07/12/2010	44	6,29	12,57	12,00	0,06	A.	-	9	< 0,05	-
	20/12/2010	23	3,29	1,90	3,48	0,75	A.	-	4	> 0,05	-
	07/01/2011	20	2,86	2,14	4,50	0,61	A.	-	4	> 0,05	-
	21/01/2011	29	4,14	24,48	35,45	0,00	Agr.	0,84	4	> 0,05	1,12
	03/02/2011	13	1,86	3,14	10,15	0,12	A.	-	4	> 0,05	-
	16/02/2011	16	2,29	3,90	10,25	0,11	A.	-	4	> 0,05	-
	03/03/2011	50	7,14	29,14	24,48	0,00	Agr.	2,32	4	> 0,05	5,17
	20/03/2011	17	2,43	4,62	11,41	0,08	A.	-	4	< 0,05	-
	30/03/2011	21	3,00	12,00	24,00	0,00	Agr.	1,00	4	> 0,05	2,08
	14/04/2011	28	4,00	12,00	18,00	0,01	Agr.	2,00	4	> 0,05	3,36
	29/04/2011	46	6,57	35,95	32,83	0,00	Agr.	1,47	4	> 0,05	3,10
	13/05/2011	26	3,71	26,57	42,92	0,00	Agr.	0,60	4	> 0,05	1,40
	27/05/2011	39	5,57	14,29	15,38	0,02	Agr.	3,56	4	> 0,05	4,96
	27/06/2011	28	4,00	14,00	21,00	0,00	Agr.	1,60	4	> 0,05	2,96
	21/07/2011	33	4,71	21,24	27,03	0,00	Agr.	1,34	4	> 0,05	2,43
	26/08/2011	12	1,71	1,90	6,67	0,35	A.	-	3	> 0,05	-
20/09/2011	34	4,86	9,48	11,71	0,07	A.	-	8	< 0,05	-	
05/10/2011	11	1,57	3,95	15,09	0,02	Agr.	1,04	4	> 0,05	1,05	
21/10/2011	20	2,86	11,81	24,80	0,00	Agr.	0,91	4	> 0,05	0,71	

<i>T. collaris</i>	25/11/2010	6	0,86	1,48	10,33	0,11	A.	-	2	> 0.05	-
	07/12/2010	11	1,57	13,95	53,27	0,00	Agr.	0,20	4	> 0.05	0,71
	05/10/2011	9	1,29	2,90	13,56	0,04	A.	-	3	< 0.05	-
<i>T. ovalis</i>	12/10/2010	24	3,43	5,62	9,83	0,13	A.	-	5	> 0.05	-
	28/10/2010	46	6,57	3,29	3,00	0,81	A.	-	8	> 0.05	-
	12/11/2010	63	9,00	19,00	12,67	0,05	A.	-	14	< 0.05	-
	25/11/2010	58	8,29	35,90	26,00	0,00	Agr.	2,49	4	< 0.05	5,59
	07/12/2010	54	7,71	40,24	31,30	0,00	Agr.	1,83	4	> 0.05	4,99
	20/12/2010	64	9,14	67,81	44,50	0,00	Agr.	1,42	4	> 0.05	4,45
	07/01/2011	54	7,71	40,24	31,30	0,00	Agr.	1,83	4	> 0.05	4,99
	21/01/2011	81	11,57	94,95	49,23	0,00	Agr.	1,61	4	> 0.05	8,52
	03/02/2011	46	6,57	19,95	18,22	0,01	Agr.	3,23	4	> 0.05	5,45
	16/02/2011	94	13,43	105,62	47,19	0,00	Agr.	1,96	4	< 0.05	8,12
	03/03/2011	47	6,71	64,24	57,40	0,00	Agr.	0,78	4	> 0.05	1,95
	20/03/2011	49	7,00	26,33	22,57	0,00	Agr.	2,53	4	> 0.05	6,01
	30/03/2011	47	6,71	64,24	57,40	0,00	Agr.	0,78	4	> 0.05	1,95
	14/04/2011	15	2,14	1,14	3,20	0,78	A.	-	3	> 0.05	-
	29/04/2011	45	6,43	20,95	19,56	0,00	Agr.	2,85	4	< 0.05	4,92
	13/05/2011	31	4,43	9,29	12,58	0,05	A.	-	7	< 0.05	-
	27/05/2011	41	5,86	11,14	11,41	0,08	A.	-	12	< 0.05	-
	27/06/2011	19	2,71	1,57	3,47	0,75	A.	-	3	> 0.05	-
	21/07/2011	14	2,00	3,67	11,00	0,09	A.	-	3	< 0.05	-
	26/08/2011	17	2,43	8,29	20,47	0,00	Agr.	1,01	4	> 0.05	1,67
20/09/2011	29	4,14	30,48	44,14	0,00	Agr.	0,65	4	> 0.05	1,45	
05/10/2011	9	1,29	6,90	32,22	0,00	Agr.	-	4	> 0.05	0,58	
21/10/2011	4	0,57	1,29	13,50	0,04	A.	-	2	< 0.05	-	
<i>T. laevis</i>	12/10/2010	9	1,29	2,57	12,00	0,06	A.	-	2	< 0.05	-
	28/10/2010	12	1,71	7,57	26,50	0,00	Agr.	0,50	4	> 0.05	0,78
	12/11/2010	19	2,71	25,90	57,26	0,00	Agr.	0,32	4	> 0.05	1,23
	25/11/2010	19	2,71	31,57	69,79	0,00	Agr.	0,26	4	> 0.05	1,23
	07/12/2010	16	2,29	14,90	39,13	0,00	Agr.	0,41	4	> 0.05	1,04
	20/12/2010	18	2,57	15,95	37,22	0,00	Agr.	0,49	4	> 0.05	1,17
<i>T. lateralis limbatus</i>	12/10/2010	6	0,86	0,81	5,67	0,46	A.	-	1	> 0.05	-
	28/10/2010	18	2,57	4,62	10,78	0,10	A.	-	5	> 0.05	-
	12/11/2010	39	5,57	16,95	18,26	0,01	Agr.	2,73	4	> 0.05	4,44
	25/11/2010	24	3,43	18,95	33,17	0,00	Agr.	0,76	4	> 0.05	1,03
	20/09/2011	6	0,86	2,48	17,33	0,01	Agr.	0,45	4	> 0.05	0,39
<i>T. longispina</i>	12/10/2010	10	1,43	2,62	11,00	0,09	A.	-	3	> 0.05	-
	12/11/2010	42	6,00	69,33	69,33	0,00	Agr.	0,57	4	> 0.05	2,40
	25/11/2010	70	10,00	237,33	142,40	0,00	Agr.	0,44	4	> 0.05	4,55
	07/12/2010	6	0,86	2,14	15,00	0,02	Agr.	0,57	4	> 0.05	0,34
	20/12/2010	7	1,00	1,67	10,00	0,12	A.	-	2	> 0.05	-
	20/09/2011	10	1,43	8,62	36,20	0,00	Agr.	0,28	4	> 0.05	0,65

	05/10/2011	8	1,14	3,14	16,50	0,01	Agr.	0,65	4	> 0,05	0,40
--	------------	---	------	------	-------	------	------	------	---	--------	------

Preferencia y especificidad de microhábitats

Los tres microhábitats seleccionados en esta laguna fueron usados diferencialmente por las 12 especies de coleópteros acuáticos consideradas (Test de Kruskal-Wallis=39,42; g.l.= 2; $p < 0,0001$). Debido a que el resultados del test de K-W fue significativo, se calculó el test a posteriori de Dunn, aplicando las correcciones de Bonferroni ($\alpha = 0,016$), lo cual indicó diferencias significativas en la abundancia hallada en los tres microhábitats.

La abundancia de los individuos perteneciente a las 12 especies de coleópteros con relación a los microhabitats, se distribuyó de la siguiente manera: en el microhabitat conformado por *Limnobium laevigatum* el n fue de 663, seguido por el de *Hydrocleis nymphoides* ($n = 448$) y en menor representación el sector de la laguna libre de vegetación acuática ($n = 285$).

En la Tabla 2 se encuentran resumidos los valores obtenidos a partir del test de K proporciones para todas las especies analizadas. De las doce especies estudiadas, solamente 3 de ellas utilizaron por igual los tres microhabitats: *Haliphus indistinctus* (Test de K proporciones, $X^2 = 4,59$; g.l.. 2; $p > 0,05$), *Hydrocanthus debilis* (Test de K proporciones, $X^2 = 2,38$; g.l.. 2; $p > 0,05$) y *Tropisternus collaris* (Test de K proporciones, $X^2 = 1,90$; g.l.. 2; $p > 0,05$). Contrariamente, se registró un uso diferencial de los tres microhabitats en las siguientes especies: *Derallus angustus* ($X^2 = 31,99$; g.l. 2; $p < 0,05$); *Tropisternus ovalis* ($X^2 = 57,92$; g.l. 2; $p < 0,05$) y *T. laevis* ($X^2 = 30,69$; g.l. 2; $p < 0,05$). El orden de preferencia de los microhábitats de estas especies en todos los casos fue: *Limnobium laevigatum* seguido por *Hydrocleis nymphoides* y en menor medida el área libre de vegetación acuática de la laguna. Por otra parte se observó que las poblaciones de *Tropisternus lateralis limbatus* y *Tropisternus longispina* usaron diferencialmente los dos microhabitats conformados por vegetación acuática (*Limnobium laevigatum* e *Hydrocleis nymphoides*) en comparación con el microhabitat libre de vegetación acuática (*T. lateralis limbatus*: $X^2 = 15,69$; g.l. 2; $p < 0,05$; *T.*

longispina: $X^2 = 24,34$; g.l. 2, $p < 0,05$). A diferencia de estos últimos, en *Pachydrus globosus*, *Suphisellus nigrinus* y *Enochrus vulgaris* se observó también que utilizaron de manera similar dos de los microhabitats presentes en la laguna, pero en este caso los conformados por *Hydrocleys nymphoides* y el área libre de vegetación acuática en comparación al microhabitat compuesto por *Limnobium laevigatum* (*P. globosus*: $X^2 = 140,13$; g.l. 2, $p < 0,05$; *S. nigrinus*: $X^2 = 37,30$; g.l. 2, $p < 0,05$; *E. vulgaris*: $X^2 = 64,78$; g.l. 2, $p < 0,05$). Por su parte los individuos de *Hydrocanthus sharpi* ($X^2 = 11,58$; g.l. 2; $p < 0,05$) únicamente registraron diferencia significativa en el par de microhabitats conformado por *Limnobium laevigatum* y zona libre de vegetación en lo que respecta a la utilización de los microhabitats.

Tabla 2: Resumen de los valores obtenidos a partir del Test de K proporciones considerando la abundancia promedio de las especies analizadas en la laguna Tendalero por cada uno de los microhábitats. Dónde: (Lim.) *Limnobium laevigatum*.; (H.n.) *Hydrocleys nymphoides*; (L) libre de vegetación acuática; X^2 (V.O)= X^2 ajustado (valor observado); X^2 (V.C)= X^2 teórico (valor crítico); g.l.= grados de libertad. Donde valores de $p < 0,05$ indican diferencias significativas.

	Microhabitats			X^2 (V.O)	X^2 (V.C)	g.l.	p-valor	alfa
	Lim.	H.n.	L.					
<i>H. indistinctus</i>	21	28	34	4,59	5,99	2	0,101	0,05
<i>P. globosus</i>	56	4	2	140,13	5,99		< 0,0001	
<i>H. sharpi</i>	25	16	9	11,58	5,99		0,003	
<i>H. debilis</i>	87	73	72	2,38	5,99		0,304	
<i>S. nigrinus</i>	39	16	9	37,30	5,85		< 0,0001	
<i>E. vulgaris</i>	62	21	13	64,78	5,99		< 0,0001	
<i>D. angustus</i>	117	94	56	31,99	5,99		< 0,0001	
<i>T. collaris</i>	5	2	4	1,91	5,99		0,385	
<i>T. ovalis</i>	181	141	80	57,92	5,99		< 0,0001	
<i>T. laevis</i>	23	12	1	30,69	5,99		< 0,0001	
<i>T. lateralis limbatus</i>	20	14	5	15,69	5,99		0,000	
<i>T. longispina</i>	28	29	7	24,34	5,99		< 0,0001	

En la Tabla 3 están resumidos los valores obtenidos a partir del Test de z para dos proporciones, realizado a partir de los diferentes pares de microhabitats presentes en la laguna Tendalero, para las especies que utilizaron diferencialmente los microhabitats.

Tabla 3: Resumen de los valores obtenidos a partir del Test de Z para dos proporciones considerando los microhabitats presentes en laguna Tendalero de a pares y para cada una de las especies. Dónde: (Lim.) *Limnobiium laevigatum*.; (H.n.) *Hydrocleys nymphoides*; (L) libre de vegetación acuática; z (V.O)= z ajustado (valor observado); z (V.C)= z teórico (valor crítico).

		<i>P. globosus</i>	<i>H. sharpi</i>	<i>S. nigrinus</i>	<i>E. vulgaris</i>	<i>D. angustus</i>	<i>T. ovalis</i>	<i>T. laevis</i>	<i>T. lateralis limbatus</i>	<i>T. longispina</i>	
Lim. - L.	Diferencia	0,887	0,32	0,5	0,51	0,228	0,251	0,629	0,432	0,355	
	z (V.O)	9,89	3,378	5,738	7,248	5,641	7,607	5,54	3,973	4,429	
	z (V.C)	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	
	p-valor	< 0,0001	0,001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	alfa	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Lim.- H.n.	Diferencia	0,855	0,18	0,371	0,427	0,086	0,1	0,314	0,162	-0,016	
	z (V.O)	9,52	1,83	4,158	5,973	2,036	2,879	2,63	1,4	-0,18	
	z (V.C)	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	
	p-valor	< 0,0001	0,067	< 0,0001	< 0,0001	0,042	0,004	0,009	0,162	0,857	
	alfa	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	
H.n. - L.	Diferencia	0,032	0,14	0,129	0,083	0,142	0,152	0,314	0,27	0,371	
	z (V.O)	0,837	1,617	1,818	1,512	3,659	4,819	3,381	2,709	4,589	
	z (V.C)	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	1,96	
	p-valor	0,403	0,106	0,069	0,13	0	< 0,0001	0,001	0,007	< 0,0001	
	alfa	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	

Laguna Don Luis

Abundancia relativa y variación temporal

La abundancia total de individuos colectados en esta laguna fue de 2.465. Las especies mejor representadas en cuanto a presencia y número fueron *H. debilis* y *S. nigrinus*; ambas fueron registradas en más del 90% de los muestreos y con una abundancia de $n= 412$ y $n= 570$ respectivamente, representando el 40% de la abundancia total de todas las especies.

En esta laguna, el 43% del total de los muestreos se hallaron por encima de la abundancia media de individuos estimada para el sitio ($\bar{x} = 107$ individuos). En la Figura 6 se puede observar que el 67% de los muestreos de primavera del 2010 y verano de 2010 / 2011 tuvieron una abundancia de individuos superior a la media estimada para este cuerpo de agua.

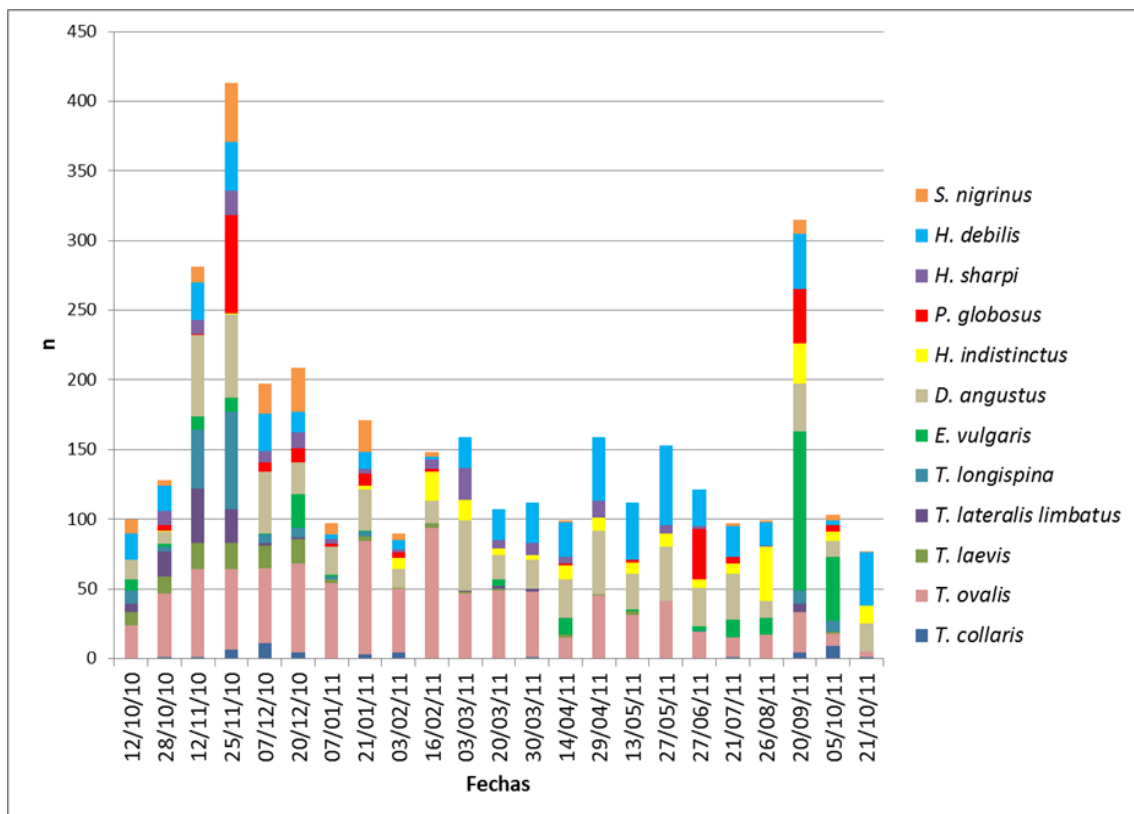


Fig. 6: Abundancia de las especies presentes en la laguna Don Luis, localizada en los alrededores de la ciudad de Corrientes, para cada fecha de muestreo.

Dos picos de abundancia fueron observados, uno a finales de la primavera 2010, más precisamente en el mes de diciembre con una abundancia de 332 individuos, en donde una de las especies que más aportó a ese valor fue *S. nigrinus* ($n= 225$) y el otro pico a finales del verano, con una abundancia total de 204 y aportada en su mayoría por *H. debilis* y *T. collaris*, que tuvieron sus picos de abundancia en esa estación ($n= 64$ y $n= 90$ respectivamente). En el otoño de 2010, el 33% de los muestreos tuvieron una abundancia superior a la media estimada para el cuerpo de agua. La especie más abundante en esa estación fue *H. debilis*, la cual tuvo su pico de abundancia en el mes de abril. Por otra parte en invierno y primavera de 2011 ningún muestreo tuvo una abundancia superior a la media estimada para el cuerpo de agua. La dinámica poblacional de los individuos de cada una de las especies a lo largo de todo el período estudiado se puede observar en las Figuras 2 - 5.

Disposición espacial

Tal como se explicara para las especies de la laguna anterior, en este caso, los análisis de la disposición espacial se realizaron con aquellas especies que tenían como mínimo una abundancia de 5 individuos por cada muestreo. Los valores obtenidos para cada una de las especies analizadas se encuentran detallados en la Tabla 4.

El mayor porcentaje de muestreos con individuos dispuestos al azar se registró en: *H. indistinctus* (54%), *H. sharpi* (58%), *T. laevis* (67%), *T. lateralis limbatus* (67%) y *D. angustus* (100%), mientras que en los restantes muestreos los individuos adoptaron una disposición agregada. En *H. indistinctus* y *T. laevis* dichas agregaciones fueron producidas en las mismas proporciones debido a factores externos y procesos activos. Sin embargo en *H. sharpi* y *T. lateralis limbatus* fueron más frecuentes las agregaciones debido a factores externos con el 60% y 100% de los muestreos respectivamente.

Tabla 4: Especies presentes en la laguna Don Luis, de acuerdo a las fechas de muestreo, n : abundancia; \bar{x} : media aritmética; s^2 : varianza; $X^2=I.(n-1)$: Chi-cuadrado para testear el ajuste del índice de dispersión; Prob.: probabilidad de acuerdo a la distribución X^2 ; Disp.: Tipo de disposición: A.: disposición al azar (el modelo de mejor ajuste es la Serie de Poisson); Agr.: disposición agregada (el modelo de mejor ajuste es la Binomial negativa); K: Índice de agregación de la Binomial negativa; g.l.: grados de libertad; Prob. X^2 : probabilidad X^2 ; λ^* : agregación media, calculada con la fórmula propuesta por Arbous y Kerrich (1951).

*Valor crítico 2. Valores mayores a 2, agregaciones producidas debido a procesos activos. Valores inferiores a 2, agregaciones producidas debido a factores externos.

Especies	Fechas	n	\bar{x}	s^2	$X^2=I.(n-1)$	Prob.	Disp.	K	g.l.	Prob. X^2	λ^*
<i>Haliplus indistinctus</i>	21/01/2011	15	3,75	38,25	30,60	0,00	Agr.	0,41	1	< 0,05	1,71
	03/02/2011	7	1,75	4,92	8,43	0,04	A.	-	4	< 0,05	-
	16/02/2011	27	6,75	103,58	46,04	0,00	Agr.	0,47	1	< 0,05	3,07
	03/03/2011	20	5	14,67	8,80	0,03	A.	-	9	< 0,05	-
	22/03/2011	5	1,25	0,92	2,20	0,53	A.	-	1	> 0,05	-
	30/03/2011	24	6	42,00	21,00	0,00	Agr.	1,00	1	> 0,05	4,16
	14/04/2011	8	2	8,00	12,00	0,01	Agr.	0,67	1	> 0,05	0,68
	29/04/2011	8	2	4,67	7,00	0,07	A.	-	4	> 0,05	-
	13/05/2011	15	3,75	17,58	14,07	0,00	Agr.	1,02	1	< 0,05	2,56
	27/05/2011	7	1,75	0,92	1,57	0,67	A.	-	2	> 0,05	-
	27/06/2011	8	2	4,67	7,00	0,07	A.	-	4	> 0,05	-
	20/09/2011	8	2	6,00	9,00	0,03	A.	-	4	< 0,05	-
05/10/2011	7	1,75	12,25	21,00	0,00	Agr.	0,29	1	> 0,05	0,80	
<i>Pachydrus globosus</i>	12/11/2010	9	2,25	10,92	14,56	0,00	Agr.	0,58	1	> 0,05	0,88
	25/11/2010	8	2	3,33	5,00	0,17	A.	-	3	> 0,05	-
	07/12/2010	22	5,5	21,67	11,82	0,01	Agr.	1,87	1	< 0,05	3,48
	22/12/2010	26	6,5	85,67	39,54	0,00	Agr.	0,53	1	> 0,05	2,77
	07/01/2011	50	12,5	243,67	58,48	0,00	Agr.	0,68	1	> 0,05	4,21
	21/01/2011	12	3	28,67	28,67	0,00	Agr.	0,35	1	> 0,05	1,36
	03/02/2011	5	1,25	6,25	15,00	0,00	Agr.	0,31	1	> 0,05	0,57
	20/09/2011	9	2,25	20,25	27,00	0,00	Agr.	0,28	1	> 0,05	1,02
21/10/2011	8	2	8,00	12,00	0,01	Agr.	0,67	1	> 0,05	0,68	
<i>Hydrocanthus sharpi</i>	12/10/2010	9	2,25	8,25	3,67	11,00	Agr.	0,84	1	> 0,05	0,61
	28/10/2010	7	1,75	8,25	4,71	14,14	Agr.	0,47	1	> 0,05	0,80
	12/11/2010	12	3	4,67	1,56	4,67	A.	-	5	> 0,05	-
	25/11/2010	16	4	15,33	3,83	11,50	Agr.	1,41	1	> 0,05	1,96
	22/12/2010	22	5,5	25,00	4,55	13,64	Agr.	1,55	1	> 0,05	4,19
	07/01/2011	13	3,25	8,25	2,54	7,62	A.	-	6	< 0,05	-
	21/01/2011	9	2,25	4,92	2,19	6,56	A.	-	4	> 0,05	-
	03/02/2011	9	2,25	2,92	1,30	3,89	A.	-	3	> 0,05	-
	22/03/2011	7	1,75	2,92	1,67	5,00	A.	-	3	> 0,05	-
	30/03/2011	9	2,25	0,92	0,41	1,22	A.	-	2	> 0,05	-
14/04/2011	15	3,75	14,92	3,98	11,93	Agr.	1,26	1	> 0,05	2,06	

	29/04/2011	9	2,25	2,92	1,30	3,89	A.	-	3	> 0,05	-
<i>Hydrocanthus debilis</i>	16/02/2011	10	2,5	14,33	17,20	0,00	Agr.	0,53	1	> 0,05	1,08
	03/03/2011	7	1,75	2,92	5,00	0,17	A.	-	3	> 0,05	-
	22/03/2011	64	16	96,00	18,00	0,00	Agr.	3,20	1	> 0,05	13,37
	30/03/2011	66	16,5	45,67	8,30	0,04	A.	-	23	< 0,05	-
	14/04/2011	83	20,75	96,25	13,92	0,00	Agr.	5,70	1	> 0,05	18,81
	29/04/2011	52	13	71,33	16,46	0,00	Agr.	2,90	1	> 0,05	9,76
	13/05/2011	32	8	117,33	44,00	0,00	Agr.	0,59	1	> 0,05	3,11
	27/05/2011	15	3,75	4,92	3,93	0,27	A.	-	6	> 0,05	-
	27/06/2011	11	2,75	17,58	19,18	0,00	Agr.	0,51	1	> 0,05	1,23
	21/07/2011	20	5	18,00	10,80	0,01	Agr.	1,92	1	> 0,05	3,08
	05/10/2011	7	1,75	12,25	21,00	0,00	Agr.	0,29	1	> 0,05	0,80
21/10/2011	18	4,5	69,67	46,44	0,00	Agr.	0,31	1	> 0,05	2,05	
<i>Suphisellus nigrinus</i>	28/10/2010	7	1,75	1,58	2,71	0,44	A.	-	2	> 0,05	-
	12/11/2010	22	5,5	15,00	8,18	0,04	A.	-	9	< 0,05	-
	25/11/2010	29	7,25	130,25	53,90	0,00	Agr.	0,43	1	> 0,05	3,30
	07/12/2010	32	8	7,33	2,75	0,43	A.	-	11	> 0,05	-
	22/12/2010	225	56,25	894,92	47,73	0,00	Agr.	3,77	1	> 0,05	47,31
	07/01/2011	62	15,5	73,67	14,26	0,00	Agr.	4,13	1	> 0,05	13,78
	21/01/2011	61	15,25	118,92	23,39	0,00	Agr.	2,24	1	< 0,05	11,41
	03/02/2011	48	12	69,33	17,33	0,00	Agr.	2,51	1	> 0,05	10,40
	16/02/2011	21	5,25	6,25	3,57	0,31	A.	-	8	> 0,05	-
	22/03/2011	12	3	4,67	4,67	0,20	A.	-	4	> 0,05	-
	30/03/2011	7	1,75	1,58	2,71	0,44	A.	-	2	> 0,05	-
	26/08/2011	5	1,25	6,25	15,00	0,00	Agr.	0,31	1	> 0,05	0,57
05/10/2011	21	5,25	110,25	63,00	0,00	Agr.	0,26	1	> 0,05	2,39	
<i>Enochrus vulgaris</i>	12/11/2010	11	2,75	2,25	2,45	0,48	A.	-	3	> 0,05	-
	25/11/2010	16	4	16,67	12,50	0,01	Agr.	1,26	1	< 0,05	2,19
	22/12/2010	18	4,5	9,67	6,44	0,09	A.	-	8	> 0,05	-
	07/01/2011	10	2,5	19,00	22,80	0,00	Agr.	0,38	1	> 0,05	1,14
	22/03/2011	6	1,5	5,67	11,33	0,01	Agr.	0,54	1	> 0,05	0,63
	14/04/2011	9	2,25	6,92	9,22	0,03	A.	-	5	< 0,05	-
20/09/2011	8	2	8,00	12,00	0,01	Agr.	0,67	1	> 0,05	0,68	
<i>Derallus angustus</i>	28/10/2010	8	2	3,33	5,00	0,17	A.	-	3	> 0,05	-
	12/11/2010	6	1,5	3,00	6,00	0,11	A.	-	2	< 0,05	-
<i>T. collaris</i>	07/12/2010	9	2,25	2,92	3,89	0,27	A.	-	3	> 0,05	-
	07/01/2011	5	1,25	1,58	3,80	0,28	A.	-	2	> 0,05	-
	03/02/2011	11	2,75	23,58	25,73	0,00	Agr.	0,36	1	> 0,05	1,25
	22/03/2011	90	22,5	459,67	61,29	0,00	Agr.	1,16	1	< 0,05	13,47
	21/07/2011	7	1,75	8,70	14,91	0,00	Agr.	0,44	1	> 0,05	0,80
	26/08/2011	38	9,5	219,20	69,22	0,00	Agr.	0,43	1	< 0,05	4,32
	20/09/2011	37	9,25	162,20	52,61	0,00	Agr.	0,56	1	> 0,05	3,76
05/10/2011	11	2,75	24,30	26,51	0,00	Agr.	0,35	1	> 0,05	1,25	

<i>T. ovalis</i>	12/10/2010	5	1,25	3,58	8,60	0,04	A.	-	3	< 0,05	-
	28/10/2010	7	1,75	2,25	3,86	0,28	A.	-	2	> 0,05	-
	12/11/2010	9	2,25	2,92	3,89	0,27	A.	-	3	> 0,05	-
	25/11/2010	11	2,75	3,58	3,91	0,27	A.	-	3	> 0,05	-
	07/12/2010	26	6,5	23,00	10,62	0,01	Agr.	2,56	1	> 0,05	5,52
	22/12/2010	13	3,25	6,25	5,77	0,12	A.	-	5	> 0,05	-
	07/01/2011	30	7,5	33,67	13,47	0,00	Agr.	2,15	1	> 0,05	5,86
	21/01/2011	33	8,25	26,25	9,55	0,02	Agr.	3,78	1	> 0,05	6,92
	03/02/2011	27	6,75	20,92	9,30	0,03	A.	-	9	< 0,05	-
	16/02/2011	11	2,75	2,92	3,18	0,36	A.	-	4	> 0,05	-
	03/03/2011	12	3	7,33	7,33	0,06	A.	-	6	< 0,05	-
	22/03/2011	16	4	12,67	9,50	0,02	Agr.	1,85	1	> 0,05	2,56
	30/03/2011	17	4,25	59,20	41,79	0,00	Agr.	0,33	1	> 0,05	1,93
	14/04/2011	8	2,00	9,70	14,55	0,00	Agr.	0,52	1	< 0,05	0,88
	29/04/2011	8	2,00	11,70	17,55	0,00	Agr.	0,41	1	> 0,05	0,91
	05/10/2011	7	1,75	11,70	20,06	0,00	Agr.	0,31	1	> 0,05	0,80
	21/10/2011	7	1,75	7,70	13,20	0,00	Agr.	0,51	1	> 0,05	0,77
<i>T. laevis</i>	12/11/2010	5	1,25	1,58	3,80	0,28	A.	-	2	> 0,05	-
	25/11/2010	18	4,5	4,33	2,89	0,41	A.	-	6	> 0,05	-
	07/12/2010	26	6,5	27,67	12,77	0,01	Agr.	2,00	1	> 0,05	3,85
	22/12/2010	17	4,25	10,92	7,71	0,05	A.	-	8	< 0,05	-
	07/01/2011	21	5,25	6,25	3,57	0,31	A.	-	7	> 0,05	-
	21/01/2011	7	1,75	8,25	14,14	0,00	Agr.	0,47	1	> 0,05	0,80
<i>T. lateralis limbatus</i>	12/11/2010	11	2,75	23,58	25,73	0,00	Agr.	0,36	1	> 0,05	1,25
	25/11/2010	24	6	16,67	8,33	0,04	A.	-	10	< 0,05	-
	30/03/2011	6	1,5	4,30	8,60	0,04	A.	-	1	> 0,05	-
<i>T. longispina</i>	12/10/2010	37	9,25	99,58	32,30	0,00	Agr.	0,95	1	> 0,05	2,22
	28/10/2010	33	8,25	54,92	19,97	0,00	Agr.	1,46	1	> 0,05	3,92
	12/11/2010	90	22,5	459,67	61,29	0,00	Agr.	1,16	1	< 0,05	13,47
	25/11/2010	48	12	139,33	34,83	0,00	Agr.	1,13	1	> 0,05	7,36
	07/12/2010	10	2,5	3,67	4,40	0,22	A.	-	4	> 0,05	-

Las especies que registraron mayor porcentaje de muestreos con individuos dispuestos de manera agregada fueron: *P. globosus* (89%), *H. debilis* (75%), *S. nigrinus* (54%), *E. vulgaris* (57%), *T. collaris* (75%), *T. ovalis* (53%) y *T. longispina* (80%), mientras que en los restantes muestreos los individuos adoptaron una disposición al azar. El mayor porcentaje de muestreos con una disposición agregada debido a factores externos se registró en *P. globosus* (63%), *E. vulgaris* (75%) y en *T. ovalis* (56%). Mientras que en *H. debilis* (67%), *S. nigrinus* (86%) y *T. longispina* (100%) hubo un mayor porcentaje de muestreos con individuos agregados debido a procesos activos. La

disposición agregada debido a ambos procesos (procesos activos y a factores externos) se registró en las mismas proporciones solamente en *T. collaris*.

En la Tabla 4 se pueden observar los diferentes valores de K obtenidos correspondiente a la binomial negativa. En la mayoría de los muestreos los individuos de las especies *H. indistinctus*, *P. globosus*, *E. vulgaris*, *T. collaris* y *T. lateralis limbatus* presentaron un valor de $K < 1$, indicando fuertes agregaciones entre los individuos de estas poblaciones, mientras que en las restantes especies el valor de K fue muy variable, reflejando agregaciones de diferentes magnitudes, desde muy laxas a muy fuertes en los diferentes muestreos durante el año.

Preferencia y especificidad de microhábitats

En la laguna Don Luis no se realizó este tipo de análisis debido a la homogeneidad del sustrato vegetal, no se registró de manera clara la identificación de microhábitats. La laguna estuvo conformada principalmente por diferentes especies de gramíneas y *Ludwigia* sp. entremezcladas en todo el cuerpo de agua. Una mayor información relacionada con las características y vegetación de este cuerpo de agua se pueden leer en el Capítulo I (sección de Material y Métodos, ambientes permanentes, laguna Don Luis).

DISCUSIÓN

En trabajos pioneros para esta región mucha de las especies con las que se trabajó a nivel de poblaciones ya habían sido citadas (Poi de Neiff 1977, 1981, 1983). Actualmente, en un aporte sobre la fauna de coleópteros acuáticos del Parque Nacional Mburucuya (Corrientes) se registró a *H. debilis*, *H. sharpi*, *S. nigrinus*, *D. angustus*, *E. vulgaris*, *T. collaris*, *T. laevis*, *T. ovalis* y *T. longispina* (Torres *et al.*, 2012).

La laguna Tendalero que se caracterizó por la presencia de distintos microhábitats debido a los diferentes parches de vegetación acuática flotante, presentó una mayor abundancia de individuos ($n = 3.547$) con relación a la laguna Don Luis, la que se caracterizó por presentar en general un hábitat homogéneo ($n = 2.465$). Se considera que la presencia de macrófitas aumenta la heterogeneidad de los hábitat (Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010). Además, solamente en la laguna Tendalero se

registraron especies que estuvieron presentes en todos los muestreos del año; las especies fueron *T. ovalis*, *D. angustus* y *H. debilis*, mientras las demás especies analizadas variaron en su frecuencia y abundancia. Por su parte, en la laguna Don Luis, las especies registradas con mayor frecuencia fueron *H. debilis* y *S. nigrinus*.

Tropisternus ovalis fue registrada en más del 70% de los muestreos en ambos sitios, observándose en la laguna Tendalero a la población más abundante en casi todas las muestras de primavera y verano, con un pico de abundancia registrado al principio de esta última estación. Si bien, en la laguna Don Luis, la población tuvo un comportamiento similar a la registrada en la otra laguna, la abundancia de esta especie fue inferior. Una característica de la misma fue que en ambos cuerpos de agua los individuos se presentaron mayormente de manera agregada en el espacio. En la laguna Tendalero, las agregaciones en general fueron causadas principalmente por procesos activos, es decir, los individuos de *T. ovalis* tendieron a agregarse por factores biológicos, independientemente de las características del cuerpo de agua, mientras que en la laguna Don Luis las agregaciones fueron causadas por ambos procesos, pero con predominio de los factores externos a pesar de la homogeneidad del sitio. En este último caso, sin embargo, las agregaciones debido a procesos activos, coinciden con los meses de primavera y verano, en donde esta especie registró su mayor abundancia y es probable que coincida con la etapa reproductiva de la población. En cuanto a la preferencia de microhábitats, si bien esta especie utilizó los tres tipos de sustratos, sin embargo, en los sitios vegetados fue donde se registró una mayor abundancia. Este comportamiento indicaría que esta especie además de ser abundante y frecuente en los ambientes estudiados, tiende a disponerse de manera agregada en el espacio y a utilizar preferentemente sitios con vegetación, lo cual podría ser una de las causas de su menor abundancia en la laguna Don Luis.

Tropisternus longispina se comportó de manera similar en ambos sitios de estudio. La población de esta especie fue registrada en la primavera y con picos de abundancia en ese período, decreciendo bruscamente o incluso estando ausente en los meses siguientes, volviendo a reaparecer en el inicio de la siguiente primavera. La disposición espacial de los individuos de esta población tendió a agregarse en el espacio como una consecuencia del efecto de ambos procesos. Sin embargo, en la laguna Don Luis predominaron los procesos activos en dicha disposición, mientras que en la laguna

Tendalero lo hicieron debido a factores externos. Resulta interesante remarcar el hecho de que las agregaciones por procesos activos ocurrieron principalmente al inicio de la primavera, pudiéndose inferir que dichas agregaciones podrían deberse a causas reproductivas. Esta especie prefirió los dos microhábitats vegetados de manera similar, siendo muy baja su abundancia en los sitios sin vegetación.

Por su parte, *Tropisternus laevis* fue mayormente abundante durante la primavera y principios del verano, decreciendo posteriormente de manera notable la abundancia en ambas lagunas. La disposición espacial de esta especie fue diferente en los dos cuerpos de agua; mientras que en la laguna Tendalero los individuos se presentaron principalmente agregados debido a factores externos, en el otro sitio la disposición fue principalmente al azar, en concordancia con las características homogéneas del sustrato observado en este sitio. A diferencia de las especies analizadas anteriormente, a pesar de que en primavera y verano estas tuvieron su mayor abundancia, sin embargo, las agregaciones por proceso activos no fueron las predominantes, más bien fueron al azar y los factores externos fueron los que influenciaron la disposición en las dos poblaciones de esta especie. Los individuos de esta especie han utilizado los microhábitats de manera diferencial en la laguna Tendalero y como se mencionó anteriormente en los muestreos en donde la disposición fue agregada, la misma se produjo como consecuencia de los factores ambientales y no por la existencia de un comportamiento a agregarse. Por su parte, en la laguna Don Luis, en donde no era posible diferenciar estratos de vegetación acuática, esta especie se dispuso al azar principalmente.

A partir de lo expuesto, es probable que la presencia de plantas acuáticas (que conformaría un ambiente heterogéneo) sea un factor determinante en la disposición de los individuos de *T. laevis*, sin embargo, ante la ausencia de diferentes plantas acuáticas en el sitio (homogeneidad ambiental) la población cambió hacia una disposición al azar. Resultados similares fueron obtenidos en una población de *Helochares talarum* en la provincia de Buenos Aires, en donde la disposición espacial de los individuos adultos de la población fue al azar, atribuida en principio a la homogeneidad ambiental (Fernández, 1990).

Los individuos de las dos poblaciones analizadas de *T. lateralis limbatus* tuvieron una mayor abundancia durante la primavera y el verano, disminuyendo en los meses

siguientes. En la laguna Tendalero los individuos se dispusieron de manera agregada debido a factores externos, en la mayoría de los muestreos, lo cual en principio se podría relacionar con los distintos parches de vegetación característicos de esta laguna. En la laguna Don Luis, la disposición espacial al azar fue la que predominó en los individuos de esta especie, posiblemente debido a la homogeneidad del ambiente en lo que respecta a la vegetación acuática. Sin embargo, en la laguna Tendalero, el efecto ambiental se ve reflejado tanto en la disposición de los individuos de *T. lateralis limbatus*, que estuvieron principalmente agregados debido a las condiciones ambientales, y en la preferencia de microhábitats. Los individuos tuvieron preferencia por los dos microhábitats conformados por plantas acuáticas (*L. laevigatum* e *H. nymphoides* respectivamente). Por lo que esta población, al igual que los individuos de *T. laevis*, es probable que se vean influenciados en la disposición y preferencia de microhábitats cuando se hallan presente en sitios heterogéneos, en lo que respecta a la vegetación del sitio y no así en ambientes homogéneos, en donde el azar predominó en la disposición espacial de estos organismos.

La abundancia de *T. collaris* en la laguna Tendalero fue escasa y prácticamente poco representada. Sin embargo, en la laguna Don Luis la población de esta especie tuvo dos incrementos marcados en lo que respecta a la abundancia a lo largo del año, uno de los picos ocurrió a fines del verano y el otro, menos marcado, fue durante los últimos muestreos del invierno. El comportamiento de las poblaciones de las dos lagunas fue distinto presentando patrones de disposición diferentes. En la laguna Tendalero estuvieron mayormente al azar y utilizando los microhábitats de igual modo, mientras que en la laguna Don Luis, se dispusieron mayormente agregados, pero debido a ambos factores de incidencia en las mismas proporciones. Es probable que cuando estas poblaciones se encuentren en baja abundancia, los organismos tiendan a disponerse al azar independientemente de las características del sitio. Por otra parte, cuando la población aumentó su abundancia, como ocurrió en la laguna Don Luis, el incremento coincidió con los momentos en que los individuos se encontraban de manera agregada y debido a procesos activos, probablemente asociados a un comportamiento reproductivo de la población.

La población analizada de *Derallus angustus* en la laguna Tendalero fue muy diferente a la registrada en el otro sitio. Con una abundancia elevada (principalmente en

primavera) y constante a lo largo del año fue registrada en la laguna Tendalero, contrariamente a lo observado en la laguna Don Luis, en donde los individuos fueron registrados durante varios meses en el año, pero con abundancia muy baja. De acuerdo a Fernández (2008) que estudio una población de *D. angustus* en la provincia de Buenos Aires, el hecho de que la especie permanezca activa todo el año se debe a las condiciones ambientales (microclimas estables). Además registro la mayor abundancia de especies a lo largo de la primavera, al igual que en este trabajo, lo cual lo atribuye a la emergencia de nuevos adultos que superaron el invierno en estado larval.

La disposición espacial también fue diferente, en la laguna Tendalero, donde los individuos se registraron mayormente agregados debido a procesos activos, mientras que en el otro sitio fue exclusivamente al azar. Los individuos en la laguna Tendalero utilizaron los tres microhábitats de manera distinta, con una mayor abundancia en los sitios vegetados. Diversas estrategias biológicas de esta especie se encuentran descritas en Archangelsky y Durand (1992), en el mismo registran la presencia de larvas asociadas a *Salvinia* sp. en donde describen a las mismas deambulando sobre hojas y raíces hasta encontrar sitios para empupar. El efecto de la vegetación sobre esta población también es reconocido por Von Ellenrieder y Fernández (2000); ellos reconocen una población estable de *D. angustus* en una laguna permanente con una carpeta flotante de *Salvinia* sp. ubicada en un bosque en galería. Esta última característica quizá nos estaría indicando la escasa abundancia de la especie en la laguna Don Luis, porque podría ser que requieran de plantas acuáticas para llevar a cabo determinadas actividades como ser alimentación, refugio o sitios para completar su ciclo de vida, y por lo cual, al ser este sitio homogéneo, la abundancia que se registró fue escasa.

Por su parte, los individuos de *Enochrus vulgaris* fueron registrados en ambos sitios; la población estudiada en la laguna Tendalero tuvo baja abundancia en casi todo el muestreo, incrementando la misma a fines del invierno y a comienzo de la primavera, mientras en el otro sitio, la baja abundancia predominó durante todo el periodo de muestreo. La disposición espacial de la especie *E. vulgaris* en la laguna Tendalero fue agregada debido a factores externos, lo que estaría indicando el efecto del sustrato en el arreglo espacial de los individuos. Sin embargo, en la laguna Don Luis, la población de *E. vulgaris* no pareció tener un patrón claro de disposición espacial, ya que presentó

tanto una disposición al azar como agregada y esta última, debido a los dos factores posibles. Es probable, tal cual lo observado en otras especies, que el registro de *E. vulgaris* esté directamente relacionado con la distribución de las plantas acuáticas. El efecto de la distribución de las plantas acuáticas y la disposición espacial de los organismos debido a factores externos fue registrado previamente por Fernández y Kehr (1995). Con respecto a la preferencia de microhabitats en la laguna Tendalero, los individuos prefirieron el sustrato formado por *Limnobium laevigatum* y en menor medida a los otros dos sitios (*H. nymphoides* y el sector sin vegetación acuática). La preferencia por un microhábitat específico con vegetación podría estar relacionado con la presencia de una mayor cantidad de posibles refugios en ese tipo de sustrato. Resultados similares fueron obtenidos por Byttebier *et al.*, (2012) en donde analizaron dos poblaciones de *Enochrus* (*E. variegatus* y *E. vulgaris*), observando que las mismas se encontraban asociadas principalmente con una mayor cobertura vegetal, con disponibilidad de refugios para evitar la depredación por parte de peces.

Las dos poblaciones de *Hydrocanthus debilis* estudiadas demostraron que se hallaron muy bien representadas en el tiempo, tanto en número como en la constancia de su presencia, para ambas lagunas estudiadas. Los picos de abundancia en los dos sitios, a diferencia de las demás especies analizadas, ocurrieron principalmente durante el otoño. La disposición espacial no mostró el mismo patrón en los dos sitios. En la laguna Don Luis la especie se presentó mayormente en forma agregada debido a procesos activos, mientras que en la laguna Tendalero, los individuos en la mayoría de los casos mostraron una tendencia a la disposición al azar y sin preferencia por ninguno de los microhabitats. Sin embargo cuando los individuos estuvieron agregados, en la mayoría de los casos fue causado por procesos activos. Aparentemente, el sustrato vegetal no tendría una influencia marcada sobre la disposición de esta especie, tanto en el tiempo cómo en el espacio.

También fue registrada a lo largo año con bastante regularidad otra de las especies de Noteridae, *Hydrocanthus sharpi*. Las poblaciones en ambos sitios, tuvieron picos de abundancia a lo largo de la primavera y el verano, decreciendo posteriormente. Cabría destacar que las abundancias registradas no fueron muy elevadas ya que en ambos sitios variaron entre 5 a 25 individuos. Las dos poblaciones analizadas mostraron principalmente disponerse en el espacio de manera azarosa y las muestras agregadas

fueron principalmente causadas por factores externos. Por otra parte, en la laguna Tendalero los individuos utilizaron de manera diferente los microhábitats conformados por *Limnobium laevigatum* y el libre de vegetación acuática; registrándose la mayor abundancia de la especie en *L. laevigatum*, seguido de *Hydrocleys nymphoides* y por último en el sitio libre de vegetación, a partir de lo cual podemos inferir que los individuos de esta especie en principio tienden a disponerse al azar, pero cuando se hallaron de manera agregada se debió exclusivamente a factores externos.

Suphisellus nigrinus estuvo mejor representada, tanto en abundancia cómo en la permanencia en el tiempo, en la laguna Don Luis, con un pico de abundancia a fines de la primavera y comienzo del verano. Esta especie también fue registrada en la laguna Tendalero, aunque estuvo presente con una menor abundancia con respecto al ambiente anterior. Ambas poblaciones disminuyeron notablemente una vez comenzado el otoño. En ambos sitios las dos poblaciones mostraron una tendencia hacia la agregación en el espacio, pero mientras en la laguna Don Luis predominaron las agregaciones debido a procesos activos, en el otro sitio predominaron los factores externos. Esto nos estaría indicando, que las dos poblaciones estudiadas tuvieron un comportamiento diferente, y dada la mayor abundancia en la laguna Don Luis, podríamos decir que las características de este cuerpo de agua fueron óptimas para su presencia.

Las poblaciones de *Pachydrus globosus*, en ambos sitios, tuvieron su mayor abundancia a lo largo de la primavera y el verano, decreciendo posteriormente en los meses subsiguientes. En los dos sitios analizados la disposición espacial de los organismos fue similar, predominando las agregaciones por procesos externos. En la laguna Tendalero esta especie, a diferencia de las restantes, utilizó de manera preferente el estrato formado por *Limnobium laevigatum* con respecto a los dos restantes. Nilsson y Söderberg (1996) advirtieron que la abundancia y riqueza de Dytiscidae se ven más afectados por factores bióticos que abióticos. Además, la baja abundancia y diversidad de dytiscidos también podría deberse a la competencia por parte de otros invertebrados predadores (Larson, 1985; Nilsson, 1986).

Por su parte la abundancia de las dos poblaciones de *Haliphus indistinctus* fue mayor a comienzo del verano, para luego fluctuar sus poblaciones en ambos sitios a lo largo del año, incluso en invierno en donde se registra, en la laguna Tendalero, un pico

bien pronunciado. Archangelsky *et al.*, (2009) resalta la actividad de varias especie del género aun en épocas desfavorables. La disposición espacial fue predominantemente al azar y en la laguna Tendalero, esta especie no mostró preferencia por ninguno de los sitios. Fernández y Kehr (1995) también observaron una disposición al azar de los adultos de *Helochares femoratus* en un hábitat permanente con vegetación, atribuyendo dicho carácter a las características homogéneas del ambiente.

Algunas poblaciones mostraron una misma tendencia anual en lo que respecta a las características ecológicas de los dos sitios estudiados, lo cual podría estar relacionado directamente con las características reproductivas de cada una de esas especies en este sector del país. Sin embargo otras especies, como *D. angustus*, a pesar de estar presente en ambos sitio, tuvo una preferencia muy marcada por uno de ellos, siendo evidente en los valores de la abundancia y frecuencia en la laguna con características heterogéneas en cuanto a la vegetación acuática. Según Von Ellenrieder y Fernández (2000) la rara presencia de esta especie en charcos temporarios se atribuye a la preferencia por sitios permanentes o temporarios pero que están vegetados, lo que también se ve reflejado en este análisis, en donde la especie fue más abundante en la laguna Tendalero con una gran parte de su superficie cubierta por macrófitas.

En general, la mayor abundancia observada en la laguna Tendalero, podría estar relacionada con la heterogeneidad en el sustrato vegetal (mayor cantidad de macrófitas registrada es este sitio). A su vez, en la laguna Tendalero, la mayoría de las especies presentaron una mayor abundancia en los sitios vegetados. El microhábitat conformado por *Limnobium laevigatum* fue el más seleccionado por las especies de coleópteros estudiadas. Se ha documentado que las macrófitas aumentan la complejidad de los hábitats o la heterogeneidad de los ecosistemas acuáticos afectando la estructura de las poblaciones y la diversidad (Thomaz *et al.*, 2008; Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010). De acuerdo a Fontanarrosa *et al.*, (2013) las diferentes arquitecturas que presentan las macrófitas podría ser uno de los factores que influyen en la comunidad de invertebrados, principalmente debido a las complejas estructuras sumergidas conformando un biotopo capaz de albergar a diferentes organismos que habitan los sistemas acuáticos (Ohtaka *et al.*, 2011). Byttebier *et al.*, (2012) reporta a los hábitats permanentes con vegetación como sitios más aptos para albergar a algunas especies de coleópteros acuáticos. Por lo tanto, las macrófitas serían sitios más favorables para

Enochrus vulgaris y *E. variegatus*. En recientes estudios Fontanarrosa *et al.*, (2013) han demostrado que la diversidad y la riqueza de macroinvertebrados son influenciadas principalmente por el tamaño de las plantas, lo cual se encuentra estrechamente relacionado con la estructura de la raíz y la hoja. Los mismos resultados podrían atribuírsele a las características que presentaba el parche de *Limnobiium laevigatum* en la laguna Tendalero (la cual tenía mayor riqueza de especies), con relación a la otra macrófita dominante (*Hydrocleys nymphoides*) que aportaba una estructura radicular menos densa que la anterior.

La disposición espacial que se registró con mayor frecuencia en ambos sitios fue la agregada. Elliott (1971) sugirió que este tipo de disposición es la más común dentro de los invertebrados bentónicos. Además, muchos otros estudios llevados a cabo en diversos grupos de insectos acuáticos (Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera) presentaron este tipo de disposición espacial (Bohle, 1978; Ciborowski y Craig, 1989; Lamberti y Resh, 1983; McAuliffe, 1984; Hart, 1985; Martin y Barton, 1987; Glass y Bovbjerg, 1969). Sin embargo, se observó que *Haliphus indistinctus* e *Hydrocanthus sharpi* se dispusieron principalmente al azar en los diferentes sitios, independientemente de las características de los mismos.

Por otra parte, algunas de las poblaciones estudiadas no mostraron un patrón claro en lo que respecta a la preferencia por alguno de los sitios, como tampoco en lo que respecta a la disposición espacial. Probablemente esos factores puedan estar relacionados a los requerimientos bionómicos de cada una de las poblaciones. Fontanarrosa *et al.*, (2004) registraron en diversos ambientes de la ciudad de Buenos Aires que algunos taxones presentaban diferencias en la frecuencia de aparición en los diferentes ambientes, proponiendo que estos grupos estarían utilizando de manera diferente dichos ambientes de acuerdo a sus requerimientos ecológicos.

A partir de lo mencionado, podemos concluir que en muchas especies el ambiente y las condiciones ecológicas son determinantes e influyen directamente en su abundancia y permanencia en el tiempo. La dinámica temporal general evidenció actividad durante todo el año de muestreo, sin embargo hubo una mayor abundancia y riqueza específica en la primavera y verano. Por otra parte, la mayor diversidad de microhábitats permitió una mayor abundancia en algunas especies, lo cual podría

deberse a que los mismos proporcionan sitios de refugio de posibles predadores, alimentación o sitios de oviposición. La importancia de la vegetación para los coleópteros como protección de los predadores, como sitios de oviposición y como fuente de alimento, también ha sido destacada por varios autores (Galewsky, 1971; Duarte *et al.*, 1994; Poi de Neiff y Casco, 2003; Verberk *et al.*, 2011).

BIBLIOGRAFIA

- ANDREWARTHA, H. G. 1970. Introduction to the Study of Animal Populations. Methuen y Co., Londres. 332pp.
- ARCHANGELSKY, M. y M E. DURAND. 1992. Description of the preimaginal stages of *Derallus angustus* Sharp, 1882 (Coleoptera: Hydrophilidae, Hydrophilinae), *Aquatic Insects*, 14(3): 169-178.
- ARCHANGELSKY, M.; M.V. MANZO; M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2009. Coleoptera. *En*: E. Domínguez y H. R. Fernández, (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. 654 pp.
- BEGON, M.; J. L. HARPER y C. R. TOWNSEND. 1996. Ecology. Blackwel Science, Oxford. 1068 pp.
- BOHLE, H. W. 1978. Beziehungen zwischen dem Nahrungsangebot, der Drift und der räumlichen Verteilung bei Larven von *Baetis rhodani* (PICTET) (Ephemeroptera: Baetidae). *Archiv fuer Hydrobiologie*, 84: 500-525.
- BYTTEBIER, B.; FISCHER S. y P. L. M. TORRES. 2012. Seasonal dynamics of larvae and adults of two *Enochrus* Thomson (Coleoptera: Hydrophilidae) species in temporary and permanent water bodies of an urban park in Buenos Aires. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85: 281-289.
- CIBOROWSKI, J. J. H. y D. A. CRAIG. 1989. Factors influencing dispersión of larval black flies (Diptera: Simuliidae): effects of current velocity and food concentration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1329-1341.
- COX, D.R. y P. A. W. LEWIS. 1996. The statistical analysis of series of events. New York: John Wiley y Sons.
- DUARTE, C. M.; D. PLANAS y J. PEÑUELAS. 1994: Macrophytes, taking control of an ancestral home. *En*: MARGALEF, R. (Ed.). Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems. Elsevier, Amsterdam, Pp. 59-79.
- ELLIOTT, J. M. 1971. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biology Assoc.*, Sci. Publ. N°. 25, 143 pp.
- EPELE, L. y M. ARCHANGELSKY. 2012. Spatial Variations in Water Beetle Communities in Arid and Semi-Arid Patagonian Wetlands and Their Value as Environmental Indicators. *Zoological Studies*, 51(8): 1418-1431.
- FERNÁNDEZ, L. A. 1990. Aspectos sobre la ecología poblacional de *Helochares talarum* Fernández. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 48 (1-4): 161-165.

- FERNÁNDEZ, L. A. 2008. The annual life history of a population of the aquatic Coleopteran *Derallus angustus* (Coleoptera: Hydrophilidae). *Revista de Biología Tropical*, Vol. 56 (1): 345-348.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. KEHR. 1991. Dinámica poblacional de *Helochares femoratus* (Brullé), (Coleoptera: Hydrophilidae). *Biología Acuática*, 15 (2): 246-247.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. KEHR. 1994. The annual life cycle of an argentinean population of *Helochares femoratus* (Brullé) (Coleoptera: Hydrophilidae). *The Coleopterists Bulletin*, 48(1): 95-98.
- FERNÁNDEZ, L. A. y A. KEHR. 1995. Estudio de la dispersión espacial y su variabilidad con respecto al tiempo, de los diferentes estadios de desarrollo de una población de *Helochares femoratus* (Brullé) (Coleoptera: Hydrophilidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 54 (1-4): 67-73.
- FERREIRO, N.; C. FEIJOÓ; A. GIORGI; y L. LEGGIERI. 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a pampean stream. *Hydrobiologia*, 664 (1):199-211.
- FISCHER, S.; M. C. MARINONE; M. S. FONTANARROSA; M. NIEVES y N. SCHWEIGMANN. 2000. Urban rain pools: seasonal dynamics and entomofauna in a park of Buenos Aires. *Hydrobiologia*, 441: 45-53.
- FONTANARROSA, M. S.; P. L. M. TORRES y M. C. MICHAT. 2004. Comunidades de insectos acuáticos de charcos temporarios y lagunas en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63 (3-4): 55-65.
- FONTANARROSA, M. S.; M. B. COLLANTES y A. O. BACHMANN. 2009. Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *Journal of Insect Science*, 9: 1-18.
- FONTANARROSA, M. S.; M. B. COLLANTES y A. O. BACHMANN. 2013. Aquatic Insect Assemblages of Man-Made Permanent Ponds, Buenos Aires City, Argentina. *Neotropical Entomology*, 42: 22-31.
- FRANKLIN, P.; M. DUNBAR y P. WHITEHEAD. 2008. Flow control son lowland river macrophytes: a review. *Science of the total environment*, 400: 369-378.
- GALEWSKY, K. 1971. A study on morphobiotic adaptations of European species of the Dytiscidae (Coleoptera). *Polsky Pismo Entomologiczne*, 41: 487-702.
- GEE, J. H. R.; B. D. SMITH; K. M. LEE y S. W. GRIFFITHS. 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation*, 7: 91-104.
- GLASS, L. W. y R. V. BOVBJERG. 1969. Density and dispersion in laboratory populations of caddisfly larvae (*Cheumatopsyche*, Hydropsychidae). *Ecology*, 50: 1082-108.

- GRINBERGA, L. 2011. Macrophytes species composition in stream of Latvia under different flow and substrate conditions. *Estonian Journal Ecology*, 60: 194-208.
- HART, D. D. 1985. Causes and consequences of territoriality of a grazing stream insect. *Ecology*, 60: 404-414.
- HOUSE, H. L. 1977. Nutrition of natural enemies. *En: R. L. Ridgway y S. B. Vinson (Eds.). Biological control by augmentation of natural enemies. Insect and mites control with parasites and predators. Plenum Press, New York. Pp. 151-182.*
- LARSON, D. J. 1985. Structure in temperate predaceous diving beetle communities (Coleoptera: Dytiscidae). *Holarctic Ecology*, 8: 18-32.
- LARSON, D. J.; Y. ALARIE y R. E. ROUGHLEY. 2000. Predaceous Diving Beetles Coleoptera: Dytiscidae of the Nearctic Region with Emphasis on the Fauna of Canada and Alaska., Ottawa: NRC Research Press, 982 pp.
- LAMBERTI, G. A. y V. H. RESH. 1983. Stream periphyton and insect herbivores: an experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology*, 64: 1124-1135.
- MARTIN, I. D. y D. R. BARTON. 1987. The formation of diapause aggregations by larvae of *Neophylax fiscus* Banks (Trichoptera: Limnephilidae) and their influence on mortality and development. *Canadian Journal of Zoology*, 65: 2612-2618.
- MCAULIFFE, J. R. 1984. Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology*, 65: 894-908.
- NILSSON, A. N. 1986. Geographic variation in *Graphoderus zonatus* (Coleoptera: Dytiscidae) in Sweden. *Entomologica scandinavica*, 17: 119-125.
- NILSSON, A. N. y H. SÖDERBERG. 1996. Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 321: 83-88.
- OHTAKA, A.; T. NARITA; T. KAMIYA; H. KATAKURA; Y. ARAKI; S. IM; R. CHHAY y S. TSUKAWAKI. 2011. Composition of aquatic invertebrates associated with macrophytes in Lake Tonle Sap, Cambodia. *Limnology*, 12: 137-144.
- PAINTER, D. 1999. Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca, and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology*, 36: 3-48.
- PIELOU, E. C. 1977. *Mathematical Ecology*. Wiley, New York, 159 pp.
- POI DE NEIFF, A. S. G. 1977. Estructura de la fauna asociada a tres hidrófitos flotantes en ambientes leníticos del NE argentino. *Comun. Cient. CECOAL* 6: 1-16.
- POI DE NEIFF, A. S. G. 1981. Estructura y dinámica poblacional de la mesofauna asociada de la vegetación acuática en limnótopos leníticos del nordeste argentino. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, 158 pp.

- POI DE NEIFF, A. S. G. 1983. Observaciones comparativas de la mesofauna asociada con *Pistia stratiotes* L. en algunos ambientes acuáticos permanentes y temporarios (Chaco, Argentina). *Physis*, 41 (101): 95-102.
- POI DE NEIFF, A. S. G. y S. L. CASCO. 2003. Biological agents which accelerate winter decay of aquatic plants in the Northeast of Argentina. S. M. Thomaz y L. M. Bini (Eds.). *Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas*, Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 127-144 pp.
- POI DE NEIFF, A. S. G. y J. J. NEIFF. 2006. Riqueza de especies y similitud de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31 (3): 220-225.
- POOLE, R. W. 1974. *An Introduction to Quantitative Ecology*. Mc Graw-Hill, Tokyo.
- RABINOVICH, J. E. 1978. *Ecología de Poblaciones Animales*. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C.: O.E.A., 114 pp.
- SAMWAYS, M. J.; C. S. BAZELET y J. S. PRYKE. 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2949-2962.
- SCHEFFER, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall. London.
- SCHEIBLER, E. E. y G. O. DEBANDI. 2008. Spatial and temporal patterns in an aquatic insect community of a high altitude Andean stream (Mendoza, Argentina). *Aquatic Insects*, 30: 145-161.
- SOUTHWOOD, T. R. E. 1978. *Ecological Methods*. With particular reference to the study of insect populations. Chapman and Hall. London.
- THOMAZ, S. M., E. D. DIBBLE, L. R. EVANGELISTA, J. HIGUTI y L. M. BINI. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- THOMAZ, S. M. y E. R. CUNHA. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and diversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 218-236.
- TORRES, P. L. M., M. C. MICHAT; M. L. LIBONATTI; L. A. FERNÁNDEZ; A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 2012. Aquatic Coleoptera from Mburucuyá National Park (Corrientes Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71 (1-2): 57-71.
- VALLADARES, L. F.; J. GARRIDO y B. HERRERO. 1994. The annual cycle of the community of aquatic Coleoptera (Adephaga and Polyphaga) in a rehabilitated wetland pond: the Laguna de La Nava (Palencia, Spain). *Annales de Limnologie*, 30 (3): 209-220.

- VERBERK, W. C. E. P.; D. T. BILTON; P. CALOSI y J. I. SPICER. 2011. Oxygen supply in aquatic ectotherms: partial pressure and solubility together explain biodiversity and size patterns. *Ecology*, 92: 1565-1572.
- VON ELLENRIEDER, N. y L. A. FERNÁNDEZ. 2000. Aquatic coleoptera in the Subtropical-Pampasic ecotone (Argentina, Buenos Aires): species composition and temporal changes. *The Coleopterists Bulletin*, 54: 23-35.
- WARFE, D. M.; L. A. BARMUTA y S. WOTHERSPOON. 2008. Quantifying habitat structure: Surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*, 117: 1764-1773.

CAPÍTULO IV

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE LAS COMUNIDADES

INTRODUCCIÓN

Uno de los niveles de los cuales se encarga la Ecología es el de COMUNIDADES. Múltiples son los conceptos que existen para definir correctamente a la “Comunidad”; de acuerdo a Southwood (1988) es un cuerpo organizado de individuos en una localidad específica. Otro concepto muy utilizado es el propuesto por Begon *et al.*, (1999) que define a la comunidad como un ensamble de poblaciones de especies que ocurren simultáneamente. Esta disciplina tiene como uno de sus principales objetivos comprender las agrupaciones de especies (Mac Arthur y Wilson, 1967; Keddy, 1992), estudiar cómo se distribuyen en la naturaleza e identificar los procesos que determinan la diversidad de las comunidades naturales y la dinámica de las especies que la constituyen (Gee y Giller, 1987; Morin, 2011). Por otra parte los estudios a nivel de comunidades tratan de enfocar diversos aspectos como ser la estructura (riqueza, abundancia, diversidad, dominancia, etc.) y la dinámica (las diferentes fluctuaciones que van ocurriendo en un tiempo y espacio determinado). Según Begon *et al.*, (1986) una comunidad puede ser definida en cualquier tamaño, escala o nivel de jerarquía de hábitats.

Las comunidades de invertebrados acuáticos varían en su estructura de acuerdo al ambiente en que viven, ya que habitan una gama muy variable que va desde pequeños charcos efímeros hasta ambientes permanentes (Kenk, 1949; Stout, 1964; Schneider y Frost, 1996; Wellborn *et al.*, 1996). Los coleópteros acuáticos son parte importante de la comunidad de invertebrados acuáticos (Fernández y López Ruf, 1999), se caracterizan por tener un gran desarrollo en los cuerpos de aguas lénticas y poco profundos donde generalmente se encuentra la región litoral con vegetación acuática bien desarrollada (Foster *et al.*, 1992; Fairchild *et al.*, 2000). Debido a la gran diversidad de coleópteros acuáticos, estos presentan una amplia variedad de atributos ecológicos que les permite ocupar una extensa gama de hábitats dentro de los humedales, pudiendo a su vez cada una de las especies utilizar el entorno a diferentes escalas espaciales y temporales (Fairchild *et al.*, 2003). La comunidad de coleópteros acuáticos puede verse afectada por una serie de variables ambientales como ser la conductividad (Eyre *et al.*, 1986; Epele y Archangelsky 2012), pH (Eyre *et al.*, 1986; Schmidl, 2003), la edad del sitio (Fairchild *et al.*, 2000; Lundkvist *et al.*, 2001), el tamaño (Nilsson y Svensson, 1995), la

permanencia (Lundkvist *et al.*, 2001; Nilsson y Svensson, 1995) y por la vegetación (Nilsson y Söderberg, 1996).

En la provincia de Corrientes, debido a su ubicación geográfica, se pueden encontrar como parte del paisaje una gran variedad de sistemas acuáticos, desde pequeños charcos formados posteriores a las lluvias, con relativa permanencia de días/agua, lagunas, embalsado, hasta grandes ríos como el Paraná. En los humedales el hidroperíodo tiene un rol fundamental (Steinman *et al.*, 2003). Los ambientes temporarios se encuentran extendidos por todo el mundo y se caracterizan, independientemente del tipo y de la formación que le dio origen, por diferentes propiedades físicas y químicas (Williams, 1996). Los charcos temporarios son ambientes que experimentan períodos de sequía recurrentes que pueden diferir en su duración, además se caracterizan por la fauna particular que habita en ellos y por las grandes poblaciones que estas pueden alcanzar (Williams, 1997). En estos ambientes la permanencia del agua y la temperatura del agua son los factores abióticos más importantes que afectan a la fauna (Eyre *et al.*, 1992; Nilsson y Svensson, 1994; Eyre, 2006). Los ambientes temporarios imponen rigurosas condiciones para la fauna que habita en ellos, requiere diferentes características morfológicas, fisiológicas, de comportamiento y adaptaciones para sobrevivir en periodos de sequía (Wiggins *et al.*, 1980, Wellborn *et al.*, 1996; Williams, 1996). Williams (2006) define a los charcos formados por las lluvias como pequeños cuerpos de agua temporales de variable duración donde se acumula el agua de las precipitaciones en pequeñas depresiones del terreno. La naturaleza cíclica de estos provee un hábitat muy diferente del de los ambientes permanentes.

Generalmente se considera que las comunidades formadas en cuerpos de aguas temporales son menos diversas que la de cuerpos permanentes porque el medio es más severo en los primeros (Nilsson y Svensson 1995; Gioria *et al.*, 2010). Existe una gran controversia sobre la riqueza en estos ambientes, algunos autores le atribuyen la baja riqueza a su naturaleza efímera (Wiggins *et al.*, 1980; Schneider y Frost, 1996), mientras que otros autores han demostrado que existe una riqueza similar a otros ambientes de carácter permanente (Williams, 1996; Boix y Sala, 2002). En estos ambientes la dispersión y las estrategias para colonizarlos son importantes en la sucesión y ciclos biológicos de la mayoría de los insectos acuáticos (Sheldon, 1984); estos procesos influyen en la dinámica de las poblaciones, la abundancia y en la

estructura de las comunidades que lo conforman (Dieckmann *et al.*, 1999; Bilton *et al.*, 2001; Clobert *et al.*, 2001). La mayoría de los insectos acuáticos como parte de su ciclo biológico y como adaptaciones a la supervivencia, son capaces de volar y dispersarse a otros medios con el fin de reproducirse y alimentarse (Johnson, 1969). Muchos hemípteros y coleópteros son habitantes comunes en estos charcos temporales, demostrando poseer una elevada colonización cíclica en estas aguas y pudiendo también actuar como depredadores de otros organismos (Batzer y Wissinger 1996).

Por su parte el estudio sobre comunidades de macroinvertebrados en ambientes de carácter permanente es mucho más amplio y conocido. Estos cuerpos de agua tienen la propiedad de permanecer constantemente con agua, lo que favorece el desarrollo de comunidades de plantas y animales. De acuerdo a Warfe *et al.*, (2008) la abundancia local de las especies y la diversidad generalmente están influenciadas por la estructura del hábitat. Las plantas acuáticas son componentes importantes dentro de los cuerpos lénticos, su presencia aumentan la heterogeneidad o complejidad del hábitat y la presencia de las mismas en los cuerpos de agua influye en la riqueza, biomasa y diversidad de macroinvertebrados (Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010). La importancia que tiene la característica de la vegetación en la estructura de la fauna, inclusive la de escarabajos acuáticos fue demostrada en numerosos estudios (Gee *et al.*, 1997; Painter, 1999; Larson *et al.*, 2000). Los cambios en la composición de las mismas afectaría a su vez la composición de la fauna que habita en ellas (Warfe y Barmuta, 2004; Cremona *et al.*, 2008; Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010).

En los estudios llevados a cabo en la Argentina sobre comunidades de insectos acuáticos son más comunes en ambientes permanentes que en temporarios. Existen en la literatura diversos trabajos realizados sobre la fauna asociada a la vegetación acuática en ambientes lénticos, muchos de ellos realizados en el NE argentino (Poi de Neiff, 1979, 1981, 1983; Poi de Neiff y Carignan, 1997; Poi de Neiff y Neiff, 1977, 1984, 2006), en charcos producidos en los bordes de lagunas (Varela *et al.*, 1978), estudios comparativos de comunidades en distintos cuerpos de agua (Bonetto *et al.*, 1978a; Bonetto *et al.*, 1978b; Corigliano y Polini de Capiello, 1984; Fontanarrosa *et al.*, 2004, 2013); y muchos realizados en el sur de nuestro país (Miserendino, 1995, 2001, Miserendino y Pizzolon, 2003; Velásquez y Miserendino, 2003; Principe y Corigliano, 2006; Scheibler y Debandi, 2008). Son menos numerosos los trabajos que tratan sobre los coleópteros acuáticos en nuestro país (Fernández y López Ruf, 1999, 2006;

Fernández *et al.*, 2010; Von Ellenrieder y Fernández, 2000; Torres *et al.*, 2007, 2008, 2012; Miserendino y Archangelsky, 2006, Gómez Lutz *et al.*, 2012; Epele y Archangelsky, 2012, Libonatti *et al.*, 2013). En general todos los trabajos citados han sido realizados en ambientes permanentes, sin embargo, en los últimos años han surgido trabajos sobre la fauna de macroinvertebrados que habita en charcos temporarios en la Argentina (Fischer *et al.*, 2000; Fontanarrosa *et al.*, 2004, 2009, Campos *et al.*, 2004).

Por lo expuesto, en esta sección nos proponemos estudiar diversos aspectos de la ecología de comunidades de coleópteros acuáticos en ambientes efímeros y en ambientes permanentes, todos ubicados en el departamento Capital de la provincia de Corrientes.

MATERIAL Y METODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos tipos de ambientes (permanentes y temporarios). Los ambientes de carácter permanente fueron dos lagunas ubicadas en el NO de la provincia de Corrientes: Don Luis y Tendalero, localizadas a 15 km de la ciudad de Corrientes. Los ambientes temporarios estudiados fueron los que se formaron después de las lluvias ocurridas durante el periodo de estudio 2010 - 2011 y localizados en un radio entre 10 y 20 kilómetros del casco céntrico de la Capital de Corrientes. La caracterización de cada uno de estos ambientes, la toma de muestras, periodicidad, procesamiento del material y detalles referentes al trabajo de campo y de laboratorio se describen en la sección de Material y Métodos del Capítulo I de esta Tesis.

Metodología estadística

Para cada uno de los sitios en donde se recolectaron las muestras se confeccionaron listas de especies.

Ambientes temporarios

Métodos utilizados para evaluar la diversidad y riqueza de especies

Con el objetivo de analizar la estructura de la comunidad de coleópteros acuáticos se estimaron diversos parámetros. Los mismos solamente fueron calculados para los

ambientes temporarios en donde se pudieron hacer 3 muestreos o más (es decir que el charco permaneció 5 días o más con agua después de la primer lluvia).

La riqueza (S) y la diversidad (H') de las especies en cada una de las comunidades estudiadas fue analizada mediante el Software EcoSim (Gotelli y Enstminger, 2011).

La diversidad se estimó a partir del Índice de Diversidad de Shannon y Wiener (Shannon y Weaver, 1949), calculado mediante la siguiente ecuación:

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

Donde S es la riqueza específica (número de especies presentes en una comunidad) Ln es el logaritmo natural y p_i es la probabilidad de que un individuo pertenezca a la especie i que se calcula:

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde n_i es el número de individuos de la especie i en el número total de individuos N (Kehr y Duré, 2002). Este Índice fue seleccionado para evaluar la diversidad debido a la facilidad de su cálculo y a que es uno de los más utilizados en los trabajos ecológicos.

Para evitar el sesgo en la estimación de estos parámetros en alguna de las áreas analizadas, y debido a las diferencias en el tamaño de los muestreos, se utilizó el método de rarefacción propuesto por Sanders (1968) y corregido por Hurlbert (1971) y Simberloff (1972), para poder llevar a cabo comparaciones de riqueza específica e índices de diversidad sobre la base de muestras con N diferentes. Dado que el software aquí utilizado fue el EcoSim, el proceso para la estimación se basa en el test de permutaciones de Monte Carlo, mediante el cual se generaron hasta 1000 pseudomatrices con los datos reales, obteniéndose un promedio y un desvío de la diversidad y la riqueza específica para cada comunidad. Este método nos permitió estimar, mediante el cálculo de probabilidades, la diversidad y riqueza de dos o más comunidades con diferentes tamaños de muestras. Se unificaron los datos a través del número de individuos 10, 20, 30, 40, 50 y 60 por muestreo, (siendo este último el número más bajo de individuos hallados en un muestreo y por lo tanto, para todos los cálculos, este fue el N máximo utilizado para estimar la riqueza y la diversidad). Con los datos obtenidos por esta vía se llevaron a cabo las comparaciones entre la riqueza y la diversidad de los diferentes ambientes temporarios estudiados, lo cual se realizó con

el test no paramétrico de Kruskal-Wallis con el software Xlstat 2009 (Hamann *et al.*, 2006; Duré *et al.*, 2008).

Relación entre las diferentes variables analizadas

Con las diferentes variables ambientales y los valores obtenidos a partir del método de rarefacción para la diversidad (H') y riqueza (S) se realizó para cada uno de ellos una correlación de Pearson con el software EcoSim versión 7.72 mediante un test aleatorio basado en el procedimiento de Monte Carlo y con la generación de 1000 pseudomatrices. Las variables correlacionadas fueron: temperatura del agua, profundidad, superficie (m^2), diversidad (Shannon y Wiener) y riqueza. Esta relación fue estimada para los charcos que tuvieron como mínimo 3 muestreos posteriores a las precipitaciones.

Especies pioneras en ambientes temporarios

Para divisar cuáles eran las especies más importantes en los ambientes temporarios seleccionados y de ese modo evaluar posibles patrones o tendencias de las poblaciones de coleópteros acuáticos, se seleccionaron a las especies más representativas en cuanto a su abundancia relativa (las principales 5). Para este análisis se escogieron los ambientes temporarios en donde se pudieron obtener 3 o más muestreos.

Asociación y covariación de especies

Para determinar las asociaciones y covariaciones interespecificas se siguió la metodología propuesta por Ludwig y Reynolds (1988). A fin de determinar las diferentes asociaciones interespecificas entre las especies de los ambientes temporarios se utilizó el Índice de Jaccard, para lo cual transformamos la matriz de datos cuantitativos a binarios (presencia (1)/ ausencia (0)). El rango del coeficiente de Jaccard va de 0 a 1, donde un valor igual a 0 indica que las especies no se hayan asociadas, y un valor igual a 1 representaría una asociación entre las especies.

La covariación interespecifica de las especies en cada charco se estimó utilizando la correlación de Spearman. El mismo varía de entre -1 y 1. La covariación perfecta y negativa (-1) se da cuando la abundancia de una especie aumenta y la otra disminuye en la misma proporción), por otra parte una covariación perfecta y positiva (1) ocurre cuando las dos especies aumentan de igual manera simultáneamente, cuando obtenemos valores próximos a 0 nos indica que las especies no covarian en el tiempo y en el espacio.

Tanto la asociación como la covariación fue calculada para cada una de los charcos con el software Xlstat. Los cálculos fueron realizados únicamente para los charcos que tuvieron como mínimo tres muestreos y en base a las especies más abundantes registradas en cada uno de ellos.

Ambientes permanentes

Métodos utilizados para evaluar la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies.

En las dos lagunas permanentes se calculó la riqueza y la diversidad de especies para cada una de las estaciones del año (primavera – verano – otoño - invierno). Las diferentes muestras fueron extraídas cada 15 días, pero éstas se unificaron de manera estacional (se sumaron las abundancias de cada una de las especies de aquellos muestreos correspondientes a cada estación) y se trabajó de ese modo para un mejor análisis de los datos y comprensión. La riqueza (S) y la diversidad (H') de las especies en cada una de las comunidades estudiadas fue analizada mediante el Software EcoSim (Gotelli y Enstminger, 2011) y para hacer comparativas las muestras, previamente se aplicó el método de rarefacción para comparar la riqueza y la diversidad (Magurran, 1988, 2004) de los coleópteros acuáticos durante las estaciones del año y para ambas lagunas. En la laguna Tendalero se obtuvieron los resultados de la riqueza y la diversidad para catorce clases de abundancia (100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1100, 1200, 1300 y 1305 individuos). Para el otro sitio, la laguna Don Luis, la riqueza y la diversidad fueron calculadas para trece clases de abundancia (50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, 500, 550, 600 y 614 individuos). Todos estos cálculos fueron realizados con el software Ecosim versión 7.2 (Gotelli y Entsminger,

2011). Con los valores obtenidos por este medio se realizaron las comparaciones entre la riqueza y la diversidad registrada en las dos lagunas durante las diferentes estaciones del año, mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y las pruebas a posteriori de Dunn, considerando las correcciones de Bonferroni utilizando el software XLSTAT (Hamann *et al.*, 2006; Duré *et al.*, 2008).

Para cada una de las comunidades se calculó el Índice de Equitatividad (Pielou, 1966) a partir de la siguiente fórmula:

$$E' = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde E' = Índice de Equitatividad, H' = Índice de Shannon y Wiener; $\ln S$ = logaritmo natural de la riqueza de especies.

Este método analiza con qué grado de igualdad están representadas las especies presentes en una muestra. El valor oscila de 0 a 1, donde 1 representa una situación en la que todas las especies son igualmente abundantes.

Caracterización de la comunidad

La estructura de la comunidad para cada una de las estaciones de muestreo fue caracterizada a partir de los diferentes modelos de ranking-abundancia. Para cada caso se especifica cuál de los tres modelos más comunes (Serie geométrica, Log serie y Varilla Quebrada) presentó un mejor ajuste a los datos observacionales. Las comparaciones entre los valores teóricos y observados se realizaron mediante la prueba de Chi-cuadrado. Cada cálculo se realizó utilizando el software Bio-Dap (Thomas y Clay, 2000), que se basa en los métodos propuestos por Magurran (1988).

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de la matriz de correlación de Pearson para cada lagunas y a partir del valor de abundancia total correspondiente a cada una de las especies por estacion. El ACP es un procedimiento para encontrar el arreglo de las variables y al mismo tiempo, los componentes, que explican la mayor varianza en los datos multidimensionales (Davis, 1986; Harpel, 1999).

Asociación y covariación de especies

Al igual que para los ambientes temporarios, en las lagunas permanentes se estimó la asociación de especies, a partir del Índice de Jaccard. Los datos fueron transformados a binarios (1 presencia / 0 ausencia) y nos permitió evaluar si las especies más representativas se asociaban de manera positiva o negativa en la comunidad.

Por otra parte para ver la covariación de las especies mediante la abundancia en las lagunas, se utilizó una correlación de Spearman, siendo el propósito evaluar si existían correlaciones positivas o negativas significativas entre las especies de cada comunidad.

Tanto las asociaciones como las covariaciones fueron calculadas para cada una de las lagunas a partir del valor de abundancia total de cada una de las especies por muestreo, mediante el uso del software Xlstat. Para llevar a cabo estos análisis solamente se seleccionaron aquellas especies que tenían los mayores porcentajes de peso relativo con respecto al total. Las especies seleccionadas representaron el 80% del total de la frecuencia de especies. Vale aclarar que dicha selección se realizó para tener una mayor claridad con los resultados, al considerar las especies más representativas.

Similitud de especies entre ambientes permanentes

Para medir la similitud en la composición de especies entre las dos lagunas se calculó el índice de similitud de Sorensen cuantitativo (C_N) que además de la composición de especies, también considera la abundancia relativa de las mismas. La fórmula es la siguiente:

$$C_N = \frac{2 jN}{aN + bN}$$

Donde: jN es la suma de las abundancias menores de las especies encontradas en ambas lagunas, aN es el número total de individuos encontrados en la laguna Tendalero y bN es el número total de individuos encontrados en la laguna Don Luis (Magurran, 1988).

El software BIODAP (Thomas y Clay, 2000) también se utilizó para calcular el Índice de Sorensen cualitativo. Este índice resume la similitud entre las comunidades en

una escala que va de 0 - 1. Un valor igual a 1 indica una completa similitud en la composición de especies mientras que un valor de 0 indica una completa disimilitud.

RESULTADOS

Ambientes temporarios

Los resultados que se muestran pertenecen a los diferentes análisis llevados a cabo sobre las comunidades acuáticas de coleópteros en ambientes temporarios localizados en los alrededores de la Ciudad de Corrientes.

Métodos utilizados para evaluar la diversidad y riqueza de especies

En total se muestrearon 9 ambientes temporarios formados posteriores a las lluvias, los mismos fueron numerados del 1 al 9 de acuerdo al orden en que fueron muestreados. Los charcos 3, 4, 8 y 9 solamente fueron muestreados un día, posteriormente se secaron; los Charcos 1 y 2 tuvieron menos de 10 días con agua y los charcos 5, 6 y 7 permanecieron con agua más de 20 días porque tuvieron varios episodios de precipitaciones.

Un total de 660 individuos de coleópteros acuáticos, incluidos en 41 especies, 22 géneros y 7 familias, fueron registrados. Solamente se encontraron coleópteros acuáticos en 7 de los 9 charcos muestreados. El listado de las familias, géneros y especies encontradas y la presencia o no de cada una de ellas en los diferentes charcos se encuentra en la Tabla 1. La familia que tuvo mayor porcentaje de especies fue Hydrophilidae (45%) seguida de Dytiscidae (32%), Noteridae (15%), mientras las restantes familias estaban representadas por menos de un 10% de especies (Figura 1).

Las especies que presentaron una alta abundancia fueron: *Liodesus* sp., *Laccophilus* sp. 1, *Berosus* sp. 3 y *Tropisternus lateralis* y *Enochrus vulgaris*. Por otra parte los coleópteros acuáticos que tuvieron una frecuencia elevada de presencia en los diferentes sitios muestreados fueron principalmente *Liodesus* sp., *Tropisternus lateralis* y *E. vulgaris*. Contrariamente, otras especies únicamente fueron detectadas en una sola ocasión como fue el caso de *Haliplus indistinctus*, *Copelatus alternatus*, *C. longicornis*, *Thermonectus nobilis*, *T. succinctus*, *Anodocheilus maculatus*, *Hemibidesus conicus*, *Laccophilus* sp. 2, *Laccophilus* sp. 3, *Pelonomus* sp. 2, *Derallus angustus*,

Paracymus graniformis, *P. limbatus*, *Enochrus guarani*, *Phaenonotum* sp. y *Epimetopus* sp. Todas ellas representan el 39% de las especies recolectadas en estos ambientes.

Tabla 1: Listado de especies de coleópteros acuáticos registrado en los diferentes ambientes temporarios de los alrededores de la ciudad de Corrientes. Además, se indica la abundancia de cada una de las especies en los diferentes sitios. Ch = Charco.

	Ch. 1	Ch. 2	Ch. 3	Ch. 5	Ch. 6	Ch. 7	Ch. 8
ADEPHAGA							
HALIPLIDAE (1 spp. - 1 gen.)							
<i>Haliphus indistinctus</i>		1					
DYTISCIDAE (13 spp. - 9 gen.)							
Copelatinae							
Copelatini							
<i>Copelatus alternatus</i>					1		
<i>Copelatus longicornis</i>					5		
Dytiscinae							
Aciliini							
<i>Thermonectus nobilis</i>		1					
<i>Thermonectus succinctus</i>						4	
Hydroporinae							
Bidessini							
<i>Anodocheilus maculatus</i>				1			
<i>Hemibidessus conicus</i>				1			
<i>Liodessus</i> sp.	13	6		12	26		4
Hyphdrini							
<i>Desmopachria concolor</i>		2		1		1	
<i>Pachydrus globosus</i>		3		2	1		
Vatellini							
<i>Vatellus</i> sp.				9	7	3	
Laccophilinae							
Laccophilini							
<i>Laccophilus</i> sp. 1				53	24	12	
<i>Laccophilus</i> sp. 2				1			
<i>Laccophilus</i> sp. 3	2						
NOTERIDAE (6 spp. - 3 gen.)							
Noterinae							
Noterini							
<i>Hydrocanthus sharpi</i>				1	1		

<i>Hydrocanthus debilis</i>						1	
<i>Hydrocanthus paraguayensis</i>		4				1	
<i>Suphis</i> sp.				6		1	
<i>Suphisellus</i> sp. 3		1					
<i>Suphisellus</i> sp. 4B	4	5		9		3	
POLYPHAGA							
DRYOPIDAE (1 spp. - 1 gen.)							
<i>Pelonomus</i> sp. 1	6	5		13	6		
<i>Pelonomus</i> sp. 2		1					
HYDROCHIDAE (1 spp. - 1 gen.)							
<i>Hydrochus</i> sp.1	1			1			
HYDROPHILIDAE (18 spp. - 6 gen.)							
Sufamilia Hydrophilinae							
Berosini							
<i>Derallus angustus</i>				2			
<i>Derallus paranensis</i>	1			5	3	4	
<i>Berosus</i> sp. 1		2		72	32	4	
<i>Berosus</i> sp. 2	2	1					
<i>Berosus</i> sp. 3	5	4					
<i>Berosus</i> sp. 4		3					
Laccobiini							
<i>Paracymus rufocinctus</i>	5			5	10	1	
<i>Paracymus graniformis</i>		1					
<i>Paracymus limbatus</i>				1			
Hydrophilini							
<i>Tropisternus collaris</i>		8		2	1	5	
<i>Tropisternus laevis</i>		8		8	9	1	
<i>Tropisternus lateralis limbatus</i>	4	34		33	25	27	
<i>Tropisternus ovalis</i>			1		1		
Subfamilia Enochrinae							
<i>Enochrus guarani</i>	1						
<i>Enochrus sublongus</i>	2	1			2		
<i>Enochrus variegatus</i>	1						
<i>Enochrus vulgaris</i>	23	15		2	9	2	
Subfamilia Sphaeridiinae							
Coelostomatini							
<i>Phaenonotum</i> sp.				2			
EPIMETOPIDAE (1 spp. - 1 gen.)							
<i>Epimetopus</i> sp.					4		

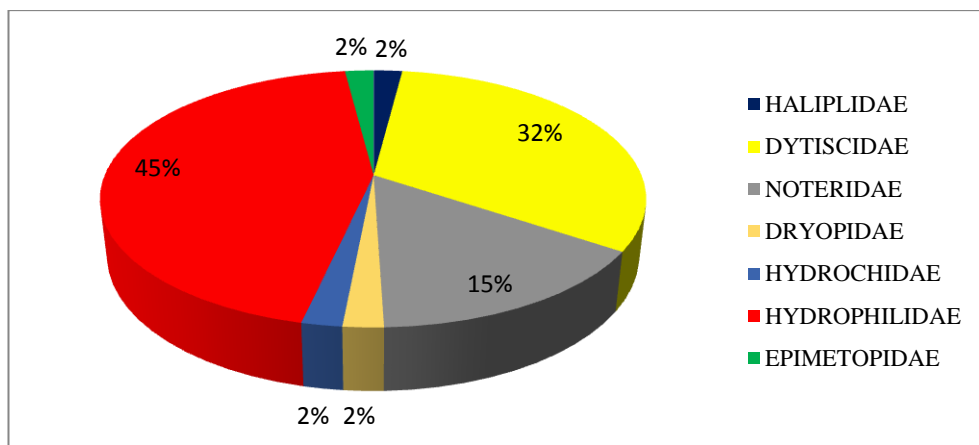


Fig. 1: Porcentaje de especies incluida en las diferentes familias de coleópteros acuáticos registrada en todos los charcos temporarios muestreados de la provincia de Corrientes.

En la Tabla 2 se detallan los datos registrados para los diferentes ambientes temporarios, como ser fecha de muestreo, días muestreados posteriores a las lluvias, abundancia y riqueza registrada por fecha, como así también características del charco (superficie, profundidad, etc).

Tabla 2: Chacos temporarios estudiados en la provincia de Corrientes con las respectivas fechas de muestreo, temperatura del agua (°C), profundidad a la que se tomó la muestra (cm), superficie del cuerpo de agua (m²), (D)= días posteriores a la lluvia que se muestreo el charco, (n° m)= número de muestras tomadas, (N)= riqueza y (n)= abundancia de coleópteros acuáticos.

Charco	Fecha	D	Temperatura del agua (°C)	Profundidad (cm)	Superficie (m ²)	n° m.	N	n
Nro. 1	25/04/2011	2	22	10	56	6	11	35
	27/04/2011	4	24	3	20,4	6	9	26
	29/04/2011	6	26	2	5	3	8	9
Nro. 2	25/04/2011	2	25	10	14,5	5	10	39
	27/04/2011	4	30	8	13,5	4	12	32
	29/04/2011	6	30	6	9	3	9	15
	02/05/2011	9	20	9	4,2	1	8	20
Nro. 3	05/10/2011	2	26	8	2	1	1	1
Nro. 4	05/10/2011	2	21	10	2,8	1	0	0
Nro. 5	11/10/2011	2	25	27	46	6	10	50
	13/10/2011	4	21	27	40	6	12	34
	15/10/2011	6	20	20	34	6	11	36
	17/10/2011	8	23	12	27	6	9	21
	19/10/2011	10	30	9	9	4	7	17

	21/10/2011	12	31	8	8	3	7	8
	25/10/2011	16	21	30	35	6	4	27
	27/10/2011	18	25	15	21	6	6	49
Nro. 6	11/10/2011	2	26	8	32	6	15	38
	13/10/2011	4	25	7	32	6	9	24
	15/10/2011	6	26	4	13	6	12	38
	17/10/2011	8	21	19	3,3	1	4	10
	19/10/2011	10	27	12	2	1	4	7
	21/10/2011	12	24	10	1,5	1	7	8
	25/10/2011	16	22	10	37	7	7	23
	27/10/2011	18	29	9	18	6	6	19
Nro. 7	11/10/2011	2	28	40	22	4	4	6
	13/10/2011	4	20	32	22	4	4	8
	15/10/2011	6	20	25	14	4	8	15
	17/10/2011	8	20	25	10	4	6	8
	19/10/2011	10	26	20	12	4	3	5
	21/10/2011	12	23	20	6	3	5	11
	25/10/2011	16	22	42	18	4	4	11
	27/10/2011	18	21	24	11	3	3	6
Nro. 8	25/10/2011	2	21	25	24	1	1	4
Nro. 9	31/10/2011	2	22	10	18	0	0	0

Una de las características abióticas cruciales en ambientes temporarios es el hidroperíodo, es decir el tiempo que transcurre entre el llenado de agua en estas zonas más deprimidas del terreno y el secado de la misma. Otros factores importantes son la frecuencia y milímetros de lluvia caídos, las características del sustrato, la vegetación y tiempo de desecación. El conjunto de estos factores son los que determinan la duración del agua en el terreno, lo cual indirectamente tiene influencia en el número de las muestras tomadas en cada charca. Para que los datos puedan ser comparativos, se realizó la unificación del número de individuo en los diferentes sitios a partir del método de rarefacción (Tabla 3).

Tabla 3: Resumen de los resultados principales del método de rarefacción en la que el número de individuos se unificó en todas los charcos temporarios analizados y se calculó los valores de la media de la diversidad (H') y la media de la riqueza (S) ± 1 desvío estándar (SD).

Charco	Abundancia	S		H'	
		μ	$\pm DS$	μ	$\pm DS$
Nro. 1	10	5,87	$\pm 1,16$	1,61	$\pm 0,25$
	20	8,65	$\pm 1,30$	1,86	$\pm 0,19$
	30	10,40	$\pm 1,24$	1,98	$\pm 0,15$
	40	11,64	$\pm 1,18$	2,06	$\pm 0,11$
	50	12,54	$\pm 1,01$	2,09	$\pm 0,08$
	60	13,37	$\pm 0,71$	2,12	$\pm 0,06$
Nro. 2	10	6,32	$\pm 1,24$	1,68	$\pm 0,26$
	20	9,63	$\pm 1,48$	2,00	$\pm 0,21$
	30	12,07	$\pm 1,63$	2,13	$\pm 0,17$
	40	13,93	$\pm 1,58$	2,20	$\pm 0,15$
	50	15,18	$\pm 1,52$	2,26	$\pm 0,12$
	60	16,43	$\pm 1,42$	2,30	$\pm 0,11$
Nro. 5	10	5,73	$\pm 1,25$	1,57	$\pm 0,27$
	20	8,35	$\pm 1,53$	1,83	$\pm 0,23$
	30	10,28	$\pm 1,66$	1,94	$\pm 0,19$
	40	11,75	$\pm 1,72$	2,01	$\pm 0,17$
	50	12,92	$\pm 1,73$	2,05	$\pm 0,15$
	60	13,96	$\pm 1,68$	2,09	$\pm 0,13$
Nro. 6	10	6,40	$\pm 1,18$	1,73	$\pm 0,21$
	20	9,14	$\pm 1,36$	2,02	$\pm 0,18$
	30	10,91	$\pm 1,44$	2,14	$\pm 0,14$
	40	12,08	$\pm 1,43$	2,20	$\pm 0,12$
	50	13,00	$\pm 1,42$	2,24	$\pm 0,11$
	60	13,74	$\pm 1,33$	2,27	$\pm 0,10$
Nro. 7	10	5,74	$\pm 1,19$	1,53	$\pm 0,28$
	20	8,58	$\pm 1,35$	1,79	$\pm 0,22$
	30	10,47	$\pm 1,36$	1,92	$\pm 0,17$
	40	11,93	$\pm 1,25$	1,99	$\pm 0,13$
	50	13,17	$\pm 1,12$	2,03	$\pm 0,10$
	60	14,13	$\pm 0,70$	2,06	$\pm 0,06$

La diversidad y la riqueza de los charcos muestreados fueron comparadas mediante pruebas no paramétricas (test de Kruskal-Wallis). Los resultados mostraron que no existieron diferencias significativas entre las diferentes charcas analizadas considerando a estas dos variables (Diversidad: Kruskal-Wallis Test K-W= 7,64; gl 4; $p > 0,05$ – Riqueza: Kruskal-Wallis Test K-W= 1,78; gl 4; $p > 0,05$) (Tabla 4).

Tabla 4: Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para las variables diversidad (H') y la riqueza de especies (S) en los charcos temporarios.

	H'	S
K (valor observado)	7,65	1,78
K (valor crítico)	9,49	9,49
GDL	4,00	4,00
p-valor bilateral	0,11	0,78
Alfa	0,05	0,05

Relación entre las diferentes variables analizadas

De todos los ambientes temporarios estudiados a lo largo del periodo 2010 - 2011, 5 de ellos presentaron la característica de haber sido muestreados más de 3 veces después de la primera lluvia. En cada uno de estos charcos seleccionados se realizó una correlación de Pearson con las diferentes variables mencionadas.

- Charco Nro. 1: se registró una correlación positiva y significativa entre los días transcurridos después de la primera lluvia y la temperatura del agua ($r= 0,99$; $n= 3$; $p<0,01$). El resto de las correlaciones fueron valores altos sin llegar a ser significativos (Tabla 5).

Tabla 5: Resultados de la correlación de Pearson correspondiente al Charco Nro. 1. Día= cantidad de días posteriores que se fue muestreando después de la primer lluvia, Temp. Agua ($^{\circ}\text{C}$)= temperatura del agua medida en grados Celsius, Prof= profundidad, Sup. (m^2)= superficie del charco medida en m^2 , H' = diversidad medida con el índice de Shannon y Weiner y S = riqueza de especies.

Variables	Día	Temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$)	Prof.	Sup. (m^2)	H'	S
Día	1					
Temp. Agua ($^{\circ}\text{C}$)	0,99	1				
Prof.	-0,92	-0,91	1			
Sup. (m^2)	-0,97	-0,97	0,98	1		
H'	0,94	0,94	-0,99	-0,99	1	
S	-0,98	0,98	0,83	0,92	-0,86	1

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$

- Charco Nro. 2: solamente se registró una correlación negativa y significativa entre la superficie (m^2) con los días transcurridos después de la primera lluvia ($r=-0,98$; $n= 3$; $p= <0,01$) (Tabla 6).

Tabla 6: Resultados de la correlación de Pearson correspondiente al Charco Nro. 2. Día= cantidad de días posteriores que se fue muestreando después de la primer lluvia, Temp. Agua ($^{\circ}C$)= temperatura del agua medida en grados Celsius, Prof= profundidad, Sup. (m^2)= superficie del charco medida en m^2 , H' = diversidad medida con el índice de Shannon y Weiner y S = riqueza de especies.

Variables	Día	Temperatura del agua ($^{\circ}C$)	Prof.	Sup. (m^2)	H'	S
Día	1					
Temp. Agua ($^{\circ}C$)	-0,49	1				
Prof.	-0,28	-0,66	1			
Sup. (m^2)	-0,98	0,59	0,2	1		
H'	-0,64	0,31	-0,02	0,52	1	
S	-0,7	0,66	0,03	0,82	-0,02	1

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$

- Charco Nro. 5: se registraron correlaciones negativas y significativas entre la diversidad y los días transcurridos después de la primera lluvia ($r=-0,87$; $n= 8$; $p= <0,01$) y entre la riqueza y esa misma variable ($r=-0,84$; $n = 8$; $p= <0,01$). De igual manera se registraron correlaciones negativas y significativas entre la profundidad y la temperatura del agua ($^{\circ}C$) ($r=-0,73$; $n= 8$; $p= <0,01$) y entre la superficie (m^2) y esa misma variable ($r=-0,79$; $n= 8$; $p= <0,01$). También se registraron correlaciones positivas y significativas entre la superficie del cuerpo de agua y la profundidad ($r=0,89$; $n= 8$; $p= <0,01$) y entre la riqueza y la diversidad ($r=0,93$; $n= 8$; $p= <0,01$) (Tabla 7).

- Charco Nro. 6: se observaron correlaciones negativas y significativa entre la riqueza y los días posteriores a la lluvia ($r=-0,62$; $n = 8$; $p= <0,01$); entre la diversidad y la profundidad ($r=-0,75$; $n= 8$; $p= <0,01$) y entre la riqueza y la profundidad ($r=-0,66$; $n= 8$; $p= <0,01$). Además se registró una correlación significativa y positiva entre la diversidad y la superficie (m^2) ($r=0,71$; $n= 8$; $p <0,01$) y entre la riqueza y la diversidad ($r=0,97$; $n= 8$; $p <0,01$) (Tabla 8).

Tabla 7: Resultados de la correlación de Pearson correspondiente al Charco Nro. 5. Día= cantidad de días posteriores que se fue muestreando después de la primer lluvia, Temp. Agua (°C)= temperatura del agua medida en grados Celsius, Prof= profundidad, Sup. (m²)= superficie del charco medida en m², H'= diversidad medida con el índice de Shannon y Weiner y S= riqueza de especies.

Variables	Día	Temp. Agua (°C)	Prof.	Sup. (m ²)	H'	S
Día	1					
Temp. Agua (°C)	-0,20	1,00				
Prof.	-0,27	-0,73	1,00			
Sup. (m ²)	-0,53	-0,79	0,89	1,00		
H'	-0,87	-0,29	0,10	0,38	1,00	
S	-0,84	-0,52	0,32	0,61	0,93	1,00

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$

Tabla 8: Resultados de la correlación de Pearson correspondiente al Charco Nro. 6. Día= cantidad de días posteriores que se fue muestreando después de la primer lluvia, Temp. Agua (°C)= temperatura del agua medida en grados Celsius, Prof= profundidad, Sup. (m²)= superficie del charco medida en m², H'= diversidad medida con el índice de Shannon y Weiner y S= riqueza de especies.

Variables	Día	Temp. Agua (°C)	Prof.	Sup. (m ²)	H'	S
Día	1					
Temp. Agua (°C)	0,07	1,00				
Prof.	0,18	-0,54	1,00			
Sup. (m ²)	-0,11	-0,01	-0,43	1,00		
H'	-0,49	0,31	-0,75	0,71	1,00	
S	-0,62	0,24	-0,66	0,61	0,97	1,00

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$

- Charco Nro. 7: se registraron dos correlaciones positivas y significativas, una de ellas entre la superficie y la profundidad ($r=0,82$; $n= 8$; $p= <0,05$) y otra entre la riqueza y la diversidad ($r=0,93$; $n= 8$; $p= <0,01$) (Tabla 9).

Tabla 9: Resultados de la correlación de Pearson correspondiente al Charco Nro. 7. Día= cantidad de días posteriores que se fue muestreando después de la primer lluvia, Temp. Agua (°C)= temperatura del agua medida en grados Celsius, Prof.= profundidad, Sup. (m²)= superficie del charco medida en m², H'= diversidad medida con el índice de Shannon y Weiner y S= riqueza de especies.

Variables	Día	Temp. Agua (°C)	Prof.	Sup. (m ²)	H'	S
Día	1					
Temp. Agua (°C)	0,23	1,00				
Prof.	-0,19	-0,21	1,00			
Sup. (m ²)	-0,52	0,20	0,82	1,00		
H'	-0,48	-0,41	0,17	0,16	1,00	
S	-0,41	-0,47	0,004	0,05	0,93	1,00

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$

Especies pioneras en los ambientes temporarios

Fueron seleccionados cinco ambientes temporarios. El charco Nro. 1 que se mantuvo con agua durante 7 días, mientras que el Nro.2 permaneció con agua durante un período de 10 días. Los cuerpos de agua Nro. 5, Nro. 6 y Nro. 7 tuvieron agua por más de 20 días, a partir de los cuales se dejó de muestrear.

Las especies más abundantes de coleópteros en los sitios fueron *Liodesus* sp. y *Laccophilus* sp. 1 pertenecientes a la Familia Dytiscidae; *Pelonomus* sp. 1; a la familia Dryopidae; *Enochrus vulgaris*, *Paracymus rufocinctus*, *Derallus paranaensis*, *Berosus* sp. 3, *Tropisternus collaris*, *Tropisternus laevis* y *Tropisternus lateralis* todas ellas incluidas en la familia Hydropilidae. En cuatro de los cinco charcos temporarios antes mencionados fueron registrados *Liodesus* sp. y *Tropisternus lateralis*; en tres de ellos se registró a *Laccophilus* sp. 1 y *Berosus* sp. 3, mientras que las restantes especies se hallaron en uno o dos de los sitios (Tabla 10).

Tabla 10: Resumen de las especies más abundantes en los diferentes ambientes temporarios estudiados. Se indica la especie y la presencia (X) en cada uno de los sitios.

Especies	Charco Nro. 1	Charco Nro. 2	Charco Nro. 5	Charco Nro. 6	Charco Nro. 7
<i>Liodessus</i> sp.	X	X	X	X	
<i>Laccophilus</i> sp. 1			X	X	X
<i>Pelonomus</i> sp. 1	X		X		
<i>Enochrus vulgaris</i>	X	X			
<i>Paracymus rufocinctus</i>	X			X	
<i>Derallus paranensis</i>					X
<i>Berosus</i> sp. 3	X		X	X	X
<i>Tropisternus collaris</i>		X			X
<i>Tropisternus laevis</i>		X			
<i>Tropisternus lateralis limbatus</i>		X	X	X	X

- En el charco Nro. 1, que permaneció con agua por un período de 7 días, las especies más abundantes fueron: *Enochrus vulgaris*, *Liodessus* sp. *Pelonomus* sp. 1, *Berosus* sp. 3 y *Paracymus rufocinctus*. Todas las especies mencionadas fueron registradas desde el primer día de muestreo, con un predominio de *Enochrus vulgaris* sobre las demás (Figura 2).

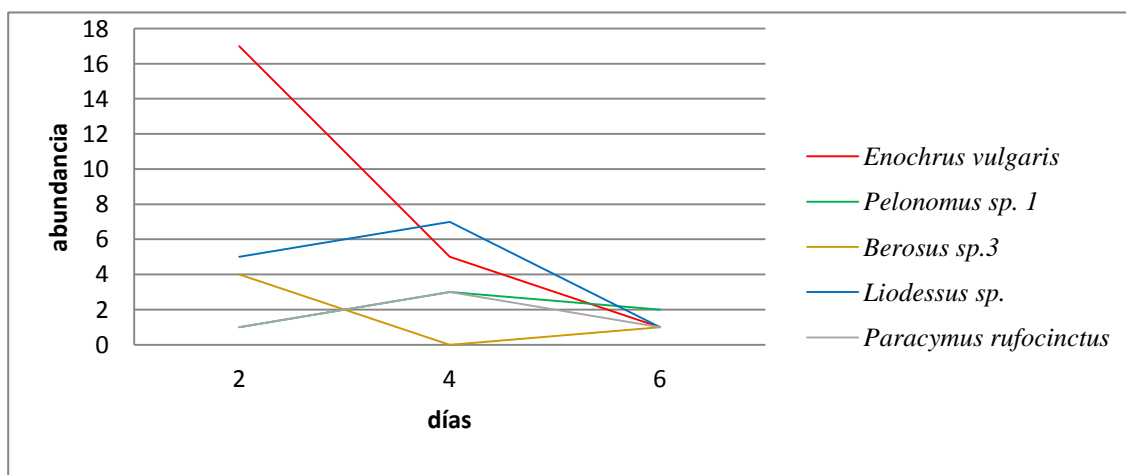


Fig. 2: Abundancia de las cinco principales especies de coleópteros acuáticos presentes en el charco Nro.1 a lo largo del periodo de muestreo.

- Durante los diez días que permaneció con agua el charco Nro. 2, se registraron las siguientes especies: *Enochrus vulgaris*, *Tropisternus laevis*, *Tropisternus lateralis limbatus*, *Tropisternus collaris* y *Liodessus* sp. En los dos primeros muestreos, los

individuos de *Enochrus vulgaris* y *Tropisternus collaris* presentaron una mayor abundancia relativa (Figura 3).

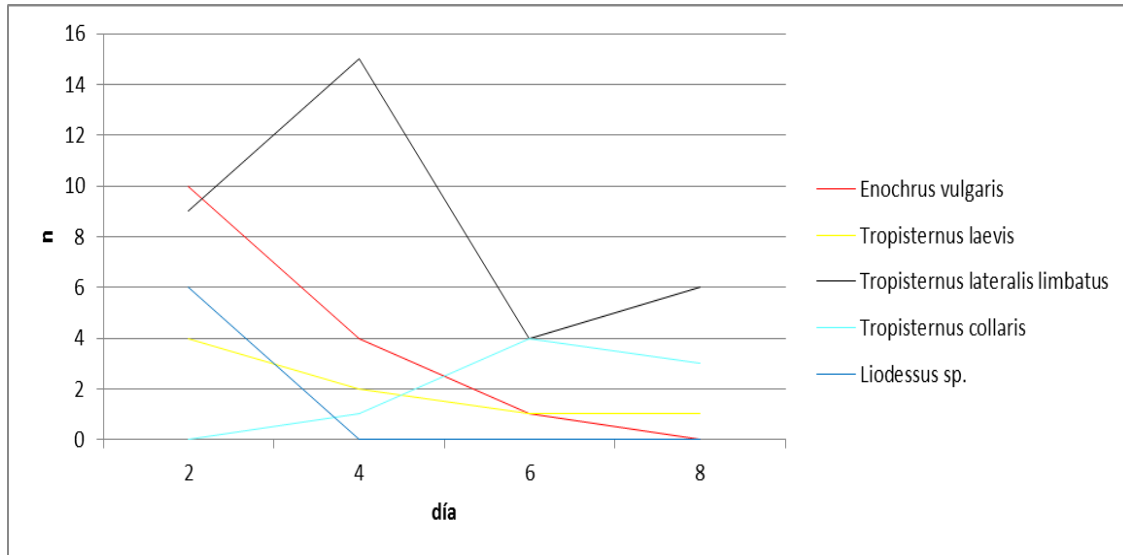


Fig. 3: Abundancia de las cinco principales especies de coleópteros acuáticos presentes en el charco Nro. 2 durante el periodo de muestreo.

- En el charco Nro. 5, las especies más abundantes fueron *Berosus* sp. 3, *Laccophilus* sp. 1, *Tropisternus lateralis limbatus*, *Pelonomus* sp. 1 y *Liodessus* sp. La superficie de este sitio fue disminuyendo de manera progresiva, aunque a los diez días posteriores a la primera lluvia y cuando el sitio estaba casi por desecarse, las precipitaciones volvieron y la superficie del charco aumentó considerablemente. Las especies más abundantes durante el primer muestreo fueron *Laccophilus* sp. 1 y *Berosus* sp. 3; la primera de ellas también con una abundancia elevada después del día 10, es decir que su abundancia volvió a incrementarse posteriormente a las precipitaciones ocurridas después de la primera lluvia (Figura 4).

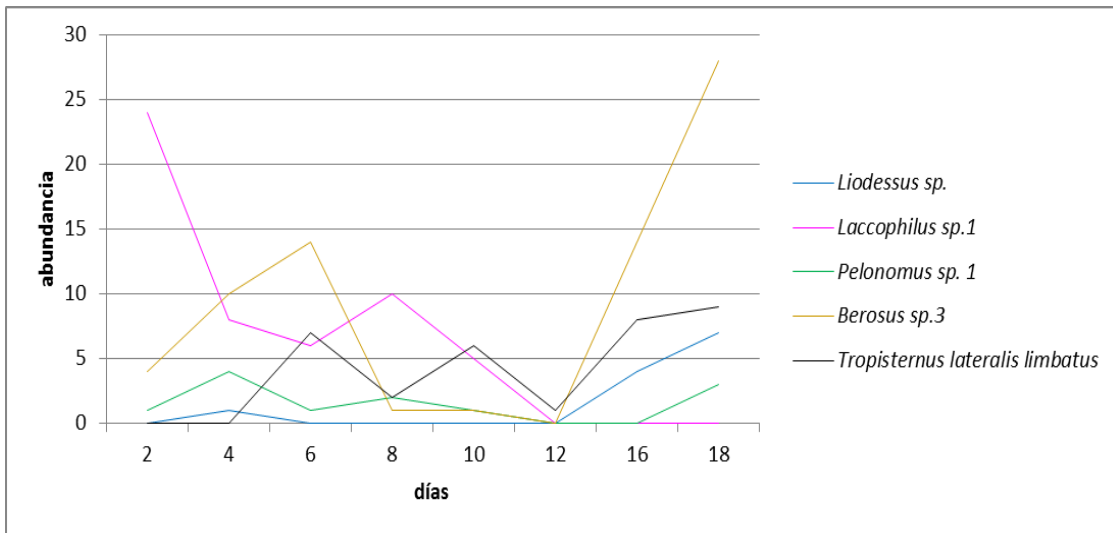


Fig. 4: Abundancia de las cinco principales especies de coleópteros acuáticos presentes en el charco Nro. 5 durante el periodo de muestreo.

- Al igual que el sitio anterior, el charco Nro. 6 estuvo sometido por dos periodos de lluvias impidiendo que el cuerpo de agua se deseeque. Las cinco especies más abundantes fueron *Berosus sp. 3*, *Liodessus sp.*, *Tropisternus lateralis limbatus*, *Laccophilus sp. 1* y *Paracymus rufocinctus*. Durante los tres primeros muestreos se registraron abundancias elevadas de *Liodessus spp.*, *Berosus sp. 3* y *Tropisternus lateralis limbatus* (Figura 5).

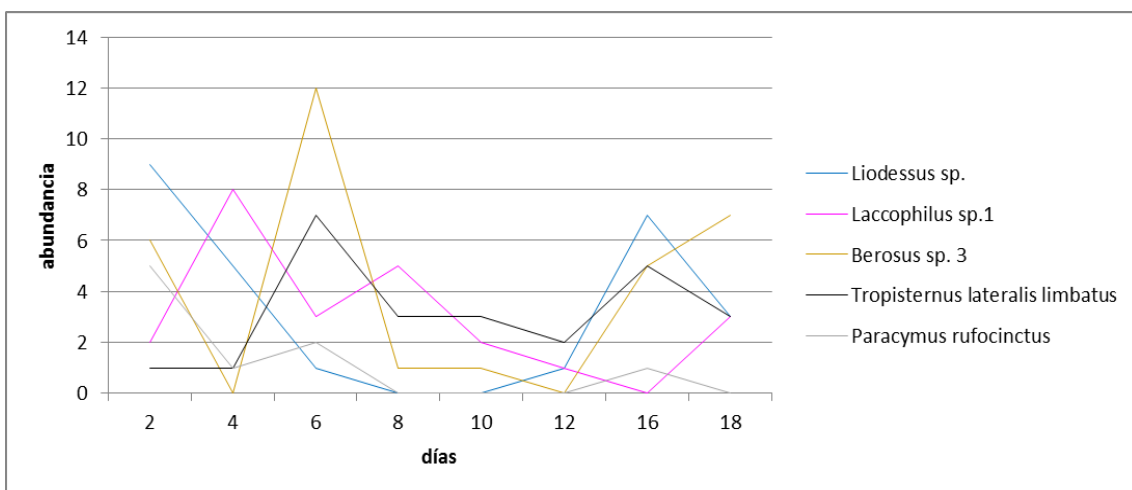


Fig. 5: Abundancia de las cinco principales especies de coleópteros acuáticos presentes en el charco Nro. 6 a lo largo del periodo de muestreo

- Las especies más abundantes en el charco Nro. 7 fueron *Laccophilus sp. 1* (principalmente en los dos primeros muestreos); *Tropisternus lateralis limbatus* (del tercer muestreo en adelante) y en menor abundancia se registró la presencia de *Derallus angustus*, *Berosus sp. 3* y *Tropisternus collaris*. Este charco a diferencia del Nro. 5 y Nro. 6, que también se vieron afectados por los sucesivos periodos de precipitaciones, no disminuyó ni se incrementó considerablemente su superficie (Figura 6).

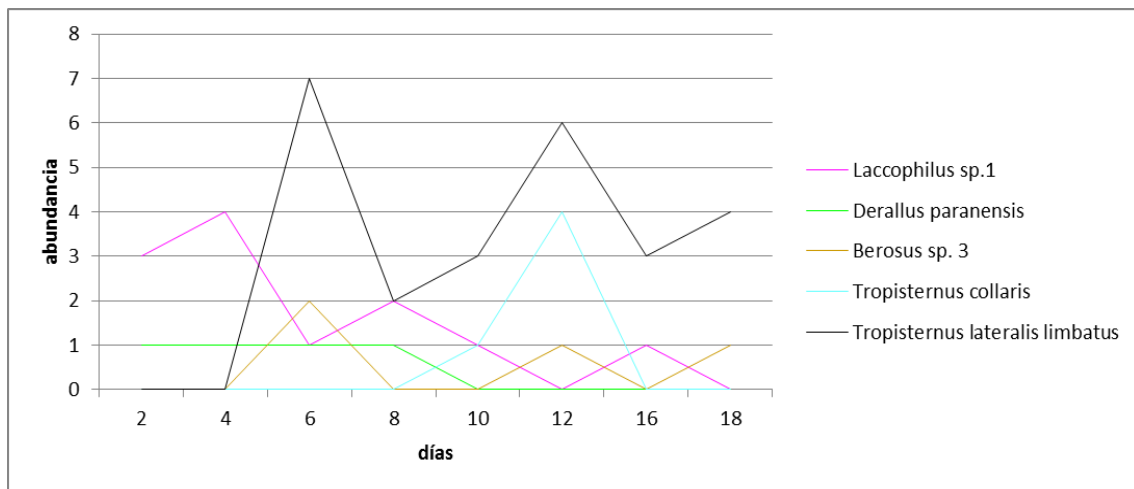


Fig. 6: Abundancia relativa de las cinco principales especies de coleópteros acuáticos presentes en el charco Nro. 7 a lo largo del periodo de muestreo.

De acuerdo a la duración de cada uno de los charcos que se han estudiado y a la abundancia relativa de cada una de las especies encontradas en los diferentes sitios, se observó que en la mayoría de los casos, pasadas las 48 horas de la primera lluvia (es decir durante el primer muestreo) se registraron la mayor abundancia de especies. En los dos casos que el charco duró 10 días o menos (Charco Nro. 1 y Charco Nro. 2), se observó un decrecimiento en la abundancia relativa a medida pasaban los días. En los otros sitios (Charcos Nros. 5, 6 y 7), que fueron afectados por dos fases de precipitaciones, se observaron también dos etapas de incremento de abundancia, una pasada las 48 horas de caída la primer lluvia y la segunda posterior al otro periodo de precipitación (el día 14 posterior a la primer lluvia). Solo el charco Nro. 7, a pesar de haber sufrido las dos fases de lluvias como se mencionó previamente, no mostró esta tendencia y no se observó un incremento en la abundancia de especies como en los otros

dos sitios. En la Figura 7 se puede observar un resumen de la abundancia relativa de las especies encontradas en cada uno de ambientes temporarios.

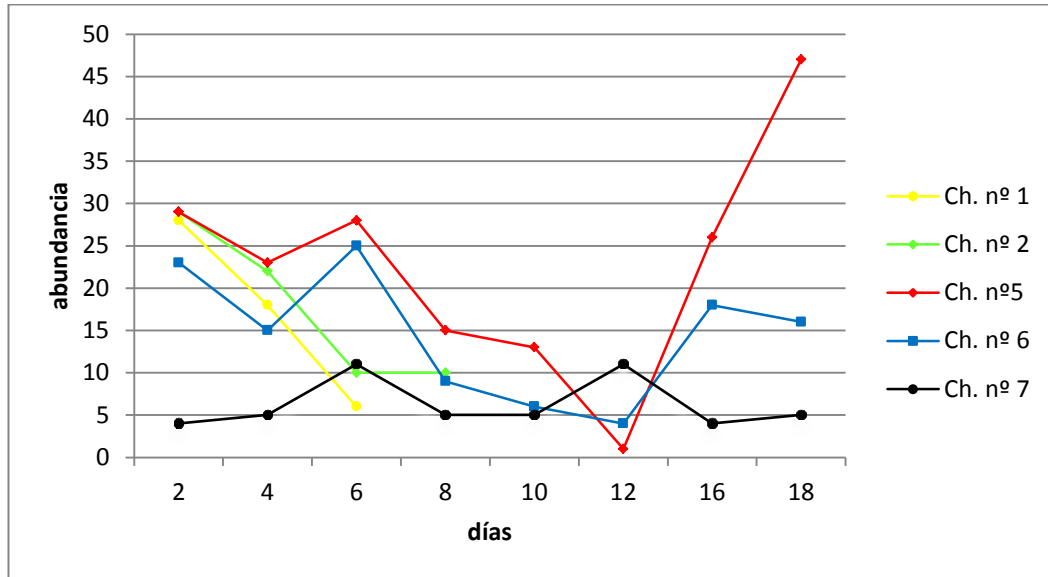


Fig. 7: Abundancia relativa total por día de las cinco especies de coleópteros acuáticos más abundantes en cada uno de los ambientes temporarios estudiados.

Asociación y covariación de especies

En la Tabla 11 se detallan los resultados de las diferentes asociaciones de especies registradas en los diferentes charcos temporarios.

En el Charco Nro. 1 fue observada una fuerte asociación positiva entre los individuos de *Paracymus rufocinctus* con los de *Enochrus vulgaris*, *Pelonomus* sp. 1 y *Liodessus* sp. También se registró una fuerte asociación entre los individuos de *Liodessus* sp. con los de *E. vulgaris* y *Pelonomus* sp.

En el charco Nro. 2 los individuos de *Tropisternus lateralis limbatus* mostraron una marcada asociación positiva con los individuos de *T. laevis*. Por otra parte se pudo observar que *Liodessus* sp. tuvo muy poca asociación con los demás individuos registrados en este charco.

En el charco Nro. 5 los representantes de *Pelonomus* sp. revelaron una fuerte asociación con los individuos de *Laccophilus* sp. 1 y de *Berosus* sp. 3 A su vez, fue

registrada una baja asociación de los individuos de *Liodessus* sp. con respecto a las demás especies presentes.

En el Charco Nro. 6 los individuos de *Laccophilus* sp. 1 se asociaron de manera positiva con los individuos de *Tropisternus lateralis limbatus*. Por otra parte, se registraron asociaciones intermedias y elevadas entre los individuos de *Liodessus* sp. con respecto a los individuos de las demás especies registradas en el charco.

Por último en el charco Nro. 7 los representantes de *Derallus paranensis* se asociaron de manera positiva, pero no muy marcada a los individuos de *Laccophilus* sp. 1. El resto de las asociaciones de especies en este charco tendieron a ser medias o bajas (próximas a 0).

Los resultados obtenidos de las diferentes co-ocurrencias de especies en los diferentes charcos están detallados en la Tabla 12. Se observó que no hubo muchas correlaciones significativas entre las especies en los diferentes charcos. En el charco Nro. 5 los individuos de *Berosus* sp. 3 se encontraron asociados de manera positiva y significativa con los individuos de *Liodessus* sp. Por su parte en el charco se Nro 7. se observó que *Derallus paranensis* covarió de manera significativa y positiva con los individuos de *Laccophilus* sp. 1. La especie *Tropisternus lateralis limbatus* covarió de manera positiva y significativa con los individuos de *Laccophilus* sp. 1 y *Berosus* sp. 3.

Tabla 11: Resultado de las asociaciones (Índice de Jaccard) entre las especies diferentes especies de coleópteros acuáticos registradas en los diferentes charcos temporales (Charco Nro. 1; Charco Nro. 2; Charco Nro. 5; Charco Nro. 6; Charco Nro. 7).

Ch. Nr o. 1		<i>E. vulgaris</i>	<i>Pelonomus</i> sp. 1	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>Liodessus</i> sp.	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>
	<i>E. vulgaris</i>	1				
	<i>Pelonomus</i> sp. 1	1,000	1			
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,667	0,667	1		
	<i>Liodessus</i> sp.	1,000	1,000	0,667	1	
	<i>P. rufocinctus</i>	1,000	1,000	0,667	1,000	1
Ch. Nr o. 2		<i>E. vulgaris</i>	<i>T. laevis</i>	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>	<i>T. collaris</i>	<i>Liodessus</i> sp.
	<i>E. vulgaris</i>	1				
	<i>T. laevis</i>	0,750	1			
	<i>T. lateralis limbatus</i>	0,750	1,000	1		
	<i>T. collaris</i>	0,500	0,750	0,750	1	
	<i>Liodessus</i> sp.	0,333	0,250	0,250	0,000	1
Ch. Nr o. 5		<i>Liodessus</i> sp.	<i>Laccophilus</i> sp. 1	<i>Pelonomus</i> sp. 1	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>
	<i>Liodessus</i> sp.	1				
	<i>Laccophilus</i> sp.1	0,143	1			
	<i>Pelonomus</i> sp. 1	0,286	0,833	1		
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,429	0,714	0,857	1	
	<i>T. lateralis limbatus</i>	0,286	0,375	0,500	0,625	1
Ch. Nr o. 6		<i>Liodessus</i> sp.	<i>Laccophilus</i> sp. 1	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>
	<i>Liodessus</i> sp.	1				
	<i>Laccophilus</i> sp. 1	0,625	1			
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,500	0,625	1		
	<i>T. lateralis limbatus</i>	0,750	0,875	0,750	1	
	<i>P. rufocinctus</i>	0,667	0,375	0,429	0,500	1
Ch. Nr o. 7		<i>Laccophilus</i> sp.1	<i>D.</i> <i>paranensis</i>	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>T. collaris</i>	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>
	<i>Laccophilus</i> sp. 1	1				
	<i>D. paranensis</i>	0,667	1			
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,125	0,167	1		
	<i>T. collaris</i>	0,143	0,000	0,250	1	
	<i>T. lateralis limbatus</i>	0,500	0,250	0,500	0,333	1

Tabla 12: Resultados de las covariaciones (Correlación de Spearman) obtenida para las diferentes especies en los charcos temporarios (Charco Nro. 1; Charco Nro. 2; Charco Nro. 5; Charco Nro. 6; Charco Nro. 7). Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$.

Ch. Nro . 1		<i>E. vulgaris</i>	<i>Pelonomus</i> sp. 1	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>Liodessus</i> sp.	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>
	<i>E. vulgaris</i>	1				
	<i>Pelonomus</i> sp. 1	-0,500	1			
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,500	-1,000	1		
	<i>Liodessus</i> sp.	0,500	0,500	-0,500	1	
	<i>P. rufocinctus</i>	0,000	0,866	-0,866	0,866	1
Ch. Nro . 2		<i>E. vulgaris</i>	<i>T. laevis</i>	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>	<i>T. collaris</i>	<i>Liodessus</i> sp.
	<i>E. vulgaris</i>	1				
	<i>T. laevis</i>	0,949	1			
	<i>T. lateralis limbatus</i>	0,600	0,738	1		
	<i>T. collaris</i>	-0,800	-0,949	-0,800	1	
	<i>Liodessus</i> sp.	0,775	0,816	0,258	-0,775	1
Ch. Nro . 5		<i>Liodessus</i> sp.	<i>Laccophilus</i> sp.1	<i>Pelonomus</i> sp. 1	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>
	<i>Liodessus</i> sp.	1				
	<i>Laccophilus</i> sp. 1	-0,503	1			
	<i>Pelonomus</i> sp. 1	0,309	0,403	1		
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,745	-0,222	0,304	1	
	<i>T. lateralis limbatus</i>	0,508	-0,663	-0,123	0,618	1
Ch. Nro . 6		<i>Liodessus</i> sp.	<i>Laccophilus</i> sp. 1	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>
	<i>Liodessus</i> sp.	1				
	<i>Laccophilus</i> sp. 1	-0,232	1			
	<i>Berosus</i> sp. 3	0,213	-0,043	1		
	<i>T. lateralis limbatus</i>	-0,335	-0,193	0,565	1	
	<i>P. rufocinctus</i>	0,691	-0,026	0,427	-0,059	1
Ch. Nro . 7		<i>Laccophilus</i> sp. 1	<i>D.</i> <i>paranensis</i>	<i>Berosus</i> sp. 3	<i>T. collaris</i>	<i>T. lateralis</i> <i>limbatus</i>
	<i>Laccophilus</i> sp. 1	1				
	<i>D. paranensis</i>	0,788	1			
	<i>Berosus</i> sp. 3	-0,666	-0,126	1		
	<i>T. collaris</i>	-0,490	-0,571	0,135	1	
	<i>T. lateralis limbatus</i>	-0,845	-0,442	0,877	0,355	1

Ambientes permanentes

Un total de 13.297 individuos, incluidos en 123 especies y 8 familias fueron recogidos en ambas lagunas (Tendalero y Don Luis) a lo largo de las cuatro estaciones, desde octubre de 2010 a octubre de 2011. En la tabla 13 se pueden observar las familias, géneros, subgéneros y especies registradas en ambos sitios.

Tabla 13: Listado de las especies y sus abundancias por estación en la Laguna Tendalero (LT) y Laguna Don Luis (LDL) durante el lapso de un año. P=primavera; V= verano; O= otoño; I= invierno.

Grupos taxonómicos	LT				LDL			
	P	V	O	I	P	V	O	I
ADEPHAGA								
HALIPLIDAE (1 spp. – 1 gen.)								
<i>Haliphus indistinctus</i>	2	52	46	75	2	76	70	13
DYTISCIDAE (32 spp. – 18 gen.)								
Colymbetinae								
Colymbetini								
<i>Rhantus signatus signatus</i>	0	0	0	0	6	2	0	0
Copelatinae								
Copelatini								
<i>Copelatus alternatus</i>	2	3	2	2	9	5	3	0
<i>Copelatus longicornis</i>	1	8	0	2	6	1	2	0
Dytiscinae								
Aciliini								
<i>Thermonectus nobilis</i>	1	0	0	1	1	5	0	0
<i>Thermonectus succinctus</i>	10	3	6	4	20	5	6	40
Aubehydrini								
<i>Notaticus fasciatus</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
Cybistrini								
<i>Megadytes latus</i>	0	1	0	0	2	0	0	0
<i>Megadytes carcharias</i>	1	0	0	0	2	0	0	0
<i>Megadytes fraternus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Megadytes</i> sp. 1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Megadytes</i> sp. 2	1	0	0	0	1	0	0	0
Hydaticini								
<i>Hydaticus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0
Hydroporinae								
Bidessini								
<i>Anodocheilus maculatus</i>	14	2	0	6	29	17	0	4
<i>Brachyvatus acuminatus</i>	48	25	84	36	0	0	8	2

<i>Hemibidessus conicus</i>	7	9	2	11	4	6	0	1
<i>Liodessus</i> sp.	142	2	9	88	96	7	39	4
Hydrovatini								
<i>Hydrovatus caraibus</i>	1	5	3	8	24	18	7	7
<i>Hydrovatus crassulus</i>	0	7	0	0	0	2	0	0
<i>Hydrovatus turbinatus</i>	6	11	36	124	2	9	0	5
Hyphydrini								
<i>Desmopachria</i> (Noctoserrula) concolor	7	1	11	19	49	27	12	11
<i>Desmopachria</i> sp. 1	1	1	0	4	3	0	0	0
<i>Pachydrus globosus</i>	92	17	39	44	65	68	1	9
<i>Pachydrus obesus</i>	1	0	2	7	0	4	0	0
Methlini								
<i>Celina</i> sp. 1	3	3	0	1	0	1	0	0
<i>Celina</i> sp. 2	1	0	0	8	3	2	1	1
Vatellini								
<i>Derovatellus</i> sp.	7	0	9	3	5	3	3	0
<i>Vatellus</i> sp.	7	0	1	9	7	9	14	54
Laccophilinae								
Laccophilini								
<i>Laccophilus</i> sp. 1	171	22	7	28	368	155	58	2
<i>Laccophilus</i> sp. 2	62	39	181	48	5	5	36	1
<i>Laccophilus</i> sp. 3	26	0	2	1	38	7	7	0
<i>Laccophilus</i> sp. 4	3	1	1	0	2	2	0	0
Género inédito	1	0	0	0	0	0	0	0
NOTERIDAE (26 spp. – 6 gen.)								
Noterinae								
Noterini								
<i>Hydrocanthus sharpi</i>	57	45	38	1	69	45	41	0
<i>Hydrocanthus debilis</i>	141	68	224	79	17	87	259	24
<i>Hydrocanthus paraguayensis</i>	4	1	1	14	20	8	8	2
<i>Hydrocanthus</i> sp. 2	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrocanthus</i> sp. 3	0	5	0	0	3	1	0	0
<i>Hydrocanthus</i> sp. 4	0	0	0	0	4	1	0	0
<i>Hydrocanthus</i> sp. 5	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Mesonoterus</i> sp. 1	18	25	13	31	15	16	22	11
<i>Mesonoterus</i> sp. 2	5	0	1	0	5	13	7	0
<i>Suphis cimicoides</i>	40	35	66	13	53	116	244	109
<i>Suphis fluviatilis</i>	0	0	1	76	0	0	0	50
<i>Suphis freudei</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Suphisellus flavopictus</i>	4	0	0	11	5	3	14	5
<i>Suphisellus grammicus</i>	14	10	1	3	20	49	5	1
<i>Suphisellus rotundatus</i>	4	8	11	46	1	1	0	2

<i>Suphisellus nigrinus</i>	120	39	1	13	316	206	15	11
<i>Suphisellus</i> sp. 1	0	0	5	5	0	2	1	3
<i>Suphisellus</i> sp. 2	1	6	5	4	1	4	0	1
<i>Suphisellus</i> sp. 3	24	5	4	24	17	21	3	2
<i>Suphisellus</i> sp. 4	20	3	5	0	43	2	2	0
<i>Suphisellus</i> sp. 4B	0	0	44	122	0	0	25	24
<i>Suphisellus</i> sp. 6	1	0	0	0	2	3	1	0
<i>Suphisellus</i> sp. 7	1	2	2	9	1	5	0	1
<i>Suphisellus</i> sp. 8	0	0	0	6	0	0	1	0
Pronoterini								
<i>Pronoterus</i> sp.	0	3	3	5	1	5	4	4
Notomicrinae								
Notomicrini								
<i>Notomicrus</i> sp.	0	0	0	5	0	0	0	0
POLYPHAGA								
DRYOPIDAE (3 spp. – 2 gen.)								
<i>Onopelmus</i> sp.	2	1	0	0	1	0	0	0
<i>Pelonomus</i> sp. 1	6	14	2	0	12	24	2	0
<i>Pelonomus</i> sp. 2	0	5	0	0	0	0	0	0
HYDROCHIDAE (2 spp. – 1 gen.)								
<i>Hydrochus</i> sp. 1	12	9	1	12	21	13	0	1
<i>Hydrochus</i> sp. 2	4	3	16	12	30	26	1	5
<i>Hydrochus</i> sp. 3	3	0	1	2	2	0	0	0
HYDROPHILIDAE (56 spp.- 11 gen.)								
Sufamilia Hydrophilinae								
Berosini								
<i>Derallus angustus</i>	208	145	188	79	26	10	5	3
<i>Derallus paranensis</i>	62	6	12	27	67	11	6	5
<i>Berosus decolor</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Berosus stenocoptus</i>	0	0	2	1	0	0	0	3
<i>Berosus hamatus</i>	0	3	0	0	0	5	5	0
<i>Berosus minimus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Berosus reticulatus</i>	2	1	13	4	4	0	24	51
<i>Berosus truncatipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Berosus ussingi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Berosus zimmermanni</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Berosus rufulus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Berosus patruelis</i>	0	0	0	9	0	0	0	1
<i>Berosus paraguayanus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Berosus</i> sp. 1	0	8	1	2	0	25	3	11
<i>Berosus</i> sp. 2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berosus</i> sp. 3	3	0	0	0	2	0	0	0

Laccobiini								
<i>Paracymus granulum</i>	29	8	0	0	6	4	0	0
<i>Paracymus rufocinctus</i>	442	28	7	880	63	12	0	6
<i>Paracymus graniformis</i>	7	20	3	12	6	2	0	1
<i>Paracymus limbatus</i>	1	4	0	0	4	0	0	0
<i>Paracymus</i> sp. 5	1	0	0	0	2	2	0	0
<i>Paracymus</i> sp. 6	0	0	0	4	0	0	0	0
Hydrophilini								
<i>Hydrobiomorpha corumbaensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hydrobiomorpha irina</i>	1	0	0	0	2	4	0	0
<i>Hydrobiomorpha</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hydrophilus ensifer</i>	1	0	0	0	3	0	0	0
<i>Tropisternus apicipalpis</i>	1	1	0	0	2	0	0	0
<i>Tropisternus burmeisteri</i>	4	0	0	0	5	0	0	1
<i>Tropisternus carinispina</i>	6	2	0	3	1	0	0	0
<i>Tropisternus collaris</i>	23	7	1	5	33	101	4	82
<i>Tropisternus dilatatus</i>	1	1	2	1	0	0	0	0
<i>Tropisternus ignoratus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Tropisternus laevis</i>	98	13	6	0	68	31	0	0
<i>Tropisternus lateralis limbatus</i>	92	3	1	6	43	10	7	1
<i>Tropisternus longispina</i>	167	20	1	10	218	1	2	3
<i>Tropisternus obesus</i>	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tropisternus ovalis</i>	372	390	198	60	73	139	33	2
<i>Tropisternus mergus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Tropisternus sharpi</i>	0	0	0	1	0	0	0	10
Subfamilia Enochrinae								
<i>Enochrus brevisculus</i>	0	0	0	3	1	0	0	0
<i>Enochrus circumcinctus</i>	6	1	2	0	0	0	0	0
<i>Enochrus guarani</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enochrus melanthus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enochrus obsoletus</i>	4	1	0	0	0	0	0	0
<i>Enochrus sublongus</i>	1	0	0	3	1	0	0	0
<i>Enochrus variegatus</i>	6	0	0	21	7	0	0	0
<i>Enochrus vulgaris</i>	55	12	16	139	52	17	10	11
Subfamilia Acidocerinae								
<i>Chasmogenus sapucay</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Helobata larvalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Helochaes abbreviatus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Helochaes femoratus</i>	142	108	221	28	2	4	2	12
<i>Helochaes mesostitialis</i>	1	4	1	2	1	2	0	0
<i>Helochaes pallipes</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Helochaes spatulatus</i>	8	10	8	1	2	2	0	0

<i>Helochares ventricosus</i>	0	0	11	0	0	1	0	0
Subfamilia Sphaeridiinae								
Coelostomatini								
<i>Phaenonotum</i> sp. 1	0	1	0	0	0	0	0	0
LIMNICHIDAE (1 spp. – 1 gen.)								
Género A sp. 1	0	3	1	0	0	0	0	0
GYRINIDAE (1 spp. - 1 gen.)								
<i>Gyrinus ovatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0

Laguna Tendalero

Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies

Un total de 8.073 individuos, incluidos en 109 especies de coleópteros acuáticos, fueron registrados a lo largo de las cuatro estaciones del año. Las familias presentes fueron Haliplidae, Dytiscidae, Noteridae, Dryopidae, Hydrochidae, Hydrophilidae y Limnichidae. La familia con mayor porcentaje de especies fue Hydrophilidae (42%) seguida por Dytiscidae (28%), Noteridae (22%) mientras las restantes familias estaban representadas por menos de un 10% de las especies (Figura 8). Los porcentajes de los individuos por estación mostraron a la primavera como la más abundante, seguida por el invierno y los valores se pueden observar en la Figura 9.

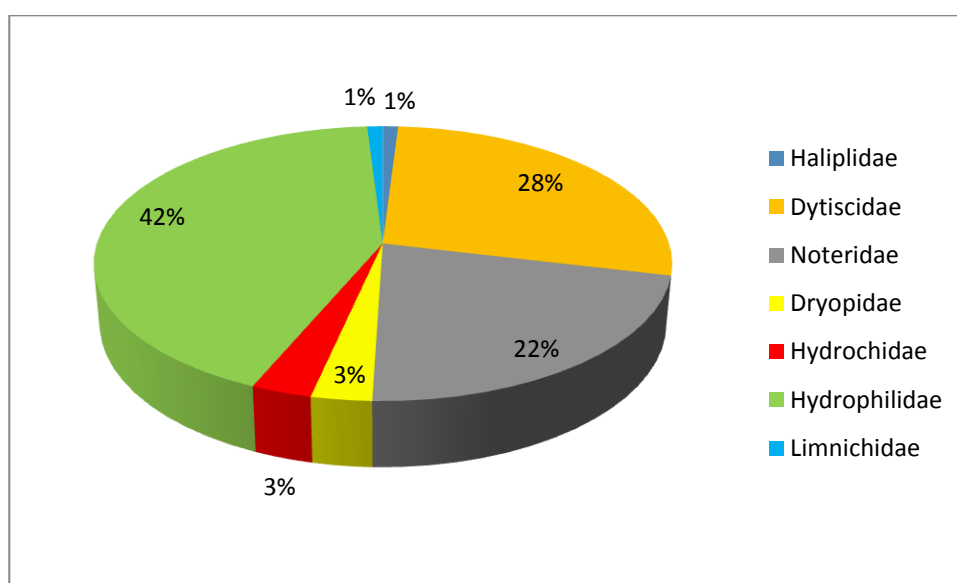


Fig. 8: Porcentaje de especies por familia en la laguna Tendalero, Corrientes, Argentina.

Un total de 23 especies (*Notaticus fascitus*, *Hydaticus* sp., *Megadytes* sp. 1, la especie del género inédito de Dytiscidae, *Notomicrus* sp., *Hydrocanthus* sp. 2, *Suphis freudei*, *Pelonomus* sp. 2, *Berosus zimmermanni*, *B. rufulus*, *B. paraguayanus*, *Berosus* sp. 2, *Paracymus* sp. 6, *Tropisternus dilatatus*, *T. obesus*, *T. mergus*, *E. circumcinctus*, *E. guaraní*, *E. melanthus*, *E. obsoletus*, *Chasmogenus sapucay*, *Phaenonotum* sp. y la especie perteneciente a un género dentro de Limnichidae) fueron registradas únicamente en esta laguna en lo que respecta a los ambientes permanentes.

Para poder hacer comparativas las muestras tomadas a lo largo de las diferentes estaciones del año, se unificaron los datos de cada estación al número de abundancia de individuos más bajo de las cuatro estaciones. En esta laguna correspondió a la estación de verano, en donde fue colectado un total 1.305 individuos. Los resultados del método de rarefacción obtenidos para la riqueza y la diversidad de esta laguna están volcados en la Tabla 14.

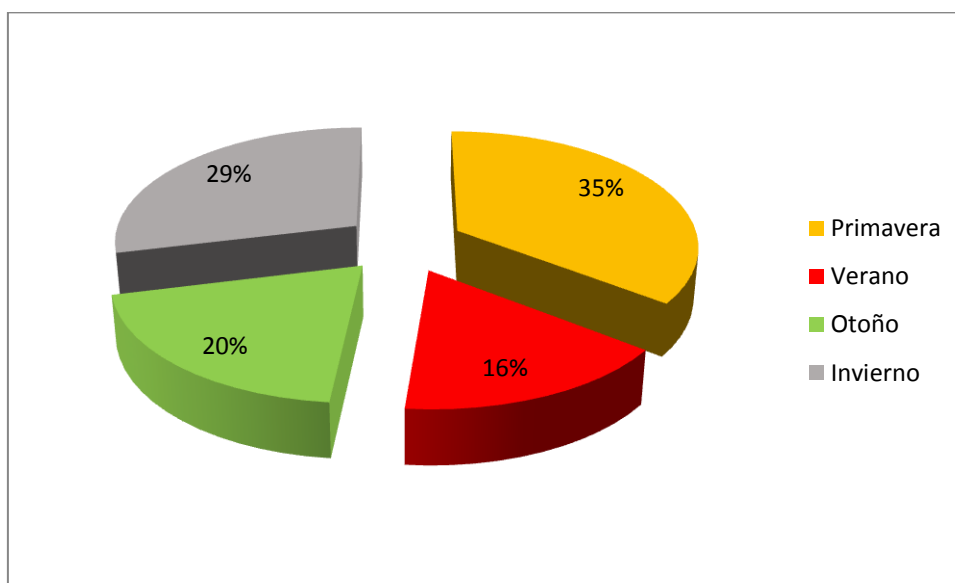


Fig. 9: Porcentaje de la abundancia de individuos registrados por estación para la laguna Tendalero, Corrientes, Argentina.

Diferencias significativas fueron observadas en la diversidad calculada a partir del Índice de Shannon y Wiener para las diferentes estaciones del año (Kruskal-Wallis; $K = 43,06$; $df 3$; $p < 0,05$). De acuerdo al Test a posteriori de Dunn (con la corrección de Bonferroni) la diversidad en la primavera y verano fue significativamente distinta a la

diversidad registrada para el mes de invierno y así mismo fue la diversidad de primavera y otoño. Sin embargo, la riqueza específica registrada para las diferentes estaciones del año no registraron diferencias significativas en ese sitio (Kruskal-Wallis Test $K-W=6,05$; $gl\ 3$; $p > 0,05$). Ver Tabla 15 y 16.

Tabla 14: Resultados obtenidos a partir del método de rarefacción para la riqueza y la diversidad (Índice de Shannon y Wiener) considerando a las diferentes estaciones del año en la laguna Tendalero. H' = media de la diversidad; S^2 = media de la riqueza; SD = \pm un desvío estándar.

n° ind.	Primavera				Verano				Otoño				Invierno			
	H'	\pm SD	S^2	\pm SD	H'	\pm SD	S^2	\pm SD	H'	\pm SD	S^2	\pm SD	H'	\pm SD	S^2	\pm SD
100	2,88	0,11	26,86	2,42	2,68	0,14	28,53	2,90	2,62	0,11	22,82	2,58	2,53	0,15	27,14	2,66
200	2,98	0,07	34,48	2,99	2,80	0,10	38,61	3,00	2,71	0,08	30,70	2,72	2,64	0,11	36,30	2,90
300	3,03	0,06	39,85	2,99	2,85	0,08	45,10	2,95	2,75	0,06	35,87	2,88	2,69	0,08	42,17	2,92
400	3,05	0,06	44,01	3,14	2,88	0,06	49,73	2,81	2,77	0,06	39,94	2,93	2,72	0,07	46,50	2,89
500	3,07	0,05	47,31	3,16	2,89	0,05	53,24	2,67	2,79	0,05	42,97	2,81	2,73	0,07	49,52	2,77
600	3,08	0,04	50,41	3,05	2,90	0,05	56,11	2,61	2,80	0,04	45,91	2,75	2,74	0,06	52,07	2,66
700	3,09	0,04	52,92	3,07	2,91	0,04	58,69	2,38	2,80	0,04	48,24	2,70	2,75	0,05	54,32	2,53
800	3,09	0,04	54,99	3,08	2,92	0,03	60,81	2,31	2,81	0,03	50,59	2,53	2,76	0,05	56,08	2,47
900	3,10	0,03	57,13	3,03	2,93	0,03	62,70	2,09	2,81	0,03	52,59	2,54	2,76	0,04	57,41	2,32
1000	3,10	0,03	58,95	2,93	2,93	0,02	64,48	1,80	2,82	0,03	54,27	2,37	2,76	0,04	58,74	2,27
1100	3,11	0,03	60,61	2,89	2,93	0,02	66,05	1,53	2,82	0,02	56,10	2,19	2,77	0,04	59,95	2,18
1200	3,11	0,03	62,24	2,90	2,94	0,01	67,53	1,17	2,82	0,02	57,65	1,99	2,77	0,03	61,03	2,02
1300	3,11	0,02	63,34	2,92	2,94	0,00	68,94	0,25	2,83	0,02	59,16	1,71	2,77	0,03	61,95	2,03
1305	3,11	0,02	63,68	2,71	2,94	0,00	69,00	0,00	2,83	0,02	59,28	1,69	2,77	0,03	61,97	2,02

Tabla 15: Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis en donde se comparan la diversidad (H') y la riqueza (S) correspondiente a las cuatro estaciones del año, para las lagunas Tendalero (LT) y Don Luis (LDL), Corrientes, Argentina.

	LT		LDL	
	H'	S	H'	S
K (Valor observado)	43,067	6,054	38,04	10,47
K (Valor crítico)	7,815	7,815	7,815	7,815
GDL	3	3	3	3
p-valor (bilateral)	< 0,0001	0,109	< 0,0001	0,015
Alfa	0,05	0,05	0,05	0,05

El mayor número de especies fue registrado durante la primavera ($S= 79$) al igual que el mayor número de individuos ($n= 2.855$), mientras que en el otoño fue en donde se registró el número más bajo de especies ($S= 63$) y en el verano, el menor número de individuos ($n= 1.305$). Por su parte, la mayor diversidad de coleópteros acuáticos en esta laguna fue observada en primavera ($H' = 3,13$) mientras que la más baja se registró en el invierno ($H' = 2,79$). El Índice de equitatividad más alto se registró en primavera ($J' = 0,72$) y el más bajo en invierno ($J' = 0,66$). En la Tabla 17 se encuentran resumidos estos valores para cada una de las estaciones del año en la laguna Tendalero.

Tabla 16: Resultados obtenidos con el test a posteriori de Dunn (con las correcciones de Bonferroni) para la diversidad (calculada usando el Índice de Shannon y Wiener) y la riqueza para la laguna Tendalero. Letras iguales indican que no hay diferencias significativas; letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los grupos.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Diversidad			a	a
		b	b	
	c	c		
Riqueza de especies				
	a	a	a	a

Tabla 17: Resumen de los resultados obtenidos para las diferentes estaciones del año, correspondiente a la laguna Tendalero: (S): riqueza de especies; (N): número de individuos; (H'): Índice de Shannon y Wiener; (J'): Índice de Equitatividad.

	S	n	H'	J'
Primavera	79	2855	3,13	0,72
Verano	69	1305	2,94	0,69
Otoño	63	1587	2,83	0,68
Invierno	68	2326	2,79	0,66

Caracterización de la comunidad

La distribución de la abundancia de especies en las diferentes estaciones del año solamente se ajustó a uno de los modelos de Ranking-abundancia. Únicamente la

distribución de abundancia de las especies del otoño no se ajustó a ninguno de los modelos aquí propuestos. Las demás estaciones del año (primavera - verano - invierno) fueron ajustadas al modelo Logarítmico (Tabla 18).

Tabla 18: Resultados obtenidos a partir de los modelos de Ranking-abundancia para la comunidad de coleópteros acuáticos presentes durante las diferentes estaciones del año (2010-2011) en la laguna Tendalero. (S) riqueza de especies; (gl) grados de libertad; (Prob. X²) probabilidad de X².

Estación	S	Serie Geométrica			Serie Logarítmica			Varilla Quebrada		
		gl	X ²	Prob X ²	gl	X ²	Prob X ²	gl	X ²	Prob X ²
Primavera	79	78	937,05	2,1E-147	8	9,66	0,289705	8	259,62	1,57E-51
Verano	69	68	1389	1,7E-245	8	6,14	0,631553	8	42145,28	0
Otoño	63	62	784,37	1,2E-125	8	17,77	0,023019	8	214,38	5,92E-42
Invierno	68	67	3157,58	0	9	11,33	0,253766	9	256914,3	0

La variabilidad en la abundancia de las especies en las diferentes estaciones fue caracterizada a partir de un Análisis de componentes principales (ACP). Los cuatro primeros factores acumularon el 100% de la varianza acumulada. El factor número 1 representó el 62,4% de la varianza y el número 2 el 27,1% de la varianza acumulada (Tabla 19). En el componente 1 (C1) podemos observar que las variables que más aportaron al mismo fueron las estaciones de primavera y verano (>0,8) (Tabla 20), y se correlacionaron de manera positiva. En el componente 2 (C2) solamente podemos observar a la estación invierno como la variable más destacable (>0,8), correlacionándose de manera inversamente proporcional al verano y a el otoño y directamente proporcional con la primavera.

En el modelo general la estación de invierno solamente aportó un 27,1% de la varianza total, sin embargo en el C1, que representaba el 62,4% de la varianza, podemos destacar el efecto importante de la primavera, el verano y el otoño (>0,78), y en este componente todas las variables se correlacionaron de manera positiva. Por otra parte, las especies que mayor aportaron a la C1 fueron: *H. debilis*, *Laccophilus* sp. 1, *Laccophilus* sp. 2, *H. femoratus*, *P. rufocinctus*, *D. angustus* y *T. ovalis*. Sin embargo en la C2 lo hicieron: *P. rufocinctus*, *H. femoratus* y *T. ovalis* (Figura 10). En el anexo I se encuentran resumidos los valores de los scores de las especies para cada componente, considerando a cada laguna estudiada de manera separada.

Asociación y covariación de especies

En la Tabla 21 se pueden observar los coeficientes de correlación de Spearman, el cual nos estaría representando las distintas co-ocurrencias entre las especies en la laguna Tendalero. Del total de correlaciones significativas registradas, el 77% fueron correlaciones positivas y el 23% restante fueron negativas. Las correlaciones más elevadas de manera positiva y significativa fueron entre *Tropisternus longispina* y *Paracymus rufocinctus*; *T. longispina* y *Laccophilus* sp. 1; *T. longispina* y *Suphisellus nigrinus*. También se registraron correlaciones negativas entre las especies, pudiendo citar: *Suphisellus* sp. 4B y *Tropisternus ovalis*; *Hydrovatus turbinatus* y *T. ovalis*; *Haliplus indistinctus* y *T. longispina*.

El resumen de los valores obtenidos a partir del coeficiente de Jaccard para evaluar la asociación de las especies en la laguna Tendalero se encuentra en la Tabla 22. El 67% de las asociaciones totales de las especies en esta laguna fueron elevadas (mayores a 0,5), el 21% fueron asociaciones débiles (menores a 0,5), mientras que las restantes asociaciones fueron de carácter intermedio (alrededor de 0,5).

Los individuos de *Tropisternus ovalis* mostraron una marcada asociación positiva con los individuos de *Derallus angustus*, *Hydrocanthus sharpi*, *Helochares femoratus*, *Suphis cimicoides* y *Laccophilus* sp. 2. Al mismo tiempo los individuos de *D. angustus* presentaron una asociación positiva con los individuos de *Hydrocanthus sharpi*, *Helochares femoratus*, *Suphis cimicoides* y *Laccophilus* sp. 2. Asociaciones positivas también se registraron entre los representantes de *H. debilis* con los individuos de *Helochares femoratus*, *Suphis cimicoides* y *Laccophilus* sp. 2.

Tabla 21: Matriz de correlación (Co-ocurrencia interespecífica) de Spearman entre las diferentes especies en la laguna Tendalero, Corrientes.

Variables	<i>P. rufocinctus</i>	<i>T. ovalis</i>	<i>D. angustus</i>	<i>H. debilis</i>	<i>H. femoratus</i>	<i>Laccophilus sp.2</i>	<i>Liodessus sp.</i>	<i>Laccophilus sp.1</i>	<i>E. vulgaris</i>	<i>T. longispina</i>	<i>B. acuminatus</i>	<i>P. globosus</i>	<i>H. turbinatus</i>	<i>H. indistinctus</i>	<i>S. nigrinus</i>	<i>Suphisellus sp.4B</i>	<i>S. cimicoides</i>
<i>P. rufocinctus</i>	1																
<i>T. ovalis</i>	-0,096	1															
<i>D. angustus</i>	0,096	0,251	1														
<i>H. debilis</i>	-0,028	-0,169	0,638	1													
<i>H. femoratus</i>	-0,399	0,084	0,494	0,670	1												
<i>Laccophilus sp. 2</i>	-0,143	-0,245	0,562	0,699	0,687	1											
<i>Liodessus sp.</i>	0,709	0,070	0,180	0,111	-0,220	-0,269	1										
<i>Laccophilus sp. 1</i>	0,662	0,175	0,361	0,010	-0,284	-0,159	0,586	1									
<i>E. vulgaris</i>	0,603	-0,405	0,004	-0,019	-0,277	0,008	0,524	0,393	1								
<i>T. longispina</i>	0,835	0,226	0,234	-0,044	-0,324	-0,254	0,797	0,795	0,394	1							
<i>B. acuminatus</i>	0,138	-0,293	0,338	0,626	0,393	0,440	0,084	0,254	0,158	0,153	1						
<i>P. globosus</i>	0,437	0,176	0,185	-0,094	-0,374	-0,132	0,449	0,694	0,381	0,523	0,040	1					
<i>H. turbinatus</i>	0,199	-0,636	0,246	0,471	0,174	0,562	-0,149	0,006	0,121	-0,136	0,424	-0,058	1				
<i>H. indistinctus</i>	-0,404	-0,267	-0,021	0,140	0,088	0,223	-0,434	-0,570	-0,116	-0,674	-0,017	-0,233	0,423	1			
<i>S. nigrinus</i>	0,665	0,402	0,106	-0,327	-0,534	-0,516	0,698	0,721	0,392	0,794	-0,196	0,617	-0,445	-0,545	1		
<i>Suphisellus sp.4B</i>	0,013	-0,730	0,074	0,448	0,100	0,516	-0,146	-0,265	0,300	-0,329	0,373	0,006	0,741	0,634	-0,433	1	
<i>S. cimicoides</i>	-0,435	0,316	-0,036	0,264	0,188	0,003	-0,137	-0,141	-0,251	-0,253	0,178	0,031	-0,264	0,131	-0,113	0,002	1

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación $\alpha=0,05$

Tabla 22: Matriz de asociación realizada a partir del Índice de Jaccard (presencia-ausencia) para la laguna Tendalero, Corrientes.

	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>	<i>T. ovalis</i>	<i>D. angustus</i>	<i>H. debilis</i>	<i>H.</i> <i>femoratus</i>	<i>Laccophilus</i> sp. 2	<i>Liodessus</i> sp.	<i>Laccophilus</i> sp.1	<i>E. vulgaris</i>	<i>T.</i> <i>longispina</i>	<i>B.</i> <i>acuminatus</i>	<i>P. globosus</i>	<i>H.</i> <i>turbinatus</i>	<i>H.</i> <i>indistinctus</i>	<i>S. nigrinus</i>	<i>Suphisellus</i> sp.4B	<i>S.</i> <i>cimicoides</i>
<i>P. rufocinctus</i>	1																
<i>T. ovalis</i>	0,619	1															
<i>D. angustus</i>	0,619	1,000	1														
<i>H. debilis</i>	0,619	1,000	1,000	1													
<i>H. femoratus</i>	0,619	1,000	1,000	1,000	1												
<i>Laccophilus</i> sp. 2	0,619	1,000	1,000	1,000	1,000	1											
<i>Liodessus</i> sp.	0,600	0,524	0,524	0,524	0,524	0,524	1										
<i>Laccophilus</i> sp. 1	0,647	0,714	0,714	0,714	0,714	0,714	0,625	1									
<i>E. vulgaris</i>	0,750	0,714	0,714	0,714	0,714	0,714	0,733	0,667	1								
<i>T. longispina</i>	0,769	0,476	0,476	0,476	0,476	0,476	0,750	0,667	0,667	1							
<i>B. acuminatus</i>	0,600	0,905	0,905	0,905	0,905	0,905	0,500	0,619	0,700	0,450	1						
<i>P. globosus</i>	0,588	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667	0,706	0,706	0,600	0,571	1					
<i>H. turbinatus</i>	0,611	0,762	0,762	0,762	0,762	0,762	0,500	0,632	0,632	0,444	0,842	0,500	1				
<i>H. indistinctus</i>	0,381	0,762	0,762	0,762	0,762	0,762	0,286	0,476	0,476	0,238	0,667	0,500	0,600	1			
<i>S. nigrinus</i>	0,688	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667	0,667	0,706	0,706	0,600	0,571	0,750	0,500	0,429	1		
<i>Suphisellus</i> sp. 4B	0,313	0,381	0,381	0,381	0,381	0,381	0,188	0,211	0,353	0,125	0,421	0,294	0,500	0,500	0,222	1	
<i>S. cimicoides</i>	0,619	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,524	0,714	0,714	0,476	0,905	0,667	0,762	0,762	0,667	0,381	1

Laguna Don Luis

Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies

Se recogieron un total de 5.224 individuos incluidos en 100 especies de coleópteros acuáticos y pertenecientes a 7 familias (Haliplidae, Dytiscidae, Noteridae, Dryopidae, Hydrochidae, Hydrophilidae y Gyrinidae). El mayor porcentaje de especies correspondió a la familia Hydrophilidae (42%), seguida por Dytiscidae (28%), Noteridae (23%), mientras las restantes familias estuvieron representadas por menos de un 10% de especies (Figura 11). En la Figura 12 se pueden observar los resultados obtenidos a partir de los porcentajes de abundancia de individuos en las diferentes estaciones del año, en la cual la primavera fue la estación mejor representada, seguida por el verano.

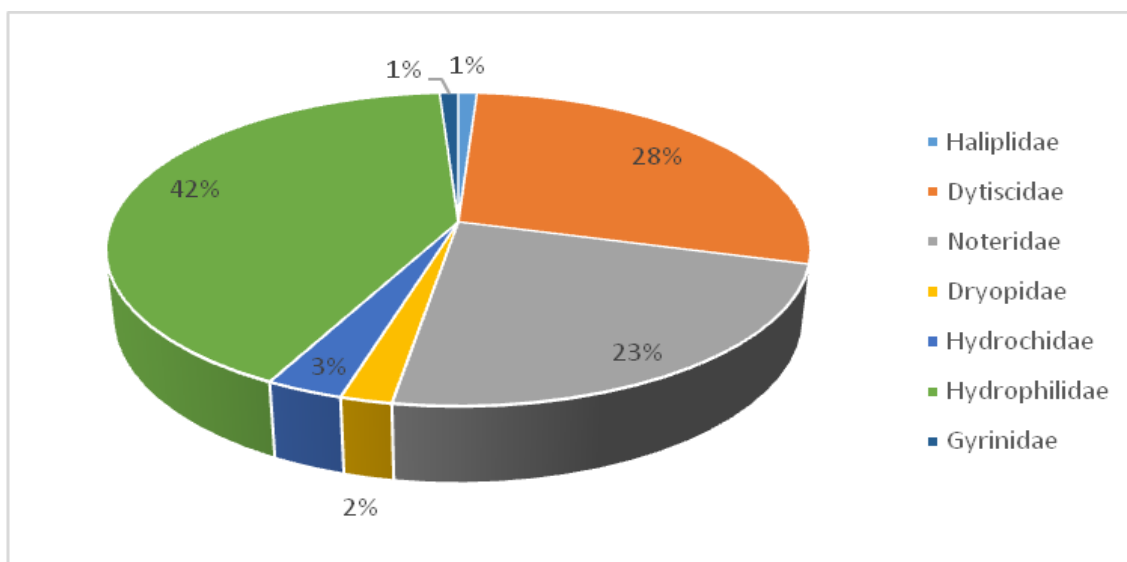


Fig. 11: Porcentaje de especies de coleópteros acuáticos por familia en la laguna Don Luis, Corrientes, Argentina.

En la laguna Don Luis un total de 14 especies fueron exclusivas del sitio (*Ranthus signatus signatus*, *Megadytes fraternus*, *Hydrocanthus* sp. 4, *Hydrocanthus* sp. 5, *Helochares abbreviatus*, *Helobata larvalis*, *Tropisternus ignoratus*, *Hydrobiomorpha corumbaensis*, *Hydrobiomorpha* sp. 1, *Berosus truncatipenis*, *B. ussingi*, *B. minimus*, *B. decolor* y *Gyrinus ovatus*).

Al igual que en la laguna Tendalero, para hacer comparativas las muestras, se procedió del mismo modo con el método de rarefacción. La abundancia mínima de los

individuos a partir de la cual los datos fueron utilizados para realizar la rarefacción fue la perteneciente a la estación de invierno, en que se colectó un total de 614 individuos. En la Tabla 23 se detallan los datos obtenidos con dicho método para la riqueza específica y la diversidad de la Laguna Don Luis.

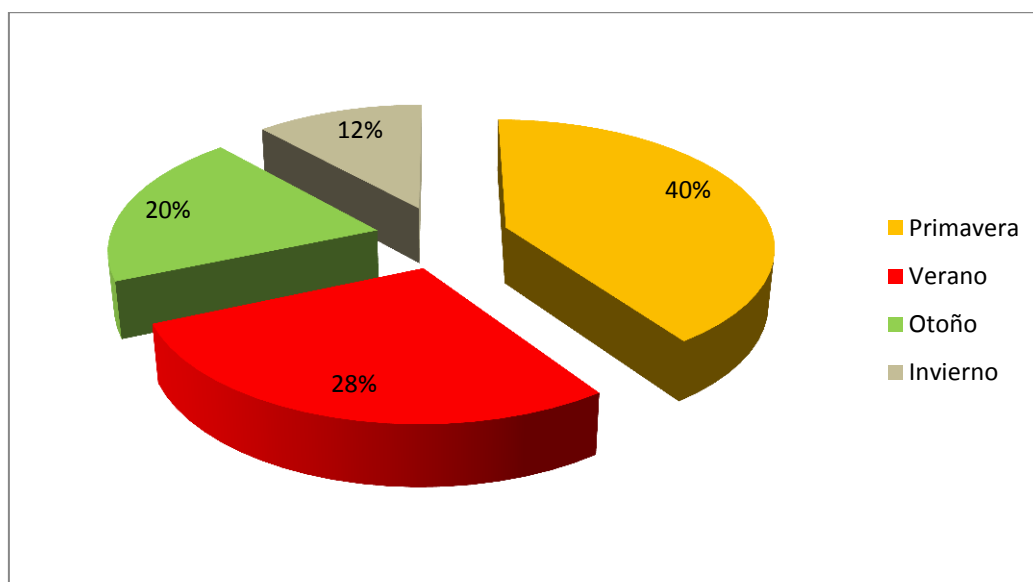


Fig. 12: Porcentaje de abundancia de coleópteros acuáticos por estación en la laguna Don Luis, Corrientes, Argentina.

Tabla 23: Resultados obtenidos a partir del método de rarefacción, de la riqueza y la diversidad (Índice de Shannon y Wiener) en la Laguna Don Luis, considerando a las diferentes estaciones del año, H' = media de la diversidad; S^2 = media de la riqueza; $\pm SD$ = ± 1 desvío estándar.

n° ind.	Primavera				Verano				Otoño				Invierno			
	H'	$\pm SD$	S^2	$\pm SD$	H'	$\pm SD$	S^2	$\pm SD$	H'	$\pm SD$	S^2	$\pm SD$	H'	$\pm SD$	S^2	$\pm SD$
50	2,71	0,16	21,36	2,47	2,76	0,14	21,26	2,54	2,30	0,18	16,76	2,20	2,61	0,15	19,06	2,15
100	2,89	0,12	29,63	2,68	2,95	0,11	29,69	2,77	2,45	0,13	23,27	2,43	2,77	0,11	26,27	2,37
150	2,98	0,10	34,89	2,95	3,03	0,09	35,19	3,08	2,51	0,11	27,43	2,49	2,84	0,09	31,13	2,43
200	3,01	0,08	38,66	2,88	3,08	0,08	39,42	2,88	2,54	0,09	30,56	2,50	2,88	0,07	34,47	2,34
250	3,04	0,07	42,08	2,99	3,10	0,07	42,78	2,93	2,56	0,08	33,03	2,29	2,91	0,06	37,10	2,23
300	3,06	0,07	44,64	3,03	3,12	0,06	45,80	2,91	2,58	0,07	35,23	2,29	2,92	0,05	39,32	2,15
350	3,08	0,06	46,94	3,08	3,14	0,06	48,08	2,90	2,59	0,06	36,90	2,16	2,94	0,04	41,30	2,02
400	3,09	0,06	49,14	3,01	3,15	0,05	50,03	2,95	2,60	0,06	38,27	2,23	2,95	0,04	42,86	1,87
450	3,10	0,06	51,00	3,03	3,16	0,05	52,11	2,72	2,60	0,05	39,57	2,12	2,95	0,03	44,16	1,69
500	3,10	0,05	52,55	3,03	3,17	0,05	53,75	2,72	2,61	0,05	40,71	2,03	2,96	0,02	45,55	1,41
550	3,11	0,05	54,15	3,08	3,17	0,04	55,17	2,60	2,62	0,04	41,73	1,92	2,97	0,02	46,79	1,02
600	3,12	0,05	55,71	3,05	3,18	0,04	56,37	2,53	2,62	0,04	42,50	1,93	2,97	0,01	47,74	0,50
614	3,12	0,04	56,18	2,94	3,18	0,04	56,74	2,46	2,62	0,04	42,85	1,90	2,97	0,00	48,00	0,00

Diferencias significativas fueron observadas en la diversidad calculada a partir del Índice de Shannon y Wiener para las diferentes estaciones del año (Kruskal-Wallis Test $K-W= 38,04$; gl 3; $p < 0.05$). A partir del test de Dunn (con correcciones de Bonferroni) la diversidad de la primavera y el verano fue significativamente diferente con respecto a la diversidad registrada para el mes de otoño, y también fueron diferentes de manera significativa las diversidades correspondientes al verano e invierno. Se observaron diferencias significativas entre las estaciones en relación con la riqueza específica (Kruskal-Wallis Test $K-W= 10,47$; gl 3; $p > 0.05$), siendo la riqueza del otoño diferente a la del verano. Ver Tabla 15 y 24.

En esta laguna, durante el verano se observó la mayor riqueza de especies ($S= 77$) y el mayor número de individuos ($n= 2.108$), registrándose el valor más bajo de riqueza específica en el otoño e invierno ($S= 48$). El menor número de individuos fue colectado también durante el invierno ($n= 614$). Otros de los parámetros estimados fueron la diversidad y la equitatividad. En este sitio, durante el verano, se obtuvo el valor más elevado de diversidad ($H'= 3,22$), mientras que el valor más bajo fue registrado en el otoño ($H'= 2,64$). Por otra parte, la equitatividad más elevada fue en invierno ($J= 0,77$), mientras que en el otoño se registró la más baja ($J= 0,68$). En la Tabla 25 se encuentran resumidos los resultados obtenidos en la laguna Don Luis para cada una de las variables ante mencionadas y para las diferentes estaciones.

Tabla 24: Resultados obtenidos con el Test a posteriori de Dunn (con las correcciones de Bonferroni) para la diversidad (calculada usando el Índice de Shannon y Wiener) y la riqueza en la laguna Don Luis. Letras iguales indican que no hay diferencias significativas; letras diferentes indican diferencias significativas entre los grupos.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Diversidad			a	a
	b			b
	c	c		
Riqueza				
	a		a	a
	b	b		b

Caracterización de la comunidad

La distribución de la abundancia de especies en las diferentes estaciones del año solamente se ajustó a uno de los modelos de Ranking-abundancia. La comunidad de coleópteros acuáticos, en las diferentes estaciones del año (primavera - verano – otoño - invierno), fueron ajustadas al modelo de la serie Logarítmica (Tabla 26).

Tabla 25: Resultados obtenidos para las diferentes estaciones del año, de las distintas especies registradas en la laguna Don Luis. (S): riqueza de especies; (N): número de individuos; (H'): Índice de Shannon y Wiener; (J'): Índice de Equitatividad.

	S	N	H'	J'
Primavera	77	2108	3,17	0,73
Verano	69	1475	3,22	0,76
Otoño	48	1027	2,64	0,68
Invierno	48	614	2,97	0,77

Tabla 26: Resultados obtenidos a partir de los modelos de Ranking-abundancia aplicados a los coleópteros acuáticos registrados, durante todo el estudio, en la laguna Don Luis. (S) riqueza de especies; (gl) grados de libertad; (Prob. X²) probabilidad X² que nos demuestra el ajuste del modelo a los valores observados.

Estación	S	Serie Geométrica			Serie logarítmica			Varilla Quebrada		
		gl	X ²	Prob X ²	gl	X ²	Prob X ²	gl	X ²	Prob X ²
Primavera	77	76	1002,88	1,1E-161	8	8,11	0,422799	8	1102,55	1,1E-161
Verano	69	68	374,3	7,06E-44	8	4,35	0,824246	8	118,2	1,1E-161
Otoño	48	47	696,89	1,5E-116	8	8,98	0,343986	8	15338,51	1,1E-161
Invierno	48	47	170,68	6,16E-16	7	3,33	0,85289	7	39,53	1,1E-161

En esta laguna, en los primeros 4 factores del Análisis de Componentes Principales se obtuvo el 100% de la varianza acumulada, mientras los dos primeros componentes explicaron el 83,5% de la varianza acumulada (Tabla 27). El componente 1 (C1) representa un 55,3% de la varianza, estuvo representado fundamentalmente por la estación de verano cuyo valor fue 0,89. En el componente 2 (C2) que represento el 28% de la varianza acumulada estuvo representado de manera más débil principalmente por la estación primavera e invierno (<0,7). Sin embargo la relación entre estas dos estaciones fue inversamente proporcional (Tabla 28). Por otra parte, las especies que mayor aporte hicieron relacionado con sus valores al componente C1 y C2 fueron: *Laccophilus* sp. 1, *S. nigrinus*, *S. cimicoides* y *H. debilis* (Figura 13). En el Anexo I se encuentran resumidos los scores para las diferentes especies de cada laguna y para los cuatro componentes principales.

Tabla 27: Varianza acumulada estimada para los diferentes factores del ACP realizado para las especies de coleópteros acuáticos registrada por cada estación del año en la laguna Don Luis.

	F1	F2	F3	F4
Valor propio	2,213	1,131	0,456	0,200
Variabilidad (%)	55,327	28,266	11,411	4,996
% acumulado	55,327	83,592	95,004	100,000

Tabla 28: Coeficientes de las variables analizadas (estaciones del año) en el ACP para cada uno de los componentes en la laguna Don Luis.

	F1	F2	F3	F4
Primavera	0,669	0,686	-0,101	-0,268
Verano	0,895	0,294	0,000	0,335
Otoño	0,747	-0,442	0,484	-0,112
Invierno	0,637	-0,615	-0,461	-0,058

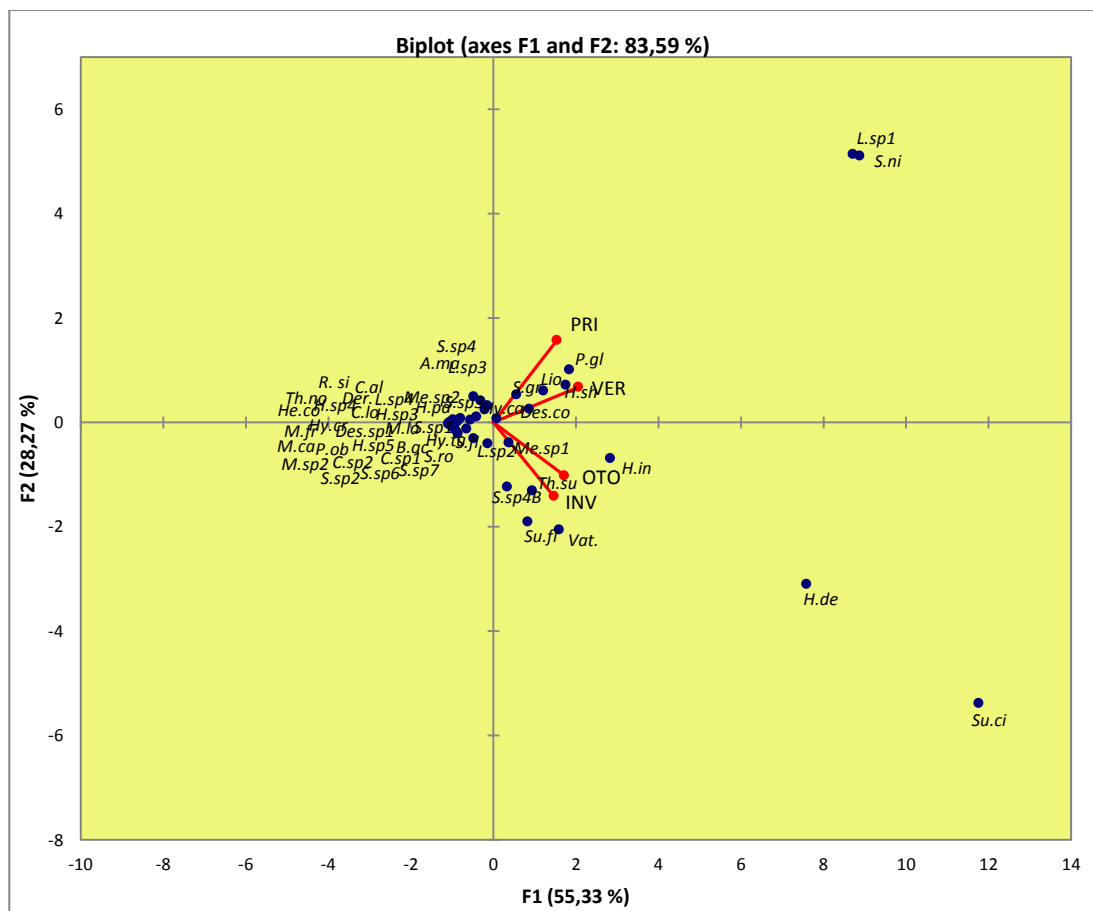


Fig. 13: Ordenamiento de las especies de acuerdo a las diferentes estaciones del año en la laguna Don Luis. Donde se muestran los scores de las estaciones (PRI= primavera; OTO= otoño; VER= verano e INV= invierno) y las especies (ver abreviaciones en anexo).

Asociación y covariación de especies

Los resultado de las correlaciones de Spearman realizados entre las diferentes especies de la laguna Don Luis se encuentran resumidos en la Tabla 29. De las diferentes correlaciones que arrojaron resultados significativos, el 84% fueron positivas y el 16% restante demostraron ser correlaciones negativas. Se observó una correlación positiva y significativa entre: *Tropisternus laevis* y *Suphisellus nigrinus*; *Tropisternus laevis* y *Pachydrus globosus*; *Derallus paranensis* y *Enochrus vulgaris*. Correlaciones negativas también fueron observadas entre algunas especies, siendo la más importante la registrada entre *Paracymus rufocinctus* y *Haliplus indistinctus* en esta laguna.

En la Tabla 30 están representados los resultados obtenidos de las asociaciones de especies de la laguna Don Luis. Considerando al total de las asociaciones, el 43% fueron inferiores a 0,5 por lo que la mayoría de los casos fueron débiles; el 26% fueron iguales a 0,5, indicando asociaciones de especies intermedias y las restantes (31%) fueron asociaciones fuertes (>0,5). Los valores de las asociaciones positivas más elevados se dieron entre los individuos de *Laccophilus* sp. 1 con los individuos de *Suphisellus nigrinus*, *Suphis cimicoides* e *Hydrocanthus sharpi*. Al mismo tiempo, los individuos de *S. nigrinus* mostraron una marcada asociación positiva con los individuos de *S. cimicoides* y con los de *Tropisternus ovalis*. Los individuos de *S. cimicoides* mostraron esta misma tendencia con representantes de *Hydrocanthus debilis* e *H. sharpi*. Las asociaciones negativas más importantes entre especies en este sitio fueron registradas entre los individuos de *Tropisternus longispina* con la mayoría de los demás individuos presentes en el sitio. De igual manera, ese patrón fue observado entre los individuos de *Haliplus indistinctus*, *Hydrocanthus sharpi* y *T. laevis* con respecto al resto de las especies presentes.

Similitud de especies entre ambientes permanentes

La similaridad de especies entre ambos sitios se obtuvo a partir del Índice de Sorensen, demostrando que la similaridad fue intermedia ($C_n = 0,498$).

Tabla 29: Matriz de correlación (co-ocurrencia) de Spearman entre las diferentes especies de coleópteros acuáticos en la laguna Don Luis, Corrientes.

Variables	<i>Laccophilus</i> sp.1	<i>S. nigrinus</i>	<i>S.</i> <i>cimicoides</i>	<i>H. debilis</i>	<i>T. ovalis</i>	<i>T. longispina</i>	<i>T. collaris</i>	<i>H.</i> <i>indistinctus</i>	<i>H. sharpi</i>	<i>Liodesus</i> sp.	<i>P. globosus</i>	<i>D. concolor</i>	<i>T. laevis</i>	<i>E.</i> <i>vulgaris</i>	<i>D.</i> <i>paranensis</i>	<i>Vatellus</i> sp.	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>	<i>B.</i> <i>reticulatus</i>	<i>S.</i> <i>grammicus</i>	<i>T. succinctus</i>	<i>Mesonoterus</i> sp.1	<i>Hydrochus</i> sp.2	
<i>Laccophilus</i> sp.1	1																						
<i>S. nigrinus</i>	0,719	1																					
<i>S.cimicoides</i>	-0,237	-0,270	1																				
<i>H. debilis</i>	-0,168	-0,489	0,476	1																			
<i>T. ovalis</i>	0,754	0,753	-0,131	-0,151	1																		
<i>T. longispina</i>	0,164	0,150	-0,635	-0,562	-0,194	1																	
<i>T. collaris</i>	0,102	0,649	-0,147	-0,673	0,244	0,204	1																
<i>H.indistinctus</i>	-0,427	-0,386	0,561	0,536	-0,132	-0,566	-0,261	1															
<i>H. sharpi</i>	0,777	0,438	-0,106	0,102	0,534	0,022	-0,206	-0,276	1														
<i>Liodesus</i> sp.	0,699	0,384	-0,353	-0,299	0,235	0,540	0,083	-0,593	0,581	1													
<i>P. globosus</i>	0,677	0,791	-0,049	-0,414	0,660	0,142	0,491	-0,420	0,413	0,441	1												
<i>D. concolor</i>	0,712	0,557	-0,045	-0,272	0,413	0,244	0,349	-0,542	0,537	0,762	0,737	1											
<i>T. laevis</i>	0,750	0,820	-0,302	-0,405	0,696	0,179	0,356	-0,602	0,502	0,459	0,862	0,589	1										
<i>E. vulgaris</i>	0,640	0,628	-0,168	-0,260	0,335	0,259	0,290	-0,549	0,508	0,762	0,690	0,778	0,665	1									
<i>D. paranensis</i>	0,655	0,534	-0,152	-0,176	0,377	0,246	0,268	-0,542	0,387	0,704	0,713	0,776	0,722	0,845	1								
<i>Vatellus</i> sp.	-0,033	-0,042	0,238	-0,091	-0,176	0,047	0,289	-0,071	-0,124	0,219	0,234	0,502	-0,066	0,167	0,262	1							
<i>P. rufocinctus</i>	0,377	0,433	-0,509	-0,373	0,116	0,459	0,349	-0,711	0,360	0,655	0,482	0,612	0,462	0,725	0,558	0,215	1						
<i>B. reticulatus</i>	-0,159	-0,111	0,195	-0,156	-0,400	0,151	0,305	-0,186	-0,297	0,103	-0,032	0,362	-0,179	0,198	0,232	0,419	0,053	1					
<i>S. grammicus</i>	0,339	0,356	-0,070	-0,083	0,434	-0,019	0,238	0,009	0,390	0,352	0,178	0,219	0,178	0,159	0,055	-0,115	0,164	-0,354	1				
<i>T. succinctus</i>	-0,053	0,111	-0,145	-0,269	-0,303	0,330	0,376	-0,389	-0,028	0,435	0,180	0,442	0,077	0,524	0,489	0,571	0,625	0,434	-0,107	1			
<i>Mesonoterus</i> sp.1	0,139	-0,051	0,189	0,271	-0,007	-0,113	-0,023	-0,073	0,209	0,262	0,156	0,211	0,159	0,299	0,480	-0,023	0,271	0,009	0,185	0,190	1		
<i>Hydrochus</i> sp. 2	0,423	0,690	0,099	-0,406	0,599	-0,162	0,694	-0,227	0,094	0,071	0,691	0,427	0,593	0,356	0,463	0,098	0,156	0,113	0,243	0,030	0,183	1	

Los valores en negrita son diferentes de 0 con un nivel de significación alfa=0,05

Tabla 30: Matriz de asociación realizada a partir del Índice de Jaccard (presencia-ausencia) para las especies de coleópteros acuáticos en la laguna Don Luis, Corrientes.

	<i>Laccophilus</i> sp. 1	<i>S. nigrinus</i>	<i>S.</i> <i>cimicoides</i>	<i>H. debilis</i>	<i>T. ovalis</i>	<i>T. longispina</i>	<i>T. collaris</i>	<i>H.</i> <i>indistinctus</i>	<i>H. sharpi</i>	<i>Liodesus</i> sp.	<i>P. globosus</i>	<i>D. concolor</i>	<i>T. laevis</i>	<i>E.</i> <i>vulgaris</i>	<i>D.</i> <i>paranensis</i>	<i>Vatellus</i> sp.	<i>P.</i> <i>rufocinctus</i>	<i>B.</i> <i>reticulatus</i>	<i>S.</i> <i>grammicus</i>	<i>T. succinctus</i>	<i>Mesonoterus</i> sp.1	<i>E. vulgaris</i>	
<i>Laccophilus</i> sp. 1	1																						
<i>S. nigrinus</i>	0,850	1																					
<i>S. cimicoides</i>	0,857	0,905	1																				
<i>H. debilis</i>	0,810	0,857	0,952	1																			
<i>T. ovalis</i>	0,842	0,895	0,810	0,762	1																		
<i>T. longispina</i>	0,421	0,474	0,429	0,381	0,368	1																	
<i>T. collaris</i>	0,700	0,842	0,762	0,714	0,737	0,563	1																
<i>H. indistinctus</i>	0,667	0,714	0,810	0,762	0,619	0,300	0,571	1															
<i>H. sharpi</i>	0,895	0,762	0,857	0,810	0,750	0,350	0,619	0,667	1														
<i>Liodesus</i> sp.	0,556	0,526	0,476	0,500	0,588	0,462	0,529	0,286	0,474	1													
<i>P. globosus</i>	0,556	0,526	0,476	0,429	0,588	0,357	0,625	0,350	0,474	0,538	1												
<i>D. concolor</i>	0,600	0,737	0,667	0,700	0,722	0,438	0,765	0,476	0,524	0,714	0,600	1											
<i>T. laevis</i>	0,444	0,421	0,381	0,333	0,471	0,308	0,500	0,250	0,444	0,500	0,800	0,467	1										
<i>E. vulgaris</i>	0,579	0,632	0,571	0,600	0,611	0,400	0,647	0,450	0,500	0,692	0,571	0,733	0,538	1									
<i>D. paranensis</i>	0,474	0,526	0,476	0,429	0,588	0,357	0,529	0,350	0,400	0,667	0,667	0,600	0,636	0,692	1								
<i>Vatellus</i> sp.	0,476	0,524	0,619	0,650	0,500	0,375	0,526	0,500	0,476	0,533	0,353	0,688	0,235	0,471	0,438	1							
<i>P. rufocinctus</i>	0,450	0,579	0,524	0,476	0,556	0,538	0,688	0,400	0,381	0,615	0,500	0,667	0,462	0,533	0,615	0,500	1						
<i>B. reticulatus</i>	0,300	0,421	0,381	0,400	0,316	0,417	0,412	0,250	0,238	0,385	0,200	0,467	0,143	0,429	0,385	0,500	0,357	1					
<i>S. grammicus</i>	0,667	0,550	0,571	0,524	0,611	0,313	0,556	0,526	0,579	0,467	0,467	0,529	0,333	0,412	0,375	0,389	0,438	0,176	1				
<i>T. succinctus</i>	0,381	0,500	0,524	0,476	0,474	0,429	0,500	0,474	0,381	0,500	0,400	0,563	0,357	0,533	0,615	0,600	0,692	0,357	0,353	1			
<i>Mesonoterus</i> sp.1	0,684	0,650	0,667	0,619	0,722	0,353	0,579	0,476	0,600	0,600	0,500	0,556	0,467	0,529	0,714	0,500	0,563	0,375	0,529	0,471	1		
<i>E. vulgaris</i>	0,474	0,526	0,476	0,429	0,588	0,267	0,625	0,350	0,400	0,333	0,667	0,500	0,500	0,467	0,538	0,353	0,400	0,286	0,467	0,400	0,500	1	

DISCUSIÓN

Ambientes temporarios

Diversidad y riqueza de especies

Dentro de las comunidades originadas en los ambientes temporarios, los insectos acuáticos constituyen una parte muy importante, siendo en muchos casos dominantes en la composición de la fauna (Kenk, 1949; Lake *et al.*, 1989; Bazzanti *et al.*, 1996; Boix *et al.*, 2001; Boix y Salas, 2002). Diversos estudios sostienen que el orden Coleoptera es uno de los grupos de insectos más importantes dentro de la fauna que se encuentra en los ambientes temporarios, junto con los dípteros y heterópteros son los que están mejor representados (Kenk, 1949; Bazzanti *et al.*, 1996; Williams, 1997; Fischer *et al.*, 2000; Boix *et al.*, 2001; Fontanarrosa *et al.*, 2004, Fontanarrosa *et al.*, 2009).

En los ambientes lénticos de carácter temporario, debido a que son ambientes en que los periodos de sequía suponen importantes limitaciones sobre los organismos (Wiggins *et al.*, 1980; Williams, 1987), la presencia de macrófitas flotantes es escasa, más bien, las gramíneas actúan como principal soporte vegetal en los charcos estudiados. El escaso desarrollo de macrófitas quizá esté relacionado al hidroperíodo de estos ambientes, que en muchos casos al ser tan efímeros, el tiempo para el desarrollo de las plantas es insuficiente. Sin embargo, la fauna de invertebrados acuáticos que viven en estos ambientes efímeros han desarrollado diferentes estrategias adaptativas para resistir las rigurosas condiciones ambientales, y al mismo tiempo explotan los abundantes recursos que estos sitios les ofrecen (Fischer *et al.*, 2000). De acuerdo a Williams (1996) las estrategias que utilizan alguna de las especies son la tolerancia fisiológica, migración y cambios en la historia de vida.

Un total de 41 especies de coleópteros acuáticos correspondientes a 22 géneros y siete familias fueron documentadas en los diferentes charcos muestreados, todos ellos formados exclusivamente por acumulación de agua en depresiones del terreno posteriores a las precipitaciones. Esta riqueza es comparable a la reportada en diversos estudios llevados a cabo en ambientes similares de la Argentina. Fischer *et al.*, (2000) reportó 18 taxones, (incluidos en 13 géneros y 3 familias) para charcos urbanos de la provincia de Buenos Aires. Sin embargo, Fontanarrosa *et al.*, (2004) reportaron una riqueza de 36 taxones pertenecientes a 26 géneros y siete familias en distintos ambientes

de la Ciudad de Buenos Aires. Por otra parte en un estudio realizado en charcos formados por lluvias en esa misma ciudad, Fontanarrosa *et al.*, (2009) reconocieron 36 morfoespecies de coleópteros acuáticos incluidas en siete familias.

En este estudio, la riqueza de especies más alta se registró en las familias Hydrophilidae y Dytiscidae, reportando entre ambas el 77% de la riqueza total. Estas familias también han sido reportadas en otros trabajos como las mejores representadas en nuestro país (Fischer *et al.*, 2000; Fontanarrosa *et al.*, 2004; Fontanarrosa *et al.*, 2009). Asimismo, existen estudios de otras regiones del mundo que reportan resultados similares, donde los coleópteros y dentro de estos la familia Hydrophilidae y Dytiscidae son los que generalmente se presentan con mayor cantidad de especies (Williams, 1983; Metge, 1986; Lake *et al.*, 1989; Bazzanti *et al.*, 1996; Boix *et al.*, 2001; Boix y Salas, 2002).

Fontanarrosa *et al.*, (2009) documentaron en un estudio llevado a cabo sobre patrones estructurales en una comunidad de insectos acuáticos, que la mayor riqueza y diversidad se registró durante la primavera y el otoño, atribuyendo a las inundaciones prolongadas y a las condiciones climáticas que hicieron posible el establecimiento de las mismas.

En esta Tesis los charcos fueron muestreados durante las estaciones de otoño y primavera, que fueron los momentos de mayor precipitación en la zona de estudio, dando lugar a la formación de estos ambientes temporarios. Los resultados de riqueza y diversidad obtenidos para los diferentes charcos temporarios en las diferentes estaciones no muestran diferencias significativas. Fernando (1958) y Southwood (1962), atribuyen esta similitud a los vuelos de dispersión de especies de coleópteros acuáticos, principalmente para estas estaciones. Por su parte, Lundkvist *et al.*, (2002) registraron dos picos de abundancia en los estudios de dispersión de Dytiscidae, a lo largo de diferentes meses, uno en primavera/verano (atribuido a la dispersión de carácter reproductivo) y otro en otoño (dispersión oportunista).

Relación entre las diferentes variables analizadas

La dinámica de las comunidades pueden estar afectadas por dos características: las de carácter local (por ej. profundidad del charco) y las de carácter regional

(temperaturas o lluvias) (Fontanarroza *et al.*, 2009). Estos ambientes temporarios son muy inestables, pudiendo variar la temperatura no solo de manera estacional sino también diariamente (Williams, 2006). Estas particularidades pueden afectar el desarrollo y crecimiento de los organismos, la calidad y cantidad de alimento disponible y las características físico-químicas de los mismos (Velasco *et al.*, 1993).

Schneider y Frost (1996), Wellborn *et al.*, (1996), Spencer *et al.*, (1999), Boix *et al.*, (2001) postularon la presencia de diversos factores que influyen sobre la estructura de las comunidades que habitan los ambientes temporarios, destacando al hidropériodo como uno de los más importantes. Existen reportes en los que se encuentran correlaciones positivas entre la riqueza de especies de estos ambientes y la superficie inundada (Boutin *et al.*, 1982; Roth y Jackson, 1987; Ward y Blaustein, 1994; March y Bass, 1995; Bazzanti *et al.*, 1996; King *et al.*, 1996; Spencer *et al.*, 1999, Fontanarroza *et al.*, 2009). Otros autores (Stout, 1964; Driver, 1977; Ebert y Balko, 1987; Nilsson y Svensson, 1994; Bazzanti *et al.*, 1996; Schneider y Frost, 1996; Schneider, 1999; Spencer *et al.*, 1999, Fontanarroza *et al.*, 2009) también asociaron la riqueza específica con la permanencia del agua en estos ambientes. Por ejemplo, en nuestro estudio, en el charco Nro. 5 se registró dicha relación entre la riqueza y la perdurabilidad del cuerpo de agua.

Aquellos ambientes (Nro. 1 y Nro. 2) que permanecieron con agua un máximo de 10 días, mostraron muy pocas correlaciones con las variables en cuestión (temperatura del agua, profundidad, superficie (m²), diversidad (Shannon y Wiener) y riqueza). En el charco Nro. 1 se registraron la mayoría de las correlaciones más elevadas, aunque las mismas fueron no significativas. Esta característica podría estar dada por los pocos días de muestreos estudiados, reflejándose en los escasos grados de libertad utilizados.

Durante la primavera y el verano (con registros similares de lluvia acumulada pero con diferentes temperaturas), Fischer *et al.*, (2000) observaron valores opuestos entre el área inundada y el número de charcos (en verano menor), esto lo atribuyeron a la rápida absorción del terreno y a la elevada evaporación del agua, responsabilizando a estas situaciones de los cambios en la profundidad y la menor cantidad de charcos durante el verano. En el presente estudio se atribuye la dinámica de los charcos a las condiciones del suelo, restándole importancia a la temperatura, ya que durante la primavera y el otoño, no se registraron diferencias marcadas de temperatura, debido

principalmente al clima subtropical que impera en la zona de estudio (la temperatura media anual es de 21,5°C). Los cuerpos de agua muestreados se encontraban dentro de un radio de 5 km aproximadamente, y sin embargo el tipo de suelo varió en cada uno de ellos. Los charcos ubicados en terrenos arenosos, con dimensiones entre 18 y 24 m², habían desaparecido al cabo de tres días. Aquellos que estaban situados en suelos con predominio de arcilla, permanecieron con agua por un lapso superior a 20 días.

Especies pioneras en los ambientes temporarios

Según Wiggins *et al.*, (1980) los ambientes temporarios imponen rigurosas condiciones para la especies que viven en ellos debido a los periodos de sequías que experimentan estos sitios. Sin embargo, la fauna que habita en ellos lo hace exitosamente presentando muchas veces un elevado índice de diversidad (Williams, 1987). Fernando y Galbraith, en 1973 registraron la presencia de Dytiscidae e Hydrophilidae, en ambientes temporarios, lo cual estaría dado por la capacidad de dispersión debido al vuelo. Por su parte, Campos *et al.*,(2004) postulan que representantes del género *Liodessus* (Dytiscidae) colonizan rápidamente los ambientes temporarios debido a su capacidad de supervivencia dentro de las grietas del suelo al secarse.

Las especies más abundantes en los diferentes charcos analizados fueron: *Liodessus* sp., *Laccophilus* sp.1 dentro de Dytiscidae; *Enochrus vulgaris*, *Paracymus rufocinctus*, *Derallus paranensis*, *Berosus* sp. 3, *Tropisternus collaris*, *T. laevis* y *T. longispina* dentro de Hydrophilidae y *Pelonomus* sp. 1 dentro de la familia Dryopidae. Cabe destacar que solamente en un charco se registró la presencia de *Epimetopus* sp., en donde la mayoría de las hembras se colectaron con sus ootecas, lo cual confirma que realizan vuelos de dispersión después de la cópula y oviposición. En un estudio previo, Fischer *et al.*, (2000) reportaron dentro de los coleópteros a *Liodessus* sp., *Rhantus signatus signatus* y a diferentes especies de *Tropisternus* como las más abundantes. Asimismo Fontanarrosa *et al.*, (2004), en un estudio realizado en charcos de la ciudad de Buenos Aires, observaron que *Liodessus* sp., *Berosus* sp., *Tropisternus lateralis limbatus* y *T. setiger* fueron las más abundantes.

Posteriormente Fontanarrosa *et al.*, (2009) reportaron dentro de las especies con mayor abundancia relativa en charcos a: *Liodessus* sp., *Desmopachria concolor*,

Paracymus sp. y *Suphisellus* sp. en la ciudad de Buenos Aires. En estudios previos llevados a cabo en diferentes lugares del mundo mencionan a varias especies de coleópteros acuáticos como *Rhantus*, *Laccophilus*, *Berosus* como típicas de ambientes temporarios (Wiggins *et al.*, 1980; Nilsson y Svensson, 1994; Schneider y Frost, 1996; Bazzanti *et al.*, 1997; Williams, 1997; Boix *et al.*, 2001). Por todos los datos mencionados anteriormente, surge que es la primera vez que se registra a una especie del género *Epimetopus* en charcos temporarios.

En contraposición a lo observado en nuestro estudio, Fischer *et al.*, (2000) y Campos *et al.*, (2004) registraron que en ambientes temporarios de la provincia de Buenos Aires, los géneros *Berosus*, *Derallus*, *Enochrus*, *Paracymus* y *Tropisternus* estuvieron poco representados y su abundancia fue escasa. Al igual que lo documentado por Fontanarrosa *et al.*, (2009) para los ambientes temporarios, el incremento de la riqueza específica y la diversidad ocurrió principalmente durante los primeros días en que se formó el cuerpo de agua. En los charcos que aquí se estudiaron y tuvieron dos fases de precipitaciones, en dos de ellos (Charco Nro. 5 y 6) se observó un incremento en la riqueza, aunque no así en la diversidad, por lo que quizá este fenómeno esté relacionado a los vuelos de dispersión, posteriores a las lluvias, como mecanismos de dispersión de las especies.

Asociaciones y covariaciones interespecíficas

La falta de estudios sobre las asociaciones y covariaciones interespecíficas de coleópteros acuáticos, en ambientes temporarios de Argentina, dificulta de algún modo la comparación de los resultados con los obtenidos en estudios previos.

Las interacciones interespecíficas observadas fueron muy variables en los diferentes charcos, sin registrarse patrones claros al respecto. Por ejemplo, en algunos de los charcos se registraron asociaciones muy marcadas entre las especies, mientras que en otros estas fueron asociaciones muy débiles. Esto en principio, podría deberse a que no son las mismas especies las que colonizan los diferentes ambientes temporarios.

Los ejemplares de *Liodesus* sp. en los charcos temporarios generalmente se encontraron asociados débilmente a los demás coleópteros acuáticos presentes en los charcos (excepto en el Charco Nro. 6). Una posible causa a estas asociaciones laxa con

los demás individuos podría deberse quizá a la temprana presencia de la especie en los charcos, ya que los individuos de *Liodessus* sp. al secarse el charco suelen permanecer en las grietas y suelos húmedos. La llegada de otros individuos al charco causarían mayores interacciones por lo que esas asociaciones serían más laxas.

Por otra parte, las covariaciones interespecíficas significativas, en general fueron escasas para los charcos temporarios. Sin embargo se puede remarcar la covariación positiva y significativa que se registró entre los individuos de *Berosus* sp. y *Liodessus* sp. en el charco Nro. 5.

En el charco Nro. 7 se observó que *Berosus* sp. y *Tropisternus lateralis limbatus* se correlacionaron significativa y positivamente, al que igual que *Laccophilus* sp. 1 y *Derallus paranensis*. En el mismo charco, la correlación existente entre *Tropisternus lateralis limbatus* y *Laccophilus* sp. 1 fue negativa y significativa.

Únicamente en los charcos con hidroperiodo superior a los 20 días se registraron correlaciones significativas, en tanto que, en los ambientes temporarios de escasos días no se observaron correlaciones significativas. También podríamos considerar que en los charcos de mayor duración se obtuvo un N mayor de muestreos, lo cual podría de algún modo haber influido en la significancia de las correlaciones. Sin embargo, consideramos que este probable sesgo en los test utilizados quedaría de algún modo solucionado por el test aleatorio utilizado basado en el procedimiento de Monte Carlo. De este modo, consideramos que la principal causa de esa escasez se debería principalmente al poco tiempo que tienen las especies como para que se produzcan interrelaciones de manera significativa entre las abundancias.

Ambientes permanentes

Abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de especies

Las especies registradas en las dos lagunas permanentes fueron 123, correspondientes a 41 géneros y ocho familias de coleópteros acuáticos. Esta riqueza es comparada a la registrada en un estudio llevado a cabo en esta misma provincia, en el Parque Nacional Mburucuyá, en donde el número de especies fue mayor al reportado en este estudio. En ese trabajo, Torres *et al.*, (2012) colectaron un total de 128 especies de coleópteros acuáticos divididos en 44 géneros y siete familias. Posteriormente, Libonatti

et al., (2013) en un trabajo realizado en dos áreas protegidas de la ecoregión Chaco-Húmedo en la provincia del Chaco, reportaron un mayor número de familias de coleópteros acuáticos (10), con 45 géneros y 122 especies. En estos dos últimos trabajos, se colectaron larvas y adultos de coleópteros acuáticos y se trabajaron con diversos ambientes (lóticos y lénticos de diferentes tipos, lagunas, esteros, charcos y arroyos) y varias técnicas de muestreo (trampas de luz de mercurio, copos y recolección manual) no contempladas en el presente estudio.

La abundancia y riqueza de especies de coleópteros acuáticos reportada para las dos lagunas fue diferente. Mientras en la Laguna Tendalero, que se caracterizó por la presencia permanente de diferentes parches de vegetación acuática sobre su superficie, se colectaron 8.073 individuos incluidos en 107 especies y 7 familias. En la laguna Don Luis, la cual era más homogénea en lo que a vegetación se refiere, el total de individuos fue de 5.524 individuos pertenecientes a 99 especies, incluidos en 7 familias. Los individuos de la familia Limnichidae y de otras 26 especies fueron exclusivas de la laguna Tendalero, mientras que la familia Gyrinidae y otras 16 especies de coleópteros acuáticos se registraron únicamente en la laguna Don Luis. Según Poi de Neiff y Neiff (2006) en un estudio sobre riqueza de especies y similaridad de invertebrados que viven en diferentes plantas flotantes, la riqueza de especies estuvo relacionada a diferentes factores que influyen en la morfología de las macrófitas como ser, la textura del sustrato, la penetración de la luz, la circulación del agua, la colonización por el perifiton y la capacidad por parte de la planta de retener materia orgánica particulada.

Los ambientes permanentes estudiados en esta tesis tuvieron una riqueza similar aunque con ciertas diferencias. Las mismas quizás puedan ser debido a que ambas lagunas son diferentes en cuanto a las macrófitas que las conforman, mientras que una de ellas está cubierta por diferentes parches (*Hydrocleys nymphoides*; *Limnobium laebigatum* y en sector libre de vegetación flotante), la otra se halla conformada principalmente por gramíneas y *Ludwigias* sp. como principal sustrato vegetal. Las diferentes arquitecturas que presentan las macrófitas influyen sobre la comunidad de invertebrados (Fontanarrosa *et al.*, 2013). En estos ambientes permanentes el rol de las macrófitas afecta directamente la estructura de las poblaciones y la diversidad que habita en ellos, ya que las plantas acuáticas aumentan la heterogeneidad de los ecosistemas haciéndolos más complejos (Thomaz *et al.*, 2008; Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010). Las macrófitas usualmente están relacionadas con diversos requerimiento

bionómicos de los insectos como ser: soporte para el desplazamiento (Archangelsky, 1997), sustrato para oviposición (Corbet, 1980; Archangelsky, 1997) refugio contra depredadores y sitios utilizados por depredadores como emboscada (Schnack, 1976; Corbet, 1980). Byttebier *et al.*, (2012) describió a los hábitats permanentes con vegetación como sitios más aptos para albergar a algunas especies de coleópteros acuáticos.

En ambos sitios de estudio se pudo observar, al igual que Torres *et al.*, (2012), que dentro de los coleópteros acuáticos, la familia que registró mayor número de géneros fue Dytiscidae, mientras que la más rica en cuanto a número de especies fue Hydrophilidae (44% en la laguna Tendalero y 41% en laguna Don Luis), seguida por Dytiscidae (27% laguna Tendalero y 28% laguna Don Luis) y por Noteridae (21% laguna Tendalero y 23% laguna Don Luis). Resultados similares fueron encontrados por Torres *et al.*, (2007) para el parque Nacional El Palmar en la provincia de Entre Ríos y por Libonatti *et al.*, (2013) para áreas protegidas de la ecoregión Chaco Húmedo. En este estudio los géneros que presentaron una mayor riqueza en ambos sitios fueron *Tropisternus*, *Berosus* y *Suphisellus*, los cuales también fueron citados como los de mayor riqueza en un trabajo previo realizado en la provincia de Entre Ríos por Torres *et al.*, (2007).

Durante la primavera, en la laguna Tendalero se observó el valor más elevado en la riqueza de especies, diversidad y equitatividad. Sin embargo, en la laguna Don Luis, la mayor riqueza y diversidad se registró durante el verano y el valor más alto de equitatividad fue en el invierno. La variación temporal de estas variables en los dos sitios se comportó de manera esperada y similar, salvo la equitatividad que fue elevada en diferentes estaciones. Una de las causas de la variación estacional de los coleópteros acuáticos es su fenología (Benetti *et al.*, 2007). Al respecto, no es raro encontrar que durante la primavera y verano se hallen valores elevados de riqueza y diversidad ya que son los momentos más cálidos y favorables del año en donde generalmente se producen las emergencias de la mayoría de las especies, reflejando así la presencia de un mayor número de individuos adultos (Valladares *et al.*, 1994; Valladares y Garrido, 2001; Benetti *et al.*, 2007).

Caracterización de la comunidad

Los modelos de ranking-abundancia de especies describen la distribución de la abundancia específica (Magurran, 1988) y ayudan a la interpretación de los datos y a la caracterización de las comunidades bajo estudio. Los modelos más comúnmente utilizados son: la serie geométrica, que es característico de ambientes pobres en especies o en estadios tempranos de sucesión, en donde unas pocas especies son dominantes, mientras que las restantes están representadas por unos pocos individuos; la serie logarítmica es característica de las comunidades que están influenciadas por uno o unos pocos factores que afectan las interacciones ecológicas y en donde las especies de abundancias intermedias se vuelven más comunes, y el modelo de “varilla quebrada” que es caracterizado por reflejar las condiciones más equitativas entre las especies y por tener distribuciones más uniformes que los modelos anteriores (Magurran, 1988).

Todos estos modelos fueron ajustados a las diferentes estaciones del año en ambos sitios para ver si existían diferencias estacionales en cada uno de los sitios. En las dos lagunas y en todas las estaciones del año (con la excepción del otoño en la laguna Tendalero), el modelo logarítmico fue el que mejor se ajustó a los datos. Las comunidades de coleópteros acuáticos analizadas en este estudio fueron estables, no se encontraron variaciones significativas en la estructura en las diferentes estaciones del año. Esto quizá esté relacionado con las características estables y predecibles del medio acuático.

Asociación y covariación de especies

En lo respectivo a las interacciones interespecíficas de las especies observadas en los diferentes ambientes permanentes, los resultados observados reflejaron que en la laguna Tendalero (más heterogénea) hubo un 67% de asociaciones muy fuertes entre las especies, lo cual podría deberse a que al ser un ambiente heterogéneo que le proporciona al medio una mayor diversidad de microhabitats, las especies se presentarían mayormente asociadas directamente con la amplia gama de microhabitats que encontrarían.

Mientras que en la laguna Don Luís, con un sustrato más homogéneo, hubo un mayor porcentaje (43%) de asociaciones laxas o más débiles. Los individuos de

Tropisternus ovalis, *Derallus angustus*, *Hydrocanthus debilis* y *Laccophilus* sp. 1 se asociaron fuertemente de manera positiva con otras especies dentro de la laguna Tendalero, sin embargo con los individuos de *Liodessus* sp. tendieron a asociarse solo de manera intermedia. En la laguna Don Luís, *Liodessus* sp. mostró el mismo patrón de asociación intermedia a baja con la mayoría de los individuos de las demás especies presentes (*Berosus reticulatus*, *Enochrus vulgaris*, *Tropisternus laevis*, *Suphisellus grammicus*, *Vatellus* sp., *Thermonectus succinctus*, *Pachydrus globosus*). Los bajos porcentajes de asociaciones en esta laguna, a diferencia de la Tendalero, se deberían a la homogeneidad en el sustrato vegetal, lo cual produciría una menor cantidad de microhábitats con respecto a la laguna Tendalero, reflejándose una mayor cantidad de asociaciones negativas.

Por otra parte, las covariaciones interespecíficas entre especies, es decir la tendencia al incremento o disminución de la abundancia de las especies en los diferentes ambientes permanentes, indicaron que considerando solamente a las correlaciones significativas en ambas lagunas, más del 77% de ellas fueron positivas. Lo cual podría estar explicado por el uso diferencial por parte de las diferentes especies de coleópteros acuáticos a los recursos que le brinda el medio, ya que las especies mostraron una tendencia a aumentar su abundancia de manera conjunta, tanto en el tiempo como en el espacio. Si bien las relaciones observadas en este estudio variaron entre los diferentes pares de especies y entre los diferentes sitios, se pueden remarcar las covariaciones positivas y significativas que existieron entre los individuos de *Paracymus rufocinctus* con *Liodessus* sp., *Laccophilus* sp. 1, *Enochrus vulgaris*, *Pachydrus globosus*, *Suphisellus nigrinus*, *Tropisternus longispina*, *T. laevis*, *Derallus paranensis* y *Desmopachria concolor*. Sin embargo en la laguna Tendalero, *Paracymus rufocinctus* se correlacionó negativamente con *Suphis cimicoides* y *Haliplus indistinctus*.

Muchas especies, entre ellas *Tropisternus ovalis* mostraron asociaciones muy fuertes en la laguna Tendalero (valores del Índice de Jaccard próximos o iguales a 1), sin embargo, no covariaron positiva y significativamente con ninguna de las especies allí presentes. Esto nos estaría demostrando que esta especie estuvo presente casi de manera permanente en los ambientes, aunque su abundancia varió de manera significativa, pudiendo resumirse que su presencia no se correspondió con un patrón marcado en su abundancia. Sin embargo, *T. ovalis* covarió negativa y significativamente con los individuos de *Hidrovatus turbinatus* y *Suphisellus* sp. 4B; en este último caso

estas especies no solamente se encontraron asociadas sino también podrían estar utilizando el mismo recurso en el sitio por lo que el aumento de una especie estaría indicando la disminución de la otra.

Las especies de Noteridae, Hydrophilidae y Dytiscidae fueron importantes en los procesos de asociación y covariación interespecífica en las lagunas permanentes. El conocimiento sobre la biología (alimentación, ciclos de vida, oviposición, preferencia de microhabitats, etc.) de las especies de coleópteros acuáticos es escaso, más bien existe información general, referida a nivel de familia. En lo que respecta a Noteridae, Archangelsky *et al.*, (2001) reportan que los adultos son predadores, mientras que se estima, por caracteres morfológicos de las mandíbulas, que las larvas son omnívoras. Las pupas son depositadas en pequeñas celdas construidas de material vegetal en el agua. Spangler (1981) reportó la presencia de pupas de *Hydrocanthus*, *Suphisellus* y *Suphis*, en capullos bajo el agua y unidos a las células aerenquimatosas de las plantas, de las cuales obtienen oxígeno. La mayoría de los individuos pertenecientes a esta familia habita aguas lénticas, aunque su presencia fue registrada también en la zona de remansos en los ambientes lóticos (White y Brigham, 1996).

Los hidrófilidos se caracterizan principalmente por tener larvas predadoras, sin embargo, los ejemplares adultos se caracterizan por sus hábitos detritívoros y fitófagos. Las pupas generalmente se encuentran en el interior de cámaras en la orilla del cuerpo de agua. Algunas especies son buenas nadadoras (tribus Hydrophilini y Berosini), pero otras no nadan, se desplazan entre las plantas al igual las larvas (Archangelsky, 2001). De acuerdo a White y Brigham (1996) los individuos de esta familia viven en aguas lénticas como así también en remansos de aguas lóticas.

Mientras que los individuos de la familia Dytiscidae se caracterizan por ser predadores tanto en los estadios de larvas como de adultos. Pupan en cámaras construidas en la orilla del cuerpo de agua (Archangelsky, 2001) y viven en aguas lénticas y lóticas, sobretodo en los sectores de remansos (White y Brigham, 1996).

Por lo antes mencionado, podemos observar que cada grupo tiene características biológicas propias, sin embargo todas estas familias comparten la característica de preferir aguas quietas y vegetadas (Spangler, 1982; Archangelsky, 2001; Archangelsky *et al.*, 2009). Los sitios vegetados podrían estar actuando como soporte para diferentes actividades biológicas de los coleópteros, las diferentes interacciones que tienen lugar

en esos sitios podrían explicar la causa de la existencia de covariación negativas en los sitios, probablemente esté dada por algunas de estas causas, aunque no es posible afirmar dicha mención, ya que requiere de estudios más detallados.

Similitud de especies entre ambientes permanentes

El índice de Sorensen indicó que las comunidades tenían una similitud intermedia, ambas con una cierta cantidad de especies comunes (presentes en los dos sitios), pero a su vez también, cada uno de los sitios se caracterizó por una fauna particular.

Poi de Neiff y Neiff (2006) reportaron que la colectividad de invertebrados que viven en diferentes plantas acuáticas en la planicie de inundación del Río Paraná, tienen un ensamble característico para cada especie vegetal y guarda relación con la biomasa de las plantas. Características similares se hallaron en los sitios de muestreo de este trabajo, es decir, se reconocen faunas particulares para cada uno de estos ambientes, en los cuales también difieren las plantas acuáticas que vegetan las lagunas.

BIBLIOGRAFÍA

- ARCHANGELSKY, M. 1997. Studies on the biology, ecology, and systematics of the immature stages of New World Hydrophiloidea (Coleoptera: Staphyliniformia). *Bulletin of the Ohio Biological Survey*, 12(1): 1-207.
- ARCHANGELSKY, M. 2001. Coleoptera. *En*: H. R. Fernández y E. Domínguez (Eds.). Guía para la determinación de los Artrópodos bentónicos sudamericanos. Editorial Universitaria de Tucumán, 282 pp.
- ARCHANGELSKY, M., V. MANZO, M. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2009. Coleoptera. *En*: E. Domínguez, y H. R. Fernández (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. Pp. 411-468.
- BATZER, D. P. y S. A. WISSINGER. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology*, 41, 75-100.
- BAZZANTI, M., S. BALDONI y M. SEMINARA. 1996. Invertebrate macrofauna of a temporary pond in central Italy: composition, community parameters and temporal succession. *Archiv für Hydrobiologie*, 137(1): 77-94.
- BEGON, M., HARPER, J. L. y C. R. TOWNSEND. 1986. Ecology: Individuals, populations and communities. Blackwell. Oxford. 945 pp.
- BEGON, M., HARPER, J. L. y C. R. TOWNSEND. 1999. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Editorial Omega. Tercera Edición. 1149 pp.
- BENETTI, C. J., A. I. ALONSO y J. GARRIDO 2007. Comparación de la comunidad de coleópteros acuáticos (Adephaga y Polyphaga) en dos cuencas hidrográficas con distinto grado de acción antropogénica (Pontevedra, NO España). *Limnetica*, 26 (1): 115-128.
- BILTON, D. T., J. R. FREELAND y B. OKAMURA. 2001. Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 159-181.
- BOIX, D., J. SALA y R. MORENO-AMICH. 2001. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian Peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands*, 21(4): 577-592.
- BOIX, D. y J. SALA. 2002. Riqueza y rareza de los insectos acuáticos de la laguna temporal de Espolla (Pla de l'Estany, Cataluña). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 26: 45-57.
- BONETTO, A. A., M. A. CORRALES, M. E. VARELA, M. M. RIVERO, C. A. BONETTO, R. A. VALLEJOS y J. ZALAKAR. 1978a. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo II. Lagunas Totoras y González. *Ecosur*, 5 (9): 17-55.

- BONETTO, A. A., J. J. NEIFF, A. POI de NEIFF, M. E. VARELA, M. A. CORRALES y J. ZALAKAR. 1978b. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo (Corrientes, Argentina) III. Laguna La Brava. *Ecosur*, 5 (9): 57-84.
- BOUTIN, C., L. LESNE y A. THIÉRY, 1982. Ecologie et typologie de quelques mares temporaires á isoétes d'une región aride du Maroc occidental. *Ecología mediterránea*, 8(3): 31-56.
- BYTTEBIER, B.; FISCHER S. y P. L. M. TORRES. 2012. Seasonal dynamics of larvae and adults of two *Enochrus* Thomson (Coleoptera: Hydrophilidae) species in temporary and permanent water bodies of an urban park in Buenos Aires. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85: 281-289.
- CAMPOS, R. E., A. L. FERNANDEZ y V. E. SY. 2004. Study of the insects associated with the floodwater mosquito *Ochlerotatus albifasciatus* (Diptera: Culicidae) and their possible predators in Buenos Aires Province, Argentina. *Hydrobiologia*, 524: 91-102.
- CORBET, P. S. 1980. Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology*, 25: 189-217.
- CLOBERT, J., E. DANCHIN, A. A. DHONDT, y J. D. NICHOLS. 2001. Dispersal. Oxford University Press, Oxford.
- CORIGLIANO, M. del C. y N. del C. POLONI de CAPIELLO. 1984. Zoobentos en ambientes leníticos de la cuenca del río Cuarto (prov. Córdoba, Argentina). *Ecosur*, 11 (21-22): 75-83.
- CREMONA, F., PLANAS, D. y M. LUCOTTE. 2008. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Archiv für Hydrobiologie*, 171 (2): 119-130.
- DAVIS, J. C. 1986. Statistics and Data Analysis in Geology. John Wiley & Sons, New York.
- DIECKMANN, U., B. O'HARA y W. WEISSER. 1999. The evolutionary ecology of dispersal. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(3): 88-90.
- DRIVER, E. A., 1977. Chironomid communities in small prairie ponds: some characteristics and controls. *Freshwater Biology*, 7: 121-133.
- DURÉ, M. I., A. I. KEHR, E. F. SCHAEFER y F. MARANGONI. 2008. Diversity of amphibians in rice fields from northeastern Argentina. *Interciencia*, 33: 523-527.
- EBERT, T. A. y M. L. BALKO. 1987. Temporary pools as islands in space and in time: The biota of vernal pools in San Diego, Southern California, USA. *Archiv für Hydrobiologie*, 110(1): 101-123.
- EPELE, L. E. y M. ARCHANGELSKY. 2012. Spatial Variations in Water Beetle Communities in Arid and Semi-Arid Patagonian Wetlands and Their Value as Environmental Indicators. *Zoological Studies*, 51(8): 1418-1431.

- EYRE, M. D. 2006. A strategic interpretation of beetle (Coleoptera) assemblages, biotopes, habitats and distribution, and the conservation implications. *Journal of Insect Conservation*, 10: 151-160.
- EYRE, M. D., S. G. BALL y G. N. FOSTER. 1986. An initial classification of the habitats of aquatic Coleoptera in North-Eastern England. *Journal of Applied Ecology*, 23: 841-852.
- EYRE, M. D., R. CARR, R. P. MCBLANE y G. N. FOSTER. 1992. The effects of varying site-water duration on the distribution of water beetle assemblages, adults and larvae (Coleoptera: Haliplidae, Dytiscidae, Hydrophilidae). *Archiv für Hydrobiologie*, 124: 281-291.
- FAIRCHILD, G. W., A. M. FAULDS y J. F. MATTA. 2000. Beetle assemblages in ponds: Effects of habitat and site age. *Freshwater Biology*, 44: 523-534.
- FAIRCHILD, G. W., J. CRUZ y A. M. FAULDS. 2003. Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 224-240.
- FERNÁNDEZ, L. A. y M. L. LÓPEZ RUF. 1999. Coleoptera y Heteroptera acuáticos y semiacuáticos de la isla Martín García (Provincia de Buenos Aires). *Physis (B)*, 57(132-133): 1-4.
- FERNÁNDEZ, L. A. y M. L. LÓPEZ RUF. 2006. Aquatic Coleoptera and Heteroptera inhabiting waterbodies from Berisso (Buenos Aires province, Argentina). *Revista de Biología Tropical*, 54: 139-148.
- FERNÁNDEZ L. A., P. L. M. TORRES, M. C. MICHAT, S. FISCHER, A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 2010. Coleópteros acuáticos y semiacuáticos del Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 69 (3-4): 189-199.
- FERNANDO, C. H. 1958. The colonization of small freshwater habitats by aquatic insects. 1. General discussion, methods and colonization in the aquatic Coleoptera. *The Ceylon Journal Science*, 1: 117-154.
- FERNANDO, C. H. y D. GALBRAITH. 1973. Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 18(3): 1564-1575.
- FISCHER, S., M. C. MARINONE, M. S. FONTANARROSA, M. NIEVES y N. SCHWEIGMANN. 2000. Urban rain pools: seasonal dynamics and entomofauna in a park of Buenos Aires. *Hydrobiologia*, 441:45-53.
- FONTANARROSA, M. S., P. L. M. TORRES y M.C. MICHAT. 2004. Comunidades de insectos acuáticos de charcos temporarios y lagunas en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63: 55-65.

- FONTANARROSA, M.S., M. B. COLLANTES y A. O. BACHMANN. 2009. Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *Journal of Insect Science*, 9(10): 1-18.
- FONTANARROSA, M.S., M. B. COLLANTES y A. O. BACHMANN. 2013. Aquatic Insect Assemblages of Man-Made Permanent Ponds, Buenos Aires City, Argentina. *Neotropical Entomology*, 42: 22-31.
- FOSTER, G. N., B. H. NELSON, D. T. BILTON, D. A. LOTT, R. MERRITT, R. S. WEYL y M. D. EYRE. 1992. A classification and evaluation of Irish water beetle assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 185-208.
- GIORIA, M., A. SCHAFFERS, G. BACARO y J. FEEHAN. 2010. The conservation value of farmland ponds: predicting water beetle assemblages using vascular plants as a surrogate group. *Biological Conservation*, 143: 1125-1133.
- GEE, J. H. R. y P.S. GILLER. 1987. Organization of communities, past and present. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GEE, J. H. R., B. D. SMITH, K. M. LEE y S. W. GRIFFITHS. 1997. The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic Conservation*, 7: 91-104.
- GÓMEZ LUTZ, M. C., FERNÁNDEZ, L. A. y A. I. KEHR. 2012. Coleópteros acuáticos de lagunas situadas en el noroeste de la provincia de Corrientes, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71 (1-2): 73-85.
- GOTELLI, N. y G. ENTSMINGER. 2011. EcoSim: null models software for ecology, version 7.72, Acquired Intelligence Inc. y Kesey-Bear, <http://homepages.together.net/wgentsmin/ecosim.htm>
- HAMANN, M. I., A. I. KEHR y C. E. GONZÁLEZ. 2006. Species affinity and infracommunity ordination of helminths of *Leptodactylus chaquensis* (Anura: Leptodactylidae) in two contrasting environments from Northeastern Argentina. *Journal of Parasitology*, 92: 1171-1179.
- HARPER, D.A.T. 1999. Numerical Palaeobiology. John Wiley & Sons, New York.
- HURLBERT, S. H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.
- JOHNSON, C. G. 1969. Migration and Dispersal of Insects by Flight. Methuen, London. 763 pp.
- KEDDY, P. A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3: 157-164.
- KEHR, A. I. y M. I. DURE. 2002. Glosario de términos ecológicos. Moglia S. R. L. Corrientes, Argentina. 160 pp.

- KENK, R. 1949. The Animal Life of Temporary and Permanent Ponds in Southern Michigan. University of Michigan, Ann Arbor, MI. *Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology* No. 71.
- KING, J. L., M. A. SIMOVICH y R. C. BRUSCA. 1996. Species richness, endemism, and ecology of crustacean assemblages in Northern California vernal pools. *Hydrobiologia*, 328: 85-116.
- LAKE, P. S., I. A. E. BAYLY y D. W. MOTON. 1989. The phenology of a temporary pond in western Victoria, Australia, with special reference to invertebrate succession. *Archiv für Hydrobiologie*, 115(2): 171-202.
- LARSON, D. J., Y. ALAIRE y R. E. ROUGHLEY. 2000. Predaceous diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Nearctic region with an emphasis on the fauna of Canada and Alaska. NRC Research Press, Ottawa, 982 pp.
- LIBONATTI, M. L., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2013. Aquatic Coleoptera from two protected areas of the Humid Chaco eco-region (Chaco Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 72 (3-4): 155-168.
- LUDWIG, J. A. y J. F. REYNOLDS. 1988. Statistical Ecology. John Wiley and Sons, New York, 337 pp.
- LUNDKVIST, E., J. LANDIN y P. MILBERG. 2001. Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southeastern Sweden. *Wetlands*, 21: 48-58.
- LUNDKVIST, E., J. LANDIN y F. KARLSSON. 2002: Dispersing diving beetles (Dytiscidae) in agricultural and urban landscapes in south-eastern Sweden. *Annales Zoologici Fennici*, 39: 109-123.
- MAC ARTHUR, R. H. y E. O. WILSON. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton, N. J.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press. Princeton, NJ, USA. 192 pp.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford UK. 256 pp.
- MARCH, F. y D. BASS. 1995. Application of island biogeography theory to temporary pools. *Journal of Freshwater Ecology*, 10(1): 83-85.
- METGE, G., 1986. *Elude des écosystèmes hydromorphes (dayas et merjas) de la Meseta Occidentale Marocaine*. Thèse Doctoral. Université de Droit, d'Economie et Sciences d'Aix-Marseille. 280 pp.
- MISERENDINO, M. L. 1995. Composición y distribución de macrozoobentos de un sistema lótico andinopatagónico. *Ecología Austral*, 5: 133-142.

- MISERENDINO, M.L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia*, 444(1-3): 147-158.
- MISERENDINO, M. L. y L. A. PIZZOLON. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37: 525-539.
- MISERENDINO, M. L. y M. ARCHANGELSKY. 2006. Aquatic Coleoptera distribution and environmental relationships in a large Patagonian river. *International Review of Hydrobiology*, 91(5): 423-437.
- MORIN, P. J. 2011. Community ecology, 2nd Edition. Wiley-Blackwell, Oxford. 407 pp.
- NILSSON A. N. y B. W. SVENSSON. 1994. Dytiscidae predators and culicid prey in two boreal snowmelt pools differing in temperature and duration. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 365-376.
- NILSSON, A. M. y B. SVENSSON. 1995. Assemblages of Dytiscidae predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia*, 308: 183-196.
- NILSSON, A. N. y H. SÖDERBERG. 1996. Abundance and species richness patterns of diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) from exposed and protected sites in 98 northern Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 321: 83-88.
- PAINTER, D. 1999. Macroinvertebrate distribution and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology* 36: 33-48.
- PIELOU, E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-44.
- POI de NEIFF, A. 1979. Invertebrados acuáticos relacionados a *Egeria naias* (Planch) con especial referencia a los organismos fitófagos. *Ecosur*, 6 (11): 101-109.
- POI de NEIFF, A. 1981. Mesofauna relacionada a la vegetación acuática en una laguna del valle del Alto Paraná Argentino. *Ecosur*, 8 (16): 41-53.
- POI de NEIFF, A. 1983. Observaciones comparativas de la mesofauna asociada a *Pistia stratiotes* L. (Araceae) en algunos ambientes acuáticos permanentes y temporarios (Chaco, Argentina). *Physis*, 41: 95-102.
- POI DE NEIFF, A. y R. CARIGNAN. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná river flood plain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.
- POI de NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 1977. El pleuston de *Pistia stratiotes* de la laguna Barranqueras (Chaco, Argentina). *Ecosur*, 4 (7): 69-101.
- POI de NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 1984. Dinámica de la vegetación acuática flotante y su fauna en charcos temporarios del Sudeste del Chaco (Argentina). *Physis*, 42: 53-67.

- POI DE NEIFF, A. y J. J. NEIFF. 2006. Riqueza de especies y similitud de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31 (3): 220-225.
- PRINCIPE, R. E. y M. C. CORIGLIANO. 2007. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages in a lowland river: temporal and spatial variations and size structure. *Hydrobiologia*, 553: 303-317.
- ROTH, A. H. y J. F. JACKSON. The effect of pool size on recruitment of predatory insects and on mortality in a larval anuran. *Herpetologica*, 43(2): 224-232.
- SANDERS, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, 102: 243-282.
- SCHEIBLER E. E. y G. O. DEBANDI. 2008. Spatial and temporal patterns in an aquatic insect community of a high altitude Andean stream (Mendoza, Argentina). *Aquatic Insects*, 30:145-161.
- SCHMIDL, J. 2003. Bioindikation stehender Gewässer anhand adrophager Wasserkäfer (Coleoptera: Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae). Grundlagen, Synökologie und Bewertungskriterien für die landschaftsökologische Praxis. – Dissertation Inst. f. Zoologie I Univ. Erlangen-Nürnberg, 221 pp.
- SCHNACK, J. A. 1976. Insecta, Hemiptera, Belostomatidae. En: R. A. Ringuelet (Ed.). Fauna de agua dulce de la República Argentina 35, Pp. 1-66., FEDIC.
- SCHNEIDER, D. W. 1999. Snowmelt ponds in Wisconsin: Influence of hydroperiod on invertebrate Community structure. Chapter 13. En: D. P. Batzer, R. R. Rader y S. A. Wissinger (Eds.). Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management, John Wiley & Sons, New York.
- SCHNEIDER, D. W. y T. M. FROST. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(1): 64-86.
- SHANNON, C. E. y W. WEAVER. 1949. The mathematical theory of communication, Urbana, University of Illinois Press. Urbana, IL. 144 pp.
- SHELDON, A. 1984. Colonization dynamics of aquatic insects. En: V.H. Reh, y D. M. Rosenberg (Eds.). The ecology of aquatic insects. Praeger. New York. 625 pp.
- SIMBERLOFF D. S. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *The American Naturalist*, 106: 414-418.
- SOUTHWOOD, T. R. E. 1962: Migration of terrestrial arthropods in relation to habitat. *Biological Reviews*, 37: 171-214.
- SOUTHWOOD, T. R. E. 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52: 3-18.
- SPANGLER, P. J. 1981. Supplement to the aquatic and semiaquatic Coleoptera of Cuba collected by the biospeleological expeditions to Cuba by the Academies of Science of

- Cuba and Romania. *Résultats des Expéditions Biospéologiques Cubano-Roumaine a Cuba*, 3: 145-171.
- SPANGLER, P. J. 1982. Coleoptera. *En: S.H. Hurlbert y A. Villalobos-Figueroa (Eds.). Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies*. San Diego State University. San Diego California, Pp.: 323- 395.
- SPENCER, M., L. BLAUSTEIN, S. S. SCHWARTZ y J. E. COHEN. 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecology Letters*, 2 (3): 157-166.
- STEINMAN, A. D., J. CONKLIN, P. J. BOHLEN y D.G. UZARSKI. 2003. Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands*, 23: 877-889.
- STOUT, R. R. 1964. Studies on the temporary ponds in Canterbury, New Zeland. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 15: 209-214.
- THOMAS, G. y D. CLAY. 2000. *BIODAP*-ecological diversity and its measurement. Resource Conservation. Fundy National Park. New Brunswick, Canada. (<http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/populations/bio-dap.zip>).
- THOMAZ, S. M., E. D. DIBBLE, L. R. EVANGELISTA, J. HIGUTI y L. M. BINI. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- THOMAZ, S. M. y E. RIBEIRO DA CUNHA. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (2): 218-236.
- TORRES, P. L. M., S. A. MAZZUCCONI y M. C. MICHAT. 2007. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional El Palmar (Provincia de Entre Ríos, Argentina): lista faunística, diversidad y distribución. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66 (3-4): 127-154.
- TORRES, P. L. M, S. A. MAZZUCCONI, M. C. MICHAT y A. O. BACHMANN. 2008. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional Calilegua (Provincia de Jujuy, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 67(1-2): 127-144.
- TORRES, P. L. M., M. C. MICHAT; M. L. LIBONATTI; L. A. FERNÁNDEZ; A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 2012. Aquatic Coleoptera from Mburucuyá National Park (Corrientes Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71 (1-2): 57-71.
- VARELA, M. E., M. A. CORRALES, G. TELL, A. POI de NEIFF y J. J. NEIFF. 1978. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo V. Biota acuática de los "embalsados" de la laguna La Brava y caracteres del hábitat. *Ecosur*, 5 (9): 97-118.

- VELASCO, J., A. MILLÁN y L. RAMÍREZ-DÍAZ. 1993. Colonización y sucesión de nuevos medios acuáticos II. Variación temporal de la composición y estructura de las comunidades de insectos. *Limnética*, 9: 87-98.
- VELÁSQUEZ, S. M. y M. L. MISERENDINO. 2003. Habitat type and macroinvertebrate assemblages in low order Patagonian streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 158: 461-483.
- VALLADARES, L. F. y J. GARRIDO 2001. Coleópteros acuáticos de los humedales asociados al Canal de Castilla (Palencia, España): Aspectos faunísticos y fenológicos (Coleoptera, Adepaga y Polyphaga). *Nouvelle Revue d'Entomologie*, 18 (1): 61-76.
- VALLADARES, L. F., J. GARRIDO y B. HERRERO. 1994. The annual cycle of the community of aquatic Coleoptera (Adepaga and Polyphaga) in a rehabilitated wetland pond: the Laguna de La Nava (Palencia, Spain). *Annales de Limnologie*, 30 (3): 209-220.
- VON ELLENRIEDER, N. y L. A. FERNÁNDEZ. 2000. Aquatic coleoptera in the Subtropical-Pampasic ecotone (Argentina, Buenos Aires): species composition and temporal changes. *The Coleopterists Bulletin*, 54: 23-35.
- WARD, D. y L. BLAUSTEIN. 1994. The overriding influence of flash floods on species-area curves in ephemeral Negev Desert pools: a consideration of the value of island biogeography theory. *Journal of Biogeography*, 21(6): 595-603.
- WARFE, D. M. y L. A. BARMUTA. 2006. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia*, 150: 141-154.
- WARFE, D. M., L. A. BARMUTA y S. WOTHERSPOON. 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*, 117: 1764-1773.
- WELLBORN, G. A., D. K. SKELLY y E. E. WERNER. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecological Systematics*, 27: 337-363.
- WHITE D. S. y W. U. BRIGHAM. 1996. Aquatic Coleoptera. En: R. W. Merrit y K. W. Cummins (Eds.). An introduction to the aquatic insects of North America, third edition. Kendall/Hunt Publishing company, 862 pp.
- WIGGINS, G. B., R. J. MACKAY y I. M. SMITH. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie*, 58: 97-206.
- WILLIAMS, D. D., 1983. The Natural History of a Neartic Temporary Pond in Ontario with Remarks on Continental Variation in such Habitáis. *Internationale Revite der gesamten Hydrobiologie*, 68: 239-253.
- WILLIAMS, D. D. 1987. *The ecology of temporary waters*. Timber Press. Portland. 205 pp.
- WILLIAMS, D. D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 634-650.

WILLIAMS, D. D. 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation*, 7: 105-117.

WILLIAMS, D. D. 2006. The biology of temporary waters. New York: Oxford Univ. Press.

ANEXO I

Scores estimados a partir del ACP para cada una de las especies registradas en las diferentes lagunas (Tendalero y Don Luis). Donde H.in= *Haliplus indistinctus*; R. si= *Rhantus signatus signatus*; C.al= *Copelatus alternatus*; C.lo= *Copelatus longicornis*; Th.no= *Thermonectus nobilis*; Th.su= *Thermonectus succinctus*; N.fa= *Notaticus fasciatus*; M.la= *Megadytes latus*; M.ca= *Megadytes carcharias*; M.fr= *Megadytes fraternus*; M.sp1= *Megadytes* sp.1; M.sp2= *Megadytes* sp.2; A.ma= *Anodocheilus maculatus*; B.ac= *Brachyvatus acuminatus*; He.co= *Hemibidessus conicus*; Lio.= *Liodesus* sp.; Hy.ca= *Hydrovatus caraiibus*; Hy.cr= *Hydrovatus crassulus*; Hy.tu= *Hydrovatus turbinatus*; Des.co= *Desmopachria concolor*; Des.sp1= *Desmopachria* sp.1; P.gl= *Pachydrus globosus*; P.ob= *Pachydrus obesus*; C.sp1= *Celina* sp.1; C.sp2= *Celina* sp.2; Der.= *Derovatellus* sp.; Vat.= *Vatellus* sp.; L.sp1= *Laccophilus* sp.1; L.sp2= *Laccophilus* sp.2; L.sp3= *Laccophilus* sp.3; L.sp4= *Laccophilus* sp.4; Gro.in= Género inédito; H.sh= *Hydrocanthus sharpi*; S.ni= *Suphisellus nigrinus*; H.sp2= *Hydrocanthus* sp.2; H.sp3= *Hydrocanthus* sp.3; H.sp4= *Hydrocanthus* sp.4; H.sp5= *Hydrocanthus* sp.5; Me.sp1= *Mesonoterus* sp.1; Me.sp2= *Mesonoterus* sp.2; Su.ci= *Suphis cimicoides*; Su.fl= *Suphis fluviatilis*; S.fl= *Suphisellus flavopictus*; S.gr= *Suphisellus grammicus*; S.ro= *Suphisellus rotundatus*; S.sp1= *Suphisellus* sp.1; S.sp2= *Suphisellus* sp.3; S.sp3= *Suphisellus* sp.3; S.sp4= *Suphisellus* sp.4; S.sp4B= *Suphisellus* sp.4B; H.de= *Hydrocanthus debilis*; H.pa= *Hydrocanthus paraguayensis*; S.sp6= *Suphisellus* sp.6; S.sp7= *Suphisellus* sp.7; S.sp8= *Suphisellus* sp.8; Pro.= *Pronoterus* sp.; Not= *Notomicrus* sp.; Ono.= *Onopelmus* sp.; Pe.sp1= *Pelonomus* sp.1; Pe.sp2= *Pelonomus* sp.2; Hyd.sp1= *Hydrochus* sp.1; Hyd.sp2= *Hydrochus* sp.2; Hyd.sp3= *Hydrochus* sp.3; Ch.sa= *Chasmogenus sapucay*; E.br= *Enochrus brevisculus*; E.ci= *Enochrus circumcinctus*; E.gu= *Enochrus guarani*; E.me= *Enochrus melanthus*; E.ob= *Enochrus obsoletus*; E.su= *Enochrus sublongus*; E.va= *Enochrus variegatus*; E.vu= *Enochrus vulgaris*; Hl.la= *Helobata larvalis*; Hel.ab= *Helochares abbreviatus*; Hel.fe= *Helochares femoratus*; Hel.me= *Helochares mesostitialis*; Hel.pa= *Helochares pallipes*; Hel.sp= *Helochares spatulatus*; Hel.ve= *Helochares ventricosus*; Pa.gr= *Paracymus granulum*; Pa.ru= *Paracymus rufocinctus*; Pa.gra= *Paracymus graniformis*; Pa.li= *Paracymus limbatus*; Pa.sp5= *Paracymus* sp.5; Pa.sp6= *Paracymus* sp.6; D.an= *Derallus angustus*; D.pa= *Derallus paranensis*; B.de= *Berosus decolor*; B.st= *Berosus stenococtus*; B.ha= *Berosus hamatus*; B.mi= *Berosus minimus*; B.re= *Berosus reticulatus*; B.tr= *Berosus truncatipennis*; B.us= *Berosus ussingi*; B.pa= *Berosus patruelis*; B.zi= *Berosus zimmermanni*; B.ru= *Berosus rufulus*; B.pa= *Berosus patruelis*; B.sp1= *Berosus* sp.1; B.sp2= *Berosus* sp.2; B.sp3= *Berosus* sp.3; Hydrob.co= *Hydrobiomorpha corumbaensis*; Hydrob.ir= *Hydrobiomorpha irina*; Hydrob.sp1= *Hydrobiomorpha* sp.1; Hydrop.en= *Hydrophilus ensifer*; T.ap= *Tropisternus apicipalpis*; T.bu= *Tropisternus burmeisteri*; T.ca= *Tropisternus carinispina*; T.co= *Tropisternus collaris*; T.di= *Tropisternus dilatatus*; T.ob= *Tropisternus obesus*; T.ig= *Tropisternus ignoratus*; T.la= *Tropisternus laevis*; T.lat= *Tropisternus lateralis limbatus*; T.lo= *Tropisternus longispina*; T.me= *Tropisternus mergus*; T.ov= *Tropisternus ovalis*; T.sh= *Tropisternus sharpi*; Pha.= *Phaenonotum* sp. 1; Lim.sp1= sp. 1 (Limnichidae); Gy.ov= *Gyrinus ovatus*.

Laguna Tendalero					Laguna Don Luis				
Abrev.	F1	F2	F3	F4	Abrev.	F1	F2	F3	F4
H.in	0,869	-0,311	0,307	-0,985	H.in	1,906	-0,650	0,937	1,086
C.al	-0,558	-0,057	-0,047	-0,063	R. si	-0,655	0,050	0,096	0,006
C.lo	-0,525	-0,087	-0,139	-0,141	C.al	-0,537	0,076	0,146	0,018
Th.no	-0,632	-0,022	-0,041	-0,034	C.lo	-0,646	0,019	0,135	-0,030
Th.su	-0,435	-0,048	-0,010	0,018	Th.no	-0,644	0,015	0,109	0,126
N.fa	-0,620	-0,054	-0,035	-0,050	Th.su	0,633	-1,230	-1,478	-0,439

Continúa

M.la	-0,631	-0,044	-0,052	-0,052
M.ca	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
M.sp1	-0,620	-0,054	-0,035	-0,050
M.sp2	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
A.ma	-0,473	0,055	-0,112	0,051
B.ac	1,204	-0,597	0,954	0,132
He.co	-0,401	-0,014	-0,118	-0,134
Lio.	1,068	1,187	-0,311	0,978
Hy.ca	-0,505	-0,037	-0,032	-0,128
Hy.cr	-0,555	-0,099	-0,128	-0,128
Hy.tu	0,462	0,613	0,783	-0,699
Des.co	-0,369	0,040	0,160	-0,057
Des.sp1	-0,607	-0,005	-0,045	-0,062
P.gl	0,992	0,166	0,112	0,554
P.ob	-0,585	0,011	0,011	-0,062
C.sp1	-0,576	-0,042	-0,089	-0,051
C.sp2	-0,603	0,040	-0,020	-0,071
Der.	-0,469	-0,071	0,090	0,036
Vat.	-0,536	0,062	-0,028	-0,011
L.sp1	1,309	0,611	-0,915	1,339
L.sp2	2,652	-1,541	2,403	0,218
L.sp3	-0,393	0,057	-0,125	0,232
L.sp4	-0,594	-0,042	-0,049	-0,018
Gro.in	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
H.sh	0,863	-0,597	-0,224	0,055
S.ni	0,957	0,182	-1,037	0,656
H.sp2	-0,592	-0,011	-0,068	0,024
H.sp3	-0,580	-0,081	-0,103	-0,103
Me.sp1	0,106	-0,053	-0,123	-0,306
Me.sp2	-0,590	-0,025	-0,046	0,015
Su.ci	0,956	-0,746	0,494	-0,004
Su.fl	-0,321	0,629	0,211	-0,443
S.fl	-0,565	0,078	-0,025	-0,055
S.gr	-0,372	-0,055	-0,205	-0,033
S.ro	-0,195	0,200	0,168	-0,320
S.sp1	-0,567	-0,041	0,060	-0,056
S.sp2	-0,485	-0,101	-0,023	-0,116
S.sp3	-0,230	0,184	-0,074	0,030
S.sp4	-0,376	-0,033	-0,086	0,142
S.sp4B	0,352	0,593	1,079	-0,595
H.de	4,323	-1,656	2,493	0,598
H.pa	-0,529	0,085	-0,012	-0,082
S.sp6	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
S.sp7	-0,551	0,010	-0,008	-0,098
S.sp8	-0,620	0,018	-0,022	-0,071

M.la	-0,723	-0,013	0,107	0,006
M.ca	-0,723	-0,013	0,107	0,006
M.fr	-0,722	-0,029	0,112	0,050
M.sp2	-0,732	-0,025	0,109	0,017
A.ma	-0,099	0,303	-0,133	0,049
B.ac	-0,578	-0,198	0,186	-0,042
He.co	-0,576	0,024	0,060	0,107
Lio.	0,812	0,572	0,445	-1,171
Hy.ca	0,051	0,067	-0,106	0,055
Hy.cr	-0,705	-0,021	0,112	0,072
Hy.tu	-0,436	-0,116	-0,100	0,163
Des.co	0,587	0,239	-0,243	-0,089
Des.sp1	-0,715	-0,001	0,104	-0,005
P.gl	1,236	0,953	-0,419	0,722
P.ob	-0,670	-0,005	0,112	0,116
C.sp1	-0,722	-0,029	0,112	0,050
C.sp2	-0,640	-0,032	0,082	0,024
Der.	-0,605	0,012	0,157	0,018
Vat.	1,069	-1,932	-1,865	-0,374
L.sp1	5,857	4,835	0,151	-1,039
L.sp2	-0,092	-0,381	0,760	-0,171
L.sp3	-0,208	0,389	0,144	-0,284
L.sp4	-0,688	0,003	0,107	0,050
H.sh	1,180	0,677	0,723	-0,026
S.ni	5,967	4,804	-0,918	0,868
H.sp3	-0,698	0,007	0,104	0,017
H.sp4	-0,689	0,018	0,101	0,006
H.sp5	-0,709	-0,040	0,132	0,043
Me.sp1	0,251	-0,366	0,046	-0,024
Me.sp2	-0,375	0,048	0,235	0,209
Su.ci	7,905	-5,062	0,230	-0,546
Su.fl	0,558	-1,789	-1,954	-0,367
S.fl	-0,324	-0,288	0,165	-0,096
S.gr	0,379	0,503	0,114	0,837
S.ro	-0,662	-0,087	0,027	0,023
S.sp1	-0,613	-0,137	0,008	0,041
S.sp2	-0,636	-0,028	0,068	0,097
S.sp3	-0,138	0,229	0,041	0,264
S.sp4	-0,323	0,465	0,033	-0,414
S.sp4B	0,226	-1,161	-0,391	-0,332
H.de	5,099	-2,913	4,134	-0,215
H.pa	-0,273	0,103	0,131	-0,087
S.sp6	-0,657	0,000	0,126	0,065
S.sp7	-0,618	-0,020	0,068	0,118
S.sp8	-0,726	-0,048	0,132	0,021

Pro.	-0,551	-0,048	-0,011	-0,098
Not.	-0,624	0,009	-0,025	-0,065
Ono.	-0,614	-0,036	-0,062	-0,031
Pe.sp1	-0,390	-0,160	-0,210	-0,150
Pe.sp2	-0,580	-0,081	-0,103	-0,103
Hyd.sp1	-0,365	0,025	-0,156	-0,089
Hyd.sp2	-0,340	-0,101	0,212	-0,067
Hyd.sp3	-0,599	-0,015	-0,031	-0,016
Ch.sa	-0,631	-0,044	-0,052	-0,052
E.br	-0,632	-0,008	-0,031	-0,055
E.ci	-0,557	-0,040	-0,047	0,015
E.gu	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
E.me	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
E.ob	-0,597	-0,028	-0,071	-0,010
E.su	-0,624	-0,004	-0,035	-0,044
E.va	-0,507	0,173	-0,004	-0,087
E.vu	0,730	1,128	0,246	-0,316
Hel.fe	4,604	-2,438	1,780	0,362
Hel.me	-0,565	-0,060	-0,072	-0,088
Hel.pa	-0,631	-0,044	-0,052	-0,052
Hel.sp	-0,352	-0,166	-0,064	-0,072
Hel.ve	-0,519	-0,144	0,147	-0,017
Pa.gr	-0,291	0,006	-0,276	0,163
Pa.ru	7,178	9,080	0,328	-0,386
Pa.gra	-0,244	-0,117	-0,237	-0,278
Pa.li	-0,584	-0,067	-0,095	-0,080
Pa.sp5	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
Pa.sp6	-0,628	0,001	-0,028	-0,060
D.an	5,478	-1,743	0,599	0,249
D.pa	0,215	0,271	-0,120	0,416
B.st	-0,617	-0,046	-0,003	-0,040
B.ha	-0,606	-0,062	-0,077	-0,077
B.re	-0,450	-0,131	0,171	-0,026
B.zi	-0,631	-0,044	-0,052	-0,052
B.ru	-0,629	-0,036	-0,020	-0,042
B.pa	-0,608	0,044	-0,012	-0,086
B.par	-0,629	-0,036	-0,020	-0,042
B.sp1	-0,522	-0,101	-0,117	-0,149
B.sp2	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
B.sp3	-0,618	-0,023	-0,054	-0,008
Hydrob.ir	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
Hydrop.en	-0,636	-0,030	-0,044	-0,029
T.ap	-0,623	-0,040	-0,057	-0,041
T.bu	-0,610	-0,019	-0,059	0,003
T.ca	-0,555	-0,003	-0,084	-0,017

Pro.	-0,485	-0,170	0,022	0,068
Ono.	-0,732	-0,025	0,109	0,017
Pe.sp1	-0,193	0,276	0,118	0,407
Hyd.sp1	-0,313	0,281	0,013	0,074
Hyd.sp2	0,107	0,341	-0,157	0,220
Hyd.sp3	-0,723	-0,013	0,107	0,006
E.br	-0,732	-0,025	0,109	0,017
E.su	-0,732	-0,025	0,109	0,017
E.va	-0,682	0,046	0,093	-0,049
E.vu	0,409	0,216	-0,290	-0,327
Hi.la	-0,722	-0,029	0,112	0,050
Hel.ab	-0,715	-0,001	0,104	-0,005
Hel.fe	-0,314	-0,424	-0,350	-0,015
Hel.me	-0,697	-0,009	0,109	0,061
Hel.sp	-0,688	0,003	0,107	0,050
Hel.ve	-0,722	-0,029	0,112	0,050
Pa.gr	-0,620	0,066	0,096	0,050
Pa.ru	0,145	0,594	-0,309	-0,449
Pa.gra	-0,629	0,015	0,054	-0,002
Pa.li	-0,707	0,010	0,101	-0,016
Pa.sp5	-0,688	0,003	0,107	0,050
D.an	-0,204	0,189	0,014	-0,097
D.pa	0,217	0,601	-0,162	-0,548
B.de	-0,726	-0,048	0,132	0,021
B.st	-0,662	-0,142	-0,012	0,004
B.mi	-0,722	-0,029	0,112	0,050
B.re	0,946	-2,049	-1,537	-0,582
B.tr	-0,714	-0,072	0,071	0,020
B.us	-0,726	-0,048	0,132	0,021
B.pa	-0,714	-0,072	0,071	0,020
B.sp1	0,025	-0,255	-0,284	0,467
B.sp2	-0,584	-0,053	0,210	0,103
B.sp3	-0,723	-0,013	0,107	0,006
Hydrob.co	-0,732	-0,025	0,109	0,017
Hydrob.ir	-0,653	0,019	0,107	0,094
Hydrob.sp1	-0,732	-0,025	0,109	0,017
Hydrop.en	-0,715	-0,001	0,104	-0,005
T.ap	-0,723	-0,013	0,107	0,006
T.bu	-0,673	-0,013	0,057	-0,035
T.ca	-0,732	-0,025	0,109	0,017
T.co	3,487	-1,751	-3,288	1,197
T.ig	-0,714	-0,017	0,109	0,039
T.la	0,364	1,017	-0,075	-0,041
T.lat	-0,088	0,438	0,089	-0,281
T.lo	1,179	2,420	-0,573	-2,381

T.co	-0,324	0,025	-0,204	0,089	T.ov	2,804	1,503	0,474	2,021
T.di	-0,596	-0,051	-0,020	-0,043	T.sh	-0,480	-0,387	-0,301	-0,051
T.la	0,438	0,172	-0,561	0,834	Gy.ov	-0,726	-0,048	0,132	0,021
T.lat	0,225	0,343	-0,474	0,857					
T.lo	1,107	0,517	-1,027	1,406					
T.ob	-0,614	-0,036	-0,062	-0,031					
T.ov	10,076	-3,626	-3,138	-1,031					
T.me	-0,621	-0,054	-0,006	-0,035					
T.sh	-0,640	-0,026	-0,037	-0,044					
Pha.	-0,631	-0,044	-0,052	-0,052					
Lim.sp1	-0,594	-0,072	-0,060	-0,075					

CAPÍTULO V
DISCUSIÓN GENERAL

DISCUSION

Estudios pioneros en ecología ya apoyaban la idea que uno de los determinantes de la diversidad biológica es la complejidad del hábitat o la disponibilidad de nichos (McArthur y McArthur, 1961). En este estudio se plantea como objetivo principal evaluar la influencia del hábitat y microhábitat sobre la variación espacial y temporal de las poblaciones acuáticas de coleópteros en la ciudad de Corrientes (Argentina). Para poder comprender el mismo, diversos objetivos particulares fueron planteados y discutidos.

Dos tipos de hábitats fueron estudiados en esta tesis: ambientes permanentes y temporarios. Las lagunas permanentes seleccionadas estaban cubiertas de modo total o parcial por diferentes macrófitas acuáticas a lo largo del periodo de estudio, tal cual lo documenta Bonetto *et al.*, (1978a) para los ambientes lénticos de la provincia de Corrientes.

Sin embargo, en los ambientes lénticos temporarios estudiados (todos ellos formados por acumulación de agua en zonas deprimidas del terreno a causa de las precipitaciones de la zona), la presencia de macrófitas acuáticas fue prácticamente nula, apreciándose especies de gramíneas o simplemente el sustrato predominante del terreno (arenas, arcillas, etc.).

De acuerdo a diversos autores, tales como Thomaz *et al.*, (2008), Thomaz y Ribeiro da Cunha, (2010), las plantas acuáticas desempeñan un rol sustancial ya que aumentan la heterogeneidad en los ambientes acuáticos y los convierte en entornos más complejos. Además, se considera que las plantas acuáticas confieren múltiples requerimientos a la fauna de insectos que moran en ellas, como soporte para el desplazamiento, sustrato para oviposición, refugio y sitios de alimentación (Schnack, 1976; Corbet, 1980; Archangelsky, 1997).

Sin embargo, en los ambientes temporarios las fases de sequía imponen rigurosas condiciones a los organismos que habitan en ellos (Wiggins *et al.*, 1980; Williams, 1987). El escaso desarrollo de macrófitas estaría relacionado al hidroperíodo, pues al ser hábitats efímeros, no es suficiente el tiempo para el desarrollo de la vegetación.

La colonización por parte de organismos adultos a través del vuelo, o por especies que pasan su fase de huevo o pupa en latencia en estos ambientes, es usual. Según Fischer *et al.*, (2000) la fauna de invertebrados acuáticos que habita en los charcos temporarios desarrollaron diferentes estrategias adaptativas para resistir las rigurosas condiciones ambientales y al mismo tiempo, estas especies aprovechan los abundantes recursos que estos sitios les brindan.

En el análisis realizado se pudo registrar la presencia de los coleópteros acuáticos en los dos tipos de ambientes (permanentes o temporarios). Sin embargo los de carácter permanente y dentro de estos los más heterogéneos (conformados por mayor cantidad de plantas acuáticas) brindaron numerosos microhabitats para la fauna estudiada.

Las especies de coleópteros acuáticos que colonizaron los diferentes ambientes temporarios son típicos habitantes de ambientes permanentes del sector de estudio (Gómez Lutz *et al.*, 2012; Torres *et al.*, 2012; Libonatti *et al.*, 2013). En contraposición a trabajos de otras regiones, en donde reporta una riqueza similar en ambientes temporarios y permanentes (Williams, 1996; Boix *et al.*, 2001, Fontanarrosa *et al.*, 2004), en este trabajo, la riqueza reportada para los ambientes permanentes fue mayor ($S=123$) a la de los ambientes temporarios ($S= 41$). Similares resultados fueron reportados por Nilsson y Svensson (1995), Schneider y Frost (1996) y por Fairchild *et al.*, (2003) para diferentes grupos de insectos acuáticos.

Por otra parte, las lagunas permanentes mostraron soportar una riqueza similar de coleópteros acuáticos ($S= 109$ laguna Tendalero y $S= 100$ laguna Don Luis) aunque diferentes en composición. Esa diferencia puede ser explicada a partir de las diferentes macrófitas que las conforman. Una de ellas estuvo cubierta por diferentes parches de vegetación acuática (*Hydrocleys nymphoides*; *Limnobium laevigatum* y en sector libre de vegetación flotante), mientras que la otra laguna estaba conformada principalmente por gramíneas y *Ludwigia* sp. como principal sustrato vegetal.

Byttebier *et al.*, (2012) reportaron que los hábitats permanentes con vegetación serían sitios más aptos para albergar algunas especies de coleópteros acuáticos. Según Fontanarrosa *et al.*, (2013) la arquitectura que presentan las diferentes plantas acuáticas influyen sobre la comunidad de invertebrados que habita en ellas. En particular, diversos autores consideran que las plantas acuáticas son importantes componentes en

estos ecosistemas, debido a que el aumento en la complejidad de las macrófitas produce un aumento en la disponibilidad de alimento (Taniguchi y Tokeshi, 2004; Da Rocha *et al.*, 2006) y de refugios (Burks *et al.*, 2001a; Rennie y Jackson, 2005), provocando un aumento en la riqueza de la fauna de invertebrados acuáticos en estos sitios.

Las lagunas permanentes estudiadas, se caracterizan por permanecer con agua todo el año, no sufriendo periodos de sequía.

La abundancia estimada fue superior en la laguna Tendalero, la cual presentaba mayor heterogeneidad de la vegetación acuática, esto pudo deberse justamente a la presencia de macrófitas acuáticas, que, como se mencionó anteriormente, suministran posibles sitios de soporte, alimentación, refugio y oviposición. La riqueza específica fue similar y los resultados sugieren que no existieron diferencias significativas en lo que respecta a esta variable a lo largo de las diferentes estaciones del año, sin embargo la diversidad estimada estacionalmente para cada laguna resultó significativa. Estos datos estarían indicando que a pesar de que son sitios estables con respecto a la presencia del agua, no asegura los mismos valores de diversidad a lo largo de todo el año, ya que las comunidades se ven afectadas en gran medida por las condiciones del medio (temperatura, precipitaciones, cobertura de macrófitas, profundidad, etc.), las cuales fluctúan, lo que hace que la dinámica de las comunidades de coleópteros acuáticos oscile consecuentemente. También podría destacarse que si bien el número de muestras tomadas en la laguna Tendalero fue levemente superior al de las tomadas en la laguna Don Luis, sin embargo consideramos que esto no influiría de manera significativa sobre las abundancias estimadas.

El registro de mayor abundancia de coleópteros acuáticos fue en primavera, caracterizada por temperaturas benignas, óptimas para el desarrollo y actividad de muchos organismos. En la laguna Tendalero se registraron índices de mayor abundancia en invierno y primavera, una posible explicación a este hecho es la presencia de macrófitas acuáticas, las cuales estarían dando un mayor espectro de hábitats. La importancia de la vegetación para los coleópteros como protección de los predadores, como sitios de oviposición y como fuente de alimento, fue destacada por varios autores (Galewsky, 1971; Duarte *et al.*, 1994; Poi de Neiff y Casco, 2003; Verberk *et al.*, 2011). A diferencia de este ambiente, la laguna Don Luis está vegetada únicamente por

gramíneas, vedando de esta manera la heterogeneidad ambiental, con su consecuente baja abundancia de coleópteros acuáticos.

Dos eventos causan especial interés en estos ambientes temporarios, la colonización y la emigración, ya que muchas especies llegan como adulto volando a estos cuerpos de agua (Fernando, 1958) y posteriormente, cuando estos comienzan su fase de secado, retoman a las aguas de carácter permanentes (Batzel y Wissinger, 1996). Por otra parte, los ambientes temporarios fueron muestreados en otoño y primavera, en ambas estaciones no se observaron diferencias en cuanto a riqueza ni diversidad. Es posible que en estos ambientes la riqueza y la abundancia estén más bien reguladas por el hidoperíodo y la dinámica que les impone el sitio. Las precipitaciones además de formar estos ambientes, provocaron que los mayores picos de abundancia generalmente se den en los primeros días posteriores a las lluvias. A lo largo del año se pudo observar una marcada dinámica en estas comunidades, siendo mayor en primavera, coincidente con la etapa de mayor actividad de los insectos.

El conjunto de las observaciones y resultados expuestos sugiere que los ambientes acuáticos temporarios y permanentes estudiados en esta tesis soportan comunidades de insectos de elevada riqueza a lo largo del año.

Según Williams (1997) debido a la naturaleza cíclica de los ambientes temporales se forman hábitats muy diferentes a los encontrados en los permanentes. Estos ambientes soportan una biota que no se halla en otros tipos de hábitats o que tienen poblaciones más abundantes en las aguas temporales. Las especies que caracterizan estos, dado la inestabilidad del sitio por las constantes perturbaciones, como la desecación, serían las especies pioneras o estrategias “r”, que se caracterizan por llegar rápidamente a los ambientes recién formados, dejando gran número de descendientes, tienen gran mortalidad en estadios preimaginales y con la capacidad de desarrollarse en ambientes poco predecibles.

En los ambientes efímeros estudiados, *Liodessus* sp., *Laccophilus* sp. 1, *Berosus* sp. 3, *Tropisternus lateralis limbatus* y *Enochrus vulgaris* fueron las especies más abundantes y frecuentes. Sin embargo, el 39% de las especies recolectadas en estos ambientes fueron detectadas en una sola ocasión y generalmente todas con baja abundancia. Las especies recogidas en los temporarios fueron registradas para

ambientes permanentes, con excepción de *Epimetopus* sp. que solamente fue coleccionada en ambientes temporarios.

En los ambientes permanentes, que suponen cierta estabilidad con respecto a los de carácter temporario, las especies dominantes serían aquellas que tienden a poseer características de estrategias “k”, con una mayor especialización, menor mortalidad en los estadios preimaginales, menor descendencia y ocupando lugares más estables. En los ambientes permanentes los valores de abundancia, riqueza y diversidad de coleópteros acuáticos fueron más altos y cada sitio a su vez presentó un porcentaje de fauna particular de coleópteros acuáticos.

En los charcos temporarios, las especies registradas con mayor frecuencia y abundancia (*Liodesus* sp., *Laccophilus* sp. 1, *Berosus* sp. 3, *Tropisternus lateralis limbatus* y *Enochrus vulgaris*) también se encontraron en los ambientes más estables, pero con características de especies estrategias “r”, por lo que es habitual registrarlas en los sitios de carácter temporario. Según Cronin (2003) la dispersión de las especies aumenta con el tamaño o densidad de la población. Esto quizá también pueda explicar la frecuencia y abundancia de esas especies en ambientes temporarios.

Las asociaciones interespecificas más altas se dieron en mayor medida en la laguna con características heterogéneas (67%, laguna Tendalero), por su parte en la laguna Don Luis, con características más homogéneas, predominaron las asociaciones de tipo intermedias a bajas (69%).

Las covariaciones interespecificas fueron significativas en la mayoría de los casos, y más del 77% fueron positivas en ambas lagunas. Lo que podría explicarse por el uso diferencial de recursos brindados por el medio, por parte de las especies de coleópteros acuáticos, en la laguna más heterogénea (Tendalero), las especies estarían más asociadas, posiblemente debido a la presencia de las macrófitas.

Por otra parte, los diferentes análisis de disposición espacial llevados a cabo en los ambientes permanentes mostraron una mayor tendencia de los coleópteros acuáticos a estar agregados en el espacio. En base a los análisis de preferencia de microhabitats llevados a cabo en la laguna Tendalero (con diferentes parches de vegetación acuática), se comprobó que el sector conformado por *Limnobium laevigatum* fue el más escogido

por las especies de coleópteros acuáticos y además fue el sitio donde se registró la mayor abundancia específica.

Los resultados expuestos podrían atribuirse a las características de la estructura radicular más compleja que presentaba *Limnobium laevigatum* en la laguna Tendalero, con relación a la otra macrófita dominante (*Hydrocleys nymphoides*) en ese sitio. Fontanarrosa *et al.*, (2013) reportaron que el tamaño y la estructura de la raíz y de las hojas de las plantas acuáticas influyen en la riqueza y en la diversidad específica de la fauna acuática.

En ambientes heterogéneos (laguna Tendalero) y más aún en estratos con vegetación más compleja (*Limnobium laevigatum*) se registraron los valores más elevados de abundancia y riqueza, un mayor porcentaje de asociaciones y covariaciones interespecíficas, como así también las plantas influyeron sobre la disposición espacial de muchas especies de coleópteros acuáticos. Esto estaría confirmando que la presencia de microhabitats más complejos fomentarían la partición espacial de las poblaciones de coleópteros acuáticos.

A partir de lo mencionado se puede inferir que los hábitats y microhabitats influyen directamente sobre la estructura y sobre la variación espacial y temporal de los coleópteros acuáticos.

Las macrófitas acuáticas son importantes, ya que favorecen o limitan la abundancia de algunas especies de coleópteros acuáticos, modificando la estructura de las mismas. Además, también influyen sobre la disposición espacial de estas en el sitio, ya que beneficia en muchos casos a la agregación de las especies, demostrando una preferencia marcada por los sectores conformados por plantas.

Por otra parte, la estacionalidad y las precipitaciones fueron variables muy importantes al analizar la abundancia y diversidad de los coleópteros acuáticos, ya que modifican las variables físicas, químicas, biológicas y el hidoperíodo de los sistemas, lo cual influye en la estructura y dinámica temporal de las comunidades.

BIBLIOGRAFIA

- ARCHANGELSKY, M. 1997. Studies on the biology, ecology, and systematics of the immature stages of New World Hydrophiloidea (Coleoptera: Staphyliniformia). *Bulletin of the Ohio Biological Survey*, 12(1): 1-207.
- BATZER, D. P. y S. A. WISSINGER. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology*, 41: 75-100.
- BONETTO, A. A., M. A. CORRALES, M. E. VARELA, M. M. RIVERO, C. A. BONETTO, R. A. VALLEJOS y J. ZALAKAR. 1978a. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo II. Lagunas Totoras y González. *Ecosur*, 5 (9): 17-55.
- BOIX, D., J. SALA y R. MORENO-AMICH. 2001. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian Peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands*, 21(4): 577-592.
- BURKS, R. L. E. JEPPESEN y D. M. LODGE. 2001. Littoral zone structures as refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography*, 46: 230-237.
- BYTTEBIER, B., FISCHER S. y P. L. M. TORRES. 2012. Seasonal dynamics of larvae and adults of two *Enochrus* Thomson (Coleoptera: Hydrophilidae) species in temporary and permanent water bodies of an urban park in Buenos Aires. *Revista Chilena de Historia Natural*, 85: 281-289.
- CORBET, P. S. 1980. Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology*, 25: 189-217.
- CRONIN, J. T. 2003. Movement and spatial population structure of a prairie planthopper. *Ecology*, 84: 1179-1188.
- DA ROCHA, C. M. C., V. VENEKEY, T. N. C. BEZERRA y J. R. B. SOUZA. 2006. Phytal marine nematode assemblages and their relation with the macrophytes structural complexity in a Brazilian tropical rocky beach. *Hydrobiologia*, 553: 219-230.
- DUARTE, C. M., D. PLANAS y J. PEÑUELAS. 1994: Macrophytes, taking control of an ancestral home. *En: R. MARGALEF (Ed.). Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems*. Elsevier, Amsterdam, Pp.: 59-79.
- FAIRCHILD, G. W., J. CRUZ y A. M. FAULDS. 2003. Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 224-240.
- FERNANDO, C. H. 1958. The colonization of small freshwater habitats by aquatic insects. 1. General discussion, methods and colonization in the aquatic Coleoptera. The *Ceylon Journal Science*, 1: 117-154.
- FISCHER, S., M. C. MARINONE, M. S. FONTANARROSA, M. NIEVES y N. SCHWEIGMANN. 2000. Urban rain pools: seasonal dynamics and entomofauna in a park of Buenos Aires. *Hydrobiologia*, 441: 45-53.

- FONTANARROSA, M. S., P. L. M. TORRES y M.C. MICHAT. 2004. Comunidades de insectos acuáticos de charcos temporarios y lagunas en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63: 55-65.
- FONTANARROSA, M.S., M. B. COLLANTES y A. O. BACHMANN. 2013. Aquatic Insect Assemblages of Man-Made Permanent Ponds, Buenos Aires City, Argentina. *Neotropical Entomology*, 42: 22-31.
- GALEWSKY, K. 1971. A study on morphobiotic adaptations of European species of the Dytiscidae (Coleoptera). *Polsky Pismo Entomologiczne*, 41: 487-702.
- GÓMEZ LUTZ, M. C., FERNÁNDEZ, L. A. y A. I. KEHR. 2012. Coleópteros acuáticos de lagunas situadas en el noroeste de la provincia de Corrientes, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71 (1-2): 73-85.
- LIBONATTI, M. C., M. C. MICHAT y P. L. M. TORRES. 2013. Aquatic Coleoptera from two protected areas of the Humid Chaco eco-region (Chaco Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 72 (3-4): 155-168.
- MC ARTHUR R. H. y J. W. MC ARTHUR. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- NILSSON, A. M. y B. SVENSSON. 1995. Assemblages of dytiscide predators and culicid prey in relation to environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiologia*, 308: 183-196.
- POI DE NEIFF, A. S. G. y S. L. CASCO. 2003. Biological agents which accelerate winter decay of aquatic plants in the Northeast of Argentina. *En: S. M. Thomaz y L. M. Bini (Eds.). Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas*, Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Pp.: 127-144.
- RENNIE, M. D. y L. J. JACKSON. 2005. The influence of hábitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 2088-2099.
- SCHNACK, J. A. 1976. Insecta, Hemiptera, Belostomatidae. *En: R. Ringuelet (Ed). Fauna de agua dulce de la República Argentina* 35, Pp.: 1-66. FEDIC.
- SCHNEIDER, D. W. y T. M. FROST. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(1): 64-86.
- TANIGUCHI, H. y M. TOKESHI. 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology*, 49: 1164-1178.
- THOMAZ, S. M., E. D. DIBBLE, L. R. EVANGELISTA, J. HIGUTI y L. M. BINI. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- THOMAZ, S. M. y E. R. CUNHA. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal

- assemblages composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (2): 218-236.
- TORRES, P. L. M., M. C. MICHAT, M. L. LIBONATTI , L. A. FERNÁNDEZ, A. OLIVA y A. O. BACHMANN. 2012. Aquatic Coleoptera from Mburucuyá National Park (Corrientes Province, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 71(1-2): 57-71.
- VERBERK, W. C. E. P., D. T. BILTON, P. CALOSI y J. I. SPICER. 2011. Oxygen supply in aquatic ectotherms: partial pressure and solubility together explain biodiversity and size patterns. *Ecology*, 92: 1565-1572.
- WIGGINS, G. B., R. J. MACKAY y I. M. SMITH. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie*, 58: 97-206.
- WILLIAMS, D. D., 1987. *The ecology of temporary waters*. Timber Press. Portland. 205 pp.
- WILLIAMS, D. D. 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 634-650.
- WILLIAMS, D. D. 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic Conservation*, 7: 105-117.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos a partir del estudio realizado de la fauna de coleópteros acuáticos en las dos lagunas permanentes y en los nueve ambientes temporarios, todos ellos ubicados en los alrededores de la ciudad de Corrientes y el análisis integrado de los mismos, permitió arribar a las siguientes conclusiones:

- La comunidad de coleópteros acuáticos registrada en el presente estudio fue abundante, rica y diversa. En total se colectaron 125 especies distribuidas en 42 géneros y 9 familias.
- Las familias mejor representadas en cuanto a número de géneros y especies en los ambientes permanentes y temporarios fueron: Dytiscidae, Hydrophilidae y Noteridae.
- Los géneros con mayor número de especies fueron *Berosus* (15), *Tropisternus* (13), *Suphisellus* (12), *Hydrocanthus* (7), *Megadytes* (5) y *Laccophilus* (4). Las especies más abundantes fueron: *Tropisternus ovalis*, *T. lateralis limbatus*, *Paracymus rufocinctus*, *Derallus angustus*, *Helochares femoratus*, *Enochrus vulgaris*, *Hydrocanthus debilis*, *Suphisellus nigrinus*, *Laccophilus* sp. 1, *Suphis cimicoides*, *Liodessus* sp.
- Se citan por primera vez para la provincia de Corrientes a las familias Haliplidae (con la especie *Haliphus indistinctus*), Dryopidae (con los géneros *Onopelmus* y *Pelonomus*) y Epimetopidae (con el género *Epimetopus*).
- *Phaenonotum* (Hydrophilidae) es citado por primera vez junto con tres especies de *Enochrus* (*E. brevisculus*, *E. variegatus* y *E. melanthus*) y *Helochares abbreviatus*.
- En lo que respecta a la Familia Dytiscidae, se aporta novedades para esta provincia, con las ocurrencias de *Rhantus signatus signatus*, *Copelatus longicornis*, *Copelatus alternatus* y *Pachydrus globosus*.

- La disposición espacial agregada fue la más común entre las diferentes especies y mayormente causadas por factores externos. Únicamente los individuos de *Haliphus indistinctus* e *Hydrocanthus sharpi* tendieron a disponerse al azar en las dos lagunas permanentes.
- Las diferentes especies de coleópteros acuáticos exhibieron diferencias en cuanto a la preferencia de microhábitats. La mayoría de ellos prefirieron ambientes con vegetación acuática abundante. Los estratos más utilizados, en orden de preferencia, fueron *Limnobium laevigatum*, *Hydrocleys nymphoides*, seguidos por los parches libres de vegetación.
- Si bien el número de muestras no fue el mismo, se observó una mayor riqueza específica en las lagunas permanentes en relación a los ambientes de aguas temporarias.
- De las 41 especies registradas en los ambientes temporarios, 39 de ellas (95%) también fueron registradas en las lagunas permanentes.
- Los individuos de *Epimtopus* sp. y *Berosus* sp. 4 fueron halladas únicamente en los ambientes temporarios.
- Un total de 37 especies (*Ranthus signatus signatus*, *Notaticus fascitus*, *Hydaticus* sp., *Megadytes fraternus*, *Megadytes* sp. 1, *Notomicrus* sp., la especie del género inédito de Dytiscidae, *Hydrocanthus* sp. 2, *Hydrocanthus* sp. 4, *Hydrocanthus* sp. 5, *Suphis freudei*, *Pelonomus* sp. 2, *Berosus zimmermanni*, *B. rufulus*, *B. paraguayanus*, *B. truncatipennis*, *B. ussingi*, *B. minimus*, *B. decolor*, *Berosus* sp. 2, *Paracymus* sp. 6, *Tropisternus dilatatus*, *T. obesus*, *T. mergus*, *T. ignoratus*, *Enochrus circumcinctus*, *E. guaraní*, *E. melanthus*, *E. obsoletus*, *Chasmogenus sapucay*, *Helochares abbreviatus*, *Helobata larvalis*, *Hydrobiomorpha corumbaensis*, *Hydrobiomorpha* sp. 1, *Phaenonotum* sp., la especie de Limnichidae y *Gyrinus ovatus*) fueron registradas únicamente en los ambientes permanentes.

- Con respecto a los ambientes temporarios, es posible afirmar que las variables más importantes en la dinámica de éstos fueron el hidroperíodo y el sustrato del terreno.
- Por lo antes dicho, se manifiesta que tanto para los ambientes temporarios como permanentes, a lo largo del año, no hubo variaciones en la estructura de la fauna pero sí en las abundancias de las mismas.
- Es posible destacar que la vegetación acuática desempeñó un rol importante en la estructura y dinámica de las comunidades de coleópteros acuáticos, beneficiando la heterogeneidad del hábitat, y dando como respuesta un aumento en abundancia y riqueza específicas. Asimismo, actuó sobre la disposición espacial de los organismos y fomentó la partición espacial de ellos.
- De acuerdo a los modelos de abundancia de especies y cómo ellas se hallan representadas en las comunidades estudiadas, las características de las comunidades se correspondieron con el modelo Logarítmico, característico de comunidades afectadas por escasas variables y en donde las especies están más o menos bien representadas.
- Predominaron las asociaciones interespecíficas fuertes, principalmente en la laguna con características heterogéneas, mientras que en la laguna más homogénea con relación al sustrato vegetal, predominaron asociaciones interespecíficas más laxas.
- La similaridad de especies en los ambientes permanentes fue intermedia, ambos sitios tuvieron en común un 70% de especies de coleópteros acuáticos. En la laguna Tendalero un total de 23 especies fueron únicas de ese sitio, mientras que 14 especies fueron halladas solamente en la laguna Don Luis.