

Effect of high temperature on germination of four legumes from a forest-grassland mosaic in Southern Brazil

Fernanda Schmidt Silveira^{1,3} & Gerhard Ernst Overbeck²

¹Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil

²Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Botânica, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil

³Corresponding author: Fernanda Schmidt Silveira, e-mail: okologie_natur@hotmail.com

SILVEIRA, F.S. & OVERBECK, G.E. **Effect of high temperature on germination of four legumes from a forest-grassland mosaic in Southern Brazil.** *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn01913022013>

Abstract: Passage of a fire can break dormancy of the seeds of many plant species in fire-prone ecosystems. This response to fire is especially well known for the Fabaceae family, but has been poorly studied in Southern Brazil. We collected seeds of four Fabaceae species present in grasslands-forest mosaics of Southern Brazil: *Mimosa bimucronata*, *Desmodium barbatum*, *Sesbania virgata* and *Collaea stenophylla*. Seeds were exposed to different heat treatments (exposure to 60° and 80 °C for 5 minutes, to 100 °C for 2 minutes, control without heat treatment); not all species were tested in all treatments. After the treatment, the seeds were kept in a germination chamber with a light period of 12/12 hours and temperature of 25 °C. Germinated seeds were counted every 2 days. The results were analyzed by randomization testing. Germination of *D. barbatum* and *S. virgata* was increased after exposure to high temperatures (80° and 60 °C, respectively), while *M. bimucronata* showed reduced germination after temperatures of 80 °C and *C. stenophylla* no response. This study is the first for Southern Brazil to show a positive response of germination for grassland species exposed to high temperatures, simulating fire effects. As the study presented distinct responses of species to the heat treatment, it seems important to conduct more works with other species from the family, in order to be able to detect more general patterns.

Keywords: *Campos Sulinos, ecophysiology, Fabaceae, fire, grassland, heat shock.*

SILVEIRA, F.S. & OVERBECK, G.E. **Influência de temperaturas elevadas na germinação de quatro leguminosas de um mosaico de floresta-campo no Sul do Brasil.** *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn01913022013>

Resumo: A passagem do fogo pode quebrar a dormência de sementes de muitas espécies em ecossistemas suscetíveis ao fogo. Essa resposta ao fogo é especialmente bem conhecida para espécies da família Fabaceae, mas tem sido pouco estudado no Sul do Brasil. Coletamos sementes de quatro espécies de Fabaceae presentes em mosaicos de campo-florestas do Sul do Brasil: *Mimosa bimucronata*, *Desmodium barbatum*, *Sesbania virgata* e *Collaea stenophylla*. As sementes foram expostas a diferentes tratamentos de calor (60 °C e 80 °C, ambos por 5 minutos, e 100° C por 2 minutos, mais controle sem tratamento de calor). Nem todas as espécies foram submetidas a todos os tratamentos. Após o tratamento, as sementes foram mantidas em câmara de germinação com fotoperíodo 12/12 horas e temperatura de 25 °C. A porcentagem de sementes germinadas foi contada a cada 2 dias. Os resultados foram analisados por teste de aleatorização. A taxa de germinação de *D. barbatum* e *S. virgata* aumentou quando expostas a altas temperaturas (80 °C e 60 °C, respectivamente), enquanto *M. bimucronata* mostrou redução e *C. stenophylla* nenhuma resposta aos tratamentos. Esse estudo foi o primeiro para o Sul do Brasil a mostrar uma resposta positiva na germinação de espécies campestres expostas a altas temperaturas, simulando os efeitos do fogo. Como o estudo apresentou respostas distintas, é importante conduzir trabalhos com outras espécies da família a fim de detectar padrões gerais.

Palavras-chave: *Campos Sulinos, ecofisiologia, Fabaceae, fogo, vegetação campestre, choque térmico.*

Introduction

Fire is a major determinant of the global distribution of vegetation types (Keeley et al. 2008), as well as an important selective force in plant communities around the world (Van Staden et al. 2000) – in the words of Bond & Keeley (2005), a “global herbivore”. The importance of fire in the history of grasslands in Southern Brazil has been highlighted by Behling et al. (2009). Grasslands in this region had dominated the landscape under cooler and drier glacial and warmer and drier postglacial climates, and have been subject to forest expansion only since about 4000 years BP, when climate became moister and cooler (Behling et al. 2004). In Southern Brazil, like in many other open vegetation types of the world (Bond 2005), fire is considered to be a decisive factor for persistence of grasslands, preventing encroachment of woody species under climatic and edaphic conditions favorable for forest development (Overbeck et al. 2007).

A key and pervading concept accepted by most environmental managers is that combustible ecosystems have traditionally been burned because plants are adapted to fire (Bradshaw et al. 2011). Seeds from plants of fire-prone ecosystems can exhibit a high tolerance to fire (Keeley 1994, Williams et al. 2005, Scott et al. 2010) when compared to forest species (Ribeiro et al. 2013) and can benefit from it (Whelan et al. 2002, Newton et al. 2006) or even require fire as a cue to the onset of germination (González-Rabanal & Casal 1995, Pugnaire & Lozano 1997). Breaking of seed dormancy is one important plant strategy in relation to fire (Bond & Van Wilgen 1996). Seed dormancy is a key factor in the dynamics of many natural populations and ensures that seedling emergence occurs at the most advantageous time and place (Baskin & Baskin 1985). Several direct and indirect means to break dormancy due to effects of fire exist, such as high temperatures (González-Rabanal & Casal 1995), presence of smoke (Keeley & Fotheringham 1997), presence of ashes and releases of nitrogenous compounds due to combustion of plant matter (González-Rabanal & Casal 1995). Dry heat is effective in breaking dormancy in seeds of a number of species (Baskin & Baskin 1998) through its physical effect on seed coat structure (Bell et al. 1993) and/or physiological effect on the seed embryo (Bell & Williams 1998). This response to fire is especially well known for the Fabaceae family, as seeds from many species of this family exhibit physical dormancy (Baskin et al. 2000).

Exposure to temperatures between 80° and 100 °C is sufficient to break the seed dormancy of several legumes of eucalypt savannas in north-eastern Australia, but temperatures greater than 100-120 °C have been shown to be lethal for seeds of these species (Williams et al. 2003). Williams et al. (2004) demonstrated that breaking seed dormancy is possible with temperatures below 80 °C and 100 °C for *Indigofera hirsuta* and *Galactia tenuiflora*, respectively. Suñé & Franke (2006) have tested different treatments to break dormancy of native plants of Rio Grande do Sul (Brazil) with potential for

agricultural use and have found that thermic scarification with immersion in water a 60 °C for 5 minutes was one of the best to surpass or overcome dormancy of *Desmanthus depressus* and *Trifolium riograndense*. Franke & Baseggio (1998) have suggested water immersion at temperatures as high as 70 °C to efficiently break dormancy of *Lathyrus nervosus* e *Desmodium incanum*.

Regarding grasslands and forest-grassland mosaics in Rio Grande do Sul, the only legume species for which possible germination responses after increased temperatures, simulating passage of a fire (i.e., without water immersion), have been analyzed up to date were *Collaea stenophylla* e *Desmanthus tathiensis*. For those two species, neither a temperature of 60 °C nor of 120 °C for a period of 1 minute influenced germination (Fidelis et al. 2007). The aim of this work is to assess the impact of high temperatures stimuli on germination of four legumes species of grassland-forest mosaics in Southern Brazil.

Material and Methods

Seeds of four legume species (Tab. 1) were collected in grassland formations and at forest-grassland edges on and around Santana Hill in Porto Alegre city (30° 03' S and 51° 07' W, max. altitude 311m, subtropical humid climate), Southern Brazil, between May and June 2011. The species rich grasslands on Morro Santana are dominated by C4 tussock grasses and are under a regime of frequent burns (average fire return intervals: ca. 3 years, in some parts more often; Overbeck et al. 2005, 2006a), which prevents expansion of forest over grassland (e.g. Müller et al. 2012). According to Silveira & Miotto (2013), 62 species of Fabaceae occur on this granitic hill.

Seeds were stored at dry conditions and ambient temperature until the start of the experiments in October 2011. Each treatment consisted of five replicate batches with 25 seeds each for *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, *Desmodium barbatum* (L.) Benth. and *Sesbania virgata* (Cav.) Pers., while for *Collaea stenophylla* (Hook. et Arn.) Benth. only 20 seeds were used, due to lower availability of seeds. All are rather frequent species on the hill (Silveira & Miotto 2013).

Temperature treatments were 60°, 80° and 100° C, plus control treatment without exposition to elevated temperature. Due to differences in availability of seeds, the experiment could be concluded with all treatments only for *M. bimucronata*, while for the other species, only one or two treatments could be conducted (Table 1). All treatments consisted of exposure to dry heat in an oven. Duration of treatments was 5 minutes for exposure to 60 °C and 80 °C and 2 minutes for exposure to 100 °C, thus simulating exposure to different temperatures and time spans. It can be expected that faster exposure to high temperatures is enough to break dormancy, but continued exposure to high temperatures could kill the seeds. Longer exposure periods at lower temperatures reflect the slow decrease in temperature in the uppermost soil layer (Bradstock & Auld 1995, Overbeck et al. 2006b).

Table 1. Fabaceae species used in this study and their respective subfamily, habit, principal habitat and 1000 seed weight (extrapolated from mean value of the batches of 20/25 seeds used in experiment, see methods).

Subfamily	Species	Habit	Habitat	Seed weight (1000 seeds)
Mimosoideae	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	small tree	forest edge, wet conditions	9.4 g
Papilionoideae	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	herbaceous	grassland	1.16 g
Papilionoideae	<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	small tree	forest edge	74.84 g
Papilionoideae	<i>Collaea stenophylla</i> (Hook. et Arn.) Benth.	shrub	grassland	24.7 g

After exposure to heat, seeds were placed into a germination chamber, using Petri dishes with a double layer of filter paper, and kept moist. We followed a light/darkness regime of 12/12 hours. Temperature was kept constant at 25 °C. The Petri dishes were checked for germination every two days, for a period of two months. The experiment was ended when no germination had occurred anymore for a period of two weeks, considering each species separately. Expansion of the radicle was considered as germination and germinated plants were removed from Petri dishes. The percentage of seeds germinated was analyzed by randomization testing (based on Euclidean distance, using 1000 interactions). We used the software MULTIV (Pillar 1997; program and manual available at <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/MULTIV.html>).

Results and Discussion

D. barbatum showed higher germination rates after exposure to temperatures of 80 °C, and *S. virgata* after 60 °C, but not after 80 °C. Germination of *M. bimucronata* after exposure to temperatures higher than 60 °C was strongly reduced and *C. stenophylla* apparently was not influenced by the treatment. Our results thus indicate, for the first time, a positive impact of heat on germination of legume species from South Brazilian forest-grasslands mosaics (Figure 1). Previous studies by Overbeck et al. (2006b) and Fidelis et al. (2007) had shown that seeds of some species remain their viability and germination capacity after heat shock, but no stimulation of germination had been detected.

Ribeiro et al. (2013), working with five Brazilian savanna species, had observed distinct responses of seeds to heat shock: species from savanna, i.e. a fire-prone vegetation type, were more tolerant to heat than forest species. In our study, different responses of species also may be linked to different environments where species can be found. *M. bimucronata* seems to be intolerant of heat shocks at higher temperature, while one typical grassland species and one forest edge species were stimulated and the other grassland species not affected in germination. This difference between species groups could be explained by evolutionary history in different types of habitats in the grassland-forest mosaic, which likely differ in fire history.

It has been shown before that *Desmodium* species have different levels of dormancy (Dias Filho & Serrão 1984) which could be broken with temperature treatments up to a maximum at 40 °C (Veasey & Martins 1991). However, our study shows that higher temperatures can even increase germination rates of *D. barbatum*. *D. barbatum* as well *C. stenophylla* are typical species of dry and rocky grasslands (Setubal 2010), where fires are frequent (Overbeck et al. 2005). Temperatures as those used in our experience can be reached in the upper soil layers during a grassland burn (Bradstock & Auld 1995), breaking dormancy and allowing for seedling recruitment. Moreno & Oechel (1991) have suggested that resistance to high temperatures should be an important property primarily in obligate seeders, rather than in resprouters that do not generally rely on regeneration from seeds (Herranz et al. 1998). This make sense especially for

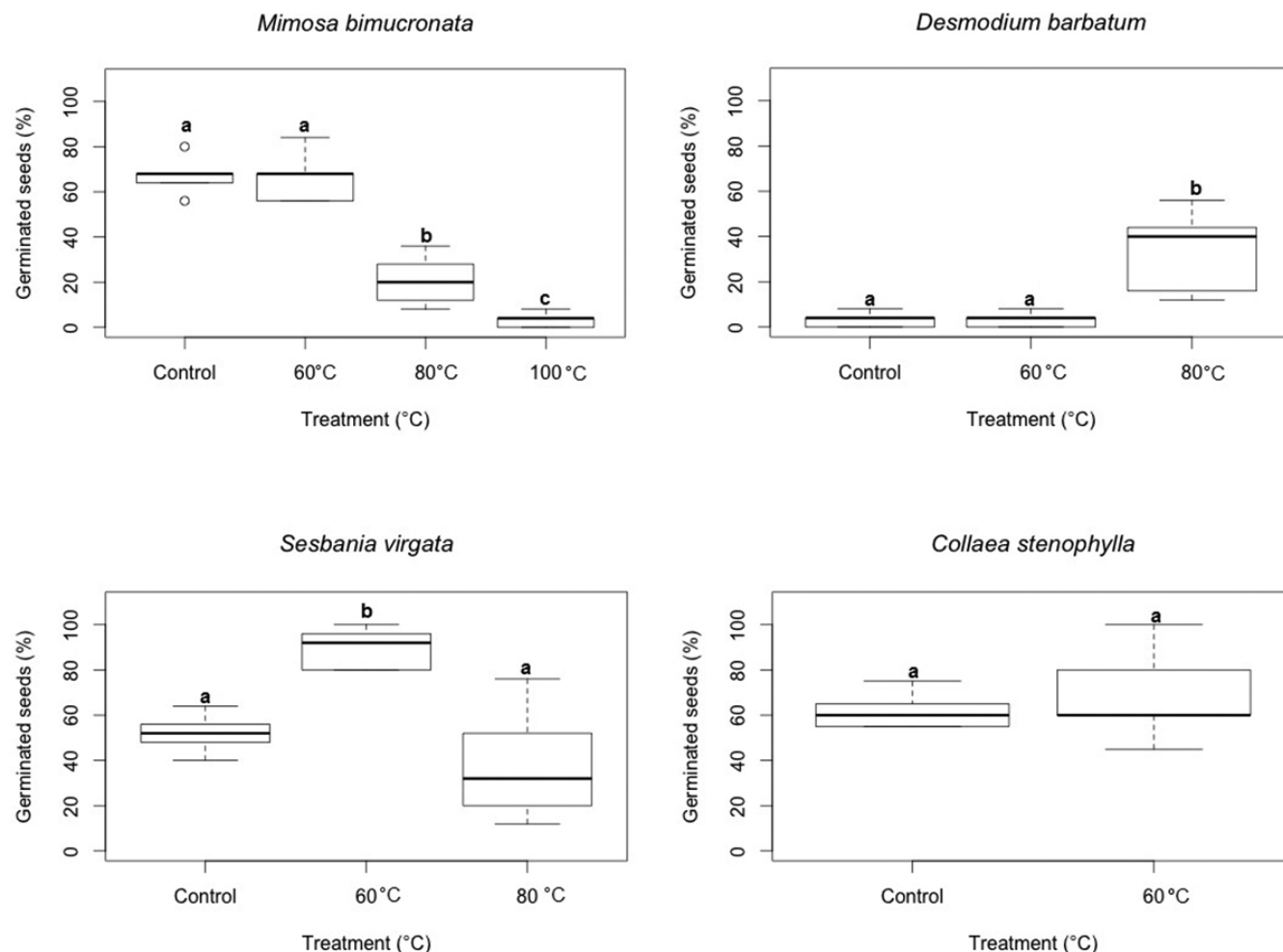


Figure 1. Total percentage of seeds germinated by treatment. Figures indicate median, 1st and 3rd quartile, minimum/maximum values and outliers. Different superscript letters indicate significant differences (randomization testing, 1000 interactions).

D. barbatum, a species that invests a lot in production of seeds and does not have special belowground organs that would allow for resprouting after fire (field observations).

The reduced germination rates after exposure to temperatures between 80° and 100 °C in *Mimosa bimucronata* probably are a consequence of the ecological history of this species, which is more common on wet sites and along water courses (Carvalho 1994), i.e. sites usually without direct influence of fire – in contrast to the other species. The germination rate after exposure to 60 °C was the same as in control treatment. Because of this we suppose that this species is tolerant to mild high temperature. However, Ribas et al. (1996) working with different methods to break dormancy of this species, found that immersion in water heated up to 80 °C was an efficient treatment. Thus, relations between life history, evolutionary history and germination cues thus need to be investigated in more detail for this species. For the other tree species studied, *S. virgata*, the heat treatment at 60 °C allowed a higher germination rate, but 80 °C did not show an effect in comparison to control. This response may be explained by its insertion into a grassland environment controlled by fire dynamics, in contrast to *M. bimucronata*. As shown by Fidelis et al. (2007), *C. stenophylla* was not stimulated in germination by a temperature of 60 °C, even though germination rates in our study were higher, indicating that seeds of the species are tolerant at least to mild heat.

In summary, the studied Fabaceae species differed in relation to germination rates after heat treatment. Distinct effects of heat between species – from heat-induced germination to no or negative effects – suggest that the ecological history of different species plays a decisive role, which seems an interesting starting point for future studies. As already suggested by Overbeck et al. (2006b), more studies on families with hard-seeded species seem important in order to better understand the role of fire in evolution and dynamics in South Brazilian grasslands. In this, it would be interesting to include studies on life history and recruitment success in the field.

References

- BASKIN, C.C. & BASKIN, J.M. 1998. Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. San Diego, Academic Press.
- BASKIN, J.M., BASKIN, C.C. & LI, X. 2000. Taxonomy, anatomy and evolution of physical dormancy in seeds. *Plant Spec. Biol.* 15(2):139-152. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-1984.2000.00034.x>
- BASKIN, J.M. & BASKIN, C.C. 1985. The annual dormancy cycle in buried weed seeds: a continuum. *BioScience* 35:492-498. <http://dx.doi.org/10.2307/1309817>
- BEHLING, H., PILLAR, V.D., ORLÓCI, L. & BAUERMANN, S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 203:277-297. [http://dx.doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00687-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00687-4)
- BEHLING, H., JESKE-PIERUSCHA, V. SCHÜLER, L. & PILLAR, V.D. 2009. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário tardio. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (V.D. Pillar, S.C. Müller, Z.M.S. Castilhos & A.V.A. Jacques, eds). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.13-25.
- BELL, D.T., PLUMMER, J.A. & TAYLOR, S.K. 1993. Seed germination ecology in southwestern Western Australia. *Bot. Rev.* 76:24-73. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02856612>
- BELL, D.T. & WILLIAMS, D.S. 1998. Tolerance of thermal shock in seeds. *Aust. J. Bot.* 46:221-33. <http://dx.doi.org/10.1071/BT97010>
- BOND, W.J. & VAN WILGEN, B.W. 1996. Fire and plants. London, Springer. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-1499-5>
- BOND, W.J. 2005. Large parts of the world are brown or black: A different view on the 'Green World' hypothesis. *J. Veg. Sci.* 16:261-266.
- BOND, W.J. & KEELEY, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 20:387-394. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- BRADSHAW, S.D., DIXON, K.W., HOPPER, S.D., LAMBERS, H. & TURNER, S.R. 2011. Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends Plant Sci.* 16(2):69-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tplants.2010.10.007>
- BRADSTOCK, R.A. & AULD, T.D. 1995. Soil temperature during experimental bushfire in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *J. Appl. Ecol.* 32:76-84. <http://dx.doi.org/10.2307/2404417>
- CARVALHO, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Embrapa-CNPq, Colombo.
- DIAS-FILHO, M.B. & SERRÃO, E.A.S. 1984. Avaliação da adaptação de leguminosas forrageiras tropicais na Amazônia Oriental brasileira. In: *Simpósio de Trópico Úmido*. Belém. Documentos, Embrapa-CPATU, n.31.
- FIDELIS, A., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.P. & PFADENHAUER, J. 2007. Efeito de Altas Temperaturas na Germinação de Espécies dos Campos Sulinos. *Rev. Bras. Biol.* 5:354-356.
- FRANKE, L.B. & BASEGGIO, J. 1998. Superação da dormência de sementes de *Desmodium incanum* DC. e *Lathyrus nervosus* Lam. *Rev. Bras. Sement.* 20:182-186.
- GONZÁLEZ-RABANAL, F. & CASAL, M. 1995. Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. *Vegetatio* 116:123-131. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00045303>
- HERRANZ, J.M., FERRANDIS, P. & MARTINEZ-SANCHEZ, J.J. 1998. Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean Leguminosae species. *Plant Ecol.* 136:95-103. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009702318641>
- KEELEY, J.E. 1994. Seed germination patterns in fire-prone Mediterranean climate regions. In *Ecology and biogeography of mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia* (M.T.K. Arroyo, P.H. Zedler & M.D. Fox, eds.). Ecological Studies, Springer-Verlag, Berlin, p.239-273.
- KEELEY, J.E. & FOTHERINGHAM, C.J. 1997. Trace gas emissions and smoke-induced seed germination. *Science* 276:1248-1250. <http://dx.doi.org/10.1126/science.276.5316.1248>
- KEELEY, J.E., BRENNAN, T. & PFAFF, A.H. 2008. Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California shrublands. *Ecol. Appl.* 18:1530-1546. <http://dx.doi.org/10.1890/07-0836.1>
- MORENO, J.M. & OECHEL, W.C. 1991. Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in southern California chaparral. *Ecology* 72:193-2004. <http://dx.doi.org/10.2307/1941554>
- MÜLLER, S.C., OVERBECK, G.E., PILLAR, V.D. & PFADENHAUER, J. 2012. Woody species patterns at forest grassland boundaries in southern Brazil. *Flora* 207:586-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2012.06.012>
- NEWTON, R.J., BOND W.J. & FARRANT, J.M. 2006. Effects of seed storage and fire on germination in the nut fruited Restionaceae species, *Cannomois virgata*. *S. Afr. J. Bot.* 72:177-180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2005.05.005>
- OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., FIDELIS, A.T., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.P., BLANCO, C.C. BOLDRINI, I.I., BOTH, R. & FORNECK, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspec. Plant Ecol.* 9:101-116.
- OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.P. & PFADENHAUER, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grasslands. *J. Veg. Sci.* 16:655-664. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02408.x>
- OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.P. & PFADENHAUER, J. 2006a. Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil. *Braz. J. Bio.* 66:1073-1090. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000600015>

- OVERBECK, G.E., MÜLLER, S.C., PILLAR, V.P. & PFADENHAUER, J. 2006b. No heat-stimulated germination found in herbaceous species from burned subtropical grassland. *Plant. Ecol.* 184:237-274. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-005-9068-1>
- PILLAR, V.P. 1997. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. *Coenos.* 12:145-148.
- PUGNAIRE, F.I. & LOZANO, J. 1997. Effects of soil disturbance, fire and litter accumulation on the establishment of *Cistus clusii* seedlings. *Plant Ecol.* 131:207-213. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009779820845>
- RIBAS, L.L.F., FOSSATI, L.C. & NOGUEIRA, A.C. 1999. Superação da dormência de sementes de *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze (MARICÁ). *Rev. Bras. Sement.* 18:98-101.
- RIBEIRO, L.C., PEDROSA, M. & BORGHETTI, F. 2013. Heat shock effects on seed germination of five Brazilian savanna species. *Plant Biol.* 15:152-157. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00604.x>
- SILVEIRA, F.S. & MIOTTO, S.T.S. 2013. A família Fabaceae no Morro Santana, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil: aspectos taxonômicos e ecológicos. *Rev. Bras. Biol.* 11: 93-114.
- SCOTT, K.A., SETTERFIELD, S., DOUGLAS, M. & ANDERSEN, A. 2010. Soil seed banks confer resilience to savanna grass-layer plants during seasonal disturbance. *Acta Oecol.* 36:202-210. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2009.12.007>
- SETUBAL, R.B. 2010. Vegetação campestre subtropical de um morro granítico no sul do Brasil, Morro São Pedro, Porto Alegre, RS. Dissertação Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SUÑÉ, A.D. & FRANKE, L.B. 2006. Superação de dormência e metodologias para testes de germinação em sementes de *Trifolium riograndense* Burkart e *Desmanthus depressus* Humb. *Rev. Bras. Sement.* 28:29-36.
- VAN STADEN, J., BROWN, A. C. N., JÄGER, A. K. & JOHNSON, T.A., 2000. Smoke as a germination cue. *Plant. Spec. Biol.* 15:167-178. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-1984.2000.00037.x>
- VEASEY, E.A. & MARTINS, P.S. 1991. Variability in seed dormancy and germination potential in *Desmodium* Desv. (Leguminosae). *Rev. Brasil. Genet.* 14:527-545.
- WHELAN, R.J., ROGERS, R.W., DICKMAN, C.R. & SUTHERLAND, E.F. 2002. Critical life cycles of plants and animals: developing a process-based understanding of population changes in fire-prone landscapes. In *Flammable Australia: the fire regimes and biodiversity of a continent* (R.A. Bradstock, J. Williams & A.M. Gill, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.94-124.
- WILLIAMS, P.R., CONGDON, R.A., GRICE, A.C. & CLARKE, P. 2003. Fire-related cues break seed dormancy of six legumes of tropical eucalypt savannas in north-eastern Australia. *Austral. Ecol.* 28:507-514. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01307.x>
- WILLIAMS, P.R., CONGDON, R.A., GRICE, A.C. & CLARKE, P.J. 2005. Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire. *Austral. Ecol.* 30:79-90. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01426.x>
- WILLIAMS, P.R., CONGDON, R., GRICE, A.C. & CLARKE, P.J. 2004. Soil temperature and depth of legume germination during early and late dry season fires in a tropical eucalypt savanna of north-eastern Australia. *Austral. Ecol.* 29:258-263. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01343.x>

Received 11/08/2012

Revised 04/04/2013

Accepted 05/10/2013

Assemblage of fish species associated with aquatic macrophytes in Porto Murtinho Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil

Yzel Rondon Suárez^{1,3}, Fabiane Silva Ferreira¹ & Karina Keyla Tondato²

¹Laboratório de Ecologia, Centro Integrado de Análise e Monitoramento Ambiental – CInAM, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS, Rod. Dourados-Itahum Km 1, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil

²Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil

³Corresponding author: Yzel Rondon Suárez, e-mail: yzel@uems.br

SUÁREZ, Y.R., FERREIRA, F.S. & TONDATO, K.K. **Assemblage of fish species associated with aquatic macrophytes in Porto Murtinho Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn02313022013>

Abstract: The Porto Murtinho Pantanal lies at the limit of the Upper Paraguay River basin, and despite its biogeographical importance, several aspects of the ecology of the fish assemblage are not known. Monthly samples of fish associated with aquatic macrophytes were taken from February 2009 through January 2011. A total of 46,327 individuals were collected, belonging to 144 species. Characiformes and Siluriformes were the predominant orders, and *Odontostilbe pequirá*, *O. paraguayensis* and *Bryconamericus exodon* were the most abundant species. Two species, *Cynopotamus* sp. and *Pimelodus mysteriosus*, were recorded for the first time in the Pantanal, and a new occurrence record of *Cichla piquiti* was observed, representing an approximately 400 km range expansion in your distribution area in the Pantanal.

Keywords: small fish, Paraguay river, fish inventories.

SUÁREZ, Y.R., FERREIRA, F.S. & TONDATO, K.K. **Assembleia de espécies de peixes associadas com macrófitas aquáticas no Pantanal de Porto Murtinho, Mato Grosso do Sul, Brasil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn02313022013>

Resumo: O Pantanal de Porto Murtinho está no limite da Bacia do Alto Paraguai, e apesar de sua importância biogeográfica, alguns aspectos da ecologia das assembleias de peixes não são conhecidas. Amostras mensais de peixes associados a macrófitas aquáticas foram realizadas de Fevereiro de 2009 até Janeiro de 2011. Um total de 46.327 indivíduos foram coletados, pertencentes a 144 espécies. Characiformes e Siluriformes foram as ordens predominantes, e *Odontostilbe pequirá*, *O. paraguayensis* e *Bryconamericus exodon* foram as espécies mais abundantes. Duas espécies, *Cynopotamus* sp. e *Pimelodus mysteriosus*, foram registrados pela primeira vez no Pantanal, e uma nova ocorrência de *Cichla piquiti* foi observada, o que representa uma expansão de cerca de 400 km de alcance em sua área de distribuição no Pantanal.

Palavras-chave: peixes de pequeno porte, rio Paraguai, inventário de peixes.

Introduction

Floodplain environments support higher taxonomic and functional diversity (Welcomme 1985, Lowe-McConnell 1999), in response to the widely varying spatial and temporal dynamics of aquatic, terrestrial and ecotone habitats (Ward et al. 1999, Robinson et al. 2002). Macrophyte beds are fundamentally important for the initial development of many fish species (Delariva et al. 1994, Sánchez-Botero & Araújo-Lima 2001), in addition to acting as feeding sites (Casatti et al. 2003) and a dispersal mechanism for small-sized species (Oliver & McKaye 1982, Machado-Allison 1990, Bulla et al. 2011). The abundance and complexity of macrophyte beds are among the main determinants of fish communities in both lentic (Súarez et al. 2001, 2004, Petry et al. 2003, Pelicice et al. 2005, Gomes et al. 2012) and lotic habitats (Bulla et al. 2011).

In the Pantanal, few and spatially poorly distributed analyses of fish communities have been published. Some studies have been carried out in the northern Pantanal (Baginski et al. 2007, Pacheco & Silva 2009, Fernandes et al. 2010, Milani et al. 2010, Silva et al. 2010, Lourenço et al. 2012) and the central region (Súarez et al. 2001, 2004); however few data are available from the southern Pantanal. This study aimed to characterize the composition of fish species associated with aquatic macrophytes in Porto Murtinho Pantanal, near the limit of the Upper Paraguay River.

Material and Methods

1. Study area

Porto Murtinho is an extreme southern portion of the Pantanal, defining the southern limit of the Upper Paraguay River Basin and comprising approximately 2.8% of the total Pantanal area (Silva & Abdon 1998). The predominant vegetation is savanna steppe (Chaco). The river reaches its highest level in June and July, and its lowest level from November through January.

2. Sampling

Samples were collected monthly from February 2009 through January 2011, in beds of aquatic macrophytes along the banks of the Paraguay and Amonguijá rivers and in the floodplain lakes Criminosa and Flores (Figure 1). Fish were sampled using a sieve (0.8×1.2 m), drag nets (1.5×5.0 m) with 2 mm mesh, and seines (1.5×10 m) with 15, 20 and 30 mm between adjacent knots. A total of 109 sample units were obtained, with non-standardized sampling effort. The scientific samples were authorized by the Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA/SISBIO # 13458-1).

Fishes were fixed in 10% formalin and preserved in 70% ethanol for identification and counts. In the laboratory, identification was carried out with the help of the identification key to the Fishes of the Pantanal (Britski et al. 2007). Voucher specimens were catalogued in

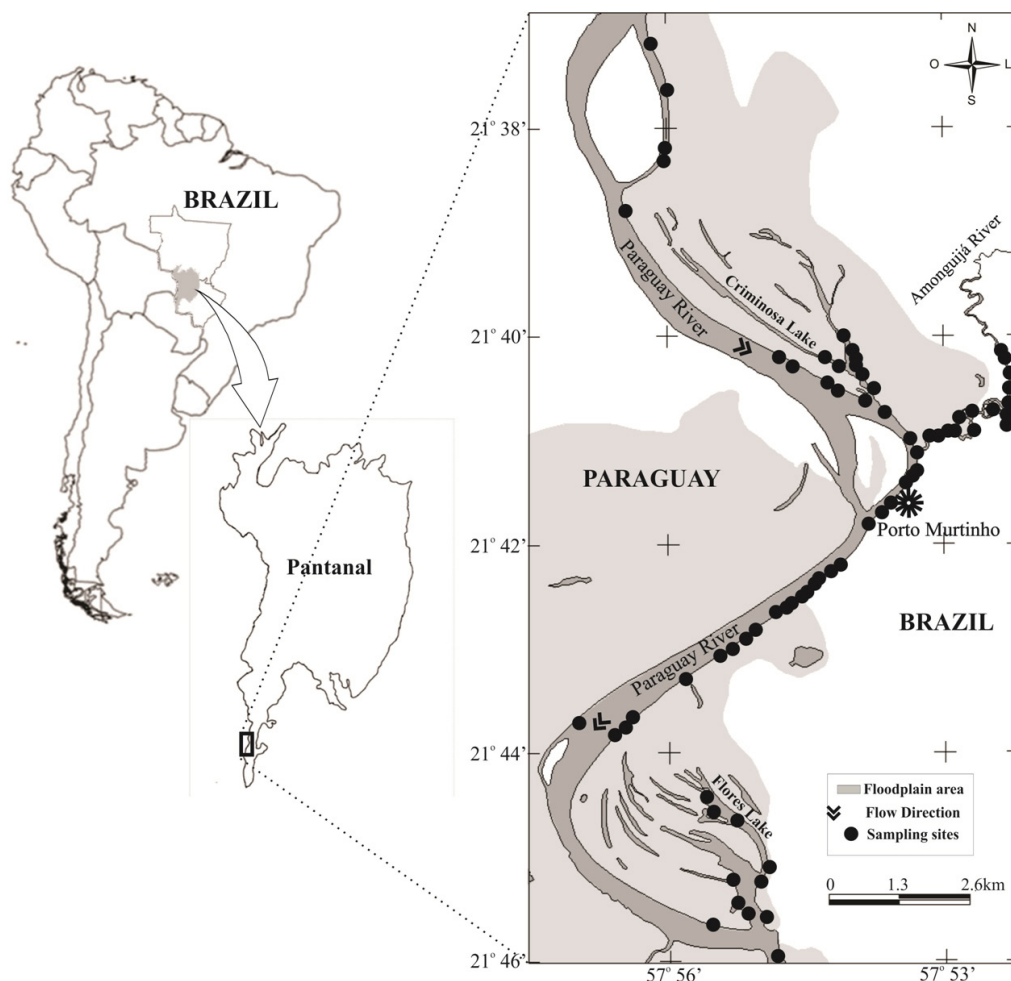


Figure 1. Study area with sampling localities at Porto Murtinho Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil, from February 2009 through January 2011.

the collection of fishes of the Department of Zoology, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, and in the Coleção de Peixes do Nupelia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brazil.

The richness per order in each locality was compared using a chi-square test to verify any differences in the general pattern of taxonomic composition among localities.

Results

A total of 46,327 specimens were collected, belonging to 144 species in nine orders. The Characiformes showed the highest richness, with 73 species (50.7%), followed by Siluriformes with 39 (27.1%), Perciformes with 16 (11.1%), Gymnotiformes with 10 (6.9%) and Cyprinodontiformes with 2 (1.4%). Other orders (Lepidosireniformes, Rajiformes, Synbranchiformes and Beloniformes) had one species each (Table 1). The chi-square test showed that no significant variation ($\chi^2=5.85$; $df=12$; $p=0.92$) in richness per order existed among the localities (Figure 2).

The most abundant species were *O. pequirá* (10,259 individuals/22.14%), followed by *O. paraguayensis* (8,617 individuals/18.60%) and *B. exodon* (4,275 individuals/9.23%). In

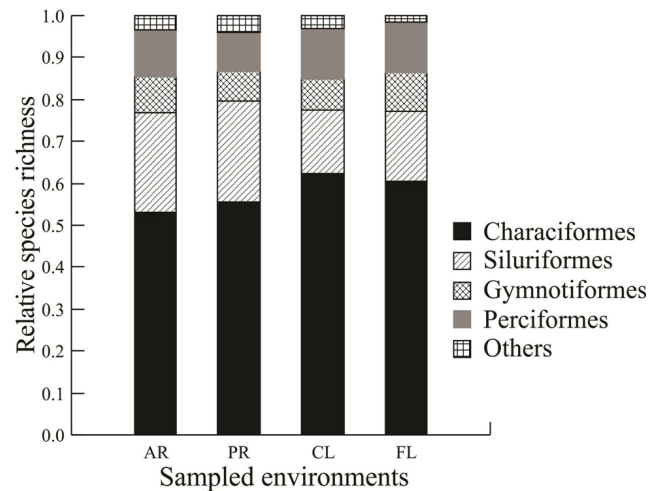


Figure 2. Relative richness per order in localities sampled at Porto Murtinho Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil, from February 2009 through January 2011. AR= Amonguijá River; PR= Paraguay River; CL= Criminosa Lake; FL= Flores Lake.

Table 1. List of species and occurrences in localities sampled in Porto Murtinho Pantanal from February 2009 through January 2011. AR= Amonguijá River; PR= Paraguay River; CL= Criminosa Lake; FL= Flores Lake.

Species	AR	PR	CL	FL
Rajiformes				
Potamotrygonidae				
<i>Potamotrygon brachyura</i> (Günther, 1880)	-	X	-	-
Lepidosireniformes				
Lepidosirenidae				
<i>Lepidosiren paradoxa</i> Fitzinger, 1837	-	X	-	-
Characiformes				
Anastomidae				
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	X	X	X	X
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	X	X	X	X
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	X	X	X	X
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello and Britski, 1988	X	X	X	X
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	-	X	-	-
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	X	X	X	X
<i>Leporinus</i> sp.	X	X	X	X
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	X	X	X	X
<i>Schizodon isognathus</i> Kner, 1858	-	X	-	-
Characidae				
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992	X	X	X	-
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann and Kennedy, 1903	X	X	X	X
<i>Aphyocharax rathbuni</i> Eigenmann, 1907	X	X	X	-
<i>Aphyocharax paraguayensis</i> Eigenmann, 1915	X	X	X	X
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann and Kennedy, 1903	X	X	X	X
<i>Astyanax asuncionensis</i> Géry, 1972	X	X	X	X
<i>Astyanax pellegrini</i> Eigenmann, 1907	X	X	X	X
<i>Astyanax marione</i> Eigenmann, 1911	-	X	-	-
<i>Bryconamericus exodon</i> (Eigenmann, 1907)	X	X	X	X
<i>Charax leticiae</i> Lucena, 1987	X	X	-	-
<i>Clupeacharax anchoveoides</i> Pearson, 1924	X	X	X	-
<i>Cynopotamus</i> sp.	-	X	X	-
<i>Engraulisoma taeniatum</i> (Castro, 1981)	-	X	-	X
<i>Galeocharax humeralis</i> Valenciennes, 1834	X	X	X	X
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	X	-	-	X

Table 1. Continued...

Species	AR	PR	CL	FL
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	X	X	X	-
<i>Hemigrammus lunatus</i> Durbin, 1918	X	X	-	-
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	X	X	X	X
<i>Jupiaba acanthogaster</i> (Eigenmann, 1911)	-	X	-	-
<i>Markiana nigripinnis</i> (Perugia, 1891)	X	X	X	-
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	-	X	-	-
<i>Mylossoma paraguayensis</i> Norman, 1928	X	X	X	-
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela and Oliveira, 2009	X	X	X	X
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	X	X	X	X
<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	X	X	X	X
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	X	X	-	-
<i>Myloplus levis</i> (Eigenmann and McAtee, 1907)	X	X	X	-
<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	X	X	X	X
<i>Odontostilbe paraguayensis</i> Eigenmann and Kennedy, 1903	X	X	X	X
<i>Piabucus melanostoma</i> Holmberg, 1891	X	X	X	-
<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	X	X	X	-
<i>Prinobrama paraguayensis</i> (Eigenmann, 1914)	X	X	X	X
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	X	X	X	X
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	-	X	-	-
<i>Roeboides microlepis</i> Steindachner, 1879	X	X	-	X
<i>Roeboides prognatus</i> Boulenger, 1895	X	X	X	-
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler, 1932	X	X	X	X
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	-	X	-	-
<i>Serrapinus calliura</i> (Boulenger, 1900)	X	X	X	X
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	X	X	X	-
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	X	X	X	X
<i>Tetragonopterus argenteus</i> (Cuvier, 1816)	X	X	X	X
<i>Triportheus pantanensis</i> (Kner, 1858)	X	X	X	X
<i>Triportheus nematurus</i> (Günther, 1874)	X	X	X	X
Crenuchidae				
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	X	X	X	X
<i>Characidium laterale</i> (Boulenger, 1895)	X	X	X	X
Curimatidae				
<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann and Eigenmann, 1889)	X	X	X	X
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann and Kennedy, 1903)	X	X	X	X
<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann and Kennedy, 1903	X	X	X	-
<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga and Azpelicueta, 1983)	X	X	X	-
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann and Eigenmann, 1889)	X	X	X	-
<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)	X	X	X	-
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)	X	X	X	-
Cynodontidae				
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix and Agassiz, 1829	X	X	X	-
Engraulididae				
<i>Lycengraulis</i> sp.	X	X	X	X
Erythrinidae				
<i>Hoplias</i> sp.	-	X	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	X	X	X	X
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	X	-	-	-
Gasteropelecidae				
<i>Gasteropelecus sternicla</i> (Linnaeus, 1758)	-	X	X	-
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1858)	X	X	X	-
Hemiodontidae				
<i>Hemiodus orthonops</i> (Eigenmann and Kennedy, 1903)	X	X	X	X
Lebiasinidae				

Table 1. Continued...

Species	AR	PR	CL	FL
<i>Pyrhulina australis</i> Eigenmann and Kennedy, 1903	X	X	X	X
Paradontidae				
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	X	X	X	-
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	X	X	X	X
Siluriformes				
Auchenipteridae				
<i>Auchenipterus nigripinnis</i> (Boulenger, 1895)	X	X	-	-
<i>Epapterus dispilurus</i> Cope, 1878	-	X	-	-
<i>Parauchenipterus striatulus</i> (Steindachner, 1876)	X	-	-	X
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	X	X
Aspredinidae				
<i>Bunocephalus doriae</i> Boulenger, 1902	X	X	X	X
Callichthyidae				
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	X	-
<i>Corydoras hastatus</i> Eigenmann and Eigenmann, 1888	X	X	X	X
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	X	-	-	-
<i>Leplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	X	-	-	X
Doradidae				
<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	X	-	-	-
<i>Oxydoras kneri</i> Bleeker, 1862	-	X	-	-
Heptapteridae				
<i>Rhamdia</i> sp. Bleeker, 1858	X	X	X	-
Loricariidae				
<i>Farlowella paraguayensis</i> Retzer and Page, 1997	X	X	-	-
<i>Hemiodontichthys acipenserinus</i> (Kner, 1853)	X	X	-	-
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i> (Holmberg, 1893)	X	X	X	X
<i>Hypostomus</i> sp. Lacépède, 1803	X	X	X	X
<i>Hypostomus boulengeri</i> (Eigenmann and Kennedy, 1903)	X	X	-	-
<i>Hypostomus latifrons</i> Weber, 1986	X	X	-	-
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker and Nijssen, 1979	X	X	X	-
<i>Loricariichthys labialis</i> (Boulenger, 1895)	-	X	X	-
<i>Loricaria</i> sp. Linnaeus, 1758	X	X	-	-
<i>Otocinclus vittatus</i> Regan, 1904	X	X	X	X
<i>Pterygoplichthys ambrosetti</i> (Holmberg, 1893)	-	X	-	-
<i>Pyxiloricaria menezesi</i> Isbrücker and Nijssen, 1984	X	X	-	X
<i>Rineloricaria parva</i> (Boulenger, 1895)	X	X	X	X
<i>Sturisoma barbatum</i> (Kner, 1853)	X	X	-	-
Pimelodidae				
<i>Pimelodella taenioptera</i> Ribeiro, 1914	X	X	X	-
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1840)	-	X	-	-
<i>Pimelodella mucosa</i> Eigenmann and Ward, 1907	-	X	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	X	X	X	X
<i>Pimelodus mysteriosus</i> Azpeliueta, 1998	X	-	-	-
<i>Pimelodus argenteus</i> Perugia, 1891	-	X	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	-	X	-	-
<i>Pinirampu pirinampu</i> (Spix and Agassiz, 1829)	-	X	-	-
<i>Megalonema platanum</i> (Günther, 1880)	X	X	-	-
<i>Sorubim lima</i> (Bloch and Schneider, 1801)	X	X	-	-
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix and Agassiz, 1829)	X	X	-	-
<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt and Valenciennes, 1821)	X	-	-	-
Trichomycteridae				
<i>Ituglanis eichorniarum</i> (Miranda Ribeiro, 1912)	-	-	X	-

Table 1. Continued...

Species	AR	PR	CL	FL
Gymnotiformes				
Apternotidae				
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	X	X	-	X
Gymnotidae				
<i>Gymnotus</i> spp.	X	X	X	-
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	X	X	X	-
<i>Gymnotus paraguensis</i> Albert and Crampton, 2003	X	X	-	-
Hypopomidae				
<i>Brachyhypopomus</i> sp. A Mago Leccia, 1994	X	-	X	-
<i>Brachyhypopomus</i> sp. B Mago Leccia, 1994	X	X	X	X
<i>Brachyhypopomus</i> sp. C Mago Leccia, 1994	X	X	X	X
Sternopygidae				
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch and Schneider, 1801)	X	X	X	X
<i>Eigenmannia trilineata</i> López and Castelo, 1966	X	X	X	X
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	X	X	-	X
Perciformes				
Cichlidae				
<i>Aequidens plagiozonatus</i> Kullander, 1984	X	X	X	X
<i>Apistogramma trifasciata</i> (Eigenmann and Kennedy, 1903)	X	X	X	X
<i>Apistogramma commbrae</i> (Regan, 1906)	X	X	X	X
<i>Apistogramma borellii</i> (Regan, 1906)	X	X	X	X
<i>Astronotus crassipinnis</i> Heckel, 1840	X	-	X	-
<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	X	X	X	X
<i>Chaetobranchopsis australis</i> Eigenmann and Ward, 1907	X	X	X	-
<i>Cichla piquiti</i> Kullander and Ferreira, 2006	-	X	-	-
<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840)	X	-	-	-
<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)	X	X	X	X
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	X	X	X	X
<i>Crenicichla vittata</i> Heckel, 1840	X	X	X	-
<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)	X	X	X	-
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	X
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	X	-	-	-
Sciaenidae				
<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	-	X	-	-
Beloniformes				
Belonidae				
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i> Ribeiro, 1915	X	X	X	-
Cyprinodontiformes				
Rivulidae				
<i>Rivulus punctatus</i> Boulenger, 1895	X	X	X	-
<i>Trigonectes balzanii</i> (Perugia, 1891)	X	-	-	-
Synbranchiiformes				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	X	X	X	X

contrast, 22 species were each represented by only one individual. Thus, the three most abundant species comprised approximately 50% of the total sampled individuals, while 123 species represented individually less than 1%, and together comprised 14.14% of the total sample. Despite the predominance of small species, many of the fishes collected are important for fisheries, including *P. corruscans*

(Pintado), *Z. zungaru* (Jaú), *S. brasiliensis* (Dourado), and *S. lima* (Jurupensen), among others.

Among the species collected, the tucunaré *Cichla piquiti*, an introduction from the Amazon basin, was found in the Paraguay River. Another, *Cynopotamus* sp., was recorded for the first time in the Upper Paraguay River, and its taxonomic status is unknown.

Pimelodus misteriosus, a species of the Paraná basin, was recorded for the first time in the Upper Paraguay River.

Discussion

The fish species associated with aquatic macrophytes in Porto Murtinho Pantanal comprised 53.5% of the total species richness known for the Pantanal (Britski et al. 2007). This shows both the homogeneity in fish species distribution across the Pantanal floodplain, and the importance of aquatic macrophytes for maintenance of fish diversity. Moreover, the predominance of Characiformes and Siluriformes observed follows the Neotropical biogeographic pattern and other studies in the Pantanal (Willink et al. 2000, Suárez et al. 2001, Baginski et al. 2007, Pacheco & Silva 2009, Milani et al. 2010).

The dominance of two small species of Cheirodontinae (*O. pequirá* e *O. paraguayensis*) follows a habitat pattern, since other studies on fishes associated with aquatic macrophytes have yield the same general results (Suárez et al. 2001, Baginski et al. 2007, Pacheco & Silva 2009, Silva et al. 2010). This suggests that the macrophyte habitat is favorable for these species, probably because of the good availability of food and protection from predators. Moreover, the greater dominance of a few species is common in tropical communities. Magurran & Henderson (2003) suggested that abundant/common species are those residing in this habitat, while other species are occasional visitors. This hypothesis can be used to explain our data, in response to the close association between the species found and macrophyte beds. The smaller fish species are possibly more abundant because they are resident in the macrophyte beds.

Also, the occurrence of some commercially important species occurred as juveniles, suggesting that macrophyte beds are also an important habitat for the initial development of larger species, as demonstrated by Delariva et al. (1994) for the Upper Paraná River.

In relation to introduced specie tucunaré *Cichla piquiti*, Resende et al. (2008) defines as a well-established species in the Pantanal, and reported its occurrence from the Piquiri River (northern Pantanal) to the region of Corumbá (central Pantanal). Our data revealed that it occurs approximately 400 km southward, at the limit of the Pantanal (Upper Paraguay River). Therefore, along the main river (the Paraguay), the tucunaré occupies approximately 70% of the north-south axis of the Pantanal, although its occurrence in tributaries of the Paraguay River has not been evaluated, nor has its influence on aquatic communities.

The specimens of *Cynopotamus* sp. collected are of unknown taxonomic status; they differ from others reported from the Pantanal, although they may have been recorded in the Middle Paraguay River. Only after careful analysis can we determine if this record is a geographical expansion of distribution, or an undescribed species. Complementarily, *P. misteriosus* is a species described from the Paraná basin, and is here first recorded in the Pantanal.

In conclusion, the fish diversity associated with aquatic macrophytes in Porto Murtinho Pantanal is composed by small-sized species, with some juveniles and adults of larger species occurring in different frequencies. Some species were recorded for the first time in the Pantanal (*Cynopotamus* sp. and *P. misteriosus*), or the record represents an expansion of the known distribution (e.g., *C. piquiti*). Finally, the great fish diversity, typical of the Pantanal, suggests the fundamental importance of macrophyte beds for fish and fisheries ecology.

Acknowledgments

The authors gratefully acknowledge the Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP/MCT), Fundect, UEMS for their financial, personnel, and logistical support. We are indebted to Ediléia A. Silva, Maiane J. Pereira, Mariane I. Santos, Marcelo M. Souza, Marlon C. Pereira, Gabriela S. V. Duarte, Patricia L. Rondon and William F. Antonialli Júnior for help in the field work. Y. R. Suárez is supported by productivity grants from CNPq.

References

- BAGINSKI, L.J., FLORENTINO, A.C., FERNANDES, I.M., PENHA, J.M.F. & MATEUS, L.A.F. 2007. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. *Biota Neotrop.* 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn04007032007> (último acesso em 27/08/2012).
- BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z. & LOPES, B.S. 2007. Peixes do Pantanal: Manual de Identificação. 2. ed. Embrapa, Brasília, 227p.
- BULLA, C.K., GOMES, L.C., MIRANDA, L.E. & AGOSTINHO, A.A. 2011. The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 9(2):403-409. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011005000021>
- CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(2):213-222. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842003000200006>
- DELARIVA, R.L., AGOSTINHO, A.A., NAKATANI, K. & BAUMGARTNER, G. 1994. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana River floodplain. *Rev. Unimar* 3:41-60.
- FERNANDES, I.M., MACHADO, F.A. & PENHA, J.M.F. 2010. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: effects of habitat, herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. *Neotrop. Ichthyol.* 8(2):289-298. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252010000200007>
- GOMES, L.C., BULLA, C.K., AGOSTINHO, A.A., VASCONCELOS, L.P. & MIRANDA, L.E. 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia* 685:97-107. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-011-0870-6>
- LOURENÇO, L.S., FERNANDES, I.M., PENHA, J.M.F. & MATEUS, L.A.F. 2012. Persistence and stability of cichlid assemblages in neotropical floodplain lagoons. *Environ. Biol. Fish.* 93:427-437. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-011-9933-9>
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. Edusp, São Paulo, 534p.
- MACHADO-ALLISON, A. 1990. Ecología de los peces de las áreas inundables de los llanos de Venezuela. *Interciencia* 15:411-423.
- MAGURRAN, A.E. & HENDERSON, P.A. 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422:714-716. <http://dx.doi.org/10.1038/nature01547>
- MILANI, V., MACHADO, F.A. & SILVA, V.C.F. 2010. Assembléias de peixes associados às macrófitas aquáticas em ambientes alagáveis do Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Biota Neotrop.* 10(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n2/en/abstract?article+bn02310022010> (último acesso em 28/08/2012).
- OLIVER, M.K. & McKAYE, K.R. 1982. Floating islands – a means of fish dispersal in Lake Malawi, Africa. *Copeia* 1982:748-754. <http://dx.doi.org/10.2307/1444082>
- PACHECO, E.B. & SILVA, C.J. 2009. Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé-Sinhá Mariana lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Braz. J. Biol.* 69(1):101-108. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000100012>

- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S.M. 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecol.* 27:9-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2004.08.004>
- PETRY, P., BAYLEY, P.B. & MARKLE, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River Floodplain. *J. Fish Biol.* 63:547-579. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x>
- RESENDE, E.K., MARQUES, D.K. & FERREIRA, L.K.S.G. 2008. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. *Braz. J. Biol.* 68(4):799-805. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000400014>
- ROBINSON, C.T., TOCKNER, K. & WARD, J.V. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biol.* 47:661-677. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00921.x>
- SÁNCHEZ-BOTERO, J.I. & ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. 2001. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazon.* 31(3):437-447.
- SILVA, H.P., PETRY, A.C. & SILVA, C.J. 2010. Fish communities of the Pantanal wetland in Brazil: evaluating the effects of the upper Paraguay River flood pulse on *baía* Caiçara fish fauna. *Aquat. Ecol.* 44:275-288. <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-009-9289-9>
- SILVA, J.S.V. & ABDON, M.M. 1998. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 33:1703-1711.
- SÚAREZ, Y.R., PETRERE-JÚNIOR, M. & CATELLA, A.C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Manag. Ecol.* 8(2):173-186. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2400.2001.00236.x>
- SÚAREZ, Y.R., PETRERE-JÚNIOR, M. & CATELLA, A.C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Manag. Ecol.* 11(1):45-50. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2004.00347.x>
- WARD, J.V., TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. River.* 15:125-139. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3%3C125::AID-RRR523%3E3.0.CO;2-E](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3%3C125::AID-RRR523%3E3.0.CO;2-E)
- WELCOMME, R.L. 1985. River Fisheries. Food and Agriculture Organization Fisheries Technical Paper, v.262, p.1-330.
- WILLINK, P.W., FROELICH, O., MACHADO-ALISSON, A.M., MENEZES, N.A., OYAKAWA, O.T., CATELLA, A.C., CHEMOFF, B., LIMA, F.C.T., TOLEDO-PIZA, M., ORTEGA, H., ZANATA, A.M. & BARRIGA, R. 2000. Fishes of the rios Negro, Negrinho, Taboco, Aquidauana, Taquari, and Miranda, Pantanal, Brasil: Diversity, distribution, critical habitats and value. In *Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil* (P.W. Willink, B. Chemoff, L.E. Alonso, J.R. Montambault & R.A. Lourival). Conservation International, Washington, p.63-81. RAP Bulletin of Biological Assessment. n.18.

Received 09/03/2012

Revised 04/11/2013

Accepted 05/20/2013

Flagging a species as threatened: the case of *Eptesicus taddeii*, an endemic bat from the Brazilian Atlantic Forest

Enrico Bernard^{1,4}, Jorge Luiz do Nascimento² & Ludmilla Moura de Souza Aguiar³

¹Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE,
Rua Nelson Chaves, s/n, Cidade Universitária, CEP 50670-420, Recife, PE, Brasil

²Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Reserva Biológica Guaribas – RBG,
PB 071, Km 01, Estrada para Jacaraú, Zona Rural, CEP 58280-000, Mamanguape, PB, Brasil

³Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília – UnB,
Campus Darcy Ribeiro, CEP 70910-900, Brasília, DF, Brasil

⁴Corresponding author: Enrico Bernard, e-mail: enricob2@gmail.com

BERNARD, E., NASCIMENTO, J.L. & AGUIAR, L.M.S. **Flagging a species as threatened: the case of *Eptesicus taddeii*, an endemic bat from the Brazilian Atlantic Forest.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn01413022013>

Abstract: The IUCN Red List is an important conservation tool. Although its criteria are used worldwide, in most cases the classification process *per se* is restricted to a group of experts with restricted or no participation of the general public. This may raise concerns from final Red List users, which, without knowing the data or procedures adopted by the experts, may argue on the outcomes, final classification adopted, or the overall use of the lists. IUCN recommends that all assessments must be backed up by data and justifications, making them as accurate and transparent as possible. We describe here the assessment of *Eptesicus taddeii*, a bat species endemic to the southern Atlantic Forest of Brazil, indicating how and why the species was flagged as Vulnerable - B2ab(i, ii, iii) during its national evaluation.

Keywords: Chiroptera, conservation policy, endangered species, IUCN, Red List.

BERNARD, E., NASCIMENTO, J.L. & AGUIAR, L.M.S. **Classificando uma espécie como ameaçada: o caso de *Eptesicus taddeii*, um morcego endêmico da Mata Atlântica Brasileira.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn01413022013>

Resumo: A Lista Vermelha da IUCN é uma importante ferramenta conservacionista. Embora seus critérios sejam mundialmente usados, na maior parte dos casos o processo de classificação *per se* é restrito a um grupo de especialistas, com pouca ou nenhuma participação do público em geral. Isto pode gerar inquietações por parte dos usuários finais da Lista Vermelha, os quais, desconhecendo os dados ou procedimentos adotados pelos especialistas, podem questionar as classificações, o resultado final da lista, ou mesmo o uso da lista em si. A IUCN recomenda que todas as avaliações tenham suporte de dados e justificativas, tornando este processo o mais correto e transparente o possível. Descrevemos aqui o processo de classificação de *Eptesicus taddeii*, um morcego endêmico da porção sul da Mata Atlântica brasileira, indicando como e porque a espécie foi classificada como Vulnerável - B2a,b(i, ii, iii) durante sua avaliação nacional.

Palavras-chave: Chiroptera, políticas de conservação, espécies ameaçadas, IUCN, Listas Vermelhas.

Introduction

Evaluating species conservation status is an important tool for establishing conservation priorities (Margules & Pressey 2000). Since 1966 the World Conservation Union (IUCN) has evaluated species' conservation status worldwide, and today the IUCN Red Lists are broadly accepted and adopted in conservation biology, both for research, information or policy making (e.g. Collar 1996, Akçakaya et al. 2000, Margules & Pressey 2000, Rodrigues et al. 2004, 2006, Butchart et al. 2005, Miller et al. 2007). Red lists attend to different purposes, indicating extinction risk, rarity, cultural importance, conservation value, population decline, conservation priorities, international responsibility for protection, or a combination of several of these factors, at local, regional and global scales (Miller et al. 2007), and should, therefore, be constantly improved.

The IUCN Red List Categories and Criteria were first published in 1994 following six years of research and consultation, and a posterior revised version (currently 3.1) was published seven years later (International... 2001). Although such criteria were developed to improve objectivity and transparency in assessing the conservation status of species, in most cases the classification process *per se* is restricted to a group of experts with restricted or no participation of the general public. The technical aspects involved with the classification of a species as threatened or not require that evaluators have a background not only in the biological and ecological aspects of the species, but also on the guidelines, the definitions of the many terms used in the criteria, and how the criteria should be applied. Therefore, the more restricted aspect of such process could be partially justified. However, this may raise concerns from final red list users, which, without knowing the data or procedures adopted by the experts, may argue the outcomes, final classification adopted, or the overall use of the lists (Hilton-Taylor et al. 2000, Possingham et al. 2002, Miller et al. 2006).

With the objective of facilitating the exchange of information between national and global red list authorities, IUCN recommends that all assessments should follow the global minimum documentation standards (International... 2011). Assessments must be backed up by data, justifications, sources and estimates of uncertainty and data quality, making them as accurate and transparent as possible. In June 2012, during a workshop to evaluate the conservation status of the Brazilian bat fauna promoted by the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), we evaluated the status of *Eptesicus taddeii*, a species endemic to the southern Atlantic Forest of Brazil, applying the criteria adopted by the IUCN Red List of Threatened Species (International... 2011). In order to make this process transparent and accessible for the people interested on it, we describe here the results of such assessment, indicating how and why the species was flagged as threatened at a national level.

Material and Methods

The species - *Eptesicus taddeii* (Chiroptera: Vespertilionidae) is a medium size (~ 5-9 g, forearm 41-48 mm), reddish-furred bat described in 2006 (Miranda et al. 2006), based on specimens from two localities in eastern Paraná, one locality in the northern part of Santa Catarina, and one locality in southern São Paulo state, all in the southern cone of Brazil. Posterior studies extended the known distribution of *E. taddeii* to 12 localities, with the northernmost record in Botucatu (São Paulo), and the southernmost record in São José dos Ausentes (Rio Grande do Sul) (see Miranda et al. 2010). Four other species of *Eptesicus* occurs in Brazil: *E. chiriquinus*, *E. diminutus*, *E. brasiliensis* and *E. furinalis*, with the latter two already recorded in sympatry with *E. taddeii*. Although there is no data on its biology, as it congeners this species is an exclusive insectivore. Based on its

known distribution, *E. taddeii* is currently restricted to the Atlantic Forest *lato sensu*, with most of the records in mixed araucaria forest, two records in semi-deciduous seasonal forest (Londrina, PR and Botucatu, SP, this one in the transition between cerrado and Atlantic Forest), and a single record in Atlantic forest *strictu sensu* (Iguape, SP) (Miranda et al. 2010). The species has been recorded in three protected areas: Parque Estadual de Campinhos (PEC-337 ha), Área de Proteção Ambiental Estadual da Escarpa Devoniana (APAED-392,633 ha), both in PR, and Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR-36,000 ha), in SP.

IUCN Red List classification – We used the IUCN Red List Categories and Criteria Version 3.1 (see International... 2001), which is based on five main criteria: A) Declining population (past, present and/or projected); B) Geographic range size, and fragmentation, decline or fluctuations; C) Small population size and fragmentation, decline, or fluctuations; D) Very small population or very restricted distribution; and E) Quantitative analysis of extinction risk (e.g., Population Viability Analysis). Criterion B takes into consideration two sub-criteria: B1) *Extent of occurrence* (EOO), defined as the area contained within the shortest continuous imaginary boundary which can be drawn to encompass all the known, inferred or projected sites of present occurrence of a taxon, excluding cases of vagrancy; and B2) *Area of occupancy* (AOO), defined as the area within its 'extent of occurrence' which is occupied by a taxon, excluding cases of vagrancy. In other words, the AAO represents the area of suitable habitat currently occupied by the taxon and its measure reflects the fact that a taxon will not usually occur throughout the area of its EOO, due to the existence of areas of obviously unsuitable habitat (International... 2001). According to criterion B1, species with an EOO < 100 km², < 5,000 km², and < 20,000 km² are classified as, respectively, Critically Endangered, Endangered and Vulnerable. Similarly, in B2, species with an AAO < 10 km², < 500 km², and < 2,000 km² follow the same classification. Moreover, based on B2, to be classified as Vulnerable, a species must have an AAO < 2,000 km² plus at least two of the following:

- Severely fragmented AOO or number of locations ≤ 10;
- Continuing decline in any of (i) extent of occurrence, (ii) area of occupancy, (iii) area, extent and/or quality of habitat, (iv) number of locations or subpopulations, or (v) number of mature individuals;
- Extreme fluctuations in any of (i) extent of occurrence, (ii) area of occupancy, (iii) number of locations or subpopulations, or (iv) number of mature individuals.

Only one of the criteria needs to be met to list a particular taxon in any of the categories of threat (International... 2011). However, a taxon should be assessed against as many criteria as available data permit, and the listing should be annotated by as many criteria as are applicable for a specific category of threat. No assessment can be accepted for the IUCN Red List as valid unless at least one criterion and any qualifying sub criteria are given and all data used in a listing must be either referenced to a publication that is available in the public domain, or else be made available. Although the criteria for each of the categories of threat are based on quantitative thresholds, the system permits that taxa for which there is very little information can be assessed. We used the best available information in combination with inference and projection to test *E. taddeii* against the five criteria.

EOO, AOO and remaining vegetation cover – To calculate the EOO for *E. taddeii*, we used ArcGis 9.3 software (Environmental... 2008) fed with the coordinates of the 12 known records for the species. We generated a minimum convex polygon using the extension Hawth's Tools, with the outermost records as the vertices. The polygon area was calculated using the extension XToolsPro, using the South America Albers Equal Area Conic projection. We then overlapped that

polygon with the shape file produced by the Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica (Fundação... & Instituto... 2011), in order to evaluate the proportion of remaining original vegetation inside the extent of occurrence for *E. taddeii*, which we believe constitutes the main AOO for the species. We adopted such optimistic approach due to the complete lack of information on others factors which can effectively reduce the species' AOO, such as, environmental variables (e.g. the species' requirements regarding temperature or humidity), biological interactions (e.g. prey availability, impacts of competition or predation), landscape factors (e.g. roost availability or connectivity between forest patches). In fact, its effective AOO could be smaller than that we considered, but a refinement of that area would require more studies on models for the species distribution, and searching for information about the minimum area required for *E. taddeii*. We researched the literature for data that could be used to confront the species against criterion A, C, D and E. However, considering that *E. taddeii* was recently described (Miranda et al. 2006) and it is rare among inventories, sources were very scarce. We used data from the same atlas to access the % of Atlantic forest remaining in each of the 12 municipalities where the species was already recorded, using that information to consider future scenarios of threats and pressures.

Results

Based on the coordinates of the 12 localities with known records, we calculated the EOO for *E. taddeii* at 179,221.51 km² (Figure 1).

The original vegetation in the EOO was severely reduced, with an estimate of only 36% remaining. That would project a conservative AOO of ca. 64,519.74 km². However, such forests remnants are extremely fragmented, and frequently surrounded by matrices of large extensions of commercial plantations or urban settlements. The remaining Atlantic Forest in the municipalities varied from 6.1% in Cerro Azul (PR) to 74.1% in Iguape (SP), with an average of $21.8 \pm 18.6\%$. With the exclusion of Iguape and Apiaí (41.5% remaining) – exceptions because most of their forests are in a protected area (PETAR)–, the average of remaining forest dropped to $15.3 \pm 7.6\%$.

Considering there are no data on the population size of *E. taddeii*, criteria A, C, and E simply could not be evaluated. We did not access criterion D (very small population or very restricted distribution), opting to use data on distribution in the evaluation of criterion B. The calculated EOO (B1) did not qualify *E. taddeii* in any of the endangered categories. However, for B2, although the species is known in > 10 locations (currently 12), at least in > 83% of them its AOO is severely fragmented, with not a single forest remnant larger than 10 km² in those 10 sites. The species has been recorded in three protected areas, however, PEC is remarkably small (337 ha), and the remaining forest cover in the APAED is low, with an average of $11.5 \pm 3.6\%$ in the 12 municipalities covered by the unit. Moreover, capture records indicated that the species is associated with forests (either primary or in regeneration), with most records in the already

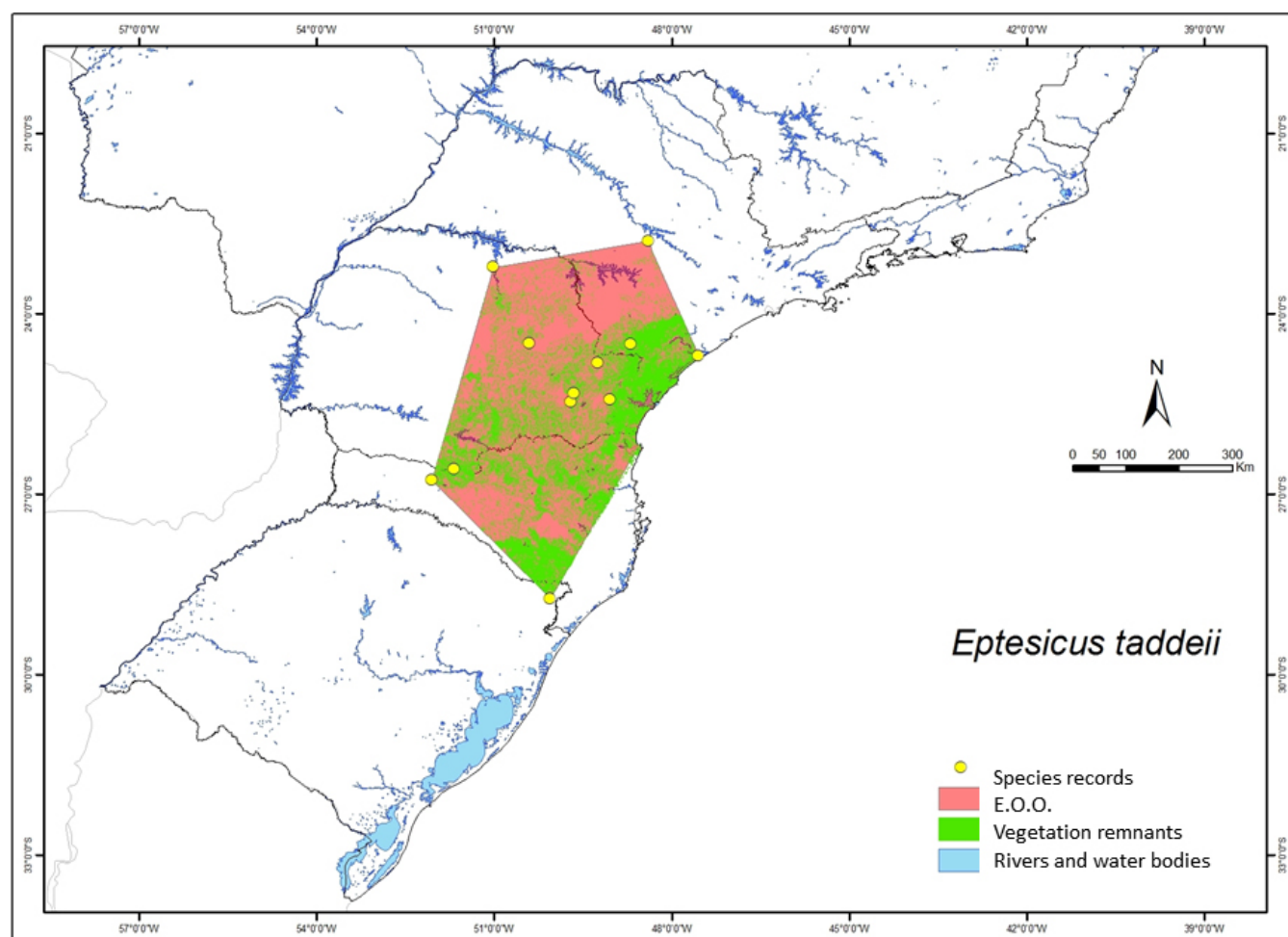


Figure 1. Polygon with the extent of occurrence of the bat *Eptesicus taddeii* (Vespertilionidae) and the remaining vegetation cover, based on records in 12 localities in the southern Atlantic Forest of Brazil.

threatened araucaria forest in Southern Brazil. We evaluated that the current state of the AOO results from degradation in the past, and the pressures and threats experienced by them (agribusiness and real estate speculation) indicates possible future declines in the area, extent and/or quality of the habitat used by the species. Therefore, based on our best judgment, *E. taddeii* was classified as Vulnerable, by meeting the criteria B2ab(i, ii, iii), i.e., the species has a small area of occupancy, which is severely fragmented, and experiences a continuing decline in its extent of occurrence, area of occupancy, area, extent and quality of habitat.

Discussion

By clearly presenting the data, criteria and methodology adopted, we provide scientific-based arguments to classify *Eptesicus taddeii*, a bat species endemic to the Brazilian Atlantic forest, as Vulnerable according to the IUCN Red List. Contrary to what uninformed people may think, the criteria and process to classify species according to its conservation status are evidence-based and benefited when all its phases are transparent and supported by solid data and arguments.

The classification here proposed it is not official and does not conclude the process. Our assessment must be peer reviewed by at least two evaluators assigned by the relevant 'Red List Authority', which in this case is ICMBio. The process can proceed if no inconsistencies are found, leaving ICMBio to promulgate our assessment (together with all other 174 bat species evaluated in the event) which is usually made via a norm (Instrução Normativa) published by the Brazilian Ministério do Meio Ambiente. After its promulgation, comes then what we believe is the most important outcome of the work done, when Red List data are used to guide management of natural resources at multiple scales, including, for example, environmental impact assessments, and in national development policies and legislation.

The classification of species as threatened is a dynamic process and must be constantly updated, facing new data and information (International... 2011). Red-listed species can have its status changed for better or worse and, in fact it, in the ideal world species should not be included in such lists at all. However, the real world has shown that such lists are necessary tools to inform the society on the fragile status of our biodiversity. By taking part in a listing process, and providing the best possible judgment, we, conservation scientists, hope to contribute to change such scenario and improve the decision-making process involving biodiversity in our country.

The initiative coordinated by ICMBio to access and evaluates all bat species in Brazil is a large and necessary effort, and the assessment of *E. taddeii* was part of it. Such effort is noteworthy, considering that the country harbor a very rich bat fauna (currently 175 spp. – Moratelli et al. 2011, Paglia et al. 2011, Nogueira et al. 2012), the knowledge on the Brazilian bats is still very incomplete (Bernard et al. 2011), and considering that bats are not a charismatic group of animals, frequently suffering from misconceptions and misinformation by the general public (Bernard et al. 2012). The evaluation of poorly known species, such as *E. taddeii*, hopefully will bring more attention to the vulnerability of species that most of the general public doesn't even know to exist.

Acknowledgements

We would like to thank Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade and its ACADEBio for the invitation to take part in the Oficina de Avaliação do Estado de Conservação de Morcegos Brasileiros. We thank Rosana Subirá, Rita Surraige and Fernanda Voietta for the support and guidance during the event, and Rodrigo Ranulpho da Silva, for providing the data on the EEO, AAO and images. The classification process was greatly improved by the

discussions with all the attendees of the workshop and we would like to thank all of them. We thank Daniel Brito for providing useful comments on an earlier version of this manuscript.

References

- AKÇAKAYA, H.R., FERSON, S., BURGMAN, M.A., KEITH, D.A., MACE, G.M. & TODD, C.R. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conserv. Biol.* 14:1001-1013. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99125.x>
- BERNARD, E., AGUIAR, L.M.S. & MACHADO, R.B. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal. Rev.* 41(1):23-39. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x>
- BERNARD, E., AGUIAR, L.M.S., BRITO, D., CRUZ-NETO, A.P., GREGORIN, R., MACHADO, R.B., OPREA, M., PAGLIA, A.P. & TAVARES, V.C. 2012. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. In *Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação*, vol II (T.R.O. Freitas & E.M. Vieira, eds.). Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Rio de Janeiro, p.19-35.
- BUTCHART, S.H.M., STATTERSFIELD, A.J., BAILLIE, J., BENNUN, L.A., STUART, S.N., AKÇAKAYA, H.R., HILTON-TAYLOR, C. & MACE, G.M. 2005. Using Red List indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 360:255-268. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2004.1583>
- COLLAR, N.J. 1996. The reasons for Red Data Books. *Oryx* 30:121-130. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605300021505>
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE – ESRI. 2008. ArcGIS Version 9.3.1. ESRI, Redlands.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. 2011. Atlas dos remanescentes vegetais da Mata Atlântica. <http://www.mapas.sosma.org.br> (último acesso em 15/11/2012).
- HILTON-TAYLOR, C., MACE, G.M., CAPPER, D.R., COLLAR, N.J., STUART, S.N., BIBBY, C.J. POLLOCK, C. & THOMSEN, J.B. 2000. Assessment mismatches must be sorted out: they leave species at risk. *Nature* 404:541. <http://dx.doi.org/10.1038/35007238>
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf> (ultimo acesso em 15/11/2012).
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253. <http://dx.doi.org/10.1038/35012251>
- MILLER, R.M., RODRÍGUEZ, J.P., ANISKOWICZ-FOWLER, T., BAMBARADENIYA, C., BOLES, R., EATON, M.A., GÄRDENFORS, U., KELLER, V., MOLUR, S., WALKER, S. & POLLOCK, C. 2006. Extinction risk and conservation priorities. *Science* 313:441. <http://dx.doi.org/10.1126/science.313.5786.441a>
- MILLER, R.M., RODRÍGUEZ, J.P., ANISKOWICZ-FOWLER, T., BAMBARADENIYA, C., BOLES, R., EATON, M.A., GÄRDENFORS, U., KELLER, V., MOLUR, S., WALKER, S. & POLLOCK, C. 2007. National threatened species listing base on IUCN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. *Conserv. Biol.* 21:684-696. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00656.x>
- MIRANDA, J.M.D., BERNARDI, I.P. & PASSOS, F.C. 2006. A new species of *Eptesicus* (Mammalia: Chiroptera: Vespertilionidae) from the Atlantic Forest, Brazil. *Zootaxa* 1383:57-68.
- MIRANDA, J.M.D., BERNARDI, I.P., CARVALHO, F. & PASSOS, F.C. 2010. Novos dados distribucionais do morcego recém descrito *Eptesicus taddeii* (Vespertilionidae). *Chiropt. Neotrop.* 16(1):672-674.

- MORATELLI, R., PERACCHI, A.L., DIAS, D. & OLIVEIRA, J.A. 2011. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae), with the description of two new species. *Mamm. Biol.* 76:592-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2011.01.003>
- NOGUEIRA, M.R., LIMA, I.P., PERACCHI, A.L. & SIMMONS, N.B. 2012. New genus and species of nectar-feeding bat from Atlantic Forest of Southeastern Brazil (Chiroptera: Phyllostomidae: Glossophaginae). *Am. Mus. Novit.* 3747:1-30. <http://dx.doi.org/10.1206/3747.2>
- PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., HERRMANN, G., AGUIAR, L.M.S., CHIARELLO, A.G., LEITE, Y.L.R., COSTA, L.P., SICILIANO, S., KIERULFF, M.C.M., MENDES, S.L., TAVARES, V.C., MITTERMEIER, R.A. & PATTON, J.L. 2011. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. *Occas Pap. Conserv. Biol.* 6:1-75.
- POSSINGHAM, H.P., ANDELMAN, S.J., BURGMAN, MA., MEDELLÍN, R.A., MASTER, L.L. & KEITH, D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends Ecol. Evol.* 17:503-507. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02614-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02614-9)
- RODRIGUES, A.S.L., AKÇAKAYA, H.R., ANDELMAN, S.J., BAKARR, M.I., BOITANI, L., BROOKS, T.M., CHANSON, J.S., FISHPOOL, L.D.C., FONSECA, G.A.B., GASTON, K.J., HOFFMANN, M., MARQUET, P.A., PILGRIM, J.D., PRESSEY, R.L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S.N., UNDERHILL, L.G., WALLER, R.W. & WATTS, M.E. J. 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54:1092-1100. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)
- RODRIGUES, A.S., PILGRIM, J.D., LAMOREUX, J.F., HOFFMANN, M. & BROOKS, T.M. 2006. The value of the IUCN Red list for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 21:71-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.010>

Received 11/15/2012

Revised 11/15/2012

Accepted 04/29/2013

Mollusc assemblage in an urban bay nearby a marine extractive reserve, Florianópolis - SC, Brazil

Ana Luiza Gandara-Martins^{1,3} & Tito Cesar Marques de Almeida²

¹Laboratório de Ecologia de Praias Arenosas, Centro de Estudos do Mar,
Universidade Federal do Paraná – UFPR, Av. Beira Mar, s/n, CP 61, CEP 83255-971,
Pontal do Paraná, PR, Brazil. <http://www.cem.ufpr.br/>

²Laboratório de Ecologia de Comunidades Aquáticas, Centro Tecnológico da Terra e do Mar,
Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI, Rua Uruguai, 458, Bloco 20, sala 144, Centro,
CEP 88302-202, Itajaí, SC, Brazil. <http://www.univali.br/cttmar>

³Corresponding author: Ana Luiza Gandara-Martins, e-mail: analumar@gmail.com

GANDARA-MARTINS, A.L. & ALMEIDA, T.C.M. **Mollusc assemblage in an urban bay nearby a marine extractive reserve, Florianópolis - SC, Brazil.** 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn01813022013>

Abstract: have described the spatio-temporal variation of mollusc assemblage in a coastal urban bay near a Marine Extractive Reserve (RESEX), where several human activities are performed. Uni and multivariate analyses were conducted considering spatial (six sampling stations) and temporal scale (30 surveys from 2002 to 2008) and two associations were recognized. We identified 48 species from 28 families belonging to four classes: Bivalvia, Gastropoda, Polyplacophora, and Scaphopoda. The Sand Tidal Flat association had a contribution of more than 90% of *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791) as well as a higher diversity and similarity among surveys. The Mud Bottom association had a lower similarity among surveys due to the low abundance of species. The feeding habits of molluscs were different between the associations. The climate and the fauna followed a seasonal pattern, with low variance over years. The highest diversity was detected at the end of a highway construction, indicating a rapid recolonization, probably due to the proximity to a protected area. We highlight the need to the conservation of sand tidal flats, mostly because of their high diversity, location in a transitional zone between marine, freshwater, and terrestrial ecosystems (connected with mangrove forests), in addition to the economic importance, and anthropogenic pressure.

Keywords: sand tidal flat, mud bottom, feeding habits, *Anomalocardia brasiliiana*, Southern Brazil.

GANDARA-MARTINS, A.L. & ALMEIDA, T.C.M. **Assembleia de moluscos em uma Baía urbana próxima a uma reserva extrativista marinha, Florianópolis - SC, Brasil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn01813022013>

Resumo: Descrevemos a variação espaço-temporal da assembleia de moluscos em uma baía costeira urbana próxima a uma Reserva Extrativista Marinha (RESEX), onde várias atividades humanas são realizadas. Análises uni e multivariadas foram realizadas, considerando as escalas espacial (seis estações de amostragem) e temporal (30 campanhas entre 2002 e 2008). Um total de 48 espécies foram identificadas, pertencentes a 28 famílias e distribuídas em 4 classes: Bivalvia, Gastropoda, Polyplacophora e Scaphopoda. Duas associações foram reconhecidas. A associação Planície Arenosa teve uma contribuição de mais de 90% de *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin 1791) e maior diversidade e similaridade entre as campanhas. A associação Fundo Lamoso teve menor similaridade entre as campanhas, devido à baixa abundância de espécies. O hábito alimentar dos moluscos que compõem as associações também foi diferente entre as associações. O clima durante o período estudado apresentou um padrão sazonal, com pouca variação entre os anos, que foi seguido pela fauna. A maior diversidade foi detectada concomitantemente ao fim da construção de uma rodovia (Via Expressa Sul), evidência de uma rápida recolonização, possivelmente associada à proximidade de uma área protegida (RESEX). Ressaltamos a necessidade de conservação das planícies arenosas entre-marés, principalmente devido a sua alta diversidade, localização em zonas de transição entre os ecossistemas de água doce, marinho e terrestre (conectados a florestas de mangue), importância econômica e pressão antrópica.

Palavras-chave: planície arenosa, fundo lamoso, hábitos alimentares, *Anomalocardia brasiliiana*, Sul do Brasil.

Introduction

The National System for Conservation Units from Brazil defines and regulates the categories of protected areas, and it is basically divided into two groups: Areas of complete protection and areas of sustainable use. The extractive reserve (RESEX) is a category from the sustainable use group and is designated for the subsistence of locals based on controlled extraction. The Marine Extractive Reserve (RESEX) of Pirajubaé is nearby an urban bay, located on a coastal island in southern Brazil. The main resource is the bivalve *Anomalocardia brasiliensis* (Gmelin 1791) –Veneridae that sustain socially, economically and culturally a fishing community of about 103 officially registered fishermen (Ribas & Zuculoto 2012, Vizinho & Tognella-de-Rosa 2010).

Similar to the urban bays around the world, this bay is under severe pressure of economic development. Some activities such as drainage (Newell et al. 1998, Bemvenuti et al. 2005), disposal of sediments (Bolam et al. 2006, Vivan et al. 2009), construction of permanent structures (Skilleter & Warren 2000), domestic and industrial sewage (Guerra-García & García-Gómez 2004, Cannicci et al. 2009), and fishing (Collie et al. 2000, Gaspar et al. 2003, Gray et al. 2006) are well known to affect benthic assemblages. Among the organisms that compose the benthic macrofauna, molluscs may rapidly respond to impacts such as burial and/or suspension of fine sediments (Morton 1996), enrichment with organic matter from sewage (Inglis & Kross 2000, Guerra-García & García-Gómez 2004, Whomersley et al. 2007, Cannicci et al. 2009), and commercial exploitation (Brazeiro & Defeo 1999).

Some of these activities happened or continue to happen at this bay, such as drainage/disposal of sediments and construction of a highway on its margin (from 1996 to 2005), domestic sewage discharge, and fishing activities (Pezzuto & Echternacht 1999, Schettini et al. 2000, Souza et al. 2012, Vizinho & Tognella-de-Rosa 2010). Although the RESEX of Pirajubaé is a natural conservation unit and sustains part of local economy, the highway construction and urban expansion did not take into account the environmental, social, economic, and cultural aspects. Most of the fishermen complain about a decrease in the *A. brasiliensis* production and sale after the highway

construction and also about the problems from domestic sewage input (Vizinho & Tognella-de-Rosa 2010).

Thus, the objective of this study was to assess the molluscan assemblage composition and structure on a coastal urban bay near the Pirajubaé RESEX over a 7 year monitoring effort. We expected that mollusc assemblages have higher species diversity closer to the RESEX, where a sand tidal flat is located, and that this diversity is under fluctuations due to human activities.

Material and Methods

1. Study area

Sampling was conducted in a shallow embayment (Saco dos Limões) inside an urban bay (South Bay) within 7 km² area between the mainland and the coastal island of Florianópolis, Southern Brazil (27° 38'S and 48° 33' W) (Figure 1). This embayment is approximately 1-m deep in the southern section and slightly deeper at the northern section, with low hydrodynamic energy. A sand tidal flat is located on its southern margin, which together with an adjacent mangrove forest, composes the RESEX, the first of its category in Brazil. This area is one of the main sources of the bivalve *A. brasiliensis* in Brazil, where exploitation is made up by artisanal fishing (Pezzuto et al. 2010). The local sediment is characterized by clay and silty clay at the central, northern, and northwestern area of the embayment. At the tidal flat in the southwest section, sediment is composed basically of sand and silty sand. The dispersion of sandy sediments in the latter areas coincides with the biogenic debris distribution (Schettini et al. 2002).

The tide in Florianópolis, Santa Catarina, is microtidal (mean range: 0.8 m) and of the mixed discontinuous semidiurnal type. As a consequence of urban spread and the rough coastline, this bay had its eastern shore filled with earth for a highway embankment. Its building was made with sediment dredged from the most external sector of the tidal flat, reducing its area by almost 50% (Pezzuto & Echternacht 1999). This activity lasted for about 10 years (1996-2005) and had changed the entire morphology of the eastern shore. Consequently, almost all margins of the embayment are urbanized and receive rain

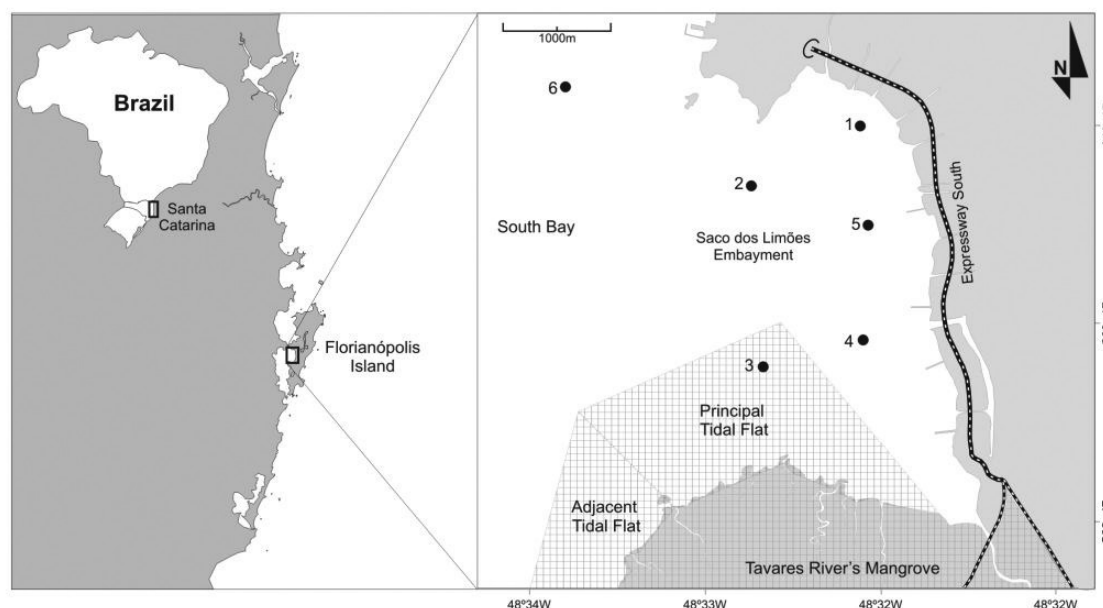


Figure 1. Map of South Bay, Florianópolis Island, Santa Catarina State, Brazil. Sampling locations numbered from 1 to 6. The hatched area refers to the Marine Extractive Reserve of Pirajubaé (Pirajubaé RESEX), where the sand tidal flat is located. Station 3 is the only station within this tidal flat.

drainage contaminated with domestic sewage in several sections (Schettini et al. 2000, Vizinho & Tognella-de-Rosa 2010).

2. Sampling and data treatment

A total of 30 surveys were carried out between 2002 and 2008. In each survey, four samples were collected at six stations along the embayment area (Figure 1). Each sample was collected with a Van Veen grabber of 0.025 m² surface area. Samples were sieved through a 0.05 mm mesh and the organisms were fixed in a 4% formaldehyde solution. All organisms were sorted and the molluscs were identified to the lowest taxonomic level (Arruda & Domaneschi 2005, Simone 2006, Rios 2009) and preserved in 70% alcohol. The feeding habit classification followed Arruda et al. (2003) and Rios (2009).

Additional sediment samples for granulometric analyses were collected at 5 surveys (October 2003, December 2003, March 2004, December 2007, and August 2008). Meteorological data of mean rainfall and minimum, average, and maximum temperatures for all months between 2002 and 2008 were provided by the Brazilian Company for Agricultural Research and Rural assistance of Santa Catarina (EPAGRI).

3. Data analysis

Sediment fractions were estimated by standard mechanical sieving grain analysis. A portion of sediment was exposed to acid dissolution using hydrochloric acid (HCl) at 10% volume to quantify carbonate concentrations. Next, concentration of organic matter was set after burning 5 g of the sediment in a muffle furnace for 8 hours at 800 °C. Granulometric parameters were acquired using the software Sysgran version 3.0, following the method of Folk and Ward (1957). In order to check the variability in composition of sediment among stations, a Principal Component Analysis (PCA) was performed on the percentages of granulometric fractions and not with statistical parameters due to the bimodal distribution of some samples (Legendre & Legendre 1998).

A non-parametric permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) (Anderson 2001, 2005, McArdle & Anderson 2001) was carried out to test temporal and spatial differences and to identify the molluscan associations with Bray–Curtis distances calculated from the abundance matrix of the molluscs [$\log(x + 1)$ transformed]. A dummy variable of 1 was added to deal with the

zero values. Pair-wise *a posteriori* tests were also carried out as a multivariate version of the t-statistic based on distances (Anderson 2005). An ordination by non-metric multidimensional scaling (n-MDS) was used to illustrate the results. A similarity percentage (SIMPER) was carried out to identify the species contribution that provided the discriminating features between associations (PRIMER 6.0, Clarke & Warwick 2001).

After associations' recognition, their structure was analyzed by the following diversity indexes: Species richness (S), number of individuals/0.025 m² area; Shannon Wiener diversity (Nats/individual), and Pielou's Equitability. These numerical descriptors were calculated for each sampling unit with the software PRIMER 6.0 (Clarke & Warwick 2001) and tested through analysis of variance (ANOVA) using R software (version 2.15.1; R development... 2012) to evaluate the temporal and spatial variation between associations. Data were $\log(x+1)$ transformed to reduce heterogeneity of variances whenever appropriate. When differences were detected ($p < 0.05$), a posteriori LSD test was applied (Underwood 1997). Premises of this analysis were tested using Kolmogorov–Smirnov test for normality and Cochran's test for homogeneity of variance. It was accepted at $p > 0.05$. Species accumulation curves by area were set to compare species diversity between associations.

Results

1. Sediment and meteorological characterization

The embayment was composed mainly of silty sediment very poorly selected, with mostly negative asymmetry, platykurtic, or mesokurtic curves (reinforcing the poor selection of the sediment) and with a high concentration of organic matter (5.2–15.1 g) and low carbonates (4.68–9.16 g). The tidal flat, represented by station 3, had distinct characteristics, with more than 80% of fine sand in all samples; poorly selected, negative asymmetry, had leptokurtic curves, with low concentration of organic material (1.02–2.03 g) and higher levels of carbonate (12.93–18.79 g).

The PCA analysis extracted two axes and explained 83% of all variation. The first one accounted for 55% of variation and separated the samples into two groups (Figure 2). The positive area was mainly because of the presence of sand and gravel, where all samples of station 3 and few from stations 4 and 5 in 2007 and 2008 were

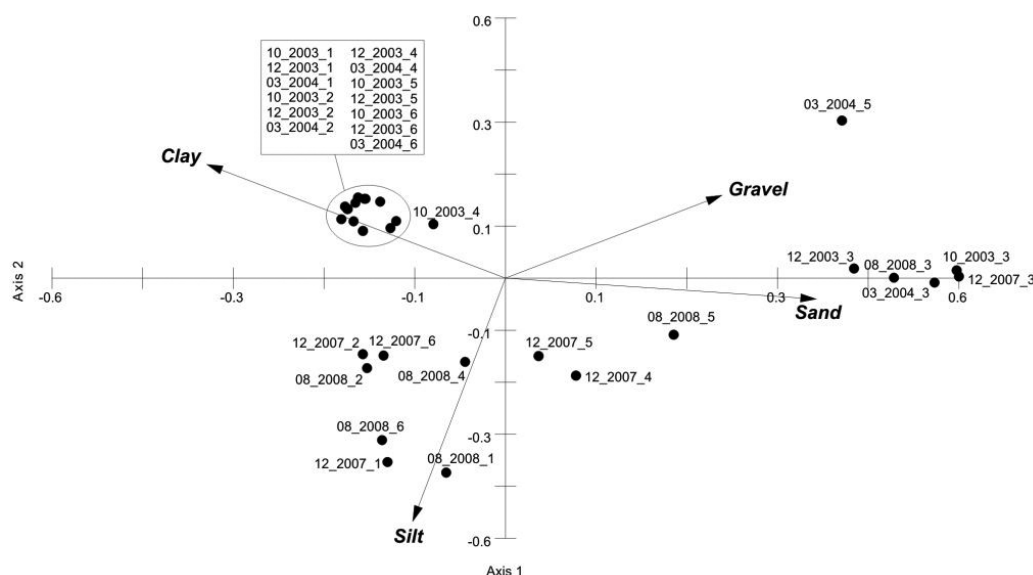


Figure 2. Principal Component Analysis (PCA). Sediment size percentage as the vectors of five surveys (10/2003, 12/2003, 03/2004, 12/2007, 08/2008) represented by full dots (month_year_station).

concentrated. The negative area had the remaining stations with fine sediment. Axis 2 was responsible for 28% of variation with high percentage of clay and gravel on 2003 and 2004 surveys and silt on 2007 and 2008 surveys (Figure 2).

Rainfall followed the seasonal pattern of southern coast of Brazil, higher in summer months and lower in the winter ones for most years. Between 2002 and 2003, there was an El Niño event, when the mean temperatures were higher and the rainfall was lower than average. Between 2007 and 2008, there was a La Niña period, with higher rainfall and lower temperature values (Figure 3). The winter in 2005 had a higher rainfall volume, and, together with 2006 winter, it had higher mean temperature values (Figure 3).

2. Mollusc assemblage

A total of 1846 organisms were collected and classified into 48 species within 28 families belonging to four classes: Bivalvia, Gastropoda, Polyplacophora, and Scaphopoda (Table 1). Bivalvia had 31 species and also the highest abundance (74.9%) with *A. brasiliensis*, responsible for more than 50% of individuals, followed by *Tellina lineata* and *Macoma uruguayensis*, which together accounted for 9% of total individuals. Gastropoda was represented by 16 species and 21.1% of total abundance, primarily represented by *Cylichna verrilli* and *Crepidula pygmaea*. The classes Polyplacophora (3.9%) and Scaphopoda (0.1%) had only one species each (Table 1). The species *Volvulella texasiana* had its distribution extended to southern Brazil.

As observed for sediment, station 3 differed from others in multivariate analysis. PERMANOVA showed differences in time ($F_{29, 719} = 2.03$; $p = 0.0001$), space ($F_{5, 719} = 41.6$; $p = 0.0001$), as well

as in its interaction ($F_{145, 719} = 3.1$; $p = 0.0001$). The n-MDS plots illustrated two distinct associations: A Sand Tidal Flat association represented by station 3 and a Mud Bottom association represented by other stations. Mud Bottom association was composed of stations with low abundance and variable species composition, while Sand Tidal Flat association had higher abundance and diversity (Figure 4).

The species contribution that primarily provided the discriminating features between associations (SIMPER) showed low similarity between samples of Mud Bottom association, mainly composed by *M. uruguayensis*, *C. verrilli*, and *T. divisus*. On the other hand, Sand Tidal Flat association had a higher abundance and similarity among samples, with *A. brasiliensis* and *T. lineata* primarily responsible for this similarity (Table 2). The community indexes (richness, total density, diversity, and equitability) had significant differences ($p < 0.05$) for all levels (association, surveys, and interactions between factors) in ANOVA analysis (Table 3). Sand Tidal Flat association had higher richness, diversity, and density values than did Mud Bottom (Figure 5a-d). In addition, winter months showed higher values of such indexes until the year 2005. From 2005 up to 2008 richness, and consequently diversity, increased with no seasonal pattern. Surveys in December 2004 and August 2005 had higher diversity in mud bottom sites (Figure 5).

The higher density in Sand Tidal Flat association was related to *A. brasiliensis*, which was the most abundant and dominant species at station 3 and contributed to more than 90% of the total abundance at this site (Figure 6). The abundance peaks at this association were found mostly during winter and spring months. After 2006 winter, a decrease in abundance of *A. brasiliensis* was observed along with

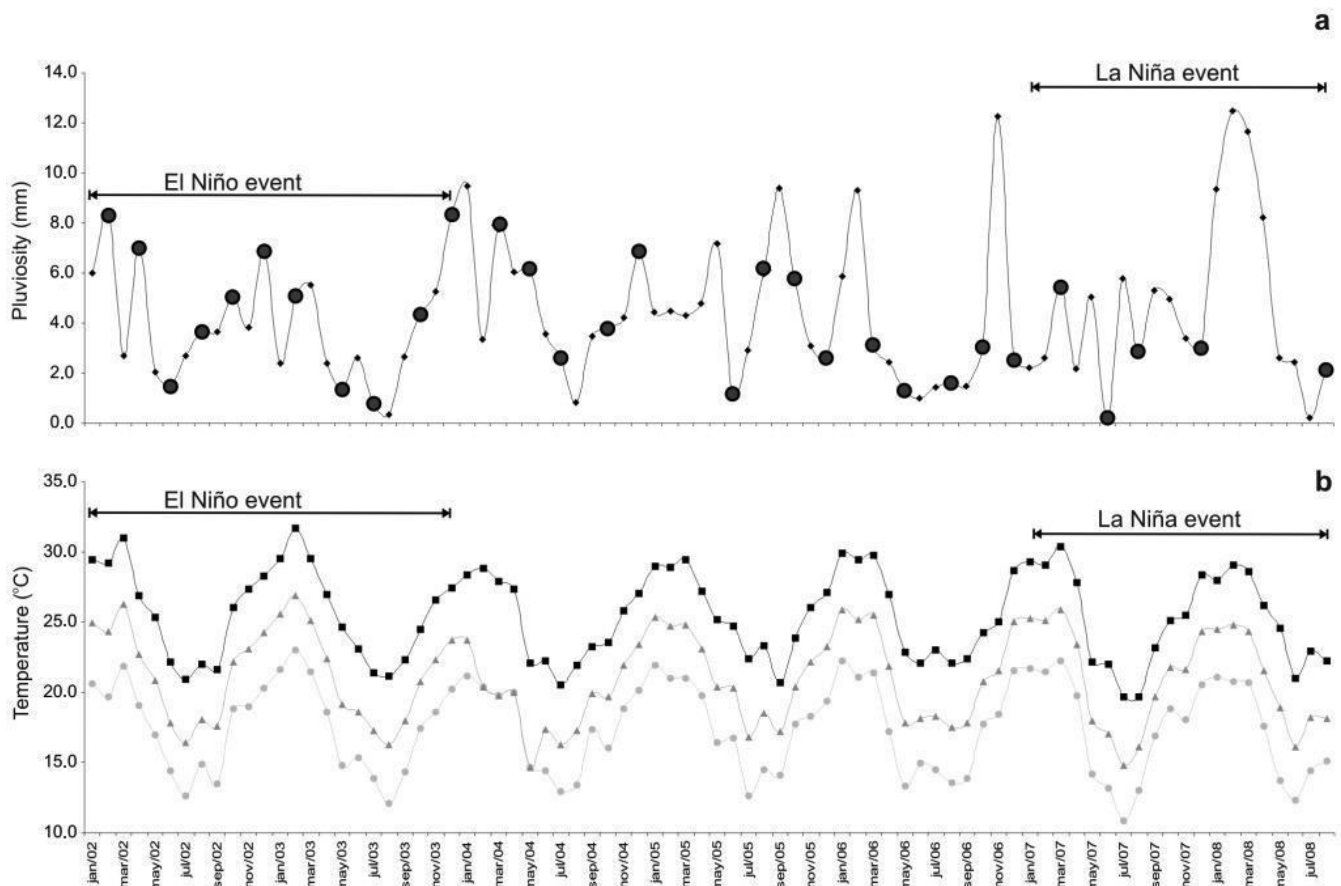


Figure 3. Monthly mean values of (a) rainfall (mm), the large circles represent the sampling months and (b) maximum (■), mean (▲), and minimum (●) temperature (°C) values from January 2002 to August 2008.

Table 1. Taxonomic list with respective total and relative abundance of phylum Mollusca from South Bay - Florianópolis Island in surveys between 2002 and 2008.

Class	Family	Species	Total Abundance	Relative Abundance
Polyplacophora	-	Polyplacophora sp	72	3.90
Gastropoda	Neritidae	<i>Neritina virginea</i> (Linnaeus, 1758)	13	0.70
	Hydrobiidae	<i>Heleobia australis</i> (d'Orbigny, 1835)	3	0.16
	Cerithiidae	<i>Cerithium atratum</i> (Born, 1778)	15	0.81
	Calyptraeidae	<i>Bostrycapulus odites</i> Collin, 2005	7	0.38
	Calyptraeidae	<i>Crepidula pyguaia</i> Simone, 2006	79	4.28
	Calyptraeidae	<i>Calyptrea centralis</i> (Conrad, 1841)	1	0.05
	Naticidae	<i>Natica pusilla</i> Say, 1822	2	0.11
	Columbellidae	<i>Anachis</i> sp	8	0.43
	Nassaridae	<i>Nassarius vibex</i> (Say, 1822)	15	0.81
	Olividae	<i>Olivella</i> sp	2	0.11
	Pyramidellidae	<i>Eulimastoma cf. surinamense</i> Altena, 1975	2	0.11
	Cylichnidae	<i>Cylichna verrilli</i> Dall, 1889	174	9.43
	Cylichnidae	<i>Acteocina candeii</i> (d'Orbigny, 1841)	48	2.60
	Retusidae	<i>Volvulella texasiana</i> Harry, 1967	4	0.22
	Bullidae	<i>Bulla striata</i> Bruguiere, 1792	15	0.81
	-	Opisthobranchia sp	1	0.05
Scaphopoda	Dentaliidae	Dentaliidae sp	2	0.11
Bivalvia	Nuculidae	<i>Nucula semiornata</i> d'Orbigny, 1846	19	1.03
	Mytilidae	<i>Mytilus guyanensis</i> (Lamarck, 1819)	5	0.27
	Ostreidae	<i>Crassostrea</i> sp1	17	0.92
	Pectinidae	<i>Chlamys cf. bavay</i> (Dautzenberg, 1900)	1	0.05
	Lucinidae	<i>Lucina pectinata</i> (Gmelin, 1791)	3	0.16
	Lucinidae	<i>Codakia pectinella</i> C.B. Adams, 1852	23	1.25
	Ungulinidae	<i>Diplodonta danieli</i> Klein, 1967	3	0.16
	Mactridae	<i>Mactra fragilis</i> Gmelin, 1791	1	0.05
	Mactridae	<i>Mactra janeiroensis</i> E.A. Smith, 1915	2	0.11
	Mactridae	<i>Mulinia cleriana</i> (d'Orbigny, 1846)	1	0.05
	Tellinidae	<i>Tellina versicolor</i> De Kay, 1843	19	1.03
	Tellinidae	<i>Tellina lineata</i> Turton, 1819	85	4.60
	Tellinidae	<i>Tellina trinitatis</i> (Tomlin, 1929)	4	0.22
	Tellinidae	<i>Macoma constricta</i> (Bruguière, 1792)	1	0.05
	Tellinidae	<i>Macoma uruguayensis</i> (E.A. Smith, 1885)	80	4.33
	Semelidae	<i>Abra lioica</i> (Dall, 1881)	15	0.81
	Semelidae	<i>Ervilia nitens</i> (Montagu, 1806)	2	0.11
	Psammobiidae	<i>Tagelus divisus</i> (Spengler, 1794)	49	2.65
	Veneridae	<i>Chione cf. cancelata</i> (Linnaeus, 1767)	11	0.60
	Veneridae	<i>Anomalocardia brasiliensis</i> (Gmelin, 1791)	976	52.87
	Veneridae	<i>Protothaca pectorina</i> Lamarck, 1818	14	0.76
	Veneridae	<i>Transenella cf. stimpsoni</i> Dall, 1902	1	0.05
	Veneridae	<i>Pitar fulminatus</i> (Menke, 1828)	2	0.11
	Veneridae	<i>Dosinia concentrica</i> (Born, 1778)	1	0.05
	Veneridae	<i>Cyclinella tenuis</i> (Récluz, 1852)	5	0.27
	Petricolidae	<i>Petricola</i> sp1	3	0.16
	Myidae	<i>Sphenia antillensis</i> Dall and Simpson, 1901	21	1.14
	Corbulidae	<i>Corbula caribaea</i> d'Orbigny, 1853	12	0.65
	Corbulidae	<i>Corbula lyoni</i> Pilsbry, 1897	3	0.16
	Corbulidae	<i>Corbula cubaniana</i> d'Orbigny, 1853	2	0.11
	Thraciidae	<i>Thracia cf. distorta</i> Montagu, 1808	2	0.11
Total			1846	100.0

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity (+d)

2D Stress: 0.08

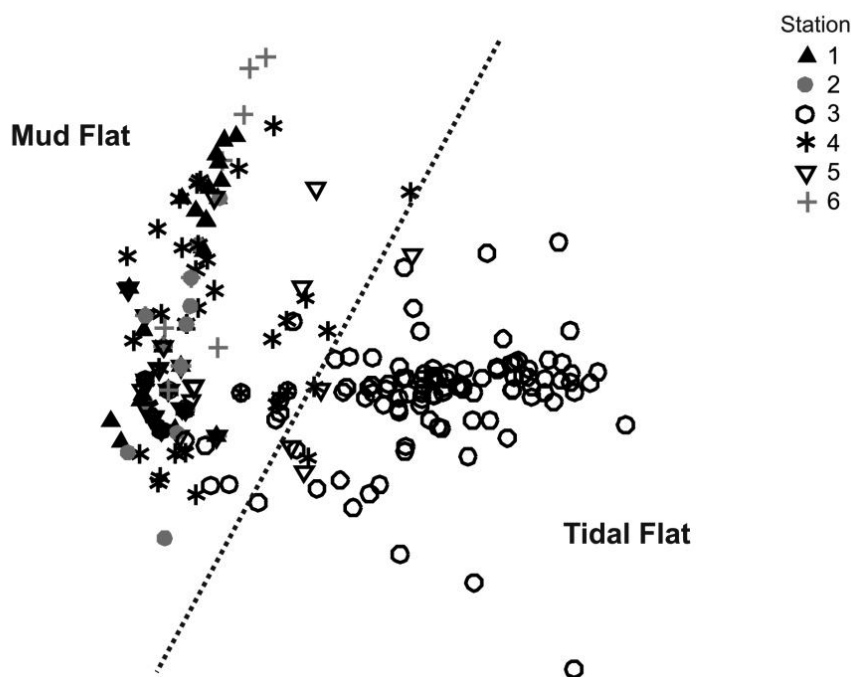


Figure 4. Non-metric multidimensional scaling (n-MDS) ordination plots based on Bray–Curtis similarities. Station 3 located in a sand tidal flat stood out from the other stations.

Table 2. SIMPER – Similarity percentage contribution of species for each association.

Association	Species	Average Abundance	Average Similarity	Species Contribution	Cumulative Contribution
Mud Bottom (1.69)*	<i>Macoma uruguayensis</i>	0.12	0.58	33.97	33.97
	<i>Cylichna verrilli</i>	0.27	0.49	29.01	62.98
	<i>Tagelus divisus</i>	0.05	0.36	21.45	84.43
	<i>Acteocina candeï</i>	0.07	0.09	5.02	89.45
	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	0.05	0.06	3.34	92.79
	<i>Tellina lineata</i>	0.02	0.03	1.77	94.57
	<i>Tellina versicolor</i>	0.03	0.03	1.51	96.08
	<i>Nucula semiornata</i>	0.02	0.02	1.25	97.32
	<i>Bulla striata</i>	0.02	0.01	0.66	97.98
	<i>Nassarius vibex</i>	0.01	0.01	0.54	98.52
Sand Tidal Flat (30.80)*	<i>Anomalocardia brasiliana</i>	7.88	27.8	90.26	90.26
	<i>Tellina lineata</i>	0.63	1.21	3.94	94.2
	Polyplacophora	0.6	0.83	2.7	96.9
	<i>Tagelus divisus</i>	0.14	0.18	0.58	97.48
	<i>Cerithium atratum</i>	0.13	0.14	0.45	97.93
	<i>Crepidula pygmaia</i>	0.62	0.13	0.43	98.36

*Association similarity.

an increase in mean richness (Figures 5a and 6). The species–area curves indicate that, despite Sand Tidal Flat association having a lesser number of samples (one station against five from Mud Bottom association), it had the highest species richness along with an exponential tendency. In contrast, the Mud Bottom association had a lower number of species and tended to reach an asymptote (Figure 7).

Discussion

The sediment composition at Saco dos Limões embayment was similar to that previously described by Schettini et al. (2002). The

higher contribution of clay in the Mud Bottom areas between 2003 and 2004 surveys may be associated with the construction of the express highway that lasted from 1996 to 2005. Following this period, the contribution of clay from terrestrial origin decreased with a major contribution of silt, probably from natural origin.

The characteristics of sediment explained the species associations. The Mud Bottom association was characterized by low abundance and a variable fauna composition at the different stations and at different times. On the other hand, the Sand Tidal Flat association had higher abundance and diversity, showing higher similarity between surveys

Mollusc assemblage in an urban bay

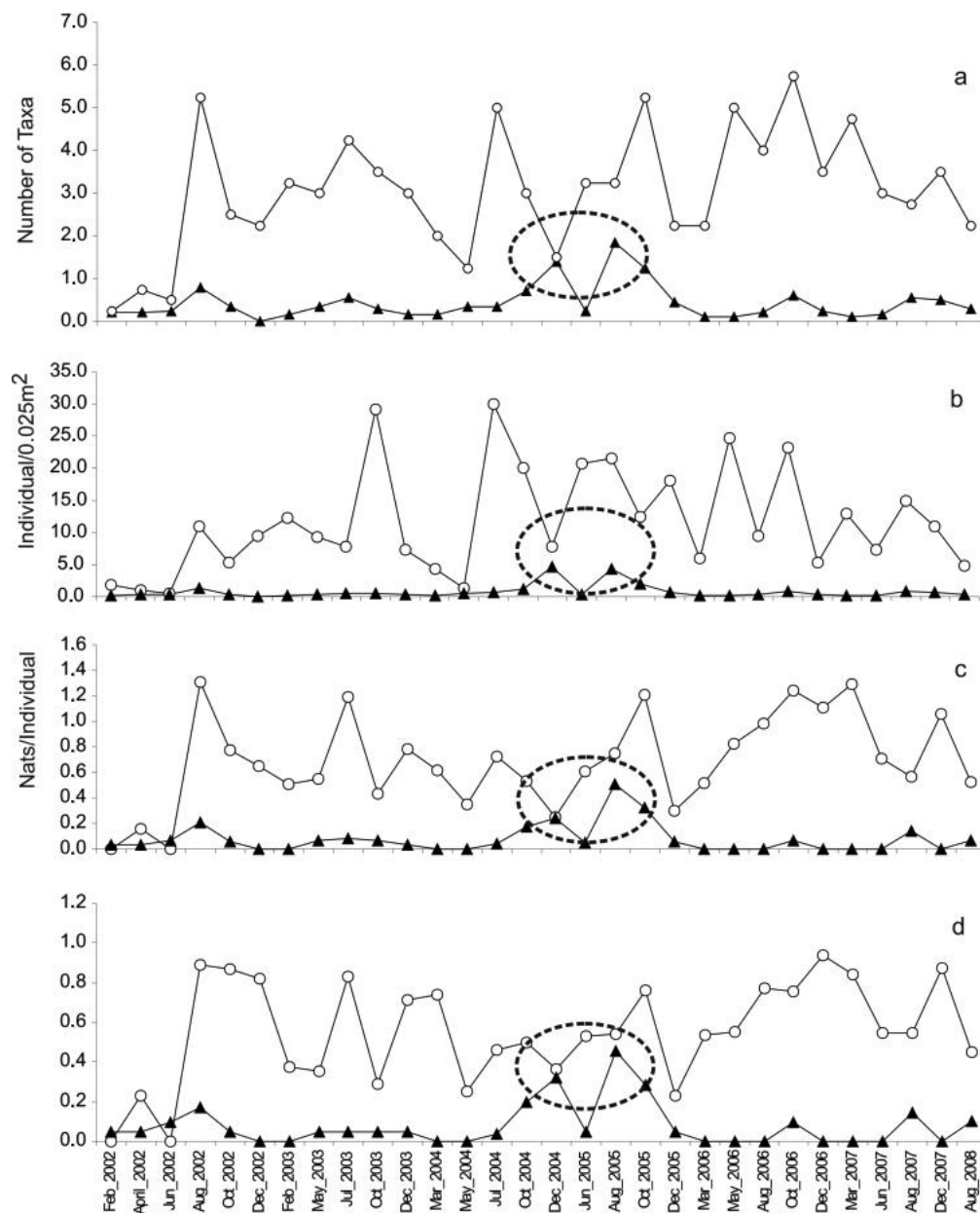


Figure 5. Mean values of richness (a), abundance (b), Shannon Wiener's diversity (c), and Pielou's equitability (d) on the Sand Tidal Flat association (○) and Mud Bottom association (▲) of South Bay, Florianópolis Island, between February 2002 and August 2008.

Table 3. ANOVA – Analysis of variance. Degrees of freedom (DF), Mean Square (MS), and F and p values for each factor of ecological indexes.

Variable	Factors	DF	MS	F	p
Richness	Survey	29	8.15	8.73	***
	Association	1	695.20	744.62	***
	Survey*Association	29	6.77	7.25	***
Abundance	Survey	29	0.58	11.64	***
	Association	1	64.69	1303.82	***
	Survey*Association	29	0.43	8.59	***
Shanon-Wiener diversity	Survey	29	0.53	6.67	***
	Association	1	36.76	466.77	***
	Survey*Association	29	0.47	5.93	***
Pielou Equitability	Survey	29	0.26	4.29	***
	Association	1	22.39	373.17	***
	Survey*Association	29	0.28	4.70	***

***p < 0.001

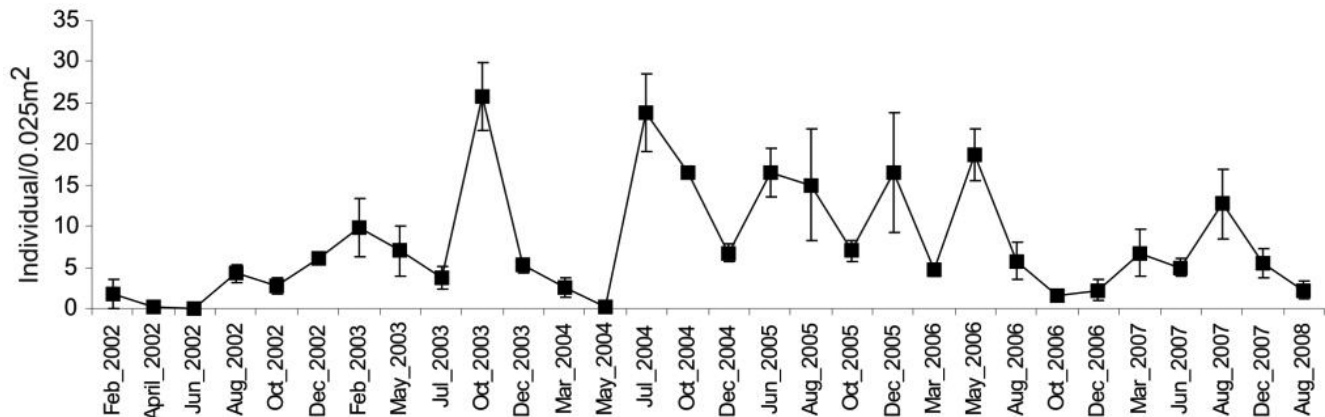


Figure 6. Mean and standard error for density values (individual/0,025 m²) of *A. brasiliana* at station 3 on all sampling surveys.

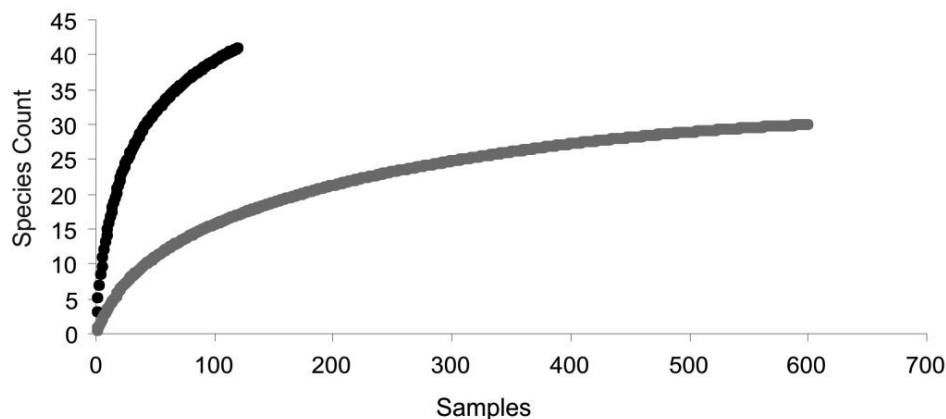


Figure 7. Species observed (Sobs) accumulation curves per samples after 999 permutations for Sand Tidal Flat association (●) and Mud Bottom association (●) in South Bay, Florianópolis Island.

in terms of faunistic composition. The presence of fine sand, silt, and a large amount of live mussels and mussel shell fragments on the tidal flat, which reflects on greater sediment heterogeneity, could explain this higher diversity of species. Mussel beds play an important role in regulating macrofaunal diversity in soft-bottom habitats (Commuto et al. 2008) as compared to sediments with homogeneous characteristics (Levinton 1995, Rufino et al. 2008).

The two associations were also different regarding the species feeding habits. The Mud Bottom association was mainly composed of deposit feeders (*M. uruguayensis*, *T. lineata*, *Tellina versicolor* and *Nucula semiornata*), suspension feeders (*T. divisus* and *A. brasiliana*), and carnivores (*C. verrilli*, *A. candei*, *Bulla striata*, and *Nassarius vibex*) (Rios 2009, Arruda et al. 2003). The deposit feeders and carnivores relation with fine sediments has already been reported to Santa Catarina state (Almeida et al. 2004). The higher number of carnivores can be associated with the prey availability, like some opportunistic deposit-feeding polychaeta from the family Capitellidae and Spionidae that can be abundant in these habitats (Commuto et al. 2008), specially at organic enriched environments. The Sand Tidal Flat association was mainly composed of suspension feeders (*A. brasiliana*, *T. divisus*, and *C. pygmaea*), deposit feeders (*T. lineata*), and herbivores (Polyplacophora and *Cerithium atratum*) (Rios 2009, Arruda et al. 2003). The suspension feeders were already associated with sand sediment in Santa Catarina state (Almeida et al. 2004). The presence of herbivores on the tidal flat area can be explained by the large amount of live mussels and mussel shell hash of *A. brasiliana*. These structures associated with the low water depth

allow attachment of a bacterial film and the incrustation of algae, which do not usually occur when silt is predominant. Arruda et al. (2003) found *C. atratum* only at sites that had a higher contribution of fine sand and gravel with encrusted algae.

In addition to the spatial variation, we noticed great temporal fluctuations of the benthic associations. Winter months usually had higher species richness and abundance values. In this study, we have associated this high abundance with the increase of *A. brasiliana* density, which has its reproductive period mainly during the cold months (Pezzuto & Echternacht 1999, Boehs et al. 2008). The recruits settling during fall and winter months would be favored by a decrease in the stock of adults during summer months. This decrease can be related to higher rainfall. The rainfall may cause abrupt changes in salinity (osmotic shock) and resuspension of bottom sediment, which might be inadequate for these shellfish (Boehs et al. 2008). In Guadalupe (French West Indies), a high mortality rate of *A. brasiliana* was observed after intense periods of rain (Monti et al. 1991). Although *A. brasiliana* has a negative response to excessive rain; it shows a fine adaptation to organic enrichment (Boehs et al. 2008).

The winter of 2005 showed an increase in diversity and also higher rainfall and temperature. The highest amount of rainfall could be responsible for the increase in concentration of organic matter from mangroves and sewage input into the embayment. This increase could result in a higher productivity in water and sediment (Levinton 1995). On the other hand, the highway building finished in 2005 and probably changed the structure of the mollusc associations as a result of the cessation of sediment input from the building activities.

In the following years, all community descriptors showed a different pattern from that of the previous years, with a gradual increase of parameter settings and lower amplitude of variation between seasons. This rapid recolonization is an evidence of the importance of having protected areas next to urban regions, which can work as exportation areas of biodiversity. These results also suggest that the sand tidal flat, which is protected by the RESEX, could maintain the diversity of adjacent areas.

The Brazilian coast has a great amount of tidal flats with similar characteristics to those found at the RESEX of Pirajubaé (pers. obs). The presence of sandy and mud tidal flats nearby mangroves is common in tropical and temperate regions throughout the world (Dittmann 2002). At the same time, little is known about the macrobenthic ecology of sand tidal flats in subtropical regions. The hypothesis that tropical tidal flats have higher richness and lower abundance than temperate tidal flats is substantiated by Dittmann (2000). Tropical tidal flats can support high levels of diversity and a large amount of rare species (Dittmann 2002, Winberg et al. 2007), usually with low species frequency and exponential species-area curves (Reise 1991). However, the Pirajubaé's sand tidal flat have high mollusc diversity and an exponential species-area curve even with the extraction of molluscs and urbanization pressure.

The planning and supervision of extractive activities and actions to reduce pollution should be considered [as already indicated by Souza et al. (2012) in a water quality evaluation of Florianópolis South Bay] so that the RESEX can effectively contribute to the biodiversity conservation at a local and regional level. As the present study showed, higher diversity of molluscs can be found at the sand tidal flat when compared with adjacent mud sediments, even in an urban bay. However, there is a clear need for studies focusing on diversity characterization of other sand tidal flats, especially at the subtropical latitudes. More attention to the conservation of sand tidal flats should be considered, mostly because of their diversity; location in transitional zones between marine, freshwater, and terrestrial ecosystems; connection with mangrove forests; great economic, social, and cultural importance for local communities; and high anthropogenic pressure due to the urban development in coastal areas. The existence of protected areas in coastal regions is well known as one of the key tools for conservation and management of habitats (García Charton et al. 2000, Fernandez et al. 2000, Skov et al. 2007).

Acknowledgments

The authors would like to thank all the colleagues from the Laboratory of Ecology of Aquatic Communities (UNIVALI) who helped in the field and laboratory work and to EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Brazil) who provided the climate data from 2002 to 2008. This work is part of a monitoring program funded by the National Department of Transport Infrastructure of Santa Catarina, Brazil (DNIT/SC).

References

- ALMEIDA, T.C.M., ROHR, T.E. & SCHIO, C. 2004. Associações de moluscos do infralitoral de Santa Catarina, SC - Brasil. *Notas Tec. Facimar* 8:119-126.
- ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26:32-46.
- ANDERSON, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. University of Auckland, New Zealand.
- ARRUDA, E.P., DOMANESCHI, O. & AMARAL, A.C.Z. 2003. Mollusc feeding guilds on sandy beaches in São Paulo State, Brazil. *Mar. Biol.* 143:691-701. <http://dx.doi.org/10.1007/s00227-003-1103-y>
- ARRUDA, E.P. & DOMANESCHI, O. 2005. New species of *Macoma* (Bivalvia: Tellinoidea: Tellinidae) from southeastern Brazil, with description of its gross anatomy. *Zootaxa* 1012:13-22.
- BEMVENUTI, C.E., ANGONESI, L.G. & GANDRA, M.S. 2005. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos lagoon estuarine region of southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 65(4):573-581. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842005000400003>
- BOEHS, G., ABSHER, T.M. & CRUZ-KALED, A.C. 2008. Ecologia populacional de *Anomalocardia brasiliensis* (Gmelin 1791) (Bivalvia, Veneridae) na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Bol. Inst. Pesca* 34(2):259-270.
- BOLAM, S.G., REES, H.L., SOMERFIELD, P., SMITH, R., CLARKE, K.R., WARWICK, R.M., ATKINS, M. & GARNACHO, E. 2006. Ecological consequences of dredge material disposal in the marine environment: a holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Mar. Pollut. Bull.* 52:415-426. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.028>
- BRAZEIRO, A. & DEFEO, O. 1999. Effects of harvesting and density-dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 182:127-135. <http://dx.doi.org/10.3354/meps182127>
- CANNICCI, S., BARTOLINI, F., DAHDOUN-GUEBAS, F., FRATINI, S., LITULO, C., MACIA, A., MRABU, E.J., PENHA-LOPES, G. & PAULA, J. 2009. Effects of urban wastewater impact on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of East Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 84:305-317. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2009.04.021>
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 2001. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd ed. PRIMER-E, Plymouth.
- COLLIE, J.S., HALL, S.J., KAISER, M.J. & POINER, I.R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69:785-798. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00434.x>
- COMMITO, J.A., COMO, S., GRUPE, B.M. & DOW, W.E. 2008. Species diversity in the soft-bottom intertidal zone: biogenic structure, sediment, and macrofauna across mussel bed spatial scales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366:70-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.010>
- DITTMANN, S. 2000. Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australia. *J. Sea Res.* 43:33-51. [http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101\(00\)00004-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101(00)00004-6)
- DITTMANN, S. 2002. Benthic fauna in tropical tidal flats – a comparative perspective. *Wetl. Ecol. Manag.* 10:189-195. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1020119512225>
- FERNANDEZ, M., JARAMILLO, E., MARQUET, P.A., MORENO, C.A., NAVARRETE, S.A., OJEDA, F.P., VALDOVINOS, C.R. & VASQUEZ, J.A. 2000. Diversity, dynamics and biogeography of Chilean benthic nearshore ecosystems: an overview and guidelines for conservation. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 73(4):797-830. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2000000400021>
- FOLK, R.L. & WARD, W.C. 1957. Brazos River Bar: a study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment Petrol.* 27(1):3-26. <http://dx.doi.org/10.1306/74D70646-2B21-11D7-8648000102C1865D>
- GARCÍA CHARTON, J.A., WILLIAMS, I.D., PÉREZ-RUZAFA, A., MILAZZO, M., CHEMELLO, R., MARCOS, C., KITSOS, M.S., KOUKOURAS, A. & RIGGIO, S. 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ. Conserv.* 27(2):159-178. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892900000199>
- GASPAR, M.B., LEITÃO, F., SANTOS, M.N., CHÍCHARO, L., DIAS, M.D., CHÍCHARO, A. & MONTEIRO, C.C. 2003. A comparison of direct macrofaunal mortality using three types of clam dredges. *J. Mar. Sci.* 60:733-742.
- GRAY, J.S., DAYTON, P., THRUSH, S. & KAISER, M.J. 2006. On effects of trawling, benthos and sampling design. *Mar. Pollut. Bull.* 52:840-843. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.003>

- GUERRA-GARCÍA, J.M. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C. 2004. Soft bottom mollusc assemblages and pollution in a harbour with two opposing entrances. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 60:273-283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eccs.2004.01.004>
- INGLIS, G.J. & KROSS, J.E. 2000. Evidence for systemic changes in the benthic fauna of tropical estuaries as a result of urbanization. *Mar. Pollut. Bull.* 41(7-12):367-376.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2nd ed. Elsevier, Amsterdam.
- LEVINTON, J.S. 1995. *Marine Biology: function, biodiversity, ecology*. 2nd ed. Oxford University Press, New York.
- McARDLE, B.H. & ANDERSON, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecol.* 82:290-297. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMMTCD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2)
- MONTI, D., FRENKIEL, L. & MOUEZA, M. 1991. Demography and growth of *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin) (Bivalvia, Veneridae) in a mangrove, in Guadalupe (French West Indies). *J. Molluscan Stud.* 57:249-257. <http://dx.doi.org/10.1093/mollus/57.2.249>
- MORTON, B. 1996. The subsidiary impacts of dredging (and trawling) on a subtidal benthic molluscan community in the southern waters of Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 32(10):701-710. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(96\)00002-1](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(96)00002-1)
- NEWELL, R.C., SEIDERER, L.J. & HITCHCOCK, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 36:127-178.
- PEZZUTO, P.R. & ECHTERNACHT, A.M. 1999. Avaliação de impactos da construção da Via Expressa SC-Sul sobre o berbigão *A. brasiliana* (Gmelin, 1791) (Mollusca: Pelecypoda) na Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé (Florianópolis, SC-Brasil). *Atlântica* 21:105-119.
- PEZZUTO, P.R., SCHIO, C. & ALMEIDA, T.C.M. 2010. Efficiency and selectivity of the *Anomalocardia brasiliana* (Mollusca: Veneridae) hand dredge used in southern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 90:1455-1464. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315410000317>
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. <http://www.R-project.org>. (último acesso em 09/08/2012).
- REISE, K. 1991. Macrofauna in mud and sand of tropical and temperate tidal flats. In *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons* (M. Elliott & J.P. Durottoy, eds.). Olsen and Olsen, Fredensborg, p.211-216.
- RIBAS, L.C.C. & ZUCULOTO, J.R.M. 2012. Os extrativistas da Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé (Florianópolis, Santa Catarina, Brasil) – visões endógenas sobre a reserva e o turismo local. *Tur. & Soc.* 5(2):391-422.
- RIOS, E.C. 2009. *Compendium of Brazilian sea shells*. Evangraf, Rio Grande.
- RUFINO, M.M., GASPAR, M.B., MAYNOU, F. & MONTEIRO, C.C. 2008. Regional and temporal changes in bivalve diversity off the south coast of Portugal. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 80:517-528. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eccs.2008.09.014>
- SCHETTINI, C.A.F., PEREIRA, J. & SPILLERE, L. 2000. Caracterização oceanográfica e biogeoquímica dos estuários dos Rios Tavares e Defuntos, Reserva Extrativista de Pirajubaé, Florianópolis, SC. *Notas Tec. Facimar* 4:11-28.
- SCHETTINI, C.A.F., SANTOS, M.I.F. & ABREU, J.G.N. 2002. Observação dos sedimentos de fundo de uma plataforma abrigada sob influência de atividade de dragagem: Saco dos Limões, Florianópolis, SC. *Notas Tec. Facimar* 6:165-175.
- SIMONE, L.R.L. 2006. Morphological and phylogenetic study of the Western Atlantic *Crepidula plana* complex (Caenogastropoda, Calyptraeidae), with description of three new species from Brazil. *Zootaxa* 1112:1-64.
- SKILLETER, G.A. & WARREN, S. 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 244:107-129. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00133-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00133-1)
- SKOV, H., DURINCK, J., LEOPOLD, M.F. & TASKER, M.L. 2007. A quantitative method for evaluating the importance of marine areas for conservation of birds. *Biol. Conserv.* 136:362-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.12.016>
- SOUZA, D.S.M., RAMOS, A.P.D., NUNES, F.F., MORESCO, V., TANIGUCHI, S., LEAL, D.A.G., SASAKI, S.T., BICEGO, M.C., MONTONE, R.C., DURIGAN, M., TEIXEIRA, A.L., PILOTTO, M.R., DELFINO, N., FRANCO, R.M.B., MELO, C.M.R., BAINY, A.C.D. & BARARDI, C.R.M. 2012. Evaluation of tropical water source sand mollusks in southern Brazil using microbiological, biochemical, and chemical parameters. *Ecotoxicol. & Environ. Saf.* 76:153-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.018>
- UNDERWOOD, A.J. 1997. *Experiments in Ecology*. Cambridge University Press, New York.
- VIVAN, J.M., DOMENICO, M. & ALMEIDA, T.C.M. 2009. Effects of dredged material disposal on benthic macrofauna near Itajaí Harbour (Santa Catarina, South Brazil). *Ecol. Eng.* 35:1435-1443. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.005>
- VIZINHO, S.C. & TOGNELLA-DE-ROSA, M.M.P. 2010. Socio-economic and cultural analysis of the Pirajubaé fishing community (Baía Sul – Florianópolis – Santa Catarina - Brazil): A Tool for integrated coastal management. *J. Integr. Coast. Zone Manag.* SI(2):1-9.
- WINBERG, P.C., LYNCH, T.P., MURRAY, A., JONES, A.R. & DAVIS, A.R. 2007. The importance of spatial scale for the conservation of tidal flat macrobenthos: An example from New South Wales, Australia. *Biol. Conserv.* 134:310-320. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.019>
- WHOMERSLEY, P., SCHRATZBERGER, M., HUXHAM, M., REES, H.L. & BATES, H. 2007. The use of time series data in the assessment of macrobenthic community change after the cessation of sewage sludge disposal in Liverpool Bay (UK). *Mar. Pollut. Bull.* 54:32-41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.008>

Received 10/01/2012

Revised 04/17/2013

Accepted 05/08/2013

Rubiaceae Juss. de caatinga na APA Serra Branca/Raso da Catarina, Bahia, Brasil

Rafaela Ramos Varjão^{1,3}, Jomar Gomes Jardim^{1,2} & Adilva de Souza Conceição¹

¹Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal, Departamento de Educação, Universidade do Estado da Bahia – UNEB, Campus VIII, Rua do Gangorra 503, CEP 48608-240, Paulo Afonso, BA, Brasil. <http://www.uneb.br/ppgbveg>

²Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Campus Universitário Lagoa Nova, CP 1524, CEP 59072-970, Natal, RN, Brasil. <http://www.sistemas.ufrn.br/portalufrn/PT/>

³Autor para correspondência: Rafaela Ramos Varjão, e-mail: rafaelavarjao@yahoo.com.br

VARJÃO, R.R., JARDIM, J.G. & CONCEIÇÃO, A.S. **Rubiaceae Juss. of caatinga of the APA Serra Branca/Raso da Catarina, Bahia, Brazil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn00313022013>

Abstract: The paper presents a survey of the species found in the APA Serra Branca/ Raso da Catarina, where were cataloged 21 species in eleven genera: *Mitracarpus* is the richest genus with four species (*M. baturitensis*, *M. longicalyx*, *M. robustus*, *M. salzmännianus*), followed by *Staelia* (*S. aurea*, *S. galioides*, *S. virgata*), *Diodella* (*D. gardneri*, *D. radula*, *D. teres*), *Borreria* (*B. spinosa*, *B. verticillata*), *Cordia* (*C. rigida*, *Cordia* sp.) and *Guettarda* (*G. angelica*, *G. sericea*). The other genera are represented by one species each, *Emmeorrhiza umbellata*, *Leptoscela ruelliioides*, *Margaritopsis carrascoana*, *Richardia grandiflora* e *Tocoyena formosa*. Were recorded three species endemic to the caatinga: *G. angelica*, *G. sericea* e *M. longicalyx*. In addition, *M. carrascoana* is the first record for the state of Bahia. Key for identification, descriptions, illustrations and comments about geographic distribution and phenology of the species are presented.

Keywords: diversity, semiarid, floristic, taxonomy, ecoregion.

VARJÃO, R.R., JARDIM, J.G. & CONCEIÇÃO, A.S. **Rubiaceae Juss. de caatinga na APA Serra Branca/Raso da Catarina, Bahia, Brasil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn00313022013>

Resumo: O trabalho apresenta um levantamento das espécies encontradas na APA Serra Branca/ Raso da Catarina, onde foram catalogadas 21 espécies distribuídas em onze gêneros: *Mitracarpus* foi o gênero mais representativo com quatro espécies (*M. baturitensis*, *M. longicalyx*, *M. robustus*, *M. salzmännianus*), seguido de *Staelia* (*S. aurea*, *S. galioides*, *S. virgata*), *Diodella* (*D. gardneri*, *D. radula*, *D. teres*), *Borreria* (*B. spinosa*, *B. verticillata*), *Cordia* (*C. rigida*, *Cordia* sp.) e *Guettarda* (*G. angelica*, *G. sericea*). Os demais gêneros estão representados por uma espécie cada, *Emmeorrhiza umbellata*, *Leptoscela ruelliioides*, *Margaritopsis carrascoana*, *Richardia grandiflora* e *Tocoyena formosa*. Foram registradas três espécies endêmicas da caatinga: *G. angelica*, *G. sericea* e *M. longicalyx*. Além disso, *M. carrascoana* constitui o primeiro registro para o estado da Bahia. São apresentadas uma chave para identificação, descrições, ilustrações, comentários sobre a distribuição geográfica e fenologia das espécies.

Palavras-chave: diversidade, semiárido, florística, taxonomia, ecorregião.

Introdução

Rubiaceae é a quarta família em número de espécies entre as Angiospermas (Robbrecht 1988) e apresenta ampla distribuição na região Neotropical, compreendendo ca. 13.000 espécies, vinculadas a 620 gêneros (Govaerts et al. 2011).

No Brasil, a família está representada por 134 gêneros e 1.464 espécies, dos quais 77 gêneros e 382 espécies ocorrem na região Nordeste, com maior diversidade no estado da Bahia onde foram registrados 68 gêneros e 312 espécies (Barbosa et al. 2012). Estudos focando as Rubiaceae realizados no Nordeste, incluem principalmente as listas de floras regionais como Barbosa & Zappi (2002), Zappi & Nunes (2002), Barbosa et al. (2006) e Jardim & Souza (2006), além de estudos taxonômicos locais como Zappi & Stannard (1995) e Pereira & Barbosa (2004, 2006).

De acordo com os dados constantes na lista da Flora do Brasil (Forzza et al. 2012), as espécies de Rubiaceae encontram-se distribuídas em todos os domínios fitogeográficos, com maior abundância na amazônia (708 spp.) e mata atlântica (548 spp.). Na caatinga, ocupa o quinto lugar dentre as famílias mais diversas de Angiospermas, estando representada por 54 gêneros e 169 espécies, sendo *Borreria* G.Mey. e *Psychotria* L. os gêneros mais diversos (Forzza et al. 2012). Embora com significativa abundância, estudos sobre a diversidade da família dentro do domínio da caatinga ainda são escassos, o que tem impossibilitado o real conhecimento de sua representatividade na região semiárida.

O conhecimento taxonômico e ecológico de muitas espécies que ocorrem na caatinga é ainda incipiente, uma vez que 41% da região nunca foi investigada (Leal et al. 2005). De acordo com Velloso et al. (2002), a caatinga apresenta um elevado grau de heterogeneidade de sua biota, com alguns centros de endemismos floristicamente divergentes daqueles que são considerados como típicos desse bioma, a exemplo da ecorregião do Raso da Catarina, que se destaca por ser considerada uma área de importância biológica de alta relevância, e por isso prioritária para conservação (BRASIL 2007).

O estudo teve como objetivos realizar o levantamento das Rubiaceae na APA Serra Branca, ecorregião do Raso da Catarina, acrescentar dados ao estudo da família no estado da Bahia e suprir parte das lacunas sobre o conhecimento da diversidade vegetal do semiárido, de forma a contribuir com a conservação da diversidade local e regional.

Material e Métodos

A Área de Proteção Ambiental Serra Branca/Raso da Catarina (APASB), com 67.237 ha, está localizada no município de Jeremoabo, nordeste da Bahia, delimitada pelas coordenadas 09°53'15.5" a 09°44'34.6" S e 38°49'36.1" a 38°52'20.4" W, limitando-se ao sul com o rio Vaza-Barris e ao norte com a Estação Ecológica (ESEC) Raso da Catarina (Szabo et al. 2007) (Figura 1). O clima dominante é o Bsh (semiárido quente) da classificação de Köppen, caracterizado pela escassez de chuvas e grande irregularidade em sua distribuição, temperaturas elevadas e forte evaporação (Peel et al. 2007). Segundo Velloso et al. (2002), a ecorregião do Raso da Catarina, onde está situada a área estudo, apresenta solos muito arenosos, profundos e pouco férteis de relevo muito plano, podendo apresentar *canyons* formados por afloramento de arenito. As altitudes variam de 400 a 600 m e a vegetação é predominantemente arbustiva, muito densa e menos espinhosa que a caatinga de solos cristalinos. Porém, faces de vegetação arbórea (florestada) foram observadas, além de áreas ecotonais com cerrado.

A coleta do material botânico foi efetuada ao longo de trilhas ou nas bordas explorando-se ao máximo a área. As expedições foram realizadas mensalmente no período de setembro/2010 a

agosto/2011. O material botânico, resultado das coletas foi processado seguindo metodologia usual como descrito em Mori et al. (1989). Paralelamente, foram realizados registros fotográficos das espécies, anotações de dados dos ambientes e habitats. As coleções resultantes foram incorporadas ao herbário HUNEB (Coleção Paulo Afonso) e duplicatas serão doadas aos herbários ALCB, CEPEC e HUEFS, acrônimos de acordo com Thiers (2011).

As identificações foram realizadas com o auxílio de chaves analíticas e bibliografias especializadas, ou através de análises morfológicas comparativas, utilizando materiais depositados nos acervos dos herbários ALCB, CEPEC, HRB, HUEFS e MBM. Dados sobre a distribuição geográfica das espécies foram obtidos com base na literatura e nas etiquetas dos espécimes analisados, os dados sobre fenologia são referentes às observações realizadas na área de estudo. Os nomes de autores estão abreviados de acordo com Brummitt & Powell (1992). A terminologia geral adotada nas descrições seguiu Harris & Harris (2001) e Radford et al. (1974) e a nomenclatura das estípulas foi baseada em Robbrecht (1988). As medidas do pedúnculo foram tomadas sempre do eixo principal. A chave de identificação foi organizada priorizando o conjunto de caracteres de maior importância, e não a ordem de ocorrência dos eventos fenológicos. As ilustrações foram realizadas com o auxílio de estereomicroscópio Medilux MDL-F.

Resultados e Discussão

Foram encontradas na APASB 21 espécies distribuídas em 11 gêneros. Os gêneros mais representativos foram *Mitracarpus* Zucc. ex Schult. & Schult.f. (4 spp.), *Diodella* Small e *Staelia* Cham. & Schltdl. (3 spp.), *Borreria* G.Mey., *Cordia* A.Rich. ex DC. e *Guettarda* L. (2 spp.) e os demais gêneros estão representados por uma espécie cada.

Guettarda angelica Mart. ex Müll.Arg., *G. sericea* Müll.Arg. e *Mitracarpus longicalyx* E.B.Souza & M.F.Sales são espécies endêmicas da caatinga (Souza et al. 2010, Barbosa 2012). *Diodella gardneri* (K.Schum.) Bacigalupo & E.L.Cabral e *Leptoscela ruelliioides* Hook.f. ocorrem na caatinga e no cerrado, sendo essa última endêmica da região Nordeste (Barbosa et al. 2006, Cabral & Salas 2012, Jardim 2012). *Margaritopsis carrascoana* (Delprete & E.B.Souza) C.M.Taylor & E.B.Souza está sendo citada pela primeira vez para o estado da Bahia.

Algumas espécies apresentaram preferência por microhabitats específicos na área, tais como *Emmeorrhiza umbellata* (Spreng.) K.Schum., uma trepadeira heliófila comum nas bordas da floresta e em áreas mais úmidas, enquanto que *M. carrascoana* foi encontrada com mais frequência no subosque da vegetação em bom estado de conservação. Herbáceas como *Borreria spinosa* (L.) Cham. & Schltdl., *Staelia virgata* (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum. e as espécies de *Mitracarpus* foram encontradas férteis apenas no período chuvoso, sendo a maioria espécies heliófilas, comumente encontradas em áreas abertas.

Chave para identificação das espécies de Rubiaceae da APA Serra Branca, Bahia

1. Arbustos ou subarbustos, estípulas inteiras, fruto drupa ou baga
2. Inflorescências pedunculadas, estípulas 4-9 mm compr., folhas tomentosas, hirsutas ou pubescentes
3. Tubo da corola 75-95 mm compr., fruto baga com 25-35 × 18-30 mm **21. *Tocoyena formosa***
- 3'. Tubo da corola 7-12 mm compr., fruto drupa com 4-10 × 5-12 mm
4. Drupa subglobosa, tubo da corola 10-12 mm compr., limbo tomentoso na face abaxial **9. *Guettarda angelica***

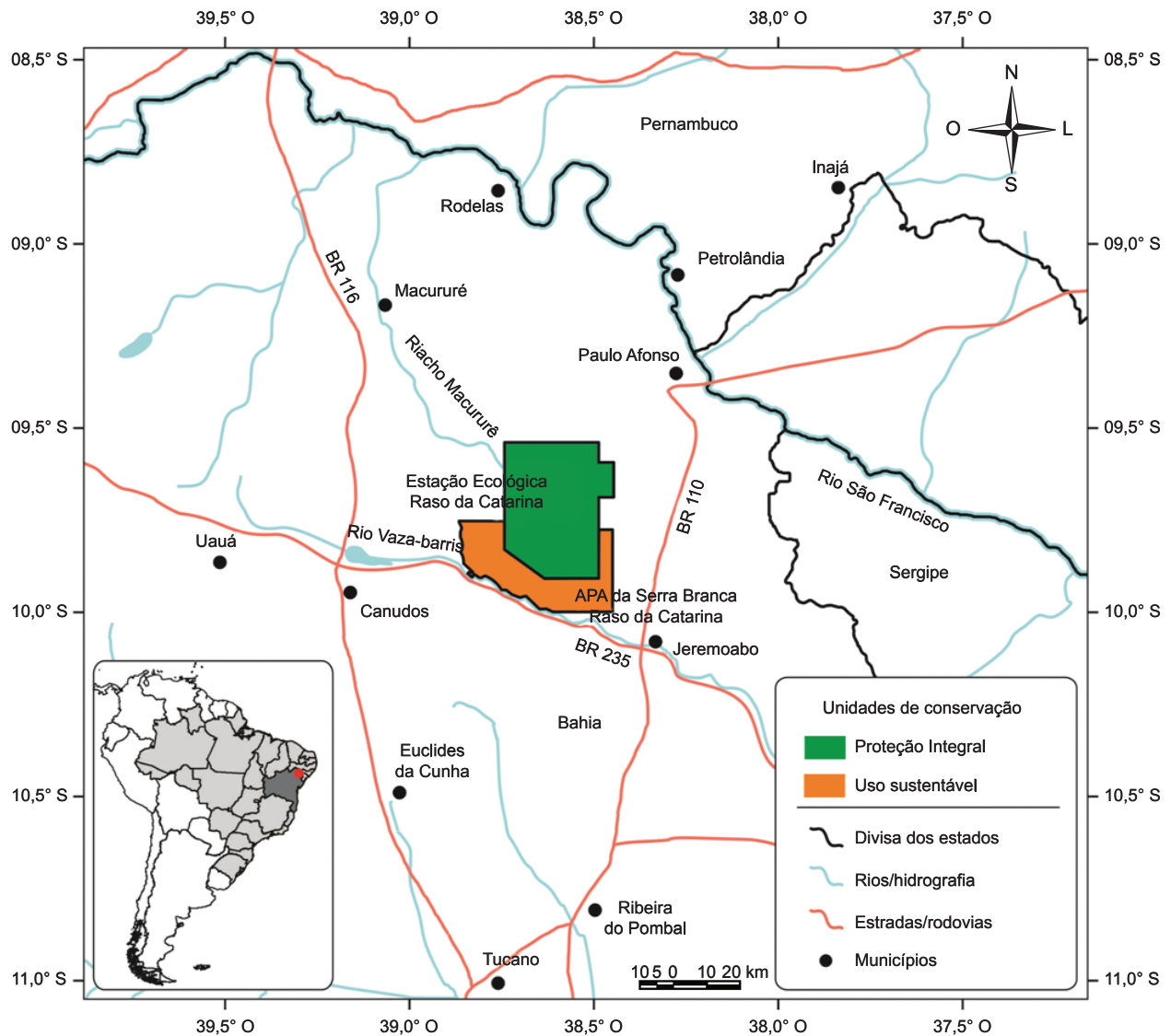


Figura 1. Localização da Área de Proteção Ambiental Serra Branca.

Figure 1. Location of the Área de Proteção Ambiental Serra Branca.

- 4'. Drupa elipsoide, tubo da corola 7-8 mm compr., limbo tomentoso em ambas as faces **10. Guettarda sericea**
- 2'. Inflorescências sésseis, estípulas 0,7-3 mm compr., folhas glabras ou apenas com nervura pubérula
5. Fruto drupa, estípulas persistentes, tubo da corola 2,5-3 mm compr. **12. Margaritopsis carrascoana**
- 5'. Fruto baga, estípulas decíduas, tubo da corola 4-6 mm compr.
6. Folhas sésseis, margem inteira, levemente revoluta, bagas 4-8 × 5-10 mm **3. Cordiera rigida**
- 6'. Folhas pecioladas, margem crenulada, bagas 11-16 × 13-17 mm **4. Cordiera sp.**
- 1'. Ervas, raramente subarbustos, trepadeiras, estípulas fimbriadas, fruto cápsula ou esquizocarpo
7. Trepadeiras, inflorescência em cimeiras paniculadas de umbela **8. Emmeorrhiza umbellata**
- 7'. Ervas eretas ou pendentes, inflorescência em glomérulos, fascículos ou cincinnos
8. Fruto esquizocarpo, estigma capitado, levemente bilobado ou trifido
9. Flores hexâmeras, estigma trifido, frutos com três mericarpos **17. Richardia grandiflora**
- 9'. Flores tetrâmeras, estigma capitado ou levemente bilobado, frutos com dois mericarpos
10. Limbo com nervuras secundárias inconspícuas, lanceolado, 2-5 flores por axila **7. Diodella teres**
- 10'. Limbo com nervuras secundárias evidentes, elíptico a elíptico-oval, 6-12 flores por axila
11. Lobos do cálice 5-9 mm compr., fruto pubescente **5. Diodella gardneri**
- 11'. Lobos do cálice 2-3,5 mm compr., fruto piloso no ápice **6. Diodella radula**
- 8'. Fruto cápsula, estigma bifido
12. Corola infundibuliforme, cálice com lobos iguais, cápsula com deiscência septicida ou transversa-obliqua

13. Tubo da corola externamente glabro, cápsula com deiscência septicida, bainha estipular glabra a pubescente
14. Inflorescências em cínchos, cálice com 5 lobos, folhas pecioladas **11. *Leptoscela ruellioides***
- 14'. Inflorescências em glomérulos, cálice com 2-3 lobos, folhas sésseis
15. Folhas com 2 pares de nervuras secundárias inconspícuas na face adaxial, glomérulos globosos **2. *Borreria verticillata***
- 15'. Folhas com 4-5 pares de nervuras secundárias conspícuas em ambas as faces, glomérulos subglobosos **1. *Borreria spinosa***
- 13'. Tubo da corola externamente hirsuto, cápsula com deiscência transverso-obliqua, bainha estipular pubérula
16. Bainha estipular com 3 setas, limbo linear-lanceolado, lobos do cálice 1-1,6 mm compr. **19. *Staelia galioides***
- 16'. Bainha estipular com 4-7 setas, limbo lanceolado, lobos do cálice 2-3 mm compr.
17. Caule pubérulo, tubo da corola 3-4,5 mm compr., 5-7 glomérulos por ramo florífero **18. *Staelia aurea***
- 17'. Caule glabro a glabrescente, tubo da corola ca. 5 mm compr., 2-4 glomérulos por ramo florífero **20. *Staelia virgata***
- 12'. Corola hipocrateriforme, cálice com lobos desiguais, cápsula com deiscência transversal
18. Tubo da corola com 4-4,5 mm compr., caule pubescente .. **17. *Mitracarpus salzmannianus***
- 18'. Tubo da corola com 1-3,5 mm compr., caule glabro a pubérulo
19. Sementes com impressão cruciforme dorsal, folhas com 2-4 mm larg., tubo da corola ca. 1 mm compr. **14. *Mitracarpus baturitensis***
- 19'. Sementes sem impressão cruciforme dorsal, folhas com 5-15 mm larg., tubo da corola 1,5-3,5 mm compr.
20. Caule cilíndrico a tetragonal no ápice, sem alas, glomérulo apical subtendido por 4 brácteas, sementes com depressões semicirculares dorsais **15. *Mitracarpus longicalyx***
- 20'. Caule tetragonal, alado no ápice, glomérulo apical subtendido por 2 brácteas, sementes planas no dorso **16. *Mitracarpus robustus***

TRATAMENTO TAXONÔMICO

Rubiaceae Juss., Genera Plantarum 196. 1789. Gênero tipo: *Rubia* L., Species Plantarum 1: 109. 1753.

Árvores, arbustos ou ervas, ocasionalmente trepadeiras ou lianas, raro epífitas. Ramos, cilíndricos, às vezes angulosos ou decussadamente achatados. Folhas simples, inteiras, opostas, raro pseudo-alterna ou pseudoverticiladas, sésseis ou pecioladas; estipulas interpeciolares, persistentes ou decíduas, livres ou concrecidas

entre si, inteiras, bipartidas, fimbriadas ou foliáceas. Inflorescências terminais ou axilares, geralmente cimosas, multifloras ou paucifloras, raramente flores solitárias; brácteas e bractéolas persistentes ou decíduas. Flores monoclinas ou unissexuais, distília presente ou não, actinomorfas, raro zigomorfas, isostêmones, diclamídeas, simpétalas, livre em *Dialypetalanthus*, (3)4-6 ou 11-13(-15) mera; cálice truncado, denteado, comumente lobado; corola hipocrateriforme, infundibuliforme, campanulada ou tubulosa, de prefloração valvar, contorta ou imbricada. Estames epipétalos, inclusos ou exsertos, anteras livres, rimosas, dorsifixas ou basifixas. Ovário ínfero, excepcionalmente semi-ínfero, dois, raramente três carpelos, dois ou mais lóculos, raramente um lóculo, um a muitos óvulos por lóculo, placentação apical, basal ou axial; disco nectarífero inteiro ou bipartido, anular, carnoso; estilete usualmente inteiro; estigma inteiro ou com ramos estigmáticos no mesmo número dos lóculos. Frutos deiscentes ou indeiscentes, carnosos ou secos, bacáceos, drupáceos, capsulares e esquizocárpicos. Sementes uma a numerosas, planas, angulosas ou cilíndricas, com ou sem alas, sulcadas ou não, endosperma farto, raro escasso ou ausente.

1. *Borreria spinosa* (L.) Cham. & Schltdl., Linnaea 3: 340. 1828. Figuras 2a-d

Spermacoce spinosa L., Syst. Nat. (ed. 10) 2: 890. 1762.

Borreria densiflora DC., Prodr. 4: 542. 1830.

Erva ereta a procumbente 15-50 cm alt., monoica. Caule tetragonal, glabro, entrenós 12-48 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 2,5-4 × 3-4 mm, glabra a pubescente, 7-9 setas, 3-5,5 mm compr., glabras. Folhas opostas, cruzadas, pseudoverticiladas pela presença de braquiblastos nas axilas, cartáceas, sésseis; limbo 15-47 × 4-12 mm, elíptico a lanceolado, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; glabro em ambas as faces, face abaxial com papilas na nervura central; venação eucamptódroma, nervuras secundárias conspícuas em ambas as faces, 4-5 pares. Inflorescência em glomérulos subglobosos, terminais e axilares, 1-2 por ramo florífero, multifloros; 2-4 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 2,5-3 × 1-1,5 mm, ápice arredondado, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 2 lobos iguais, 1,6-2 mm compr., lanceolados, hirsutos; corola alva a rósea nos lobos, infundibuliforme, tubo 1,2-2 mm compr., glabro externamente, anel de tricomas na inserção dos filetes, 4-mera, lobos 1-1,4 mm compr., triangulares, glabros; estames exsertos, porção livre dos filetes ca. 1 mm compr., anteras 0,6-0,8 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 1,4-2 mm compr. Fruto cápsula, deiscência septicida, 2-3 × 1-1,2 mm, oblonga, marrom quando madura, ápice piloso; sementes ca. 1,5 × 0,4-0,6 mm, oblongoides, castanhas, reticuladas, sulco longitudinal na face ventral.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Entrada da APA 9°57'30.1" S 38°26'19.3" O, 524 m, 16.VI.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 110 (HUNEB); 16.VI.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 111 (HUNEB); 16.VI.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 112 (HUNEB); 9°57'47" S 38°26'31" O, 554 m, 16.VI.2011, bot., fl. e fr., D.D. Vieira 163 (HUNEB); Estrada principal que vai ao Povoado Quelês, 9°57'71" S 38°26'28" O, 489 m, 17.VI.2011, bot., fl. e fr., D.D. Vieira 171 (HUNEB); Trilha secundária à estrada que vai aos Quelês, 9°52'78" S 38°31'65" O, 624 m, 16.VI.2011, bot., fl. e fr., D.D. Vieira 167 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Caitité, 15.III.1995, bot. e fl., G. Hatschbach & J.M. Silva 61930 (MBM); Feira de Santana, Serra do São José, 4.IV.2005, bot., fl. e fr., S.F. Conceição et al. 230 (HUEFS).

Distribuição: Ocorre na América, desde o México, Antilhas até a Argentina. No Brasil é encontrada no Centro-Oeste e Nordeste, nos estados da Bahia, Ceará, Maranhão, Piauí, Tocantins e Goiás (Cabral et al. 2011).

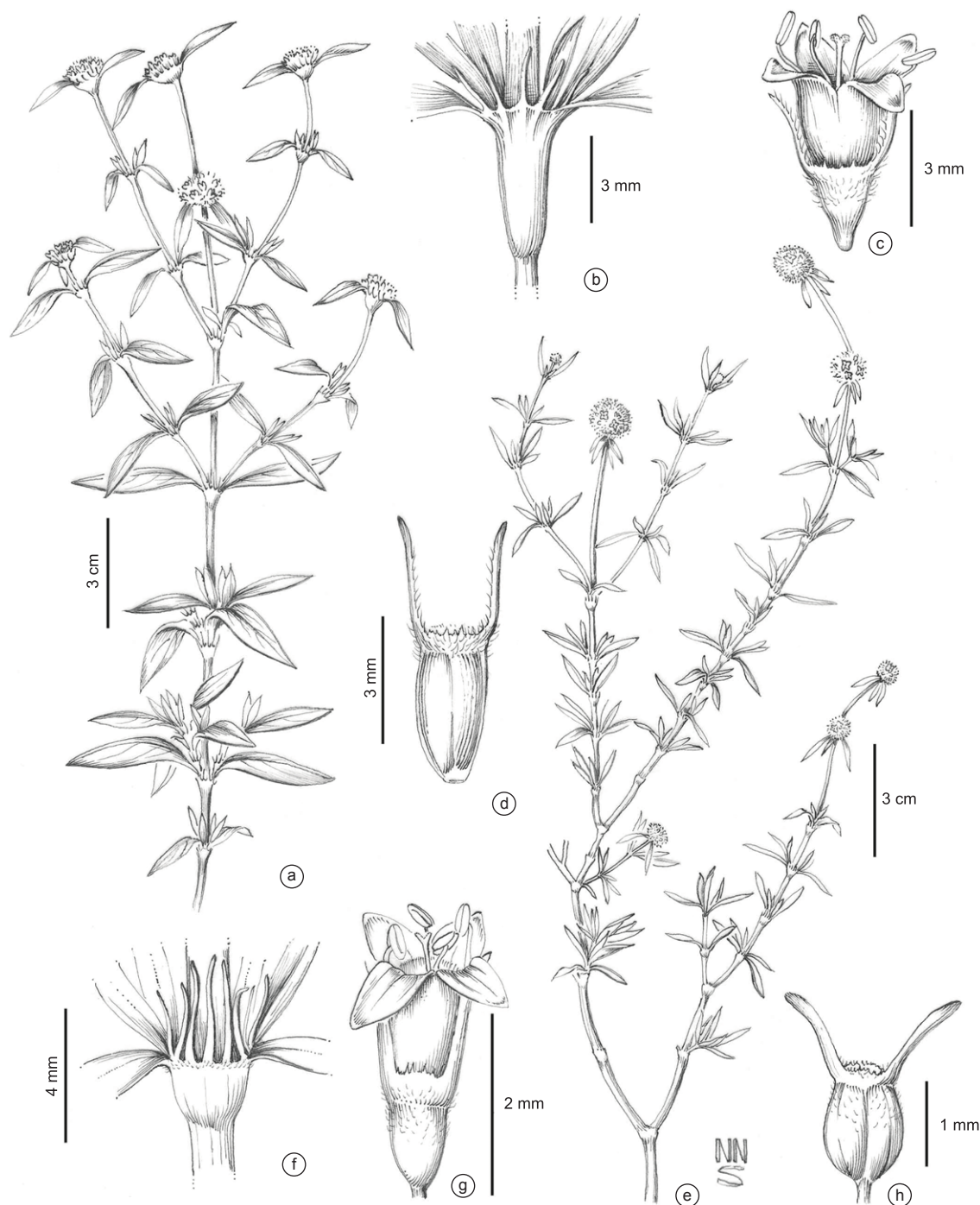


Figura 2. a-d) *Borreria spinosa*: a) ramo florífero; b) estípula; c) flor; d) fruto. (a-d) D.D. Vieira 163; e-h) *Borreria verticillata*: e) ramo florífero; f) estípula; g) flor; h) fruto. (a-d) D.D. Vieira 163; e-h) R.R. Varjão 115).

Figure 2. a-d) *Borreria spinosa*: a) flowering branch; b) stipule; c) flower; d) fruit. e-h) *Borreria verticillata*: e) flowering branch; f) stipule; g) flower; h) fruit. (a-d) D.D. Vieira 163; e-h) R.R. Varjão 115).

Borreria densiflora DC. foi considerado o nome válido e mais antigo para a espécie descrita primeiramente como *Spermacoce spinosa* L., por conta da dificuldade de encontrar o material tipo. Recentemente Cabral et al. (2011), propuseram o restabelecimento de *Borreria spinosa* ao confirmar a existência do holótipo do exemplar tipo de Linnaeus e a sinonimização de *B. densiflora* descrita com base em uma duplicata do mesmo material. Neste trabalho, optou-se

por não utilizar o conceito proposto recentemente por Cabral et al. (2011) para variedades desta espécie.

Borreria spinosa é considerada como espécie ruderal que se desenvolve bem nos ambientes de cerrado e caatinga (Cabral et al. 2011). Na APASB, esta espécie foi encontrada apenas no período chuvoso, em ambiente de caatinga arbustiva, em áreas abertas e bordas de estradas. A espécie variou de erva ereta a procumbente, podendo

ser identificada em campo pelas folhas com nervuras secundárias conspicuas em ambas as faces e glomérulos subglobosos. Floresce e frutifica na área em junho.

2. *Borreria verticillata* (L.) G.Mey., Prim. Fl. Esseq. 83. 1818. Figuras 2e-h

Spermacoce verticillata L., Sp. Pl. 1: 102. 1753.

Erva ereta 30-50 cm alt., monoica. Caule tetragonal, glabro, entrenós 6-30 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 2-3 × ca. 3 mm, pubescente, 5-9 setas, 0,8-4 mm compr., glabras. Folhas opostas, cruzadas, pseudoverticiladas pela presença de braquiblastos nas axilas, cartáceas, sésseis; limbo 10-32 × 1-6 mm, lanceolado, base cuneada, ápice agudo, margem inteira; glabro em ambas as faces, nervura hispida na face abaxial; venação eucamptódroma, nervuras secundárias inconspicuas na face adaxial, 2 pares. Inflorescência em glomérulos globosos, terminais, subterminais e axilares, 1-3 por ramo florífero, multifloros; 3-4 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 2-2,5 × ca. 1 mm, ápice arredondado, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostilicas, sésseis; cálice 2-3 lobos iguais, 1-1,5 mm compr., lanceolados, margem inteira; corola alva, infundibuliforme, tubo 0,8-2 mm compr., glabro externamente, anel de tricomas na inserção dos filetes, 4-mera, lobos 0,6-1 mm compr., triangulares, glabros; estames exsertos, porção livre dos filetes 0,5-1 mm compr., anteras 0,3-0,5 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 0,8-2,2 mm compr. Fruto cápsula, deiscência septicida, 1,5-2 × ca. 1 mm, oblonga, marrom quando madura, glabra a pubérula; sementes 1-1,2 × ca. 0,5 mm, oblongoides, castanhas, sulco longitudinal na face ventral.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, 15.I.2006, bot., fl. e fr., G.C. Sessegolo 83 (MBM); Estrada para ESEC, 9°56'43.6" S 38°27'44.5" O, 616 m, 18.VI.2009, fl., A.S. Conceição 1703 (HUNEB); Baixa dos Quelés, 9°58'59" S 38°26'24" O, 506 m, 17.X.2009, bot., fl. e fr., E. Melo et al. 6706 (HUEFS); Estrada que vai aos Quelés, 9°56'56.6" S 38°27'4.0" O, 586 m, 5.IX.2010, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 28 (HUNEB); 9°56'37.6" S 38°27'51.1" O, 588 m, 28.I.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 36 (HUNEB); Entrada da APA, 9°57'30.1" S 38°26'19.3" O, 524 m, 28.I.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 31 (HUNEB); 8.IV.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 60 (HUNEB); 16.VI.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 115 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Jeremoabo, Beira do rio seco, 18.X.2009, bot., fl. e fr., E. Melo et al. 6724 (HUEFS); Rodelas, Itacotiara, 21.I.1987, fl. e fr., B.S. Lázaro & G.O. Mattos e Silva 36 (HRB).

Distribuição: Distribui-se dos Estados Unidos ao norte da Argentina e foi introduzida no Oeste da África. No Brasil é encontrada em quase todos os estados (Delprete et al. 2005, Jung-Mendaçolli 2007, Cabral et al. 2011).

Borreria verticillata é uma erva ereta muito ramificada, que é geralmente confundida em herbários com *B. spinosa* (= *B. densiflora*), podendo ser diferenciada através das folhas com 2 pares de nervuras secundárias inconspicuas na face adaxial e glomérulos globosos. Enquanto *B. spinosa* apresenta folhas com 4-5 pares de nervuras secundárias conspicuas em ambas as faces e glomérulos subglobosos. Na APASB esta espécie é bastante abundante, ocorrendo amplamente nas áreas abertas, áreas de mata, margens de estradas e pastagens, sem preferências por condições físicas especiais. Coletada com flores e frutos na área em janeiro, abril, junho, novembro e dezembro.

3. *Cordia rigida* (K.Schum.) Kuntze, Revis. Gen. Pl. 1: 279. 1891. Figuras 3a-e

Alibertia rigida K.Schum., Fl. Bras. 6(6): 391. 1889.

Arbusto 0,5-6 m alt., dioico. Caule cilíndrico, glabro, entrenós 5-64 mm compr. Estípulas decíduas, 0,7-3 × 1,2-2,5 mm, inteiras, triangulares, ápice aristado, glabras a pubérulas. Folhas opostas,

cruzadas, coriáceas, sésseis; limbo 11-55 × 10-37 mm, obovado a elíptico, base cuneada, ápice obtuso a subagudo, margem inteira, levemente revoluta; vernicoso na face adaxial, glabro em ambas as faces; venação broquidódroma, nervuras secundárias e terciárias conspicuas em ambas as faces, 4-8 pares. Inflorescências terminais, masculinas fasciculadas, 3-5-floro, femininas unifloras, sésseis; 2 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais fusiformes, 6-10 × 1,5-2 mm, ápice agudo, prefloração imbricada. Flores diclinas, homostilicas, sésseis; flores masculinas, cálice truncado, ca. 1 mm compr., pubérulo; corola creme com lobos alvos a vináceos, hipocrateriforme, tubo 3-6 mm compr., externamente glabrescente a pubérula, internamente glabra, 4-mera, lobos 2-3 mm compr., deltoides, glabrescentes; estames inclusos, porção livre dos filetes 0,5-1 mm compr., anteras 2-4 mm compr., cremes; estigma bifido, não receptivo, estilete 4-7 mm compr.; flores femininas, cálice truncado, 1-2 mm compr., pubérulo; corola 6-7 mm compr., creme com lobos alvos a vináceos, hipocrateriforme, tubo 4-5 mm compr., externamente glabrescente a pubérula, internamente glabra, 4-mera, lobos 2-3 mm compr., deltoides, glabrescentes; estames inclusos, porção livre dos filetes ca. 1 mm compr., anteras 1,5-4 mm compr., cremes, sem pólen; estigma bifido, estilete 5,5-7 mm compr. Fruto baga, 4-8 × 5-10 mm, globosa, negra quando madura, glabra; sementes 3-4 × 2-3 mm, obcônicas, amarelo-esverdeadas, exotesta lisa.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, 15.I.2006, fr., G.C. Sessegolo et al. 65 (ALCB); Estrada que vai aos Quelés, 9°53'01.8" S 38°32'39.5" O, 650 m, 22.IX.2010, fl., D.D. Vieira 85 (HUNEB); 9°56'39.8" S 38°28'10.4" O, 625 m, 4.XII.2010, fr., R.R. Varjão 17 (HUNEB); 9°56'56.6" S 38°27'4.0" O, 586 m, 27.I.2011, fl., R.R. Varjão 29 (HUNEB); Faz. Serra Branca, Trilha em direção ao Araçá, 9°54'12.6" S 38°38'48.3" O, 541 m, 21.VIII.2008, fl., M.V.V. Romão 242 (HUNEB); Trilha da ladeira grande, 9°53'33.5" S 38°40'4.8" O, 485 m, 18.IX.2008, fl., M.V.V. Romão 313 (HUNEB); Baixa da Serra Branca, 9°52'18.2" S 38°38'34.9" O, 503 m, 21.XI.2008, fr., T.M.S. Melo 24 (HUNEB); Trilha à direita do portal, 9°52'13.5" S 38°37'57.4" O, 537 m, 12.XII.2008, fr., M.V.V. Romão 467 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Canudos, Estação Biológica de Canudos, 22.VIII.2003, fl. e fr., F.H.M. Silva & L.C.L. Lima 434 (HUEFS); Paulo Afonso, Raso da Catarina, 11.VIII.2005, fl., J.G. Carvalho-Sobrinho et al. 547 (HUEFS); 7.XII.1982, fl. e fr., L.P. Queiroz 448 (HUEFS).

Distribuição: Espécie endêmica do Brasil, ocorrendo nos estados da Bahia, Piauí, Maranhão, Ceará, Pernambuco, Goiás, Minas Gerais, São Paulo e Tocantins (Delprete 2010).

Na APASB, *C. rigida* é encontrada como arbusto ocorrendo no interior e borda da vegetação subarbutiva e arbustiva-arbórea, em solos arenosos. Caracteriza-se por apresentar flores unissexuadas, as masculinas, em inflorescências de 3-5-floro, apresentando estigma não receptivo e as femininas, unifloras, apresentando anteras sem pólen. Em campo é possível identificar os indivíduos femininos através do hipanto turbinado e na ausência das flores pela presença dos frutos. Os frutos em completa maturação são adocicados e segundo Delprete (2010) são comestíveis. Floresce na área de agosto a janeiro e frutifica de novembro a janeiro.

4. *Cordia* sp. Figuras 3f-j

Arbusto 2,5-4 m alt., dioico. Caule cilíndrico, glabro, entrenós 5-57 mm compr. Estípulas decíduas, 1-2,5 × 1-3 mm, inteiras, triangulares, glabras a pubérulas. Folhas opostas, cruzadas, cartáceas, pecíolos 0,5-2 mm compr.; limbo 35-75 × 18-48 mm, oval a elíptico, base cuneada a obtusa, ápice obtuso a agudo, margem crenulada; nervura principal pubérula em ambas as faces; venação broquidódroma, nervuras secundárias proeminentes na face abaxial, 7-8 pares. Inflorescências terminais, as masculinas fasciculadas,

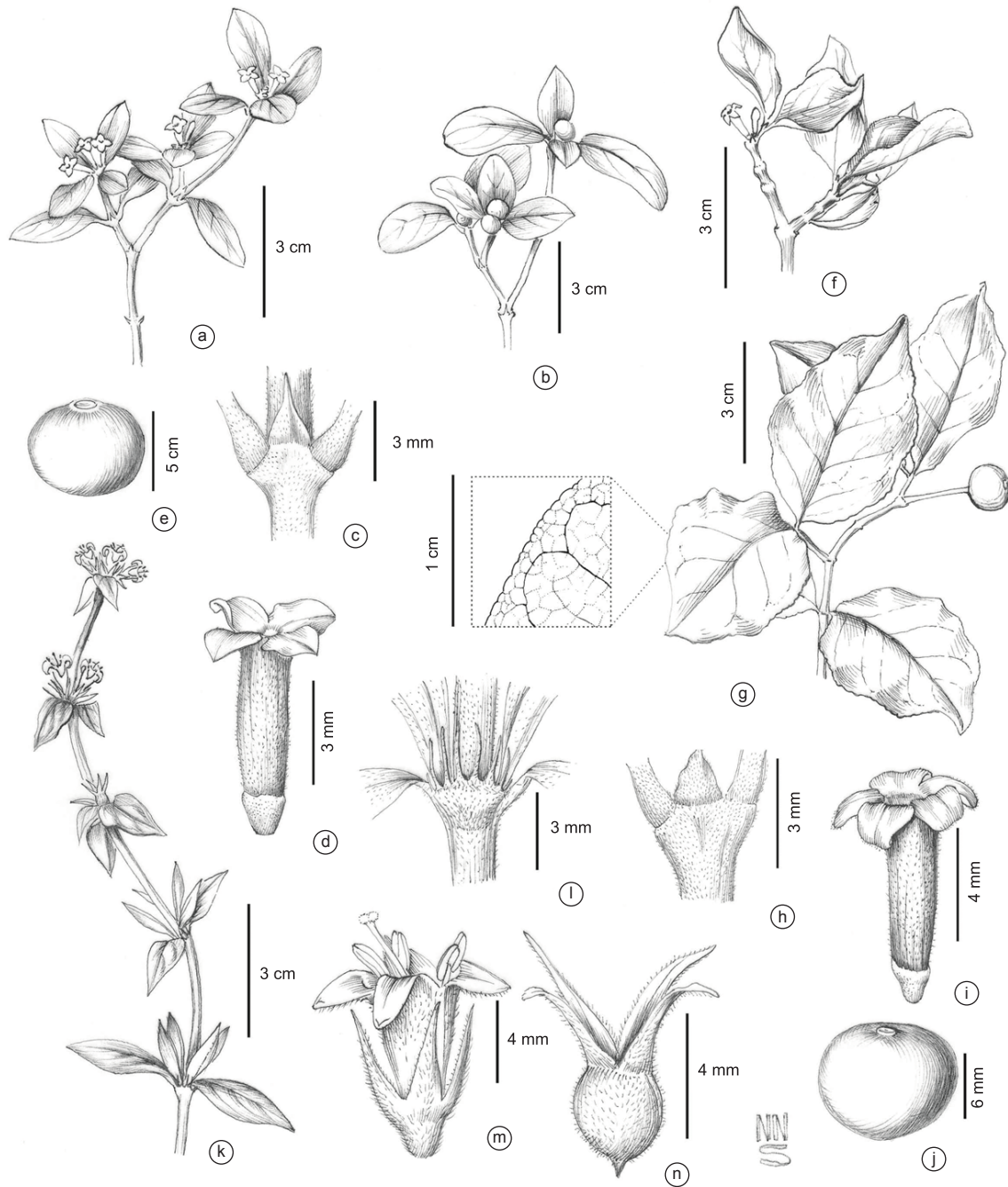


Figura 3. a-e) *Cordiera rigida*: a) ramo florífero masculino; b) ramo frutífero; c) estípula; d) flor masculina; e) fruto. f-j) *Cordiera* sp.: f) ramo florífero masculino; g) ramo frutífero, detalhe da margem da folha; h) estípula; i) flor masculina; j) fruto. k-n) *Diodella gardneri*: k) ramo florífero/frutífero; l) estípula; m) flor; n) fruto. (a,d) R.R. Varjão 17; b,c,e) D.D. Vieira 85; f,j) R.R. Varjão 165; g-i) R.R. Varjão 164; k-m) R.R. Varjão 124; n) R.R. Varjão 23).

Figure 3. a-e) *Cordiera rigida*: a) flowering branch male; b) fruiting branch; c) stipule; d) male flower; e) fruit. f-j) *Cordiera* sp.: f) flowering branch male; g) fruiting branch, detail leaf margin; h) stipule; i) male flower; j) fruit. k-n) *Diodella gardneri*: k) flowering/fruiting branch; l) stipule; m) flower; n) fruit. (a,d) R.R. Varjão 17; b,c,e) D.D. Vieira 85; f,j) R.R. Varjão 165; g-i) R.R. Varjão 164; k-m) R.R. Varjão 124; n) R.R. Varjão 23).

4-7-floro, as femininas não observadas, sésseis; brácteas foliáceas decíduas, bractéolas ausentes ou inconspícuas. Botões florais fusiformes, 4,5-6 × 1-1,5 mm, ápice agudo, prefloração imbricada. Flores diclinas, homostílicas, sésseis; flores masculinas, cálice truncado, ca. 2 mm compr., glabrescente; corola amarela, com tubo e bordos dos lobos vináceos, hipocrateriforme, tubo 5,5-6 mm compr., externamente pubérula, internamente glabra, 5-mera, lobos 2,5-3 mm compr., deltoides, pubérulos; estames inclusos, porção livre dos

filetes 0,5-1 mm compr., anteras 4-4,5 mm compr., cremes; estigma bifido, não receptivo, estilete 5,5-6 mm compr.; flores femininas não observadas. Fruto baga, 11-16 × 13-17 mm, subglobosa, negra quando madura, glabra; sementes 5-6,6 × 4-5 mm, obcônicas, amarelo-acastanhadas, exotesta estriada.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, 9°54'01.0" S 38°41'00.8" O, 399 m, 5.XI.2010, fr., L.R. Silva 10 (HUNEB); 9°54'0.66" S 38°41'00.8" O, 383 m, 8.XII.2011,

bot. e fl., R.R. Varjão 164 (HUNEB); 9°54'0.54" S 38°40'9.87" O, 406 m, 8.XII.2011, fr., R.R. Varjão 165 (HUNEB).

Cordia sp., conhecida por apenas três espécimes, apresenta características distintas de *C. rigida*, espécie comumente encontrada na área de estudo e com muitos registros em herbários. Diferencia-se através das folhas pecioladas com a margem crenulada e frutos maiores (11-16 × 13-17 mm, vs. 4-8 × 5-10 mm). A consulta a referências bibliográficas disponíveis das espécies citadas para o Brasil, bem como a comparação com espécimes de herbários não possibilitou a identificação do táxon. Entretanto, serão necessárias mais investigações para definir sua identidade. Encontrada na área com flores e frutos em novembro e dezembro.

5. *Diodella gardneri* (K.Schum.) Bacigalupo & E.L.Cabral, Darwiniana 44(1): 98. 2006. Figuras 3k-n

Diodia gardneri K.Schum., Fl. Bras. 6(6): 402. 1888.

Borreria gardneri (K.Schum.) Bacigalupo & E.L.Cabral, Opera Bot. Belg. 7: 307. 1996.

Erva ereta ou escandente 80-160 cm alt., monoica. Caule tetragonal no ápice dos ramos, glabrescente a pubérulo, entrenós 10-70 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1,5-2 × ca. 3 mm, tomentosa, 6-9 setas, 1-3 mm compr., pubescentes. Folhas opostas, dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 7-21 × 3-8 mm, elíptico, base atenuada a cuneada, ápice agudo a acumulado, margem revoluta; face adaxial escabra, abaxial pubescente; venação eucamptódroma, nervuras secundárias evidentes na face abaxial, 3 pares. Inflorescência em glomérulos axilares, 4-8 por ramo florífero, 7-12-floro; 2 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botão floral oblongo, 8-9 × 4-5 mm, ápice agudo, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 4 lobos iguais, 5-9 mm compr., lanceolados, pubescentes; corola alva a rósea, infundibuliforme, tubo 4-5 mm compr., internamente com anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 3-4 mm compr., triangulares, externamente pilosos; estames exsertos, porção livre dos filetes 1-1,5 mm compr., anteras 1,5-2 mm compr., alvas a lilases; estigma levemente bilobado, estilete 6-10 mm compr. Fruto esquizocarpo, dois mericarpos, 2-4 × ca. 3 mm, obovoide, vináceo quando maduro, pubescente; sementes 2,5 × ca. 2 mm, obovoides, castanhas, sulco longitudinal na face ventral, ápice recurvado ventralmente.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, próximo a sede, 9°55'37.5" S 38°42'18.1" O, 19.IV.2008, fl., A.S. Conceição 1354 (HUNEB); Trilha do Tanque das pedrinhas, 9°53'27.9" S 38°40'48" O, 474 m, 26.VI.2008, fl., A.S. Conceição 1414 (HUNEB); Limite com a Estação Ecológica Raso da Catarina, 9°53'42.8" S 38°29'32.6" O, 648 m, 17.VI.2009, fl., A.S. Conceição 1673 (HUNEB); Estrada que vai aos Quelés, 9°55'16.5" S 38°29'24.1" O, 9.VIII.2009, fl. e fr., M.V.V. Romão 535 (HUNEB); 9°53'1.8" S 38°32'39.05" O, 650 m, 22.IX.2010, fl., R.R. Varjão 03 (HUNEB); 9°55'48.2" S 38°29'3.6" O, 645 m, 27.I.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 23 (HUNEB); Próximo a baixa do chiqueiro, 9°55'67.5" S 38°29'11.4" O, 649 m, 8.IV.2011, fl., R.R. Varjão 67 (HUNEB); Próximo à casa de Gilson, 9°57'00" S 38°26'9.4" O, 588 m, 17.VI.2011, fl., R.R. Varjão 124 (HUNEB); Faz. Serra Branca, Próximo à casa do IBAMA, 9°55'45.3" S 38°42'25.9" O, 375 m, 6.V.2011, fl., R.R. Varjão 82 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Canudos, trilha para toca das araras, 10.V.1993, fl. e fr., M.C. Ferreira 507 (HRB); Glória, Brejo do burgo, 2.VII.1995, fl., F.P. Bandeira 215 (HUEFS); Paulo Afonso, ESEC-Raso da Catarina, 18.I.1981, fl., M.L. Guedes 303 (ALCB).

Distribuição: Espécie endêmica do Brasil, ocorrendo nos estados da Bahia, Ceará, Piauí e Minas Gerais (Cabral & Fader 2010, Cabral & Salas 2012).

A espécie ocorre comumente na caatinga ou na transição caatinga-cerrado (Cabral & Fader 2010). Na APASB, é uma espécie

amplamente distribuída, encontrada nas bordas e interior de vegetação subarbusativa e arbustiva-arbórea, em solos arenosos. Caracteriza-se por apresentar hábito ereto a escandente, além dos lobos do cálice com 5-9 mm compr. e fruto pubescente. Foi coletada na área com flores e frutos de janeiro a setembro.

6. *Diodella radula* (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete, Fl. Illustr. Catarin. Rubiaceas I: 174. 2004. Figuras 4a-d

Spermacoce radula Willd. ex Roem. & Schult., Syst. Veg. 3: 351. 1818.

Diodia radula (Roem. & Schult.) Cham. & Schltdl., Linnaea 3: 342. 1828.

Erva ereta ou decumbente 40-120 cm alt., monoica. Caule tetragonal no ápice dos ramos, pubescente no ápice, raro viloso, entrenós 10-95 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1-2 × 2,5-4 mm, glabrescente a pubescente, 5-8(-15) setas, 1,4-2,8(-5,6) mm compr., pubescentes, raro pilosas. Folhas opostas, dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 18-43(-63) × 8-18(-24) mm, elíptico a elíptico-oval, base cuneada, raro atenuada, ápice agudo, margem inteira; face adaxial escabra, abaxial pubescente a estrigosa, ou pilosas nas nervuras; venação eucamptódroma, nervuras evidentes em ambas as faces, 3-5 pares. Inflorescência em glomérulos axilares, (2-)4-11 por ramo florífero, 6-12-floro; 2 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botão floral oblongo, 3,5-5 × 1,5-3 mm, ápice agudo, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 4 lobos desiguais, maiores 2,5-3,5 mm compr., menores 2-3 mm compr., lanceolados, hirsutos; corola alva, infundibuliforme, tubo 4-5 mm compr., piloso na porção superior, internamente com anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 3-3,5 mm compr., triangulares, externamente pilosos; estames exsertos, porção livre dos filetes (0,3-)0,8-1 mm compr., anteras 1,5-2 mm compr., alvas a lilases; estigma capitado, estilete 6-8 mm compr. Fruto esquizocarpo, dois mericarpos, 2,5-3 × 2-4 mm, globoso, verde, ápice piloso; sementes 1,2-2,6 × 0,8-2 mm, obovoides, castanhas, ápice fendido, ausência de sulcos ventrais.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada principal, 9°55'45.3" S 38°42'25.9" O, 375 m, 17.VI.2011, fl., R.R. Varjão 127 (HUNEB); Estrada sentido ao Povoado Quelés, 9°56'3.6" S 38°28'48.7" O, 648 m, 27.VII.2011, fl., fr. e bot., R.R. Varjão 146 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Jeremoabo, 21.II.2006, fl., E. Melo et al. 4273 (HUEFS); Santa Brígida, 24.V.1984, bot. e fl., L.C. Oliveira Filho 175 (ALCB, CEPEC, HRB); Tucano, Rod. Tucano-Ribeira do Pombal, 29.XII.2004, fl., D. Cardoso & J.M.O. Santos 210 (HUEFS).

Distribuição: Espécie com ampla distribuição, ocorrendo nos Estados Unidos, Venezuela, Guianas, Ilha Galápagos, Peru, Bolívia, Equador, Argentina, Paraguai e Brasil (Delprete et al. 2004, Cabral & Bacigalupo 2005). No Brasil, distribui-se de forma descontínua, do Nordeste ao Sul do país (Cabral & Salas 2012).

Delprete et al. (2004), citaram *D. radula* como erva característica e exclusiva de áreas de restinga. Crescendo também em dunas e solos rochosos e arenosos do cerrado (Cabral & Bacigalupo 2005, Campos et al. 2006). Na APASB é encontrada no interior e borda da caatinga-arbusativa, sendo coletada apenas uma vez em ambiente sombreado com vegetação arbustiva-arbórea. Neste ambiente o espécime apresentou variação morfológica com hábito ereto, folhas com nervuras secundárias inconspícuas e base atenuada. Contudo, os caracteres reprodutivos permitiram incluí-lo em *D. radula*. Esta espécie pode ser confundida em campo com *D. gardneri*, da qual podemos diferenciar pelo hábito ereto ou decumbente, flores com lobos do cálice 2-3,5 mm compr. e fruto piloso no ápice. Floresce na área de junho a julho e frutifica em julho.

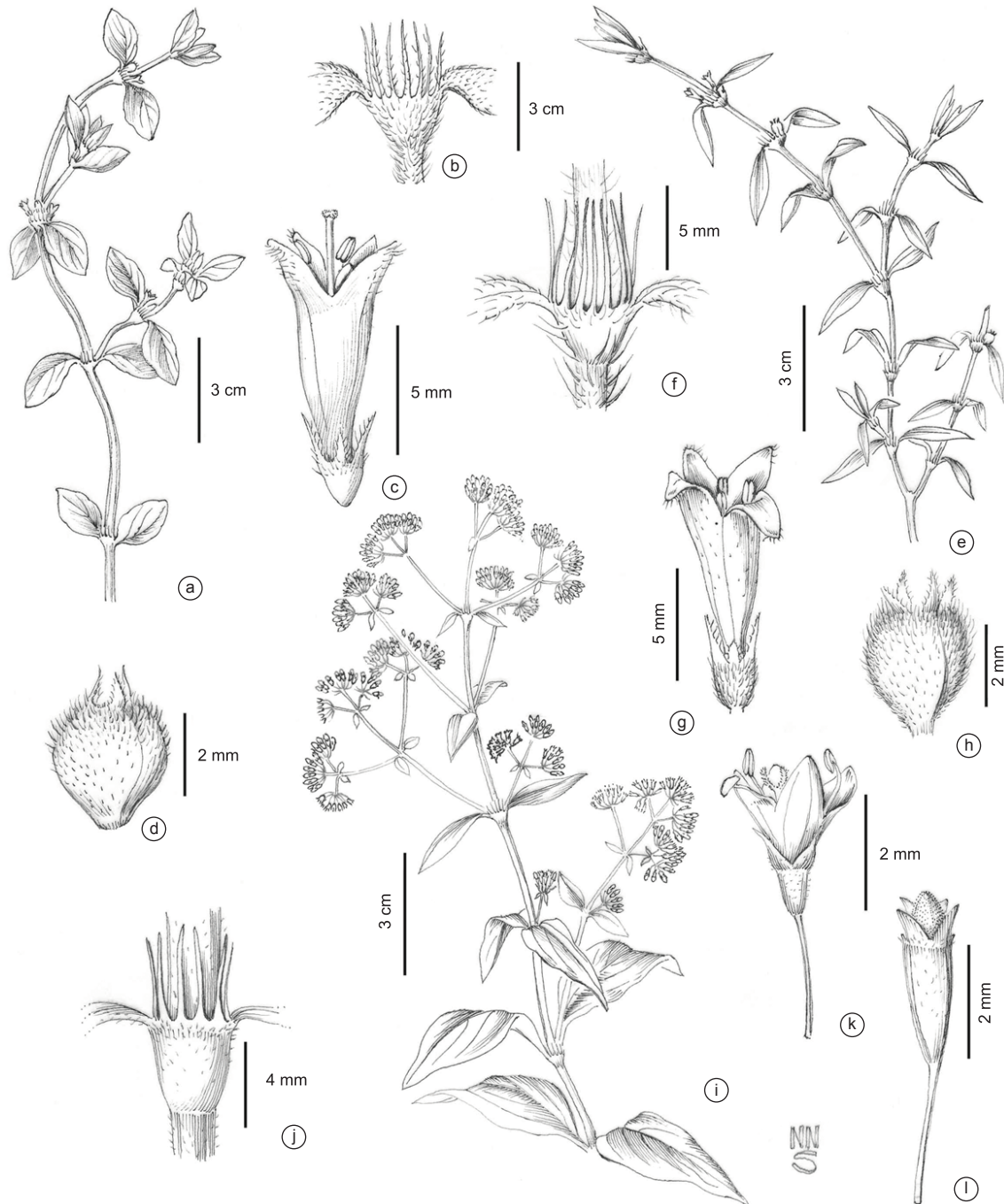


Figura 4. a-d) *Diodella radula*: a) ramo florífero; b) estípula; c) flor; d) fruto. e-h) *Diodella teres*: e) ramo florífero; f) estípula; g) flor; h) fruto. i-l) *Emmeorhiza umbellata*: i) ramo florífero; j) estípula; k) flor; l) fruto. (a-d) R.R. Varjão 127; e-h) A.S. Conceição 1870; i-l) R.R. Varjão 05).

Figure 4. a-d) *Diodella radula*: a) flowering branch; b) stipule; c) flower; d) fruit. e-h) *Diodella teres*: e) flowering branch; f) stipule; g) flower; h) fruit. i-l) *Emmeorhiza umbellata*: i) flowering branch; j) stipule; k) flower; l) fruit. (a-d) R.R. Varjão 127; e-h) A.S. Conceição 1870; i-l) R.R. Varjão 05).

7. *Diodella teres* (Walter) Small, Fl. Lancaster Co. 271. 1913.
Figuras 4e-h

Diodella teres Walter, Fl. Carol. 87. 1788.

Erva decumbente 20-50 cm alt., monoica. Caule cilíndrico a tetragonal, pubérulo a piloso, entrenós 5-30 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1,5-2 × 3-4 mm, pubérula, margem pilosa, 9-12 setas, 3-10 mm compr., glabras. Folhas opostas, dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 16-35 × 4-7 mm, lanceolado, base atenuada, ápice agudo a acuminado, margem inteira; estrigoso a tomentoso

em ambas as faces; venação eucamptódroma, nervuras secundárias inconspícuas, 4 pares. Inflorescência em fascículos axilares, 4-11 por ramo florífero, 2-5-floro; 2 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 2-5 × 1,5-2 mm, ápice arredondado, prefloação valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 1,5-2 mm compr., 4 lobos desiguais, maiores 1,5-2 mm compr., menores 1-1,5 mm compr., lanceolados, margem escabriuácula; corola alva com lobos lilás, infundibuliforme, tubo 3,5-5 mm compr. internamente com anel de tricomas na porção inferior do

tubo, 4-mera, lobos 1,5-2 mm compr., triangulares, externamente pubérulos; estames exsertos, porção livre dos filetes 0,5-1 mm compr., anteras 0,5-1 mm compr., alvas; estigma capitado, estilete 3-5,5 mm compr. Fruto esquizocarpo, dois mericarpos, ca. 4 × 2,5-3 mm, globoso a subovoide, marrom quando maduro, pubescente; sementes 2-3 × 1,5-2 mm, obovóides, plano-convexas, castanhas, sulco longitudinal na face ventral.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, Trilha sentido Serra do Navio, 9°52'49.1" S 38°39'22.0" O, 481 m, 31.VII.2009, fl., A.S. Conceição 1870 (HUNEB); Próximo a casa do IBAMA, 9°52'16.1" S 38°38'87.4" O, 463 m, 6.V.2011, bot. e fr., R.R. Varjão 80 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Canudos, Estação Biológica de Canudos, 27.VI.2002, fl., L.P. Queiroz et al. 7220 (HUEFS); 18.IV.2004, fl., F.H.M. Silva & L.C.L. Lima 500 (HUEFS); Glória, BA-210, sentido Rodelas, 7.VI.2007, fl. e fr., A.S. Conceição et al. 1010 (HUEFS); Serrota, 5.IX.2006, fl., S. Leal 56 (HUEFS); Ribeira do Pombal, 16.VIII.2003, fl. e fr., M.L. Guedes et al. 10570 (CEPEC).

Distribuição: Espécie neotropical, ocorrendo no Sudeste dos Estados Unidos, América Central e América do Sul (Cabral & Bacigalupo 2005, Campos et al. 2006). No Brasil, distribui-se por quase todo o território nacional (Cabral & Salas 2012).

Na APASB, *D. teres* é encontrada em áreas abertas, com forte exposição solar e solo arenoso. Distingue-se das demais espécies de *Diodella* encontradas na área por apresentar hábito procumbente, limbo com nervuras secundárias inconspícuas, lanceolado, 2-5 flores por axila. Encontrada na área com flores em maio e julho e frutos em maio.

8. *Emmeorrhiza umbellata* (Spreng.) K.Schum., Fl. Bras. 6(6): 408. 1889. Figuras 4i-l

Borreria umbellata Spreng., Neue Entd. 2: 144. 1821.

Endlicheria umbellata K.Schum., Fl. Bras. 6(6): 38. 1888.

Trepadeira, monoica. Caule tetragonal, glabro a pubérulo, entrenós 16-67 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1-3 × 2-3 mm, glabra a pubérula, 6-7 setas, 2-6 mm compr., glabras. Folhas opostas, dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 32-76 × 11-25 mm, lanceolado, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; face adaxial esparsamente estrigosa, abaxial pubérula nas nervuras; venação eucamptódroma, nervuras proeminentes na face abaxial, 4-5 pares. Inflorescência em cimeiras paniculadas de umbela, terminais ou axilares, 1-4 por ramo florífero, multifloros, pedúnculo 20-40 mm compr., glabro; 2 brácteas, 12-20 × 5-8 mm, lanceoladas, pubérulas, 2 bractéolas, 1,5-4 × 0,5-1,5 mm, elípticas, glabras. Botões florais oblongos, 1,5-2 × 0,5-1 mm, ápice arredondado, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas, pedicelos 1,7-2,5 mm compr., glabros; cálice 4 lobos iguais, 0,5-1 mm compr., lanceolados, glabros; corola alva, infundibuliforme, tubo 0,5-1 mm compr., glabro externamente, anel de tricomas na inserção dos filetes, 4-mera, lobos 1-1,2 mm compr., triangulares, glabros; estames exsertos, porção livre dos filetes ca. 1 mm compr., anteras ca. 0,5 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 1-1,5 mm compr. Fruto cápsula, deiscência septicida, 3-4 × ca. 1 mm, obovoide, marrom quando maduro, glabra; sementes 2,5-3 × 0,3-0,5 mm, elipsóides, castanhas, porção central escurecida em ambas as faces, aladas, exotesta lisa.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Baixa dos Quelés, 9°58'59" S 38°26'24" O, 506 m, 17.X.2009, fl., E. Melo et al. 6683 (HUEFS); Trilha secundária à estrada que vai aos Quelés, 9°56'36.1" S 38°27'12.1" O, 551 m, 23.IX.2010, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 05 (HUNEB); Estrada sentido ao Povoado Quelés, 9°56'3.6" S 38°28'48.7" O, 648 m, 27.VII.2011, bot., R.R. Varjão 146 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Jeremoabo, Beira do rio seco, 18.X.2009, fl., E. Melo et al. 6736 (HUEFS); Paulo Afonso, ESEC-Raso da Catarina, Mata das Pororocas, 25.X.1982, fl., L.P. Queiroz 438 (HUEFS).

Distribuição: Espécie amplamente distribuída pela América do Sul, da Venezuela até o Brasil. No Brasil, ocorre nos estados do Planalto Central, na região Nordeste e na faixa litorânea desde a Bahia até o Rio Grande do Sul (Delprete 2010).

Na APASB, ocorre nas bordas das áreas florestadas e caatinga arbustiva-arbórea. Diferencia-se das demais espécies da área por apresentar hábito trepador com caule volúvel, inflorescência composta por cimeiras paniculadas de umbela e sementes aladas. Floresce na área de julho a setembro e dezembro, e frutifica em agosto e setembro.

9. *Guettarda angelica* Mart. ex Müll.Arg., Flora 58: 450. 1875. Figuras 5a-d

Arbusto 1-3 m alt., monoico. Caule cilíndrico, glabro a pubérulo no ápice dos ramos, entrenós 6-78 mm compr. Estípulas decíduas, inteiras, triangulares, côncavas, ápice agudo, 4,5-9 × 2-4 mm, tomentosas a pubérulas. Folhas opostas, cruzadas, cartáceas; pecíolos 5-19 mm compr., pubérulos; limbo 36-70 × 19-50 mm, elíptico, orbicular a obovado, base cuneada a arredondada, ápice agudo a obtuso, margem inteira; face adaxial hirsuta, pubérula nas nervuras, face abaxial tomentosa; venação broquidódroma, nervuras proeminentes na face abaxial, 8-12 pares. Inflorescência em cimeiras escorpioides, subterminal, 8-floro, pedúnculo 8-46 mm compr., pubérulo; brácteas não observadas, 2 bractéolas lineares, 1-4 × 0,2-1 mm, pubescentes. Botões florais oblongos, 5-10 × ca. 2 mm, ápice agudo, prefloração imbricada. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice truncado, podendo apresentar até 2 lobos, 1,6-3 mm compr., pubescente; corola creme, hipocrateriforme, tubo 10-12 mm compr., externamente tomentoso, 5-mera, lobos 3-5 mm compr., oblongos, externamente tomentosos; estames inclusos, porção livre dos filetes ca. 0,2 mm compr., anteras 2-2,4 mm compr., alvas; estigma capitado, estilete 12-14 mm compr. Fruto drupa, 4-10 × 5-12 mm, subglobosa, alva a creme quando madura, pubérula; sementes não visualizadas.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, Vaca Morta, 9°54'23.6" S 38°41'22.66" O, 367 m, 17.IV.2008, fl. e fr., A.S. Conceição 1282 (HUNEB); Trilha sentido Serra do Morro, 9°52'49.1" S 38°39'22.0" O, 481 m, 30.VII.2009, fr., T.M.S. Melo 54 (HUNEB); Estrada que vai em direção à casa sede, 9°53'76.3" S 38°40'71.2" O, 414 m, 7.IV.2011, fr., R.R. Varjão 55 (HUNEB); Próximo a casa, 9°52'16.1" S 38°38'87.4" O, 463 m, 6.V.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 81 (HUNEB); Estrada que vai aos Quelés, 9°56'6.3" S 38°28'68.7" O, 627 m, 5.V.2011, fr., R.R. Varjão 76 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Glória, ca. 4 km de Olhos d'Água de Souza, 26.IV.2001, fl., L.P. Queiroz et al. 6552 (HRB); Paulo Afonso, Raso da Catarina, 14.V.1981, fl. e fr., G.C.P. Pinto 102/81 (ALCB).

Distribuição: Espécie exclusiva do Brasil. Embora tenha sido citada para o estado do Pará por Margallo et al. (2009), é considerada endêmica do domínio da caatinga, ocorrendo nos estados da Bahia, Ceará, Paraíba e Pernambuco (Barbosa 2012).

Na APASB, ocorre nas bordas e subosque da vegetação arbustiva-arbórea, em solos arenosos. *G. angelica* é muito comum em áreas de caatinga e amplamente documentada em herbário. É facilmente reconhecida através da drupa subglobosa, pubérula, branca quando madura, flores com tubo da corola 10-12 mm compr. e limbo tomentoso na face abaxial. Na área, floresce e frutifica de abril a julho.

10. *Guettarda sericea* Müll.Arg., Flora 58: 450. 1875.

Arbusto ca. 1,5 m alt., monoico. Caule cilíndrico, glabro, entrenós 8-45 mm compr. Estípulas decíduas, inteiras, lanceoladas, ápice

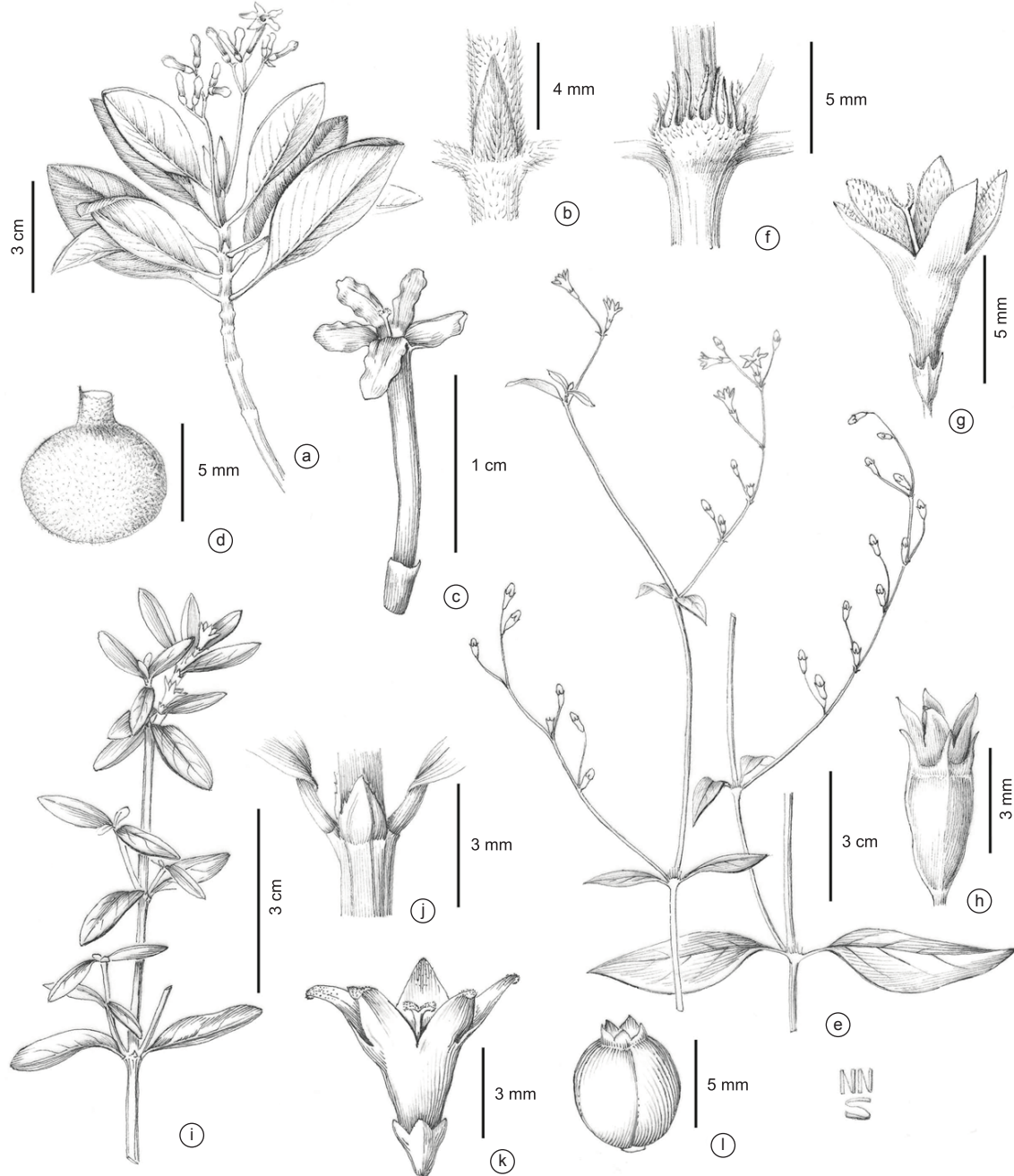


Figura 5. a-d) *Guettarda angelica*: a) ramo florífero; b) estípula; c) flor; d) fruto. e-h) *Leptoscela ruellioides*: e) ramo florífero; f) estípula; g) flor longistila; h) fruto. i-l) *Margaritopsis carrascoana*: i) ramo florífero; j) estípula; k) flor; l) fruto. (a-c) A.S. Conceição 1282; d) R.R. Varjão 55; e-h) R.R. Varjão 01; i-k) R.R. Varjão 118, l) R.R. Varjão 78).

Figure 5. a-d) *Guettarda angelica*: a) flowering branch; b) stipule; c) flower; d) fruit. e-h) *Leptoscela ruellioides*: e) flowering branch; f) stipule; g) flower longistylous; h) fruit. i-l) *Margaritopsis carrascoana*: i) flowering branch; j) stipule; k) flower; l) fruit. (a-c) A.S. Conceição 1282; d) R.R. Varjão 55; e-h) R.R. Varjão 01; i-k) R.R. Varjão 118, l) R.R. Varjão 78).

agudo, 5-6 × 2-3 mm, tomentosas. Folhas opostas, cruzadas, cartáceas; pecíolos 6-20 mm compr., tomentosos; limbo 60-120 × 20-45 mm, obovado a elíptico, base truncada, atenuada a arredondada, ápice agudo a obtuso, margem inteira; tomentosa em ambas as faces; venação broquidódroma, nervuras proeminentes na face abaxial, 9-12 pares. Inflorescência em cimeiras escorpioides, subterminal, 8-15-floro, pedúnculo 13-30 mm compr., pubescente; brácteas não observadas, 1 bractéola linear, 4-5,5 × 0,5-1 mm, pubérula. Botões

floais oblongos, 4-5 × 2-3 mm, ápice arredondado, prefloração imbricada. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice truncado, seríceo; corola creme, hipocrateriforme, tubo 7-8 mm compr., externamente tomentoso, 5-mera, lobos 1-2 mm compr., oblongos, externamente tomentosos; estames inclusos, porção livre dos filetes ca. 0,2 mm compr., anteras 2-3 mm compr., alvas; estigma capitado, estilete 8-9 mm compr. Fruto drupa, 8-10 × 5-6 mm, elipsoide, marrom a negra quando madura, pubescente; sementes não observadas.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Natureza, 10°00'14" S 38°26'02" O, 427 m, 12.VIII.2005, fl. fr., E.B. Miranda et al. 882 (HUEFS); 10°4'S 38°21" O, 17.I.2006, bot., G.C. Sessegolo et al. 147 (ALCB); Baixa do estreito, 9°59'34.3" S 38°25'01.5" O, 436 m, 18.III.2009, bot., A.S. Conceição 1547 (HUNEB).

Distribuição: Espécie exclusiva do Nordeste do Brasil, ocorrendo nos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba e Pernambuco, em áreas de caatinga (Barbosa 2012).

Guettarda sericea ocorre na APASB em área com caatinga arbórea, diferencia-se de *G. angelica* principalmente pela drupa elipsoide, pubescente, marrom a negra quando madura, tubo da corola 7-8 mm compr. (vs. 10-12 mm compr.) e limbo tomentoso em ambas as faces. Foi encontrada na área com flores e frutos em agosto e de janeiro a março apenas em botões.

11. *Leptoscela ruellioides* Hook.f., Icon. Pl. 14: 1149. 1873. Figuras 5e-h

Erva ereta ou com ramos apoiantes 30-80 cm alt., monoica. Caule cilíndrico, glabro, entrenós 1,2-12,8 cm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1-1,5 × 2-3 mm, pubescente, 8-14 setas, 0,5-3 mm compr., pubescentes. Folhas opostas, cruzadas, membranáceas; pecíolos 1-3 mm compr., glabro; limbo 24-52 × 8-22 mm, lanceolado, base cuneada, ápice acuminado, margem inteira; face adaxial pubérula, abaxial pubescente; venação eucamptódroma, nervuras conspicuas na face abaxial, 3-4 pares. Inflorescência em cincinnos, alongados, axilares, 1-4 por ramo florífero, 12-20-floro, pedúnculo 20-38 mm compr., glabro; 2 brácteas, 3-4 × 1,5-2 mm, lanceoladas, pubescentes; 1 bractéola, 1-1,5 mm compr., linear, pubérula. Botões florais elipsoides, 1,5-4 × 1-1,5 mm, ápice agudo, prefloração valvar. Flores monoclinais, heterostílicas, pedicelos 0,5-13 mm compr., glabros; cálice 5 lobos iguais, 1-1,5 mm compr., lanceolados, margem pubérula; corola alva, com fauce esverdeada e lobos lilases, infundibuliforme, tubo 3-4,5 mm compr., glabro externamente, internamente pubescente e com anel de tricomas na porção inferior do tubo, 5-mera, lobos 2,5-4 mm compr., triangulares, internamente pubescentes; flores brevistílicas, estames inclusos, porção livre dos filetes 1,5-2 mm compr., anteras ca. 1,8 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 1,5-2 mm compr.; flores longistílicas, estames inclusos, porção livre dos filetes 0,5-1 mm compr., anteras ca. 1 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 4,5-5,5 mm compr. Fruto cápsula, deiscência septicida, 3-4 × 1,5-2 mm, obovoide, verde, glabra; sementes 0,7-1 × 0,5-0,7 mm, obovoides, castanhas, ventralmente com sulcos longitudinais.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, Trilha do Araçá, 9°52'49.1" S 38°38'13.5" O, 535 m, 8.V.2008, fl., M.V.V. Romão 128 (HUNEB); Baixa dos Quelés, 9°58'60" S 38°26'16" O, 488 m, 17.X.2009, fl., E. Melo et al. 6625 (HUEFS); Estrada que vai aos Quelés, 9°53'24.9" S 38°29'31.8" O, 648 m, 17.VI.2009, fl., A.S. Conceição 1642 (HUNEB); 9°57'17.0" S 38°26'24.7" O, 575 m, 19.VI.2009, fl., A.S. Conceição 1770 (HUNEB); 9°58'00.8" S 38°26'11.6" O, 493 m, 28.VII.2009, fl., A.S. Conceição 1773 (HUNEB); 9°58'00.8" S 38°26'11.7" O, 497 m, 29.VII.2009, fl., A.S. Conceição 1796 (HUNEB); 9°53'1.8" S 38°32'39.05" O, 650 m, 22.IX.2010, fl., R.R. Varjão 01 (HUNEB); Trilha secundária à estrada que vai aos Quelés, 9°56'36.1" S 38°27'12.1" O, 551 m, 8.IV.2011, fr., R.R. Varjão 71 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Jeremoabo, Faz. Natureza, 12.VIII.2005, fl., E.B. Miranda et al. 891 (HUEFS); Uauá, Serra do Jerônimo, 30.III.2000, fl. e fr., M.L. Guedes et al. 7336 (CEPEC).

Distribuição: Espécie endêmica do Nordeste do Brasil, ocorrendo na caatinga e cerrado, nos estados de Alagoas, Bahia, Paraíba, Pernambuco e Sergipe (Jardim 2012).

Na APASB, *L. ruellioides* apresenta ampla distribuição, ocorrendo em todos os ambientes com número elevado de indivíduos. A espécie é reconhecida pelo hábito ereto ou com ramos apoiantes, folhas pecioladas, inflorescência em cincinnos e cálice com 5 lobos iguais. Coletada na área com flores de abril a setembro e dezembro, e frutos em maio.

12. *Margaritopsis carrascoana* (Delprete & E.B.Souza) C.M.Taylor & E.B.Souza, Syst. & Geogr. Pl. 75: 171. 2005. Figuras 5i-l

Psychotria carrascoana Delprete & E.B.Souza, Novon 14: 158. 2004.

Subarbusto 1-1,5 m alt., monoico. Caule cilíndrico, glabro, entrenós 2-10 mm compr. Estípulas persistentes, inteiras, triangulares, ápice agudo, 1-2 × 1,2-2,5 mm, glabras. Folhas opostas, cruzadas, cartáceas; pecíolos 1-2 mm compr.; limbo 11-24 × 5-10 mm, elíptico a oblanceolado, base cuneada, ápice agudo, margem inteira; glabro em ambas as faces; venação broquidódroma, nervura principal proeminente na face abaxial, 5-9 pares. Inflorescência terminal, uniflora, séssil; 2 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, ca. 12 × 1,5 mm, ápice agudo, prefloração valvar. Flores monoclinais, homostílicas, sésseis; cálice 5 lobos iguais, ca. 0,8 mm compr., triangulares, glabros; corola alva a creme, lobos com ápice verde, infundibuliforme, tubo 2,5-3 mm compr., externamente glabro, internamente com anel de tricomas na inserção dos filetes, 5-mera, lobos ca. 3 mm compr., oblongos-ovais, reflexos, glabros; estames subinclusos, porção livre dos filetes ca. 0,2 mm compr., anteras 0,8-1 mm compr., castanhas; estigma bifido, estilete ca. 4 mm compr. Fruto drupa, 4-7 × 4-5 mm, obovoide, alaranjado ou vermelho quando maduro, glabro; sementes 3,5-4 × 2,5-3,5 mm, subovoides, castanhas, plano-convexas, dorsalmente com sulcos longitudinais.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada que vai aos Quelés, 9°56'39.8" S 38°28'10.4" O, 625 m, 4.XII.2010, fr., R.R. Varjão 18 (HUNEB); 9°56'36.1" S 38°27'12.1" O, 551 m, 8.IV.2011, fr., R.R. Varjão 72 (HUNEB); 5.V.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 77 (HUNEB); 5.V.2011, fr., R.R. Varjão 78 (HUNEB); 9°56'39.8" S 38°28'10.4" O, 625 m, 16.VI.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 118 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Jeremoabo, Faz. Natureza, 7.VI.2004, fr., J.G. Carvalho-Sobrinho et al. 253 (HUEFS); Paulo Afonso, ESEC-Raso da Catarina, 8.VI.1985, fr., L. P. Queiroz 564 (ALCB); 24.VI.1982, fr., M. L. Guedes et al. 441 (ALCB).

Distribuição: Espécie restrita aos estados da Bahia e Ceará, ocorrendo em vegetação do tipo caatinga e carrasco (Delprete & Souza 2004, Taylor 2005).

Margaritopsis carrascoana está sendo citada aqui pela primeira vez para o estado da Bahia. Segundo Delprete & Souza (2004) a espécie ocorria apenas no estado do Ceará, associada à vegetação do tipo carrasco no Planalto do Ibiapaba e Chapada do Araripe, admitindo sua provável ocorrência em vegetação semelhante no estado vizinho do Piauí. Contudo, a espécie foi citada em trabalhos anteriores com ocorrência para área de caatinga, incluindo carrasco, cerrado e florestas (Jardim & Souza 2006).

Na APASB, esta espécie ocorre com mais frequência no subosque da vegetação, em áreas sombreadas e solos arenosos. Diferencia-se por apresentar estípulas persistentes, tubo da corola 2,5-3 mm compr. e fruto drupa laranja a vermelha quando madura. Foi encontrada na área com flores e frutos de abril a dezembro.

13. *Mitracarpus baturitensis* Sucre, Rodriguésia 26: 255. 1971. Figuras 6a-f

Erva ereta ca. 30 cm alt., monoica. Caule tetragonal, glabro, entrenós 7-88 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha ca. 1 × 2-3 mm, margem pubescente, 4-5 setas, 0,5-1 mm compr., glabras. Folhas opostas, dísticas, membranáceas, sésseis; limbo 8-32

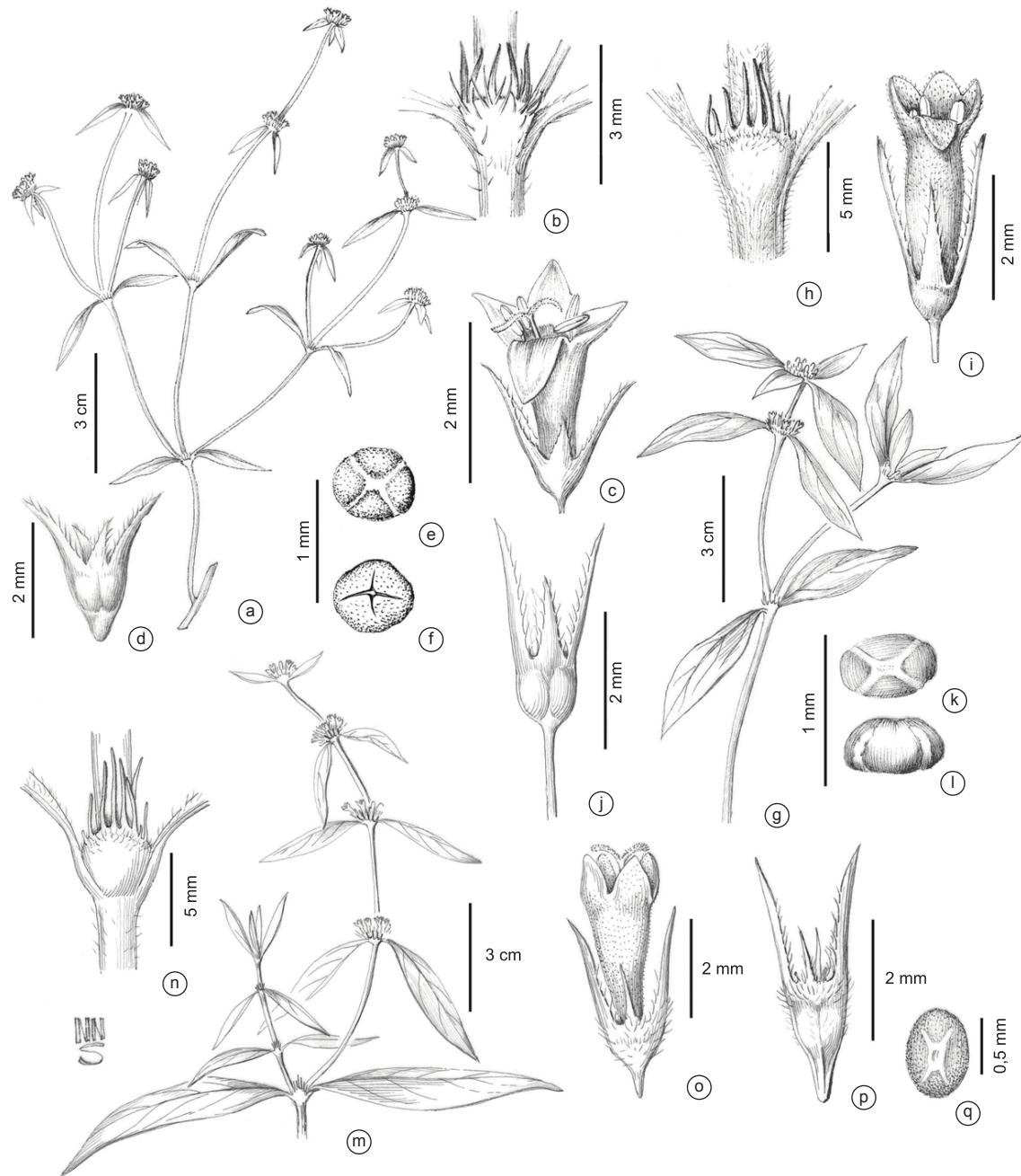


Figura 6. a-f) *Mitracarpus baturitensis*: a) ramo florífero; b) estípula; c) flor; d) fruto; e) semente, face ventral; f) semente, face dorsal. g-l) *Mitracarpus longicalyx*: g) ramo florífero; h) estípula; i) flor; j) fruto; k) semente, face ventral; l) semente, face lateral. m-q) *Mitracarpus robustus*: m) ramo florífero; n) estípula; o) flor; p) fruto; q) semente, face ventral. (a-f) R.R. Varjão 02; g-l) D.D. Vieira 172; m-q) L.R. Silva 47).

Figure 6. a-f) *Mitracarpus baturitensis*: a) flowering branch; b) stipule; c) flower; d) fruit; e) seed, ventral view; f) seed, dorsal view. g-l) *Mitracarpus longicalyx*: g) flowering branch; h) stipule; i) flower; j) fruit; k) seed, ventral view; l) seed, lateral view. m-q) *Mitracarpus robustus*: m) flowering branch; n) stipule; o) flower; p) fruit; q) seed, ventral view. (a-f) R.R. Varjão 02; g-l) D.D. Vieira 172; m-q) L.R. Silva 47).

$\times 2-4$ mm, linear-elíptico, base cuneada, ápice agudo, margem inteira; face adaxial glabra a escabra, abaxial glabrescente nas nervuras; venação eucamptódroma, nervura primária proeminente na face abaxial, 2-3 pares. Inflorescência em glomérulos, axilares e terminais, 2-3 por ramo florífero, multifloros; 2-4 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais obovóides, $1,5-2,5 \times 0,8-1,2$ mm, ápice arredondado, preflorescência valvar. Flores monoclinas, homostilicas; pedicelos $0,5-1$ mm compr., glabro; cálice 4 lobos desiguais, maiores $1-1,2$ mm compr., menores $0,5-0,8$ mm compr., lanceolados, margem

hirsuta; corola alva, hipocrateriforme, tubo ca. 1 mm compr., glabro externamente, anel de tricomas na metade do tubo, 4-mera, lobos ca. 1 mm compr., triangulares, glabros; estames subincluídos, porção livre dos filetes ca. 1 mm compr., anteras ca. $0,6$ mm compr., alvas; estigma bifido, estilete $1-2$ mm compr. Fruto cápsula, deiscência transversal, $0,8-1 \times 0,6-0,8$ mm, subglobosa, castanha quando madura, glabra; sementes $0,6-0,8 \times$ ca. $0,4$ mm, oblongóides, castanhas, face dorsal com impressão cruciforme, face ventral com sulcos em forma de "X".

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada que vai aos Quelés, 9°53'1.8" S 38°32'39.05" O, 650 m, 22.IX.2010, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 02 (HUNEB); 27.VII.2011, fl. e fr., L.R. Silva 43 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Canudos, Reserva Biológica de Canudos, 24.VI.2003, fr., F.H.M. Silva et al. 417 (HUEFS); Glória, Brejo do Burgo, 26.VIII.1995, fl., F.P. Bandeira 253 (ALCB); Rodelas, ESEC-Raso da Catarina, 14.VI.2005, fl., A. Rapini et al. 1178 (HUEFS).

Distribuição: Espécie restrita ao Brasil, sendo referida para o Distrito Federal e para os estados da Bahia, Ceará, Goiás, Mato Grosso, Paraíba, Pernambuco e Piauí (Souza et al. 2010).

Na APASB a espécie foi encontrada em áreas de bordas e ambientes abertos, predominantemente em solos arenosos. Entretanto, ocorre preferencialmente sobre solos rochosos, lateríticos ou sobre inselbergs e afloramentos rochosos no bioma caatinga e no cerrado (Delprete 2010, Souza et al. 2010). *Mitracarpus baturitensis* pode ser confundida com *M. longicalyx*, que também ocorre na área, podendo ser diferenciada pelo limbo linear-elíptico, 2-4 mm larg., tubo da corola ca. 1 mm compr. e sementes com impressão cruciforme na face dorsal. Floresce e frutifica na área de julho a setembro.

14. *Mitracarpus longicalyx* E.B.Souza & M.F.Sales, Brittonia 53: 482. 2001 (2002). Figuras 6g-l

Erva ereta ou ascendente ca. 30 cm alt., monoica. Caule cilíndrico a tetragonal no ápice, pubérulo, entrenós 8-84 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 2-3 × 2-5 mm, pubérula, 5-9 setas, 1-3 mm compr., pubérulas. Folhas opostas, dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 21-47 × 5-14 mm, elíptico, base atenuada, ápice agudo-mucronado, margem inteira; face adaxial glabra, abaxial com a nervura principal pubérula; venação eucamptódroma, nervuras proeminentes na face abaxial, 4-5 pares. Inflorescência em glomérulos, terminais e axilares, 2-3 por ramo florífero, multifloros; 2-4 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais obovóides, 2,6-3,5 × 0,6-1,2 mm, ápice arredondado, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas, pedicelos 0,8-1,2 mm compr., glabros; cálice 4 lobos desiguais, maiores 1,6-3 mm compr., menores 1-2 mm compr., lanceolados, margem hirsuta; corola alva, hipocrateriforme, tubo 1,5-2,5 mm compr., papiloso externamente, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 0,6-1,2 mm compr., triangulares, externamente papilosos, internamente glabros; estames subinclusos, porção livre dos filetes 0,2-0,4 mm compr., anteras 0,6-0,8 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 2,8-4 mm compr. Fruto cápsula, deiscência transversal, 0,8-1 × 0,8-1 mm, subglobosa, castanha quando madura, ápice pubescente; sementes 0,6-0,8 × 0,2-0,4 mm, oblongóides, castanhas, face dorsal com depressões semicirculares, face ventral com sulcos cruciforme.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, 9°52'23.4" S 38°38'14.6" O, 492 m, 30.VII.2008, fl., T.M.S. Melo 37 (HUNEB); Estrada que vai aos Quelés, 9°56'45.7" S 38°27'30.1" O, 607 m, 29.VII.2009, bot., fl. e fr., T.M.S. Melo 12 (HUNEB); 9°57'71" S 38°26'28" O, 489 m, 17.VI.2011, fl. e fr., D.D. Vieira 172 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Pilão Arcado, Brejo do Morro, 19.III.2006, fl., E.B.Souza et al. 1593 (HUEFS); Ribeira do Pombal, 20 km da rod. para Tucano, 9.VI.2005, fl., D. Cardoso 562 (HUEFS).

Distribuição: Espécie com distribuição restrita à região do semiárido do Brasil, com registros para os estados do Bahia, Ceará, Piauí e Pernambuco (Souza et al. 2010).

Na APASB, *M. longicalyx* foi encontrada em bordas de estradas, áreas abertas e pastagens com alta incidência de luz. Pode ser confundida com *M. baturitensis* e *M. robustus*, das quais se diferencia por apresentar caule cilíndrico a tetragonal no ápice, sem alas,

glomérulo apical subtendido por 4 brácteas, geralmente púrpuras na base e sementes com depressões semicirculares dorsais. Coletada na área com flores e frutos de junho a julho.

15. *Mitracarpus robustus* E.B.Souza & E.L.Cabral, Rodriguésia 2: 345. 2010. Figuras 6m-q

Mitracarpus frigidus (Willd. ex Roem. & Schult.) K.Schum. var. *humboldtianus* K.Schum., Fl. Bras. 6: 82. 1888.

Subarbusto, erva ereta ou ascendente 40-120 cm alt., monoica. Caule tetragonal, alado no ápice dos ramos, glabro, entrenós 21-44 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1,5-3,5 × 2,5-3 mm, glabra a pubérula, 5-6 setas, 3-5 mm compr., glabras. Folhas, opostas dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 20-75 × 5-15 mm, elíptico, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; pubérulo em ambas as faces; venação eucamptódroma, nervuras proeminentes em ambas as faces, 3-4 pares. Inflorescência em glomérulos, terminais e axilares, 2-8 por ramo florífero, multifloros; 2(-4) brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais obovóides, 2,6-3,2 × 1,4-1,8 mm, ápice arredondado, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas; pedicelos 0,8-1 mm compr., glabro; cálice 4 lobos desiguais, maiores 2,2-2,8 mm compr., menores 0,6-1,2 mm compr., lanceolados, margem hirsuta; corola alva, hipocrateriforme, tubo 2,5-3,5 mm compr., glabro externamente, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 1-1,5 mm compr., triangulares, glabros; estames subinclusos, porção livre dos filetes 0,2-0,4 mm compr., anteras 0,6-0,8 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 1,5-2,8 mm compr. Fruto cápsula, deiscência transversal, ca. 1 × 1,2 mm, subglobosa, marrom quando madura, ápice pubescente; sementes ca. 0,6 × 0,6 mm, oblongóides, lilases, face dorsal lisa, face ventral com sulcos cruciforme.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada sentido ao Povoado Quelés, 27.VII.2011, bot., fl. e fr., L.R. Silva 46 (HUNEB); Trilha secundária, próximo a casa da caixa d'água, 27.VII.2011, bot., fl. e fr., L.R. Silva 47 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Conde, Fazenda do Bu, 13.VIII.1996, fl., M.C. Ferreira et al. 1023 (HRB); Jussiapé, em direção a Barra da Estiva, 15.VI.2002, fl., L.P. Queiroz et al. 7125 (HUEFS).

Distribuição: Espécie distribuída no Brasil e na Guiana Francesa. No Brasil, sua ocorrência está registrada para o Distrito Federal e para os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Sergipe, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Souza et al. 2010).

Mitracarpus robustus é uma espécie comum em solos argilosos ou areno-argilosos, em solos lateríticos, em margens de estrada ou periferia de matas (Souza et al. 2010). Na APASB está distribuída nas bordas de florestas e apresenta um porte bastante robusto quando comparado às outras espécies de *Mitracarpus* que ocorrem na área. Pode ser diferenciada pelo caule tetragonal, alado no ápice, glomérulo apical subtendido por 2 brácteas e sementes planas no dorso. Floresce e frutifica na área em julho.

16. *Mitracarpus salzmannianus* DC., Prodr. 4: 571. 1830. Figuras 7a-c

Mitracarpus frigidus var. *salzmannianus* (DC.) Martius, Eichler & Urban, Fl. bras. 6: 82. 1888.

Mitracarpus scabrellus Benth., Hooker's J., Bot. Kew Gard. Misc. 3: 238. 1841.

Erva ereta 40-50 cm alt., monoica. Caule tetragonal, pubescente, entrenós 65-90 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1,5-1,8 × 1,5-2 mm, pubescente, 5-7 setas, 4-6 mm compr., glabras. Folhas opostas, cruzadas, pseudoverticiladas pela presença de braquiblastos nas axilas, cartáceas, sésseis; limbo 10-42 × 2-13 mm, elíptico, base atenuada, ápice agudo-mucronado, margem inteira; pubescente em ambas as faces; venação eucamptódroma,

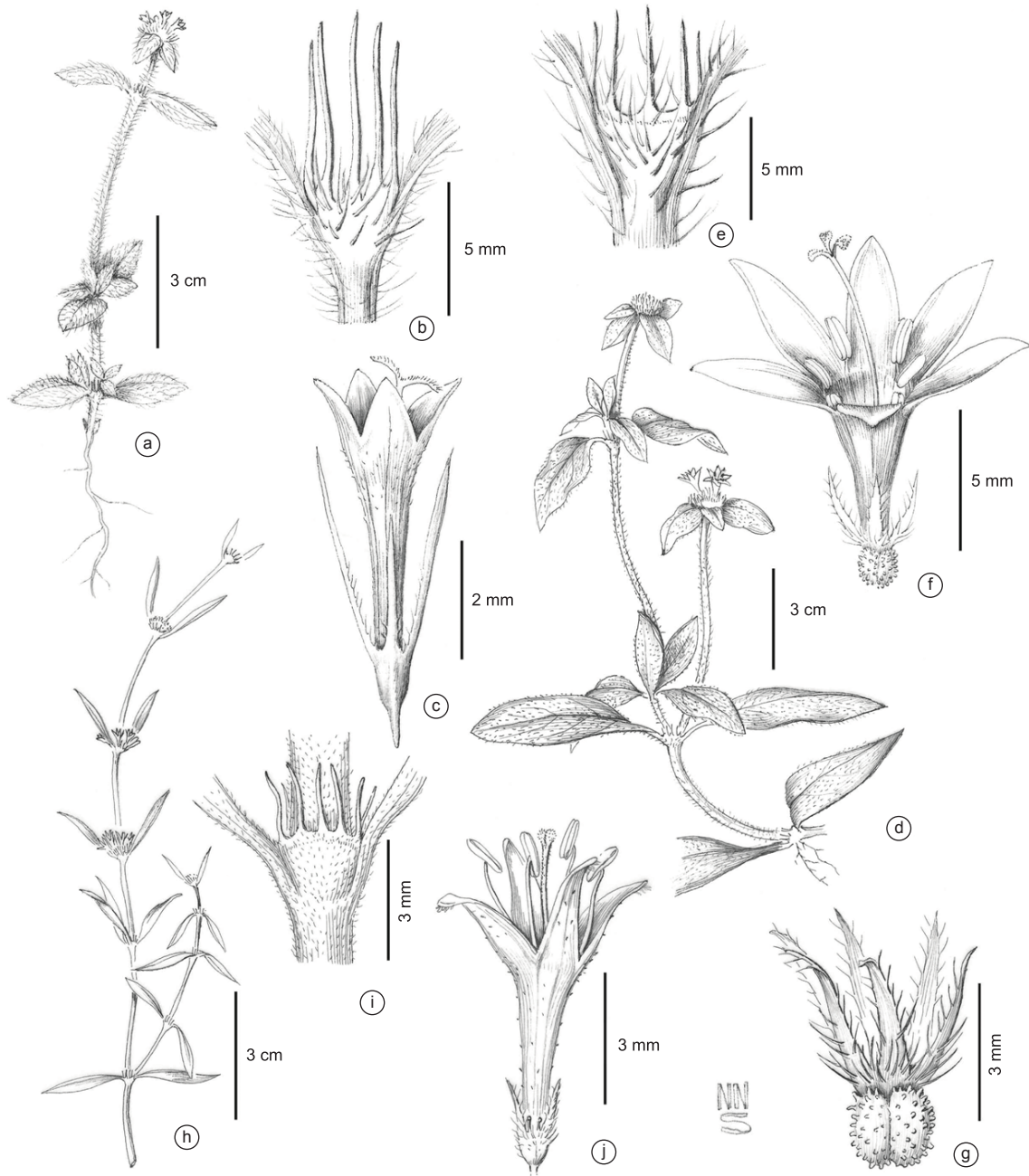


Figura 7. a-c) *Mitracarpus salzmannianus*: a) hábito; b) estípula; c) flor. d-g) *Richardia grandiflora*: d) hábito; e) estípula; f) flor; g) fruto. h-j) *Staelia aurea*: h) ramo florífero; i) estípula; j) flor. (a-c) R.R. Varjão 145; d-g) R.R. Varjão 133; h-j) A.S. Conceição 1656).

Figure 7. a-c) *Mitracarpus salzmannianus*: a) habit; b) stipule; c) flower. d-g) *Richardia grandiflora*: d) habit; e) stipule; f) flower; g) fruit. h-j) *Staelia aurea*: h) flowering branch; i) stipule; j) flower. (a-c) R.R. Varjão 145; d-g) R.R. Varjão 133; h-j) A.S. Conceição 1656).

nervuras proeminentes na face abaxial, 3 pares. Inflorescência em glomérulos, terminais e axilares, 2 por ramo florífero, multifloros; 2-4 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais obovoides, 2-3,5 × 0,8-1,4 mm, ápice arredondado, preflorescência valvar. Flores monoclinas, homostilísticas; pedicelos ca. 1 mm compr., glabros; cálice 4 lobos desiguais, maiores 3-3,2 mm compr., menores 1,6-2 mm compr., lanceolados, margem hirsuta; corola alva, hipocrateriforme, tubo 4-4,5 mm compr., externamente piloso na metade superior, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos ca. 1,5 mm compr., triangulares, pilosos externamente; estames subincluídos, porção livre dos filetes ca. 0,4 mm compr., anteras 0,5-0,6 mm

compr., alvas; estigma bifido, estilete 5-6,5 mm compr. Segundo Souza et al. (2010), fruto cápsula, deiscência transversal, (1,2-)1,5-2,5 mm compr., obovoides, glabras; sementes 0,8-1,2 × 0,5-0,6 mm, oblongoides ou globosas, castanhas, face dorsal sem depressões, face ventral com encaixe em forma de “Y-invertido”.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada sentido ao Povoado Quelés, 9°56'3.6" S 38°28'48.7" O, 648 m, 27.VII.2011, fl., R.R. Varjão 142 (HUNEB); 27.VII.2011, fl., R.R. Varjão 145 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Glória, Aldeia Serrota, 19.IX.2005, fl., M. Colaço 53 (HUEFS); Paulo Afonso, Raso da

Catarina, 10.VIII.2005, fl., E.B. Miranda et al. 805 (HUEFS); Rodelas, ESEC-Raso da Catarina, 14.VI.2005, fl., A. Rapini et al. 1191 (HUEFS).

Distribuição: É uma espécie amplamente distribuída, ocorrendo na Guiana Francesa, Suriname e Brasil. No Brasil, ocorre nos estados de Roraima, Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Goiás, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Souza et al. 2010).

Planta comum em solos arenosos, habitando dunas, campos ou chapadas, também presente como ruderal (Souza et al. 2010). Na APASB foi encontrada em solos arenosos, na vegetação arbustiva. Caracteriza-se pelo indumento denso e contínuo que cobre toda a planta, folhas pseudoverciculadas pela presença de braquiblastos nas axilas das folhas, além do tubo da corola com 4-4,5 mm compr., caracteres que a diferenciam das outras espécies de *Mitracarpus*. Floresce na área em julho.

17. *Richardia grandiflora* (Cham. & Schltdl.) Steud., Nomencl. Bot. 2: 459. 1841. Figuras 7d-g

Richardsonia grandiflora Cham. & Schltdl., Linnaea 3: 351. 1828

Erva procumbente ca. 20 cm alt., monoica. Caule tetragonal no ápice do ramos, hirsuto, entrenós 8-78 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 2-3 × 3-5 mm, pubérula a hirsuta, 4-7 setas, 0,7-4,5 mm compr., pubéculas a hirsutas. Folhas opostas, dísticas, cartáceas, sésseis; limbo 15-38 × 5-11 mm, elíptico a lanceolado, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; estrigoso a escabro em ambas as faces; venação eucamptódroma, nervura primária proeminente na face abaxial, 2-3 pares. Inflorescência em glomérulos terminais, multifloros; 4 brácteas foliáceas, externas 14-17 × 7-8 mm, internas 5-12 × 3-7 mm, ovais, hirsutas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 4-7 × 4-5 mm, ápice arredondado, preflorescência valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 6 lobos iguais, 3-4 mm compr., lanceolados, hirsutos; corola alva, rósea a lilás, infundibuliforme, tubo 6-9 mm compr., glabro externamente, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 6-mera, lobos 4-5 mm compr., triangulares, pilosos externamente; estames exsertos, porção livre dos filetes 0,7-1 mm compr., anteras 1,2-1,8 mm compr., alvas; estigma trifido, estilete 8-11 mm compr. Fruto esquizocarpo, três mericarpos, 1,5-2,5 × 1,5-2,5 mm, obovoide, pardo quando maduro, hirsuto a piloso; sementes 1,5-2 × 0,6-1 mm, subovoides, castanhas, dorso convexo, sulco longitudinal na face ventral.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada que vai ao Povoado Quelés, 9°52'53.2" S 38°32'42.0" O, 650 m, 22.IX.2010, fl. e fr., R.R. Varjão 04 (HUNEB); 9°57'71"S 38°26'28" O, 489 m, 17.VI.2011, bot., D.D. Vieira 173 (HUNEB); 9°57'00" S 38°26'9.4" O, 588 m, 17.VI.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 126 (HUNEB); Trilha secundária à estrada que vai aos Quelés, 9°56'36.1" S 38°27'12.1" O, 551 m, 17.VI.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 133 (HUNEB); Faz. Serra Branca, próximo a casa do IBAMA, 9°52'16.1" S 38°38'87.4" O, 463 m, 6.V.2011, bot., R.R. Varjão 79 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Glória, Brejo do Burgo, 1.VII.1995, fl., F.P. Bandeira 173 (ALCB); Bosque de Algaroba, 7.VI.2004, fl., M.V.M. Oliveira 748 (HUEFS); Rodelas, Mocó, 22.I.1987, fl., G.O. Mattos & B.S. Lázaro 55 (HRB).

Distribuição: Espécie encontrada por toda a América e como planta introduzida na Flórida, Estados Unidos. Ocorre nas regiões Norte a Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, nos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Pernambuco, Bahia, Mato Grosso, Goiás, Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Sul (Lewis & Oliver 1974, Delprete et al. 2005, Delprete 2010).

Na APASB, *R. grandiflora* é muito frequente ao longo das estradas, bordas da mata, áreas abertas e pastagens com forte exposição solar, em solos arenosos e areno-argilosos. Esta espécie apresenta forte vigor vegetativo, principalmente em solos férteis,

cobrindo completamente o solo (Delprete 2010). Pode ser confundida em campo com as espécies de *Diodella*, das quais se diferencia pelas flores hexâmeras, estigma trifido e frutos com três mericarpos. Floresce na área de maio a setembro e frutifica de junho a setembro de acordo com material analisado.

18. *Staelia aurea* K.Schum., Fl. Bras. 6:77. 1888. Figuras 7h-j

Erva ereta ca. 30 cm alt., monoica. Caule cilíndrico, pubérulo, entrenós 7-30 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1-1,5 × 2-3 mm, pubérula, 4-5 setas, 0,5-2 mm compr., glabras. Folhas opostas, cruzadas, pseudoverciculadas pela presença de braquiblastos nas axilas das folhas, cartáceas, sésseis; limbo 12-27 × 1,4-4 mm, lanceolado, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; face adaxial glabra, abaxial com nervura esparsamente estrigosa; venação eucamptódroma, nervura principal proeminente na face abaxial, nervuras secundárias inconspícuas, 2 pares. Inflorescência em glomérulos, terminais e axilares, 5-7 por ramo florífero, multifloros; 2 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 1,4-2,2 × 1-1,4 mm, ápice arredondado, preflorescência valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 2 lobos iguais, 2-2,6 mm compr., lanceolados, hirsutos; corola alva, infundibuliforme, tubo 3-4,5 mm compr., externamente hirsuto, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 2-2,5 mm compr., oval-triangulares, externamente hirsutos; estames exsertos, porção livre dos filetes 0,5-2 mm compr., anteras 0,5-1 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete 6-6,5 mm compr. Frutos e sementes não observados.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, limite com a Estação Ecológica Raso da Catarina, 9°53'42.8" S 38°29'32.6" O, 648 m, 17.VI.2009, fl., A.S. Conceição 1656 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Glória, Brejo do Burgo, 3.VII.1995, fl., F.P. Bandeira 221 (ALCB, HRB, CEPEC); Juazeiro, Serra do Mulato, 28.III.2000, fl., M.R. Fonseca et al. 1247 (HUEFS).

Distribuição: Espécie com distribuição restrita ao Brasil. Ocorre nas regiões Norte (sul do Pará), Centro-Oeste, Nordeste e partes do Sudeste (Souza & Sales 2004).

Staelia aurea é considerada uma espécie de ampla distribuição, porém na APASB é escassa. Pode ser confundida com *S. virgata*, da qual se diferencia por apresentar caule pubérulo, tubo da corola 3-4,5 mm compr. e 5-7 glomérulos por ramo florífero. Foi coletada na área com flores em junho.

19. *Staelia galioides* DC., Prodr. 4: 573. 1830. Figuras 8a-d

Spermacoce galioides Pohl ex DC., Prodr. 4: 573. 1830.

Erva ereta 20-50 cm alt., monoica. Caule cilíndrico, glabro a pubérulo, entrenós 0,3-0,8 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha ca. 1 × 1,5-2 mm, pubérula, 3 setas, 0,6-1,8 mm compr., glabras. Folhas opostas, cruzadas, pseudoverciculadas pela presença de braquiblastos nas axilas das folhas, cartáceas, sésseis; limbo 6-17 × 0,5-2,5 mm, linear-lanceolado, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; glabro em ambas as faces; venação eucamptódroma, nervura principal proeminente na face abaxial, nervuras secundárias inconspícuas, 2 pares. Inflorescência em glomérulos, terminais e axilares, 6-10 por ramo florífero, multifloros; (2)-3 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 1,8-3 × 0,6-1 mm, ápice arredondado, preflorescência valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 2 lobos iguais, 1-1,6 mm compr., lanceolados, hirsutos; corola alva a lilás, infundibuliforme, tubo 3,5-4,5 mm compr., externamente hirsuto, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 1,5-2,4 mm compr., oval-triangulares, externamente hirsutos; estames exsertos, porção livre dos filetes 1,5-1,8 mm compr., anteras 0,8-1 mm compr., alvas a lilases; estigma bifido, estilete 5-5,5 mm compr. Fruto cápsula, deiscência transversa-oblíqua, 1,6-1,8 × 1-1,2 mm, obovoide, verde,

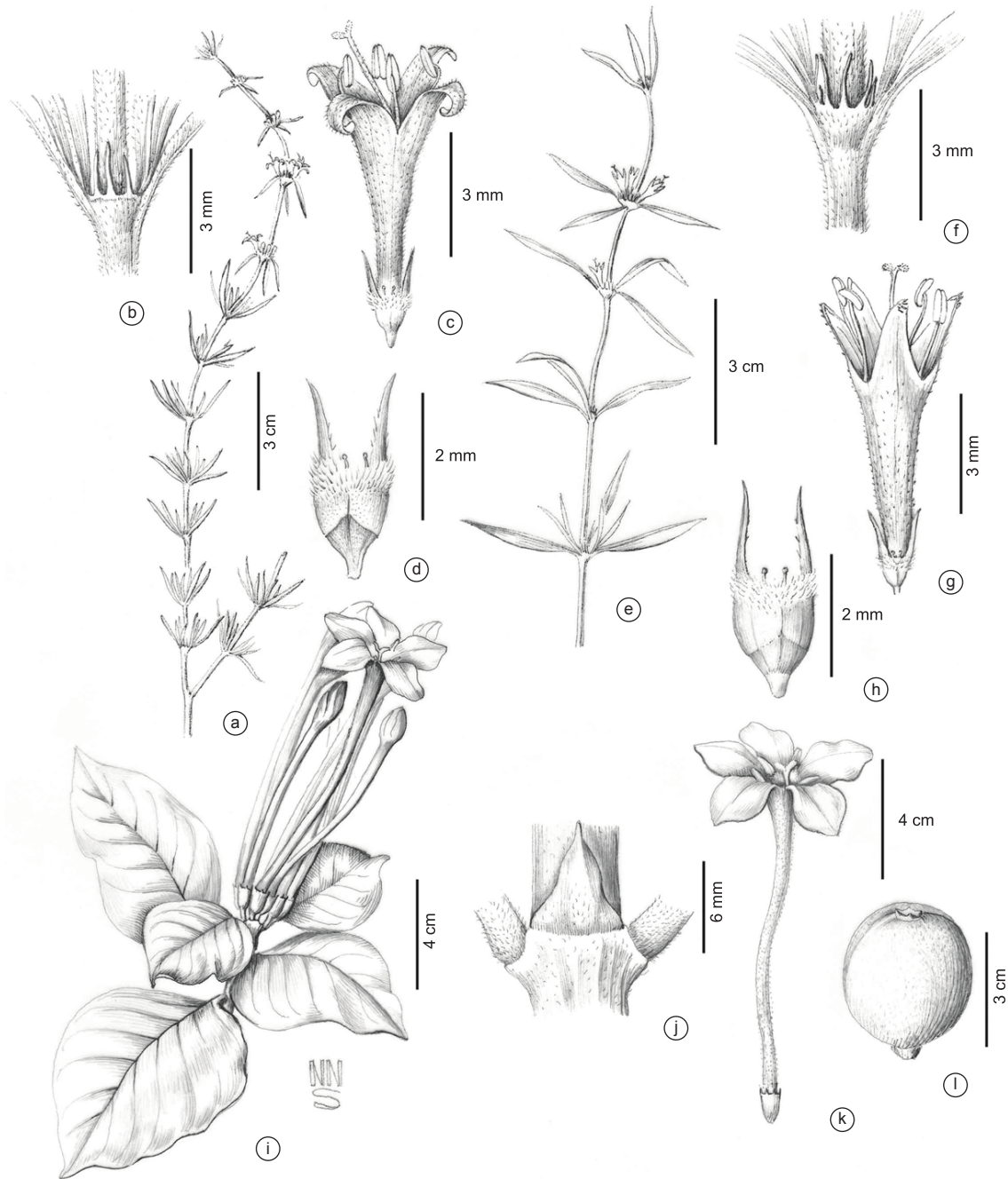


Figura 8. a-d) *Staelia galioides*: a) ramo florífero; b) estípula; c) flor; d) fruto. e-h) *Staelia virgata*: e) ramo florífero; f) estípula; g) flor; h) fruto. i-l) *Tocoyena formosa*: i) ramo florífero; j) estípula; k) flor; l) fruto. (a-d) R.R. Varjão 147; e-h) R.R. Varjão 140; i-k) R.R. Varjão 27; l) A.S. Conceição 1707).

Figure 8. a-d) *Staelia galioides*: a) flowering branch; b) stipule; c) flower; d) fruit. e-h) *Staelia virgata*: e) flowering branch; f) stipule; g) flower; h) fruit. i-l) *Tocoyena formosa*: i) flowering branch; j) stipule; k) flower; l) fruit. (a-d) R.R. Varjão 147; e-h) R.R. Varjão 140; i-k) R.R. Varjão 27; l) A.S. Conceição 1707).

glabra; sementes 0,6-0,8 × 0,4-0,6 mm, oblongoides, plano-convexas, castanhas, sulco longitudinal na face ventral.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Faz. Serra Branca, 9°53'47.1" S 38°39'13.1" O, 196 m, 21.V.2008, fl. e fr., M.V.V. Romão 239 (HUNEB); Estrada que vai aos Quelés, 9°55'48.2" S 38°29'3.6" O, 645 m, 27.I.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 22 (HUNEB); 9°56'80.7" S 38°27'33.0" O, 24.II.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 37 (HUNEB); 9°55'77.6" S 38°29'4.0" O, 652m, 8.IV.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 69 (HUNEB); 9°32'93.4" S 38°32'23.4" O, 657 m, 5.V.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 74

(HUNEB); 9°53'1.8" S 38°32'39.05" O, 650 m, 16.VI.2011, fl. e fr., R.R. Varjão 117 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Ribeira do Pombal, 19.V.1981, fl., P. Geraldo 131/81 (CEPEC); Rodelas, dunas cabeça de boi, 24.II.1988, fl. e fr., R.P. Orlandi 828 (HRB).

Distribuição: A espécie apresenta distribuição exclusiva no Brasil. Ocorre na região Centro-Oeste, em Goiás e Tocantins, e no Nordeste, em Alagoas, Bahia, Pernambuco e Piauí (Souza & Sales 2004).

Na APASB, a espécie é amplamente distribuída, apresentando número elevado de indivíduos. É encontrada em áreas abertas, bordas de estradas e no interior da vegetação subarbustiva, em solos arenosos. Pode ser reconhecida por apresentar estípulas com 3 setas, limbo linear-lanceolado, lobos do cálice 1-1,6 mm compr., diferenciando-se de *S. aurea* que possui estípulas com 4-5 setas, limbo lanceolado e lobos do cálice 2-2,6 mm compr. Floresce e frutifica na área de janeiro a junho.

20. *Staelia virgata* (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum., Fl. Bras. 6(6): 76. 1889. Figuras 8e-h

Spermacoce virgata Link ex Roem. & Schult., Syst. Veget. 3: 281, 531. 1818.

Erva ereta ca. 60 cm alt., monoica. Caule tetragonal, glabro a glabrescente, entrenós 10-33 mm compr. Estípulas persistentes, fimbriadas, bainha 1-2 × ca. 1,8 mm, pubérula no ápice, 5-7 setas, 1,2-2,5 mm compr., glabras. Folhas opostas, cruzadas, pseudoverciculadas pela presença de braquiblastos nas axilas das folhas, cartáceas, sésseis; limbo 13-30 × 1-3 mm, lanceolado, base atenuada, ápice agudo, margem inteira; glabro em ambas as faces; venação eucamptódroma, nervura principal proeminente em ambas as faces, 2 pares. Inflorescência em glomérulos, terminais e axilares, 2-4 por ramo florífero, multifloros; 2-3 brácteas foliáceas, bractéolas ausentes. Botões florais oblongos, 2,5-3 × 1-1,5 mm, ápice arredondado, prefloração valvar. Flores monoclinas, homostílicas, sésseis; cálice 2 lobos iguais, 2,5-3 mm compr., lanceolados, hirsutos; corola alva a lilás, infundibuliforme, tubo ca. 5 mm compr., externamente hirsuto, anel de tricomas na porção inferior do tubo, 4-mera, lobos 2,5-3 mm compr., oval-triangulares, externamente hirsutos; estames inclusos, porção livre dos filetes 2-3 mm compr., anteras 0,8-1,2 mm compr., alvas; estigma bifido, estilete ca. 8 mm compr. Fruto cápsula, deiscência transverso-obliqua, 1,6-1,8 × 0,8-1 mm, obovoide, verde, hirsuto; sementes 0,6-1 × ca. 0,4 mm, oblongoides, castanhas, sulco longitudinal na face ventral.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, Estrada que vai da ESEC-Raso da Catarina à APA Serra Branca, 9°52'78" S 38°31'65" O, 624 m, 27.VII.2011, bot., fl. e fr., R.R. Varjão 140 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Canudos, estrada para a estação biológica, 26.VI.2002, fl., L.P. Queiroz et al. 7197 (HUEFS); Glória, Serrota, 2.IX.2006, fl., S. Leal 39 (HUEFS); Paulo Afonso, BR-110 Norte, 23.VIII.2005, fl., D.S. Carneiro-Torres et al. 483 (HUEFS).

Distribuição: Ocorre em todo o Brasil, parte dos territórios do Peru, Bolívia, Paraguai até o norte da Argentina. No Brasil, sua distribuição vai desde o Amazonas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pará, Paraíba, Pernambuco, Piauí até os estados da região Sul (Souza & Sales 2004).

Considerada por Souza & Sales (2004) a espécie mais amplamente distribuída entre as estudadas em seu trabalho, *S. virgata* foi encontrada na APASB apenas no período chuvoso, em vegetação subarbustiva. Pode ser confundida com as outras espécies de *Staelia* ocorrentes na área, diferenciando-se pelo conjunto de características: caule glabro a glabrescente, estípula com 5-7 setas, tubo da corola ca. 5 mm compr. e 2-4 glomérulos por ramo florífero. Encontrada na área com flores e frutos em julho.

21. *Tocoyena formosa* (Cham. & Schltdl.) K.Schum., Fl. Bras. 6: 347. 1889. Figuras 8i-l

Gardenia formosa Cham. & Schltdl., Linnaea 4: 200. 1829.

Arbusto 1,3-1,7 m alt., monoico. Caule cilíndrico, glabro, pubérulo no ápice, entrenós 4-22 mm compr. Estípulas persistentes, inteiras, triangulares, ápice agudo, 4-7 × 6-8 mm, glabras, internamente pubéculas e com coléteres. Folhas opostas, cruzadas, cartáceas a subcoriáceas; pecíolos 5-17 mm compr., pubéculas; limbo

75-150 × 45-80 mm, oval a elíptico, base cuneada, ápice agudo, margem inteira; face adaxial pubescente, abaxial tomentosa; venação broquidódroma, nervuras proeminentes na face abaxial, 9-12 pares. Inflorescência em dicásios congestos terminais, 4-7-floro, pedúnculo 2-7 mm compr., pubérulo; brácteas e bractéolas não visualizadas. Botões florais ovais, 25-100 × 6-9 mm, ápice agudo, prefloração imbricada. Flores monoclinas, homostílicas, subsésseis; cálice 5 lobos denteados, 0,8-1 mm compr., triangulares, tomentosos, tubo 1-2 mm compr., tomentoso; corola amarela, hipocrateriforme, tubo 75-95 mm compr., externamente tomentoso, internamente glabro, 5-mera, lobos 12-27 mm compr., obovados, externamente tomentosos, internamente glabros; estames exsertos, sésseis, anteras 7-10 mm compr., marrons; estigma bifido, estilete 84-98 mm compr. Fruto baga, 25-35 × 18-30 mm, globosa, negra quando madura, pubérula; sementes 5-6 × 4,5-7 mm, orbiculares, planas, exotesta lisa.

Material examinado: BRASIL, BAHIA: APA Serra Branca, 17.I.2006, fr., G.C. Sessego 158 (MBM); 9°57'04.4" S 38°42'28.9" O, 313 m, 13.III.2008, fr., A.S. Conceição 1268 (HUNEB); Baixa grande, 9°58'37.0" S 38°27'08.6" O, 561 m, 19.III.2009, fl., A.S. Conceição 1560 (HUNEB); Estrada que vai aos Quelés, 9°56'43.6" S 38°27'44.5" O, 616 m, 18.VI.2009, fr., A.S. Conceição 1707 (HUNEB); 9°55'48" S 38°29'3.6" O, 645 m, 27.I.2011, bot., R.R. Varjão 24 (HUNEB); 9°56'56.6" S 38°27'4.0" O, 586 m, 27.I.2011, fl., R.R. Varjão 27 (HUNEB); 9°55'67.5" S 38°29'11.4" O, 649 m, 8.IV.2011, bot. e fr., R.R. Varjão 65 (HUNEB).

Material adicional: BRASIL, BAHIA: Canudos, Estação Biológica de Canudos, 16.II.2003, fl., F.H.M. Silva et al. 322 (HUEFS); Tucano, Estrada para Ribeira do Pombal, 21.III.1992, fl., A.M. Carvalho et al. 3894 (CEPEC).

Distribuição: Esta espécie tem ampla distribuição na América do Sul, encontrada no Suriname, Brasil e Paraguai, ocorrendo em todas as regiões brasileiras (Prado 1987).

Na APASB os indivíduos encontram-se distribuídos nas bordas e interior da vegetação de porte arbustivo-arbóreo e solos arenosos. *T. formosa* pode ser reconhecida na área pelo hábito arbustivo de flores vistosas, tubo da corola 75-95 mm compr., amarela e baga com 25-35 × 18-30 mm, negra quando madura. Floresce na área de janeiro a maio e frutifica em janeiro, maio e junho.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo apoio financeiro ao projeto (PET 0023/2007). À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado a primeira autora. Aos curadores e técnicos dos Herbários visitados e ao Natanael Santos pelas ilustrações botânicas. Aos dois revisores anônimos pelas significativas contribuições ao manuscrito.

Referências Bibliográficas

- BARBOSA, M.R.V. & ZAPPI, D. 2002. Distribuição das espécies de Rubiaceae na caatinga. In Vegetação e Flora da caatinga (E.V.S.B. Sampaio, A.M. Giuletto, J.E. Virginio, C.F.L. Gamarra-Rojas, eds.). APNE/CNIP, Recife, p.155-157.
- BARBOSA, M.R.V., SOUSA, E.B. & JARDIM, J.G. 2006. Rubiaceae. In Checklist das Plantas do Nordeste Brasileiro: Angiospermas e Gymnospermas (M.R.V. Barbosa, C. Sothers, S. Mayo, C.F.L. Gamarra-Rojas & C.A. Mesquita, eds.). Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, p.135-140.
- BARBOSA, M.R., ZAPPI, D., TAYLOR, C., CABRAL, E., JARDIM, J.G., PEREIRA, M.S., CALIÓ, M.F., PESSOA, M.C.R., SALAS, R., SOUZA, E.B., DI MAIO, F.R., MACIAS, L., ANUNCIAÇÃO, E.A. DA, GERMANO FILHO, P. & OLIVEIRA, J.A. 2012. Rubiaceae. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000210> (último acesso em 06/11/2012).

- BARBOSA, M.R. 2012. *Guettarda*. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB014052> (último acesso em 06/11/2012).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. Mapa versão 2.2 set/2007.
- BRUMMITT, R.K. & POWELL, C.E. 1992. Authors of plant names. Royal Botanic Gardens Kew, London.
- CABRAL, E.L. & BACIGALUPO, N.M. 2005. Novelities in *Spermacoceae* (Rubiaceae) from Bolivia and Paraguay. *Brittonia* 57(2):129-140. [http://dx.doi.org/10.1663/0007-196X\(2005\)057\[0129:NISRFB\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1663/0007-196X(2005)057[0129:NISRFB]2.0.CO;2)
- CABRAL, E.L. & FADER, A.A.C. 2010. Nuevas combinaciones y nuevos sinónimos en especies de Brasil de *Diodia* s. lat. (Spermacoceae - Rubiaceae). *Rodriguésia* 61(1):119-121.
- CABRAL, E.L., MIGUEL, L.M. & SALAS, R.M. 2011. Dos especies nuevas de *Borreria* (Rubiaceae), sinopsis y clave de las especies para Bahia, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 25(2):255-276. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062011000200002>
- CABRAL, E. & SALAS, R. 2012. *Diodella*. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB038741> (último acesso em 06/11/2012).
- CAMPOS, M.T.V.A., ZAPPI, D.C., CALIÓ, M.F. & PIRANI, J.R. 2006. Flora de Grão-Mogol, Minas Gerais: Rubiaceae. *Bol. Bot. Univ. São Paulo* 24:41-67.
- DELPRETE, P.G., SMITH, L.B. & KLEIN, R.M. 2004. Rubiaceae. In Flora Ilustrada Catarinensis (A. Reis, ed.). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, v.1, 344p.
- DELPRETE, P.G. & SOUZA, E.B. 2004. *Psychotria carrascoana* (Rubiaceae), a new species from the Carrasco Vegetation of Northeastern Brazil. *Novon* 14:158-162.
- DELPRETE, P.G., SMITH, L.B. & KLEIN, R.M. 2005. Rubiaceae. In Flora Ilustrada Catarinensis (A. Reis, ed.). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, v.2, p.345-842.
- DELPRETE, P.G. 2010. Rubiaceae. In Flora do Estado de Goiás e Tocantins (J.A. Rizzo, org.). PRPPG/UFG, IRD, Goiânia, v.40, 1610p.
- FORZZA, R.C., COSTA, A., WALTER, B.M.T., PIRANI, J.R., MORIM, M.P., QUEIROZ, L.P., MARTINELLI, G., PEIXOTO, A.L., COELHO, M.A.N., BAUMGRATZ, J.F.A., STEHMANN, J.R., LOHMANN, L.G. & HOPKINS, M. 2012. Angiospermas. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000032> (último acesso em 05/11/2012).
- JARDIM, J.G. & SOUZA, E.B. 2006. Rubiaceae. In Diversidade e Caracterização das Fanerógamas do Semiárido Brasileiro (A.M. Giulietti, A.A. Conceição & L.P. Queiroz, orgs.). Associação Plantas do Nordeste, Recife, p.203-209.
- JARDIM, J.G. 2012. *Leptoscela*. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB020761> (último acesso em 06/11/2012).
- JUNG-MENDAÇOLLI, S.L. 2007. Rubiaceae. In Flora Fanerógama do Estado de São Paulo (M.G.L. Wanderley, G.J. Shepherd, T.S. Melhem & A.M. Giulietti, coords.). FAPESP/RIMA, São Paulo, v.5, p.259-447.
- GOVAERTS, R., ANDERSSON, L., ROBBRECHT, E., BRIDSON, D., DAVIS, A., SCHANZER, I. & SONKE, B. 2011 [continuously uploaded]. World Checklist of Rubiaceae. Facilitated by the Royal Botanic Gardens. <http://apps.kew.org/wcsp/qsearch.do> (último acesso em 24/2/2012).
- HARRIS, J.G. & HARRIS, M.W. 2001. Plant identification terminology: An illustrated glossary. 2. ed. Spring Lake Publishing, Spring Lake.
- LEAL, I.R., SILVA, J.M.C. Da, TABARELLI, M. & LACHER, T.E. 2005. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the caatinga of Northeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 19(3):701-706. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>
- LEWIS, W.H. & OLIVER, R.L. 1974. Revision of *Richardia* (Rubiaceae). *Brittonia* 26:271-301. <http://dx.doi.org/10.2307/2805730>
- MARGALHO, L.F., ROCHA, A.E.S. & SECCO, R.S. 2009. Rubiaceae Juss. da restinga da APA de Algodão/Maiandeuá, Maracanã, Pará, Brasil. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.* 4(3):303-339.
- MORI, S.A., SILVA, L.A.M., LISBOA, G.E. & CORADIN, L. 1989. Manual de Manejo do Herbário Fanerogâmico. Centro de Pesquisa do Cacau, Ilhéus.
- PEEL, M.C., FINLAYSON, B.L. & MCMAHON, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11:1633-1644. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- PEREIRA, M.S. & BARBOSA, M.R.V. 2004. A família Rubiaceae na Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. Subfamílias Antirhoeidae, Cinchonoidae e Ixoroideae. *Acta Bot. Bras.* 18(2):305-318. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000200010>
- PEREIRA, M.S. & BARBOSA, M.R.V. 2006. A família Rubiaceae na Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. Subfamília Rubioideae. *Acta Bot. Bras.* 20(2):455-470. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000200021>
- PRADO, A.L. 1987. Revisão taxonômica do gênero *Tocoyena* Aubl. (Rubiaceae) no Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- RADFORD, A.E., DICKISON, W.C., MASSEY, J.R. & BELL, R. 1974. Vascular Plant Systematics. Harper & Row publishers, New York.
- ROBBRECHT, E. 1988. Tropical woody Rubiaceae Characteristic features and progressions. Contributions to a new subfamilial classification. *Opera Bot. Belg.* 1:1-271.
- SOUZA, E.B. & SALES, M.F. 2004. O gênero *Staelia* Cham. & Schtdl. (Rubiaceae-Spermacoceae) no Estado de Pernambuco, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 18(4):921-928. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000400023>
- SOUZA, E.B., CABRAL, E.L. & ZAPPI, D.C. 2010. Revisão de *Mitracarpus* (Rubiaceae - Spermacoceae) para o Brasil. *Rodriguésia* 61(2):319-352.
- SZABO, A.V., ROCHA, A.C.S., TOSATO, J.A.C. & BARROSO, W. 2007. Área de proteção ambiental (APA) Serra Branca Raso da Catarina. In As caatingas: debates sobre a Ecorregião do Raso da Catarina (J. Marques, org.). Fonte Viva, Paulo Afonso, p.21-40.
- TAYLOR, C.M. 2005. *Margaritopsis* (Rubiaceae, Psychotrieae) in the Neotropics. *Syst. Geogr. Pl.* 75(2):161-177.
- THIERS, B. 2011 [continuously updated]. Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. <http://sweetgum.nybg.org/ih/> (último acesso em 28/10/2011).
- VELLOSO, A.L., SAMPAIO, E.V.S.B., GIULIETTI, A.M., BARBOSA, M.R.V., CASTRO, A.A.J.F., QUEIROZ, L.P., FERNANDES, A., OREN, D.C., CESTARO, L.A., CASTRO, A.J.E., PAREYN, F.G.C., SILVA, F.B.R., MIRANDA, E.E., KEEL, S. & GONDIM, R.S. 2002. Ecorregiões Propostas para o Bioma caatinga. TNC-Brasil, Associação Plantas do Nordeste, Recife.
- ZAPPI, D.C. & STANNARD, B.L. 1995. Rubiaceae. In Flora of the Pico das Almas Chapada Diamantina, Bahia, Brazil (B.L. Stannard, ed.). Royal Botanic Gardens/USP/CEPLAC, Kew, p.546-578.
- ZAPPI, D.C. & NUNES, T.S. 2002. Preliminary list of the Rubiaceae in Northeastern Brazil. Royal Botanic Gardens, Kew.

Recebido em 09/07/2012

Versão reformulada recebida em 15/11/2012

Publicado em 03/04/2013

Association among wasps' colonies, ants and birds in Central Amazonian

Alexandre Somavilla^{1,4}, Itanna Oliveira Fernandes¹, Marcio Luiz de Oliveira² & Orlando Tobias Silveira³

¹Programa de Pós-graduação em Entomologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Rua André Araújo, 2936, CEP 96060-001, Manaus, AM, Brazil. www.inpa.gov.br

²Coordenação de Pesquisa em Biodiversidade, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Rua André Araújo, 2936, CEP 96060-001, Manaus, AM, Brazil. www.inpa.gov.br

³Coordenação de Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi, Rua Perimetral, 1901, CEP 66040-170, Belém, PA, Brazil. www.museu-goeldi.br

⁴Corresponding author: Alexandre Somavilla, e-mail: alexandre.s@hotmail.com

SOMAVILLA, A.; FERNANDES, I. O.; OLIVEIRA, M. L. & SILVEIRA, O. T. **Association among wasps' colonies, ants and birds in Central Amazonian**. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn01213022013>

Abstract: Some neotropical vespids are known for their association with other insects and vertebrate taxa. In the present study about the wasp diversity in the Ducke Reserve, Manaus, Brazil five active colonies and an abandoned one of *Polybia rejecta*, and one active colony of *Synoecca virginea* were found associated with ant nests of *Azteca* aff. *chartifex* (Formicidae). A single colony of *Polybia rejecta* was found beside nests of *Cacicus cela* (Passeriformes: Icteridae). These associations appear to be related both to protection of the wasps nests by the ants and the protection of the ants nests by the wasps, as well as to protection of the bird nests by the wasps. The wasps take advantage of the tolerance of the ants, nesting near their colonies to obtain protection, so escaping attack by other ant species that feed on the immature wasps. Birds in turn take advantage of protection by these wasps against potential predators. This work adds new data to the study of associations of wasp species found in Central Brazilian Amazon, with descriptions of observed behaviors and photographs of such associations.

Keywords: *Azteca* ants, *Cacicus cela*, nests, *Polybia rejecta*, *Synoecca virginea*.

SOMAVILLA, A.; FERNANDES, I.O.; OLIVEIRA, M.L. & SILVEIRA, O.T. **Associação entre colônias de vespas, formigas e aves na Amazônia Central**. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn01213022013>

Resumo: Alguns vespídeos neotropicais são conhecidos por realizarem associações com outros táxons de insetos e vertebrados. Neste estudo sobre diversidade de vespas na Reserva Ducke, Manaus, Brasil foram localizadas cinco colônias ativas e uma abandonada de *Polybia rejecta* e uma colônia ativa de *Synoecca virginea* todas associadas aos ninhos de *Azteca* aff. *chartifex* (Formicidae). Uma única colônia de *Polybia rejecta* foi localizada ao lado de ninhos de *Cacicus cela* (Passeriformes: Icteridae). Essas associações parecem estar relacionadas tanto à proteção dada pelas formigas aos ninhos de vespas e vice-versa, quanto à proteção dada pelas vespas aos ninhos de pássaros. As vespas usam a tolerância das formigas e nidificam próximo às suas colônias para obtenção de proteção contra formigas predadoras que se alimentam das formas imaturas das vespas. Por outro lado, os pássaros podem usar a proteção das vespas contra possíveis predadores. Os comportamentos observados foram descritos e fotos destas associações foram feitas; este trabalho acrescenta novos dados ao estudo das associações realizadas por espécies de vespas encontradas na Amazônia Central brasileira.

Palavras-chave: formiga *Azteca*, *Cacicus cela*, ninhos, *Polybia rejecta*, *Synoecca virginea*.

Introduction

The social insects, including ants, bees, wasps and termites, play a part in multiple and important ecological interactions, arousing great scientific interest (Vilela et al. 2008). Some neotropical vespids are known to maintain associations with other insect and vertebrate taxa, like birds and bats (Jeanne 1970, Richards 1971, Wilson 1975, Richards 1978). Because social wasps often defend their nests by inflicting painful stings or bites, some animals associate with them for protection against potential predators (Carpenter & Marques 2001).

There are associations among different species of wasps, wherein a less bellicose species tends to be associated with a more aggressive one (Richards 1978). *Polistes e Mischocyttarus*, for example, are considered less aggressive, unlike the *Polybia* wasps (Richards 1978). In Central America, *Polistes carnifex* (Fabricius, 1775) has a habit of nesting with *Polybia occidentalis* (Oliver, 1791) and *Mischocyttarus immarginatus* Richards, 1940 nests in association with *P. occidentalis* and *P. diguetana* Buysson, 1905 (Corn 1972, Windsor 1972, Gorton 1978, London & Jeanne 1997). *M. immarginatus* was also observed in association with *Synoeca*, *Brachygastra* and *Metapolybia* (Starr 1988). Delabie (1990) reported that the aggressive wasps *Polistes versicolor* (Olivier, 1791) and *Agelaia angulata* (Fabricius, 1804) were associated with colonies of *Azteca* species.

Agelaia myrmecophila (Ducke, 1905) and some species of *Mischocyttarus* build their colonies associated with "ant plants" of the Boraginaceae and Melastomataceae families (Richards 1945, Zikán 1949). In the Peruvian Amazon, some species of *Angiopolybia*, *Mischocyttarus*, *Polistes*, *Polybia* and *Pseudopolybia* nest on "ant plants", mostly of the genera *Maieta* and *Tococa* (Herre et al. 1986). Several ant species have been found associated with domatia of plant species of the genus *Tococa* (Melastomataceae) (Bizerril & Vieira 2002). The ant *Pheidole minutula* Mayr, 1878 has an obligate association with *Maieta*, *Cidemia* and *Tococa* (Vasconcelos 1991). In return for refuge or food, the ants protect their host-plants against herbivores (Davidson & Mckey 1993, Cabrera & Jaffe 1994, Bronstein 1998, Vasconcelos & Davidson 2000, Alvarez et al. 2001, Michelangeli 2003).

Associations among wasps and birds occur in the Neotropics and are easily noticed, but little understood. Usually, these associations are considered commensalism, since the bird benefits, but there is no record of any advantage to wasps (Beier & Tungbani 2006, Quinn & Ueta 2008). In Central America, birds commonly nesting in association with wasps build significantly more nests in trees containing *Polybia* colonies than in trees without this wasp (Joyce 1993). In Southern Brazilian Amazon, nests of *Galbula ruficauda* Cuvier, 1816 have been found associated with some colonies of *Polybia* and *Apoica* (Fry 1972). *Campylorhynchus rufinucha* (Lesson, 1838) and *Uraeginthus bengalus* (Linnaeus, 1766) birds have higher reproductive success when they are associated with nests of the social wasps *Polybia rejecta* (Fabricius 1798) and *Ropalida cincta* (Lepelletier, 1836), respectively (Joyce 1993, Beier & Tungbani 2006). In the Peruvian Amazon, nests of the bird *Cacicus cela* (Linnaeus, 1758) were recorded near social wasps colonies, which provide protection from mammals (primates), snakes and even other birds, decreasing the predation of *C. cela* eggs and young, thus increasing the reproductive success of this species (Robinson 1985).

Most such observations were reported over thirty years ago; since then, few similar studies have been published. The present study is the first to report associations between wasps, ants, and birds in the Central Amazon, with information about behavior, nest locations and photographs for active and abandoned colonies of *Polybia rejecta*, for one active colony of *Synoeca virginea* associated with ant nests of *Azteca* aff. *chartifex*, and one colony of *Polybia rejecta* associated with nests of *Cacicus cela* (Passeriformes: Icteridae).

Material and Methods

1. Study area

The associations were recorded in the Reserva Ducke, situated in the Central Brazilian Amazon. The reserve has a total area of approximately 100 km² of *terra firme* rainforest, and is located northeast of Manaus, Amazonas, Brazil, at km 26 on the Manaus-Itacoatiara Highway (02° 55' to 03° 01' S and 59° 53' to 59° 59' W) (Baccaro et al. 2008). The climate is humid tropical, with annual relative humidity of about 80% and mean annual rainfall from 1750 to 2500 mm (Ribeiro & Adis 1984). The mean annual temperature is 26 °C and there is a little thermal variation during the year (Marques Filho et al. 1981).

2. Collecting technique

The observations were made within a PPBio (Brazilian Program for Biodiversity Research) grid of 5 × 5 km (02° 58' 893" S and 059° 57' 677" W), as well as along some trails and margins of creeks (*igarapés*) outside the grid and at camps borders and near the reserve headquarters: main headquarters (02° 55.100' S and 059° 58.480' W) and south headquarters (03° 00.460' S / 059° 56.863' W). In general, observations were performed by three collectors, from 8:00 AM to 4:00 PM, totaling about 120 hours and approximately 100 km of trails sampled over 16 days (eight days in August and eight in October 2010).

We collected some specimens from nests of wasps and ants, which were identified and deposited in the Zoological Collection of the National Institute for Research in the Amazon (INPA). Nests were photographed *in situ* using a Sony Cyber-shot DSC-H5 camera, and localities were georeferenced using a GPS.

Results and Discussion

1. Wasps associations with ants

We found five active and one abandoned colony of *Polybia rejecta* (Fabricius, 1798) and an active colony of *Synoeca virginea* (Fabricius, 1804), all associated with ant nests of *Azteca* aff. *chartifex* Forel, 1896. Two of the *P. rejecta* colonies were located at the reserve's main headquarters, one in the PPBio grid and three at the south headquarters. The *S. virginea* colony was at the south headquarters.

The five active colonies of *P. rejecta* were situated about 10-20 cm from *Azteca* nests (Figures 1a, b, 2a). Three were built in twigs and leaves of the tree andiroba (*Carapa guianensis* Aublet - Meliaceae), whereas two nests were built in leaves of the jambeiro (*Eugenia malaccensis* L. - Myrtaceae). The distance between the abandoned colony of *P. rejecta* and its adjacent *Azteca* nest (Figure 2b) was about 15 cm, both built in a unidentified vine.

The same association between *P. rejecta* nests and ant colonies of unidentified species in the genus *Azteca* was reported in Southern Brazilian Amazon (Richards 1978) and in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, in Central Brazilian Amazon (Silveira et al. 2008). In the former, two of ten wasp nests found were located in trees with ant colonies. Jeanne (1978) found 47 nests of *P. rejecta* in Santarém, in Eastern Brazilian Amazon, mostly near other wasp nests and in some cases associated with *Azteca* ants.

In the active colonies of *P. rejecta* observed in this study, any disturbance caused by the collector resulted in aggressive behavior by the wasps. They would fly about 5 m around the colony, inflicting many stings on the collector. The ants, on the other hand, were aggressive only after their colony had been touched by the collector, at which time they quickly recruited large numbers and climbed on to whatever body part of the collector happened to be in contact with the colony, inflicting painful bites.



Figure 1. A) and B) *Polybia rejecta* nest associated with a colony of *Azteca* ants.



Figure 2. A) *Polybia rejecta* nest associated with a colony of *Azteca* ants. B) Abandoned colonies of *Polybia rejecta* and the ant *Azteca*.

The colony of the wasp *S. virginea* was located about 10 cm from an *Azteca* aff. *chartifex* nest in an unidentified species of Myrtaceae, and there was a large concentration of ants on the wasp colony envelope (Figures 3a, b). This type of association has been recorded by Ducke (1910) and Richards (1978). The wasps did not show aggressive behavior when their nest was disturbed by the collector; on the contrary, they sought refuge inside their nest. The same pattern was

not observed for the *Azteca* ants, which responded aggressively just as in the cases mentioned above, biting the collector. While the wasps took refuge inside the nest, the ants remained defending the nest, walking in circles, seemingly looking for the cause of the disturbance.

We did not observe ants entering the nests of either wasp species; however, it was common to see them remaining on or near the envelope, usually moving in a circle around the nest surface but



Figure 3. A) *Synoeca virginea* wasp nest. B) Details of *Azteca* aff. *chartifex* colony associated with wasp nest.



Figure 4. A) and B) Association between *Polybia rejecta* wasp colony and *Cacicus cela* (Yellow-rumped Cacique) bird nest.

not reaching its interior. Furthermore, aggressive behavior was not observed between wasps and ants, which did not seem disturbed by each other's presence.

We hypothesize that one advantage of these associations is the protection given by the ants to the wasps, contributing to the wasps' reproductive success, since ants may repel the approach of predators to the colony. Richards & Richards (1951) reported that nesting in

association with *Azteca* ants may be one of the few defense modes found in tropical wasps against attacks by predatory army-ants (Ecitoninae). According to Jeanne (1978) nest aggregation is common in this kind of wasp. In the presence of ants, wasps receive protection against predators, especially birds and monkeys (Delabie 1990), when they build nests in trees near arboreal ants, particularly *Azteca* species (Bondar 1939). Apparently, the wasps take advantage of

the ants' tolerance, nesting near their colonies to obtain protection. Considering that no authors to date have proposed a benefit to the ants of the proximity to wasps, it appears that in this case the wasps receive the greater benefit from this association.

2. Wasps Association with birds

Associations among social wasps and birds are often found in nature (Dejean & Fotso 1995, Beier & Tungbani 2006). Much is known about the species of birds that nest near wasp colonies, but little is known about the wasps, which are rarely identified to species. Silveira et al. (2008) reported a nest colony of the bird *Cacicus cela* (Linnaeus, 1758), known as Yellow-rumped Cacique (Passeriformes: Icteridae) close to a *Polybia rejecta* wasp nest in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, in Central Brazilian Amazon and Robinson (1985) reported nests of *C. cela* in the Peruvian Amazon associated with colonies of the social wasps *Agelaia fuscipennis* Cameron, 1901 and *Chartergus chartarius* (Oliver 1791). Robinson (1985) demonstrated that the wasps offer protection to the birds against predation by mammals (mainly primates), serpents and other bird species.

We observed one colony of *Polybia rejecta* associated with nesting colonies *Cacicus cela*, the yellow-rumped Cacique, (at the Ducke Reserve main headquarters) (Figures 4a, b). During the 16 days in which we frequented the locality, the wasps did not show any aggressive behavior toward the *C. cela* or their nests. Later, reserve guards reported that the birds remained there throughout the reproductive season, leaving only after the chicks fledged the nests. Quick field observations and the information reported in the literature suggest that the protection given to birds by wasps is not retributed by the birds, as in a case of commensalism, but more studies are needed, including experimental approaches to unveil the kind of association existing between these groups.

Acknowledgments

We sincerely thank Fernando B. Noll, Elisabeth Franklin, Sérgio H. Borges e Jorge P. Souza for their valuable suggestions on the manuscript; Jacques H.C. Delabie for help identifying the *Azteca* ants; Marcos Torres, Valdeana Linard, Lucas Marques de Camargos, Vítor Dias Tarli and Paulo da Silva Lopes for help in the field; two anonymous referees for their helpful suggestions; and Pedro Santos and Mario Cohn-Haft for help with the English version.

References

- ALVAREZ, G., ARMBRECHT, I., JIMENEZ, E., ARMBRECHT, H. & ULLOA-CHACON, P. 2001. Ant-plant association in two *Tococa* species from a primary rain forest of Colombian Choco (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 38: 585-601.
- BACCARO, F.B., DRUCKER, D.P., DO VALE, J., OLIVEIRA, M.L., MAGALHÃES, C., LEPSCH-CUNHA, N. & MAGNUSSON, W.E. 2008. A Reserva Ducke. In *Reserva Ducke, a biodiversidade amazônica através de uma grade* (M.L. Oliveira, F.B. Baccaro, R. Braganeto & W.E. Magnusson, eds.). Editora INPA, 166p.
- BEIER, P. & TUNGBANI, A.I. 2006. Nesting with the wasp *Ropalidia cincta* increases nest success of red-cheeked cordonbleu (*Uraeginthus bengalus*) in Ghana. *The Auk* 123:1022-1037.
- BIZERRIL, M.X.A. & VIEIRA, E.M. 2002. *Azteca* ants as antiherbivores agentes of *Tococa formicaria* (Melastomataceae) in Brazilian cerrado. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 37:145-149. <http://dx.doi.org/10.1076/snfe.37.2.145.8585>
- BONDAR, G. 1939. Insetos daninhos e parasitas do cacau na Bahia. I. C. B. B Técnico, Salvador, n.5, 112p.
- BRONSTEIN, J.L. 1998. The contribution of ant-plant protection studies to our understanding of mutualism. *Biotropica* 30:150-161. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00050.x>
- CABRERA, M. & JAFFE, K. 1994. A trophic mutualism between the myrmecophytic Melastomataceae *Tococa guianensis* Aublet and an *Azteca* ant species. *Ecotropicos* 7:1-10.
- CARPENTER, J.M. & MARQUES, O.M. 2001. Contribuição ao Estudo dos Vespídeos do Brasil. Universidade Federal da Bahia, Departamento de Fitotecnia. Série Publicações Digitais, v.3, 147p., CD-ROM.
- CORN, M.L. 1972. Notes on the biology of *Polistes carnifex* (Hymenoptera, Vespidae) in Costa Rica and Colombia. *Psyche* 79:150-157. <http://dx.doi.org/10.1155/1972/78756>
- DAVIDSON, D.W. & McKEY, D. 1993. The evolutionary ecology of symbiotic ant-plant relationship. *J. Hym. Res.* 2: 13-83.
- DEJEAN, A. & FOTSO, R.C. 1995. Nesting associations of small birds and *Polybioides tabidus* (Vespidae: Epiponinae) in southern Cameroon. *Ethol. Ecol. Evol.* 7:11-25. <http://dx.doi.org/10.1080/08927014.1995.9522967>
- DELABIE, J.H.C. 1990. The ant problems of Cocoa Farms in Brazil. In *Applied Myrmecology: A World perspective*. (R.K. Vander Meer, K. Jaffe & A. Cedeno, eds.). Westview Press, Boulder, p.556-569.
- DUCKE, A. 1910. Revision des guêpes sociales polygames d'Amérique. *Ann. Hist-Nat. Mus. Natl. Hung.* 8:449-544.
- FRY, C.H. 1972. Convergence between jacamars and bee-eaters. *Ibis* 112:257-259. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.1970.tb00098.x>
- GORTON, R.E. 1978. Observations on the nesting behavior of *Mischocyttarus immaginatus* (Rich) (Vespidae: Hymenoptera) in a dry forest in Costa Rica. *Insect. Soc.* 25:197-204. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02224741>
- HERRE, E.A., WINDSOR, D.M. & FOSTER, R.B. 1986. Nesting associations of wasps and ants on Lowland Peruvian ant-plants. *Psyche* 93:321-330. <http://dx.doi.org/10.1155/1986/94501>
- JEANNE, R.L. 1970. Note on a bat (*Phylloderma stenops*) preying upon the brood of a social wasp. *J. Mamm.* 51:624-625. <http://dx.doi.org/10.2307/1378408>
- JEANNE, R.L. 1978. Intraspecific nesting associations in the Neotropical social wasps *Polybia rejecta* (Hymenoptera: Vespidae). *Biotropica* 10:234-235. <http://dx.doi.org/10.2307/2387909>
- JOYCE, F.J. 1993. Nesting success of Rufous-naped Wrens (*Campylorhynchus rufi nucha*) is greater near wasp nests. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 32:71-77. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00164038>
- LONDON, K.B. & JEANNE, R.L. 1997. Site Selection by a Social Wasp in a Nesting Association (Hymenoptera: Vespidae). *J. Insect. Behav.* 10:279-288. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02765560>
- MARQUES FILHO, A.O., RIBEIRO, M.N.G., SANTOS, H.M. & SANTOS, J.M. 1981. Estudos climatológicos da Reserva Florestal Ducke - Manaus - AM. *Precipitação*. *Acta Amazon.* 11:759-768.
- MICHELANGELI, F.A. 2003. Ant protection against herbivory in tree species of *Tococa* (Melastomataceae) occupying different environments. *Biotropica* 35:181-188.
- QUINN, J.L. & UETA, M. 2008. Protective nesting associations in birds. *Ibis* 150:146-167. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00823.x>
- RIBEIRO, M.N.G. & ADIS, J. 1984. Local rainfall variability - a potential bias for bioecological studies in the Central Amazon. *Acta Amazon.* 14:159-174.
- RICHARDS, O.W. 1945. A revision of the genus *Mischocyttarus* Saussure (Hymenoptera, Vespidae). *T. Roy. Ent. Soc. London* 95:295-462. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1945.tb00264.x>
- RICHARDS, O.W. 1971. The biology of social wasps (Hymenoptera: Vespidae). *Biol. Rev.* 46:483-528. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.1971.tb01054.x>
- RICHARDS, O.W. 1978. The social wasps of the Americas (excluding the Vespinae). *British Museum of Natural History, London*, 580p.
- RICHARDS, O.W. & RICHARDS, M.J. 1951. Observations on the social wasps of South America (Hymenoptera, Vespidae). *T. Roy. Ent. Soc. London* 102:1-169. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1951.tb01241.x>

- ROBINSON, S.K. 1985. Coloniality in the Yellowrumped Cacique as a defense against nest predators. *The Auk* 102:506-519.
- SILVEIRA, O.T., DA COSTA NETO, S.V. & DA SILVEIRA, O.F.M. 2008. Social wasps of two wetland ecosystems in Brazilian Amazonia (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae). *Acta Amazon.* 38:333-344. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000200018>
- STARR, C.K. 1988. The nesting association of the wasps *Mischocyttarus immarginatus* and *Polybia* spp. in Costa Rica. *Biotropica* 20:171-173. <http://dx.doi.org/10.2307/2388193>
- VASCONCELOS, H. 1991. Mutualism between *Maieta guianensis* Aubl., a myrmecophytic melastome, and one of its ant inhabitants: ant protection against insect herbivores. *Oecologia* 87:295-298. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00325269>
- VASCONCELOS, H. & DAVIDSON, D.W. 2000. Relation between plant size and associates in two Amazonian ant-plants. *Biotropica* 31:100-111.
- VILELA, E.F., SANTOS, I.A., SCHOEREDER, J.H., SERRÃO, J.E., CAMPOS, L.A.O. & LINO-NETO, J. 2008. *Insetos Sociais: da Biologia a Aplicação*. Ed. UFV, Viçosa, 441p.
- WILSON, E.O. 1975. *Sociobiology: The New Synthesis*, Harvard University Press, Cambridge, 697p.
- WINDSOR, D.M. 1972. Nesting association between two neotropical polybiine wasps (Hymenoptera, Vespidae). *Biotropica* 4:1-3. <http://dx.doi.org/10.2307/2989638>
- ZIKÁN, J.F. 1949. O gênero *Mischocyttarus* Saussure (Hymenoptera, Vespidae), com a descrição de 82 espécies novas. *Boletim Parque Nacional do Itatiaia*, 251p.

Received 07/31/2012

Revised 03/03/2013

Accepted 04/24/2013

Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil

Welber Senteio Smith^{1,2,3}, Renata Cassemiro Biagioni¹ & Leticia Halcsik¹

¹Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional, Universidade Paulista – UNIP, Av. Independência, 210, Jardim Éden, CEP 18087-101, Sorocaba, SP, Brazil

²Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade de Sorocaba – UNISO, Rua Raposo Tavares, 92, Vila Assis, CEP 18023-000, Sorocaba, SP, Brazil

³Corresponding author: Welber Senteio Smith, e-mail: welber_smith@uol.com.br

SMITH, W.S., BIAGIONI, R.C. & HALCSIK, L. **Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn01713022013>

Abstract: The Floresta Nacional de Ipanema is located on the southeast of the state of São Paulo, Brazil, and belongs to the cities of Araçoiaba da Serra, Iperó and Capela do Alto. It extends over an area of 5,069 ha surrounded by several streams, small lakes, the Ipanema river and the Hedberg dam. The fish species in this area were sampled between 1993 and 2012 in several isolated studies, with the use of gill nets and sieves. Fifty species of fish were registered, 43 native and 7 non-native (*Cyprinus carpio*, *Piaractus mesopotamicus*, *Brycon cephalus*, *Triportheus nematurus*, *Clarias gariepinus*, *Tilapia rendalli* and *Poecilia vivipara*), distributed in seven Orders, 21 Families and 41 Genera. The present study aimed at cataloguing the fish species in the Ipanema National Forest. Handling and preservation actions will be based on the information obtained.

Keywords: Floresta Nacional de Ipanema, ichthyofauna, inventory, fish, conservation unit.

SMITH, W.S., BIAGIONI, R.C. & HALCSIK, L. **A ictiofauna da Floresta Nacional de Ipanema, Estado de São Paulo, Brasil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn01713022013>

Resumo: A Floresta Nacional de Ipanema está localizada no sudoeste do estado de São Paulo, Brasil e pertence às cidades de Araçoiaba da Serra, Iperó e Capela do Alto. Estende-se por uma área de 5, 069 ha, onde ocorrem diversos riachos, pequenos lagos, o rio Ipanema e a represa de Hedberg. As espécies de peixes dessa unidade de conservação foram amostradas entre 1993 e 2012 em vários estudos realizados, com o uso de redes de espera e peneiras. Foram registradas 50 espécies de peixes, 43 nativas e 7 não-nativas (*Cyprinus carpio*, *Piaractus mesopotamicus*, *Brycon cephalus*, *Triportheus nematurus*, *Clarias gariepinus*, *Tilapia rendalli* e *Poecilia vivipara*), distribuídas em sete ordens, 21 famílias e 41 gêneros. O estudo teve como objetivo catalogar as espécies de peixes da Floresta Nacional de Ipanema. Ações de manejo e preservação deverão ser baseadas nas informações obtidas.

Palavras-chave: Floresta Nacional de Ipanema, ictiofauna, inventário, peixe, unidade de conservação.

Introduction

Currently, there are 391 species described for São Paulo state, representing about 15% of freshwater fish species of the Brazil (Oyakawa & Menezes 2011). Recently Smith et al. 2007 registered 71 species of fishes in the Sorocaba river basin, where it is located the Floresta Nacional de Ipanema.

The Floresta Nacional de Ipanema (FLONA de Ipanema) is a national conservation unit created in 1992, which is maintained by the Instituto Nacional do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). It extends over an area of 5,069 ha, with 1,388 ha being covered with vegetation (Smith & Regalado 2008).

The three main watercourses that run across the area are the Ipanema, Verde and Ribeirão do Ferro streams. Ipanema and Verde streams make up the basin of Ipanema River, and Ribeirão do Ferro and other streams located within the conservation unit make up the microbasin of Ribeirão do Ferro. Besides these watercourses, there is the hydrographic basin of the Iperó River, located in the western portion of the Araçoiaba Mount.

Significant environmental impacts were identified in the microbasins comprised in the present study. The replacement of natural vegetation with pasture fields is noticeable in the Iperó River, which causes erosion and silting of watercourses. This is also found in the Ipanema River, where effluent discharge and use of pesticides are frequent. The microbasin of Ribeirão do Ferro, in turn, is in better conditions since it is located in the Araçoiaba Mount. However, this small stream is also affected by adverse conditions, such as the many dams in its bed and the silting resulting from a landslide of waste on its left edge next to the area of limestone mining, and the suppression of riparian vegetation in the lowest areas of the Araçoiaba Mount (downstream).

The above finding deserves attention, because the little-known fish species of the region may be endangered. The ichthyofauna of the basins located in the Floresta Nacional de Ipanema was first registered by Georg Heinrich von Langsdorff, who visited the region, in 1825, and identified the following fish species: “jundiá” (*Rhamdia quelen*), “mandiuvá” (*Pimelodus maculatus*), “traíra” (*Hoplias malabaricus*) and “tupira” (*Gymnotus carapo*) (Expedição... 1821-1829).

The knowledge of the fish fauna of this region is mainly due to the work of Bernardo & Barrella (1999), Smith (1999), Smith & Marciano (2000) well as studies for the preparation of the Management Plan in 2003 (Brasil 2003). More recently, the studies of Smith (2003), Smith et al. (2007), Smith & Regalado (2008), and Smith et al. (2009) were conducted. Being conservation areas considered place of survival within a larger unit changed (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2007), knowledge of existing species is critical. So, the present study aimed at cataloguing the fish species in the conservation unit based on the above mentioned studies and on the sampling of species to provide information as a basis for handling and preservation actions.

Material and Methods

The Floresta Nacional de Ipanema is located between latitudes 23° 25' and 23° 28' S and longitudes 47° 33' and 47° 40' W in an area of 5,180 ha belonging the municipalities of Iperó, Araçoiaba da Serra and Capela do Alto, on the southeast of the state of São Paulo, 125 km far from the capital, São Paulo.

Various streams emerge from the Araçoiaba Mount (Figure 1), and the largest one is called Ribeirão do Ferro (Salazar 1998). This stream is formed by three small irregular streams of water, in which confluence is the “Cobra” Lagoon, a reservoir of Ribeirão do Ferro, constructed in the beginning of 1970. There are other lagoons besides the Cobra Lagoon. The Ipanema River, a major tributary

of the Sorocaba River, flows east of the Araçoiaba Mount, forming the Hedberg Dam, constructed in 1818 (Salazar 1998). All these waterways make up the hydrographic basin of the Sorocaba River, main tributary of the left bank of the Tietê River.

Fish were collected in some stretches of Ribeirão do Ferro and Verde rivers, in one stretch of the Ipanema River (dam and downstream the dam), in the Hedberg Dam, in the Limão and Cobra lagoons and in other lagoons that occur in the FLONA (Table 1). The fish were captured with sieves and nets with meshes of 3, 4, 6, 7, 8, 10 and 12 cm between opposing knots. The organisms collected were stored in the fish collection of the biology museum of the Universidade Paulista – Campus Sorocaba.

Results

A total of 50 species distributed in seven orders, 21 families and 41 genera were identified. The taxonomic list of identified species is shown in Table 2. Most of these species belonged to the Characiformes order (25 species) and the Siluriformes (18 species). The most represented families are: Characidae, Loricariidae, Heptapteridae and Callichthyidae with 15, 6, 3 and 3 species, respectively. Of the total identified species, 43 are native and seven are considered non-native. Regarding the distribution of the fish fauna, 27 species are widely distributed throughout the conservation area while 23 were recorded to a particular habitat (Table 3). Besides, non-native species present in the area are concentrated in lentic environment as the Hedberg reservoir and Cobra lagoon, except *Tilapia rendalli* which is widely

Table 1. Sampling stations sampled in the Floresta Nacional de Ipanema with their ecological status and geographic location.

Sampling stations	Ecological status	Geographical coordinates
Ipa01 – Ipanema River	class 2 river, lotic, high current	23K 239172 UTM 7399430
Ipa02 – Ipanema River	class 2 river, lotic, high current	23K 0234693 UTM 7407007
Ipa03 – Verde River	stream, lotic, low current	23K 236768 UTM 7404492
Ipa04 – Verde River	stream, lotic, low current	23K 235202 UTM 7403739
Ipa05 – Hedberg Dam	reservoir, lentic	23K 235171 UTM 7406740
Ipa06 – Hedberg Dam	reservoir, lentic	23K 0234518 UTM 7406543
Ipa07 – Hedberg Dam	reservoir, lentic	23K 0234859 UTM 7406967
Ipa08 – Ribeirão do Ferro Stream	stream, lotic, moderate current	23K 0232070 UTM 7406301
Ipa 09 – Ribeirão do Ferro Stream	stream, lotic, moderate current	23K 0231146 UTM 7405348
Ipa10 – Cobra Lagoon	lentic environment	23K 2330394 UTM 7404885
Ipa11 – Limão Lagoon	lentic environment	23K 233765 UTM 7407117
Ipa 12 – Lagoon	lentic environment	23k 0234479 UTM 7406472
Ipa 13 – Lagoon	lentic environment	23k 0234284 UTM 7406554
Ipa 14 – Lagoon	lentic environment	23k0234681 UTM 7404199

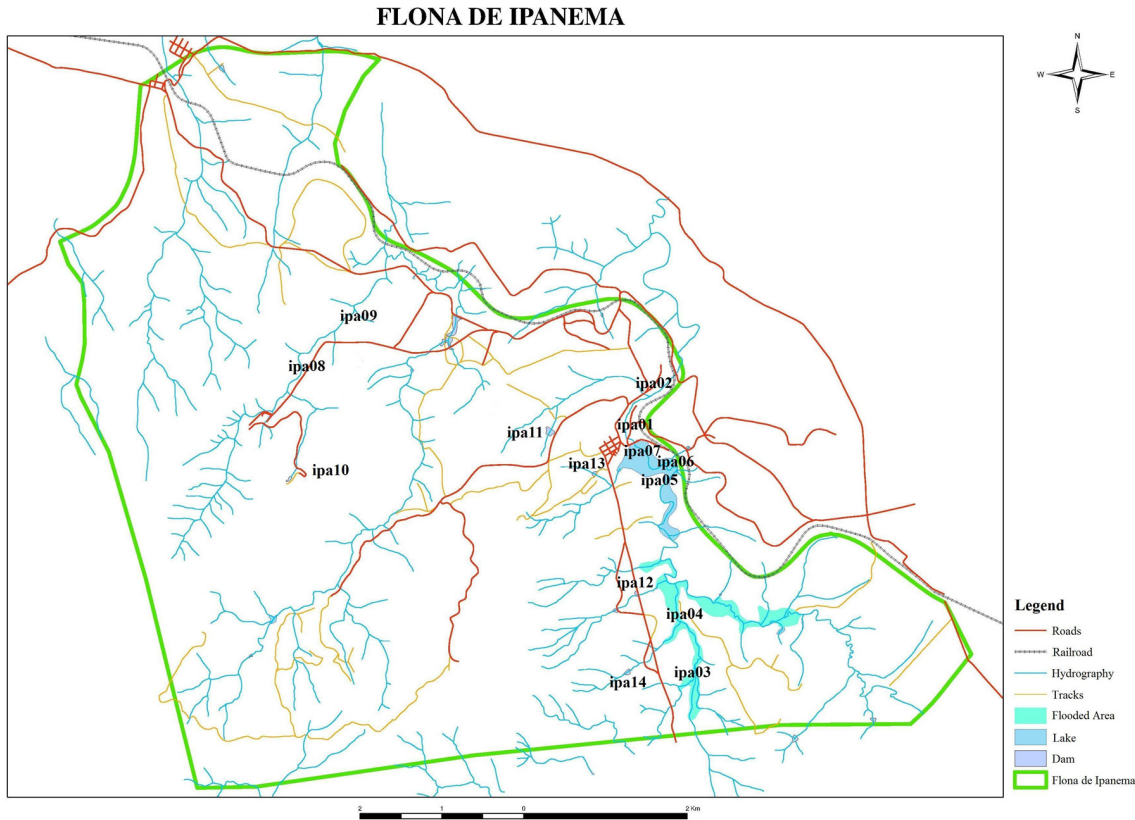


Figure 1. Hidrographic system of the Floresta Nacional de Ipanema.

Table 2. Taxonomic list of fish species from the Floresta Nacional de Ipanema.

		Species
Characiformes		
Characidae		<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)
		<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti and Britski, 2000
		<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)
		<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914
		<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)
		<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)
		<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911
		<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)
		<i>Odontostilbe microcephala</i> Eigenmann, 1907
		<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908
		<i>Brycon cephalus</i> * (Günther, 1869)
		<i>Oligosarcus pinto</i> Campos, 1945
		<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)
		<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850
		<i>Triportheus nematurus</i> * (Kner, 1858)
Crenuchidae		
		<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909
Serrasalmidae		
		<i>Piaractus mesopotamicus</i> * (Holmberg, 1887)
Erythrinidae		
		<i>Hoplias malabaricus</i> (Block, 1794)
Prochilodontidae		
		<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)
		<i>Prochilodus vimboides</i> Kner, 1859
Curimatidae		
		<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)

* non-native specie

Table 2. Continued...

	Species
Anostomidae	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)
Parodontidae	<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)
	<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859
	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)
CYPRINIFORMES	
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> * Linnaeus, 1758
SILURIFORMES	
Callichthyidae	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)
	<i>Corydoras flaveolus</i> Ihering, 1911
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)
Cetopsidae	<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1857
Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i> * (Burchell, 1822)
Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i> La Cèpede, 1803
	<i>Iheringichthys syi</i> Azpelicueta & Britski, 2012
Heptapteridae	<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911
	<i>Pimelodella rudolphi</i> (Miranda-Ribeiro, 1918)
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824)
Pseudopimelodidae	<i>Microglanis garavello</i> Shibatta and Benine, 2005
Trichomycteridae	<i>Trichomycterus iheringi</i>
Loricariidae	<i>Hisonotus depressicauda</i> (Miranda-Ribeiro, 1918)
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)
	<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan, 1908)
	<i>Hypostomus</i> sp.
	<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger, 1900)
	<i>Rineloricaria</i> sp.
GYMNOTIFORMES	
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758
PERCIFORMES	
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy and Gaimard, 1824)
	<i>Tilapia rendalli</i> * (Boulenger, 1897)
Cyprinodontiformes	
Poeciliidae	<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008
	<i>Poecilia vivipara</i> Block and Schneider, 1801
SYNBRANCHIFORMES	
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795

* non-native specie

distributed by the numerous water bodies of the area. According to Table 3 is possible to see eight species that exhibit migratory habit, eight exhibit parental care and two, both Poeciliidae, have internal fertilization. Regarding the feeding habits of the species found in the Floresta Nacional de Ipanema, predominated omnivorous and insectivorous species (14 and 13 species respectively). One of the identified species (*Prochilodus vimbooides*) is considered vulnerable in the state according to the book of threatened fauna in the State of São Paulo (Bressan et al. 2009). Other features and details of the distribution of species are included in Table 3.

Discussion

The ichthyofauna composition is the one expected for non estuarine waters of the neotropical region (Lowe-McConnell 1987, Castro & Menezes 1998). Among the various water ecosystems in this conservation unit, we can cite the streams with moderate to high flows, waterfall stretches, gravelly soil, in some cases consolidated substratum, great concentration of allochthonous and autochthonous insects and the typical herbaceous and shrubby vegetation, which

Table 3. Fish species occurring in the Floresta Nacional de Ipanema, with their characteristics and distribution.

Species	Vulgar names	Feeding habit	Preferred habitats	Reproduction	Distribution
<i>Astyanax altiparanae</i>	lambari do rabo amarelo	omnivorous	backwaters, near the margin	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Astyanax fasciatus</i>	lambari do rabo vermelho	omnivorous	vegetation on the margins	external fertilization, without parental care	wide
<i>Astyanax scabripinnis</i>	lambari	insectivorous	backwaters of streams	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	lambari	insectivorous	benthopelagic	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Astyanax paranae</i>	lambari	insectivorous	benthopelagic	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Hemigrammus marginatus</i>	piaba	omnivorous	vegetation on the margins	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	tetra	insectivorous herbivore	benthopelagic	external fertilization, without parental care	restricted
<i>Serrapinnus notomelas</i>	piaba	omnivorous	vegetation on the margins	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Odontostilbe microcephala</i>	pequira	omnivorous	benthopelagic	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Bryconamericus stramineus</i>	pequira	omnivorous	backwaters or currents between the grass, benthopelagic	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Brycon cephalus</i> ¹	matrinxã	omnivorous	benthopelagic	external fertilization, with parental care migratory	wide
<i>Oligosarcus pinto</i>	peixe-cachorro	carnivorous	roots of the marginal vegetation	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Characidium zebra</i>	canivete	insectivorous	rocky substrate, benthopelagic,	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	cadela	piscivore	backwaters	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Salminus hilarii</i>	tabarana	carnivorous	currents	external fertilization, migratory, without parental care	wide
<i>Triportheus nematurus</i> ¹	sardinha	insectivorous	currents	external fertilization, migratory, without parental care	restricted
<i>Piaractus mesopotamicus</i> ¹	pacu	herbivore	demersal	external fertilization, migratory, without parental care	restricted
<i>Steindachnerina insculpta</i> Saguirí	saguirú	iliophagous	backwaters, background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Cyphocharax modestus</i>	saguirú	iliophagous	backwaters, background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Prochilodus lineatus</i>	curimbatá	iliophagous	current	external fertilization, migratory, without parental care	restricted
<i>Prochilodus vimboides</i> ²	curimbatá	iliophagous	current	external fertilization, migratory, without parental care	restricted
<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra	carnivorous	backwaters, lagoons	external fertilization, with parental care, not migratory	wide
<i>Leporinus obtusidens</i>	piava	herbivore	lotic environments	external fertilization, without parental care, migratory	wide
<i>Parodon nasus</i>	canivete	iliophagous	marginal areas, current, gritty background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Apareiodon affinis</i>	canivete	detritivore	benthopelagic, lotic and lentic environment	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Cyprinus carpio</i> ¹	carpa	herbivore-detritivore and zoobenthos	benthopelagic	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Corydoras aeneus</i>	ronquinha	omnivorous	clear water, backwaters or currents	external fertilization, without parental care, not migratory	wide

¹ Introduced species / non-native. ² Specie in vulnerable state according to Bressan et al. (2009).

Table 3. Continued...

Species	Vulgar names	Feeding habit	Preferred habitats	Reproduction	Distribution
<i>Corydoras flaveolus</i>	ronquinha	omnivorous	clear water, backwaters or currents	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Cetopsis gobioides</i>	candiru	insectivorous	current and demersal	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Clarias gariepinus</i> ¹	bagre africano	omnivorous	benthopelagic	external fertilization, without parental care, with lateral migration	restricted
<i>Hypostomus ancistroides</i>	casudo	herbivore-detrivore	river rapids, background	external fertilization, with parental care, not migratory	wide
<i>Hypostomus margaritifer</i>	casudo	herbivore-detrivore	river rapids, background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Hypostomus</i> sp.	casudo	herbivore-detrivore	river rapids, background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Rineloricaria latirostris</i>	casudo	detrivore	current, rocks and trunk	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Rineloricaria</i> sp.	casudo	detrivore	current, rocks and trunk	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Hisonotus depressicauda</i>	limpa-vidro	detrivore	vegetation on the margins	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Hoplosternum litoralle</i>	caborja	iliophagous	backwaters, background	external fertilization with parental care	wide
<i>Imparfinis mirini</i>	bagrinho	insectivorous	current, pebble, gravel and grit background	not migratory, external fertilization with parental care	wide
<i>Microglanis garavello</i>	bagrinho	insectivorous	vegetation on the margins	not migratory external fertilization	restricted
<i>Pimelodella rudolphi</i>	mandizinho	insectivorous	Current, pebble background and demersal	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Pimelodus maculatus</i>	mandi-pintado	insectivorous	current, background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Iheringichthys syi</i>	mandi	carnivorous, insectivorous	rivers, background	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Rhamdia quelen</i>	bagre	omnivorous	low current, background	external fertilization, with parental care, not migratory	wide
<i>Trichomycterus</i> sp.	sobe-serra	insectivorous	current, grit and gravel background	external fertilization, without parental care, not migratory	restricted
<i>Gymnotus carapo</i>	tuvira	carnivorous	vegetation on the margins	external fertilization, without parental care, not migratory	wide
<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará	omnivorous	margins	external fertilization, with parental care, not migratory	wide
<i>Tilapia rendalli</i> ¹	tilápia	herbivore	margins	external fertilization, with parental care, not migratory	wide
<i>Phaloceros reisi</i> Barrigudinho,	barrigudinho	omnivorous	margins, shallow water	internal fertilization, not migratory	wide
<i>Poecilia vivipara</i> ¹	barrigudinho	omnivorous	margins, shallow water	internal fertilization, not migratory	wide
<i>Synbranchus marmoratus</i>	mussum	carnivorous	lentic environment, cleft in the margins	external fertilization, not migratory	wide

¹ Introduced species / non-native. ² Specie in vulnerable state according to Bressan et al. (2009).

favors the presence of small characids (“lambaris”), loricariids (“cascudos”), and catfish.

The ichthyofauna of the region consists of small-sized fish, such as “carás”, “lambaris”, “cascudos” and small catfish, which depend on the riparian vegetation for their food source of allochthonous material. The presences of *Astyanax scabripinnis*, a species typically found in streams, was registered (Castro & Casatti 1997). The

streams located in the conservation unit are ecosystems with a little known ichthyofauna (Castro & Menezes 1998, Menezes et al. 2007). According Oyakawa et al. (2006), this lack of knowledge is related to the fact that the fish are small and uninteresting streams for fishing, besides their cryptic habits and occur in aquatic environments quite restricted. The author also highlights the difficulty in sampling all species present in a given stretch of river.

According to Bressan et al. (2009) the species *Prochilodus vimboides* and *Bunocephalus larai* occur in vulnerable state in the area of the Floresta Nacional de Ipanema. However, no individual from *Bunocephalus larai* was collected during this work.

The predominant species in these rivers, including Verde and Ipanema rivers, are the “cará” (*Geophagus brasiliensis*), the “lambaris” (*Astyanax altiparanae* and *A. fasciatus*), the “saguirú” (*Cyphocharax modestus* and *Steindachnerina insculpta*), the lacustris catfish (*Rhamdia quelen*, *Pimelodus maculatus* and *Iheringichthys labrosus*), the “cascudo” (*Hypostomus ancistroides*), the “peixe-cadela” (*Acestrorhynchus lacustris*) and the “guarú” (*Phalloceros reisi*).

In addition to rivers and streams there are several lagoons as the Cobra and the Limão lagoons with several fish species. Fish of five species were identified there, as follows: “cará” (*Geophagus brasiliensis*), “lambari” (*Astyanax altiparanae*), “tilapia” (*Tilapia rendalli*), “barrigudinho” (*Phalloceros reisi*) and “cascudo” (*Hypostomus ancistroides*). Because these lagoons are located in the headwater of rivers they have reduced diversity of species.

The Hedberg Dam, constructed in 1818, showed an ichthyofauna typical of lentic environment mainly formed by “saguirú” (*Cyphocharax modestus* and *Steindachnerina insculpta*), “carás” (*Geophagus brasiliensis*) and “lambaris” (*Astyanax fasciatus* and *A. altiparanae*). Moreover, species from typical lotic environments have been captured, such as the “curimbatá” (rheophilic species) and the “cascudo” (*Hypostomus ancistroides*), that are supposed to reproduce in the upstream stretches or in tributaries such as the Verde River. Being an old dam, the Hedberg Dam has a highly structured fish community. According to Lowe-McConnell (1987), it takes around 5 to 15 years for a fish community to reach stability.

This dam has been transformed into a pay to fish lake, and several species were added to this environment, such as the *Tilapia rendalli*, *Piaractus mesopotamicus*, *Brycon cephalus* and *Cyprinus carpio* (Smith 2003), which may contribute to the decreased stability of this fish community. Currently, although the fishing has been disabled, in addition to these species, it is also possible to verify the presence of the “catfish”, *Clarias gariepinus*. This is because aquatic environments located in conservation areas, although legally protected, are subject to threats of a species is introduced elsewhere in the basin, because a water system tends to be virtually connected with all parts and subsystems, from the source to the mouth, the main channel of the lagoons (Agostinho et al. 2006).

Acknowledgements

We acknowledge the ICMBio for the logistic support, Dr. Heraldo Britski for confirming the identified species, Dr. Walter Barrella for the comments and Dr. Luciano Bonatti Regalado for the support and map.

References

- AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M. & JÚLIO JUNIOR, H.F. 2006. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: unidades de conservação. Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, p.95-117.
- BERNARDO, F.O. & BARRELLA, W. 1999. Estudo comparativo da comunidade de peixes em duas lagoas existentes na Floresta Nacional de Ipanema, Iperó, SP. São Paulo. Relatório Final do Programa de Iniciação Científica PUC-SP/CNPq.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2003. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ipanema. http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/flona_ipanema.pdf (último acesso em 21/08/2012).
- BRESSAN, P.M., KIERULFF, M.C.M. & SUGIEDA, A.M. 2009. Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo: Vertebrados. Governo do Estado de São Paulo, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2009.
- CASTRO, R.M.C. & CASATTI L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*. 7(4):337-352.
- CASTRO, R.M.C. & MENEZES N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX, v.6 Vertebrados. (C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, orgs.). Winnergraph, FAPESP, São Paulo, p.1-13.
- EXPEDIÇÃO Langsdorff ao Brasil. 1821-1829. Rio de Janeiro, Edições Alumbamento. v.1, Aquarelas e Desenhos de Rugendas, 154p., v.2, Aquarelas e Desenhos de Taunay, 159p., v.3, Aquarelas e Desenhos de Florence, 134p.
- LOWE-McCONNELL, R.H.L. 1987. Ecological Studies in Tropical Fish Communities. Cambridge University Press, Cambridge, 382p. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511721892>
- MENEZES, N.A., WEITZMAN, S., OYAKAWA, O.T., LIMA, F., CASTRO, R. & WEITZMAN, M. 2007. Peixes de água doce da mata atlântica. Museu de Zoologia, USP, Conservação Internacional, FAPESP, CNPq, São Paulo.
- OYAKAWA, O.T., AKAMA, A., MAUTARI, K.C. & NOLASCO, J.C. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no estado de São Paulo. Editora Neotropica, São Paulo, 201p.
- OYAKAWA, O.T. & MENEZES, N.A. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0021101a2011> (último acesso em 21/08/2012).
- SALAZAR, J.M. 1998. Araçoiaba and Ipanema: a história daquela maravilhosa região, desde as forjas de Afonso Sardinha até a Real Fábrica de Ferro. Digipel, Sorocaba, 120p.
- SARMENTO-SOARES, L.M. & MARTINS-PINHEIRO, R.F. 2007. A importância da ictiologia na definição de Unidades de Conservação. *Bol. Soc. Bras. Ictiol.* 88:7-8. <http://www.sbi.bio.br/boletins/BOLETIM88.pdf> (último acesso em 23/09/2012).
- SMITH, W.S. 1999. Pesque-pague: Uma ameaça à ictiofauna nativa? PUC-SP Ciências Biológicas Ambientais, São Paulo, v.1, n.3, p.313-319.
- SMITH, W.S. 2003. Os peixes do rio Sorocaba: a história de uma bacia hidrográfica. Editora TCM, Sorocaba, 163p.
- SMITH, W.S. & MARCIANO, F.T. 2000. A ictiofauna da Floresta Nacional de Ipanema – Iperó, São Paulo, como base para ações de manejo, conservação e educação ambiental. In II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Campo Grande, p.409-417.
- SMITH, W.S. & REGALADO, L.B. 2008. Floresta Nacional de Ipanema. *Ciênc. Hoje* 43(255):70-73.
- SMITH, W.S., PETRERE JUNIOR, M. & BARRELLA, W. 2007. Fish, Sorocaba river sub-basin, state of São Paulo, Brazil. *Check List* 3(3):282-286.
- SMITH, W.S., PETRERE JUNIOR, M. & BARRELLA, W. 2009. The fish community of the Sorocaba River Basin in different habitats (State of São Paulo, Brazil). *Braz. J. Biol.* 69(4):1015-1025. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000500005>

Received 10/05/2012

Revised 03/07/2013

Accepted 05/06/2013

A commented list of Scaphopoda (Mollusca) found along the Brazilian coast, with two new synonymies in the genus *Gadila* Gray, 1847

Leonardo Santos de Souza^{1,2}, Isabella Campos Vieira Araújo¹ & Carlos Henrique Soares Caetano¹

¹Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO, Av. Pasteur, 458, Urca, CEP 22290-240, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

²Corresponding author: Leonardo Santos de Souza, e-mail: leosouza2301@gmail.com

SOUZA, L.S., ARAÚJO, I.C.V. & CAETANO, C.H.S. A commented list of Scaphopoda (Mollusca) found along the Brazilian coast, with two new synonymies in the genus *Gadila* Gray, 1847. Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn03213022013>

Abstract: This review aims to present an updated checklist of scaphopods, based mainly on literature database. There is a total of 40 species (six families) for Brazil, including information about the distribution and bathymetric range of each taxon. We propose two synonyms with the aid of morphometry of the shell, for the genus *Gadila*: *G. longa* as junior synonym of *G. elongata* and *G. robusta* as junior synonym of *G. pandionis*.

Keywords: scaphopods, morphometry, synonyms, distribution, bathymetry.

SOUZA, L.S., ARAÚJO, I.C.V. & CAETANO, C.H.S. Lista comentada dos Scaphopoda (Mollusca) encontrados ao longo da costa Brasileira, com duas novas sinonímias no gênero *Gadila* Gray, 1847. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn0321302201>

Resumo: Uma lista atualizada dos escafópodes da costa brasileira pertencentes a seis famílias é apresentada baseada principalmente em dados da literatura. Há um total de 40 espécies para o Brasil, incluindo informações sobre a distribuição e a faixa batimétrica de cada táxon. Nós propomos dois sinônimos com o auxílio da morfometria da concha, para o gênero *Gadila*: *G. longa* como sinônimo júnior de *G. elongata* e *G. robusta* como sinônimo júnior de *G. pandionis*.

Palavras-chave: escafópodes, morfometria, sinônimos, distribuição, batimetria.

Introduction

Scaphopods are infaunal marine burrowers that can be found in oceans all over the world, either in intertidal zones or in abyssal depths (Reynolds & Steiner 2008). They are distinguished by an external tubular shell, opened at both ends and with a degree of curvature (Reynolds 2002).

The group currently comprises 565 valid species (Steiner & Kabat 2004, Caetano & Absalão 2005, Caetano et al. 2006, Scarabino 2008, Scarabino & Caetano 2008, Gracia & Ardila 2009, Simone 2009, Scarabino & Scarabino 2010) and had its classification recently discussed by Steiner (1992, 1998, 1999) and Scarabino (1995). Two orders were recognized at the end: Dentaliida and Gadilida. The first species reported in Brazil were described by Watson (1879): *Siphonodentalium tetraschistus*, found in Fernando de Noronha Island and *Dentalium circumcinctum*, in the state of Pernambuco. Henderson (1920) led the first monographic work that dealt with Western Atlantic Scaphopoda. The review studied 110 species, 11 of which were identified in Brazil.

Amaral & Jablonsky (2005) included Scaphopoda within the main groups of invertebrates in terms of abundance or frequency of Brazilian benthos, but Caetano & Santos (2010) claimed that this biodiversity had been underestimated, since aspects of taxonomy and biology of scaphopods from Brazilian waters had not been well-studied (Penna 1972, Penna-Neme 1974, Caetano & Absalão 2005, Caetano et al. 2006, 2010, Massud-Ribeiro & Caetano 2006, Scarabino & Caetano 2008).

Recently, oceanographic campaigns have increased the knowledge of deep-water species. Therefore, the aim of this work is to update the biodiversity of scaphopods from Brazilian coast, presenting their geographic distribution and bathymetric ranges. Synonymies are also being proposed, with the aid of morphometric tools.

Material and Methods

The research on Brazilian Scaphopoda involved academic databases (ISI Web of Knowledge, Malacolog 4.1.1, WoRMS - World Register of Marine Species and Google Scholar) and other scientific publications concerning the species. New data (unpublished records) from Campos Basin, Rio de Janeiro, Brazil, were also included.

Considered synonymous, *Gadila longa* and *G. robusta* (Silva-Filho et al. 2010) were examined through photos of the types (Silva-Filho et al. 2010) and paratypes deposited at Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro (MNRJ). Comparisons of several species of *Gadila* were carried out from empty shells, photos of the types and original descriptions.

Furthermore, morphometric variables were used, according to Caetano et al. (2010), as tools for the comparison of the species. Only undamaged shells were taken into consideration and each specimen was drawn by means of a camera lucida. The following variables were applied: (L) Length, (Max) maximum diameter, (Dmax) distance of point of maximum diameter from anterior aperture, (Arc) maximum curvature, (Larc) distance of point of maximum curvature from the Apex, (Ha) anterior aperture height, (Wa) anterior aperture width, (Hp) apical aperture height and (Wp) apical aperture width.

List of abbreviations of the malacological collections: IBUFRJ – Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil; MNRJ – Museu Nacional do Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil; MORG – Museu Oceanográfico do Rio Grande, Brazil; USNM – National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, USA; BMNH – Natural History Museum, London, England.

Results

Forty species of Scaphopoda were recorded in Brazil. From 18 species of Dentaliida: 14 species (six genera) belonged to Dentaliidae, two species (one genus) to Fustiariidae and the last two species (one genus) belonged to Gadilinae. From 22 species of Gadilida: three species (three genera) belonged to Entalinidae, two species (two genera) to Pulsellidae and 17 species (five genera) belonged to Gadilidae. We found five endemic species: *Heteroschismoides meridionalis* Scarabino & Scarabino (2008), *Striopulsellum atlantis* Scarabino & Scarabino (2011), *Polyschides noronhensis* Simone (2009), *Cadulus eliezeri* Caetano, Scarabino & Absalão (2006) and *C. nerta* Caetano, Scarabino & Absalão (2006). Two species had ampho-atlantic distribution, *Fissidentalium candidum* (Jeffreys, 1877) and *Gadila cretea* Scarabino & Scarabino (2011). Regarding the bathymetric distribution, species were found from infralittoral areas to 4850 m depths.

The species identified in Brazilian waters are listed below in a systematic order. The distribution, bibliography and bathymetric range were taken into consideration.

Order DENTALIIDA da Costa, 1778

Family Dentaliidae Gray, 1847

Genus *Dentalium* Linnaeus, 1758

Dentalium laqueatum Verrill, 1885

Distribution: USA –North Carolina, Florida, Georgia; Gulf of Mexico– (Camp et al. 1998, Wolfe 2008); Caribe –, Cuba, Puerto Rico, Jamaica, Antigua, Barbados and Grenada, Yucatan, Campeche bank– (Henderson 1920, Raffucci 2007); Colombia (Gracia et al. 2005); Brazil –Amapá to Santa Catarina– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1994). Specimens with soft parts collected between 82 (Caetano et al. 2006) and 225 m depths (Sander & Lalli 1982); empty shells between 30 (Wolfe 2008) and 900 m depths (Gracia et al. 2005).

Genus *Paradentalium* Cotton & Godfrey, 1933

Paradentalium disparile (Orbigny, 1853)

Distribution: USA –Florida–; Puerto Rico (Raffucci 2007); Antilles; Cuba; Trinidad (Henderson 1920, Turner 1955); Colombia (García-Valencia & Díaz 2000); Brazil –Amapá to Santa Catarina– (Henderson 1920, Penna-Neme 1974, Scarabino 1994, Caetano et al. 2006, Caregnato et al. 2009). Specimens with soft parts collected between 5 and 50 m depths, empty shells since intertidal zone to 103 m depths (Caetano et al. 2006).

Paradentalium gouldii (Dall, 1889)

Distribution: USA – North Carolina, South Carolina– (Dall 1889, Rosenberg 2009); Puerto Rico (Henderson 1920); Suriname; Colombia (Gracia et al. 2005); Brazil –Amapá, Maranhão, Alagoas, Sergipe, Bahia to São Paulo, Santa Catarina, Rio Grande do Sul– (Absalão 1989, Scarabino 1994, Caetano et al. 2006). Empty shells between 20 and 1050 m depths (Gracia et al. 2005, Caetano & Scarabino 2009).

Paradentalium infractum (Odhner, 1931)

Distribution: Venezuela (Caetano et al. 2007); Brazil –Amapá, Maranhão, Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina and Rio Grande do Sul– (Caetano et al. 2006, Penna-Neme 1974, Scarabino 1973, 1994); Uruguay (Scarabino 1973, 2003); Argentina. Specimens with soft parts collected between 40 and 190 m depths, empty shells between 5 and 269 m depths (Caetano et al. 2006).

Genus *Antalis* H. & A. Adams, 1854

Antalis cerata (Dall, 1881)

Distribution: USA –Florida, “Florida Keys”, mouth of Mississippi River, Alabama–; Cuba: Havana, Martinica and Barbados; Yucatan; Puerto Rico (Raffucci 2007): Mayaguez; Barbados (Henderson 1920, Sander & Lalli 1982); Brazil –Amapá to Rio Grande do Sul–

(Penna-Neme 1974, Scarabino 1975, 1994); Uruguay –Rio de la Plata– (Scarabino 1973, 2003). Specimens with soft parts collected between 32 and 338 m depths, empty shells up to 1960 m depths (Penna-Neme 1974, Steiner & Kabat 2004).

Antalis circumcincta (Watson, 1879)

Distribution: Puerto Rico (Raffucci 2007) Bermuda (Abbott 1974); Antilles –St. Thomas–; Brazil –Pernambuco, Bahia, Espírito Santo and São Paulo– (Caetano et al. 2006, Sumida & Pires-Vanin 1997). Exemplars with soft parts collected between 700 and 1000 m depths (Campos Basin, this study, MNRJ 16498-16500), empty shells between 247 and 1962 m depths (Steiner & Kabat 2004, Caetano et al. 2006).

Antalis pilsbryi (Rehder, 1942)

Distribution: USA –Florida– (Camp et al. 1998); Brazil –São Paulo– (Henderson 1920, Scarabino 1975, 1994). Empty shells between 0 and 15 m depths (Steiner & Kabat 2004).

Antalis taphria (Dall, 1889)

Distribution: USA –North Carolina, Florida, Georgia– (Henderson 1920, Camp et al. 1998, Wolfe 2008); Cuba –Havana–; Puerto Rico (Raffucci 2007); Yucatan (Turner 1955); Brazil –Fernando de Noronha, Atol das Rocas, Amapá to Rio de Janeiro– (Scarabino 1975, 1994, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 41 and 90 m depths; empty shells between 15 and 692 m depths (Steiner & Kabat 2004).

Genus *Graptacme* Pilsbry & Sharp, 1897

Graptacme calamus (Dall, 1889)

Distribution: USA –North Carolina, Florida, Georgia– (Abbott 1974, Camp et al. 1998, Wolfe 2008); Cuba; Puerto Rico (Raffucci 2007); Brazil –Amapá to Rio Grande do Sul– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1975, 1994); Uruguay (Scarabino 2003). Specimens with soft parts collected between 17 and 124 m depths, empty shells from intertidal zone to 124 m depths (Steiner & Kabat 2004).

Graptacme eborea (Conrad, 1846)

Distribution: USA –North Carolina, Florida, Georgia– (Henderson 1920, Camp et al. 1998, Wolfe 2008); Santo Domingo; Puerto Rico (Raffucci 2007); Antigua; Yucatan; Venezuela (Buitrago et al. 2006); Brazil –Pará, Maranhão, Rio Grande do Norte, Espírito Santo, Rio de Janeiro, Abrolhos, Fernando de Noronha and Atol das Rocas– (Scarabino 1975, 1994, Rios & Barcellos 1980, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 16 and 95 m depths (Lewis 1965); empty shells between 5 and 195 m depths (Caetano & Scarabino 2009).

Graptacme perlonga (Dall, 1881)

Distribution: USA –North Carolina to Florida–; Gulf of Mexico; Puerto Rico (Raffucci 2007); Grenada; Brazil –Ceará, Bahia and Rio de Janeiro– (Henderson 1920, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 1000 and 1600 m depths; empty shells between 200 and 4850 m depths (Caetano et al. 2006, Steiner & Kabat 2004).

Graptacme semistriolata (Guilding, 1834)

Distribution: USA –Florida– (Camp et al. 1998); Bermuda; St. Martin; Cuba; Bahamas (Redfern 2001); Virgin Islands (Turner 1955, Raffucci 2007); Mexico (Baker 1891); French Guiana; Brazil –Amapá to São Paulo– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1975, 1994). Specimens with soft parts collected between 20 and 75 m depths, empty shells between 15 and 150 m depths (Penna-Neme 1974, Scarabino 1994).

Genus *Fissidentalium* Fischer, 1885

Fissidentalium candidum (Jeffreys, 1877)

Distribution: Presents amphi-Atlantic distribution, Greenland to Brazil –Rio de Janeiro– on Western Atlantic (Pilsbry & Sharp 1897, Steiner & Kabat 2004) and Greenland to Africa –Namibia– on Eastern Atlantic (Steiner & Kabat 2004). Specimens with soft parts collected between 1000 and 1600 m depths (Campos Basin – Rio

de Janeiro, this study, MNRJ 16503); Specimens collected under unknown biological condition between 403 and 3814 m depths (Steiner & Kabat 2004).

Genus *Coccodentalium* Sacco, 1896

Coccodentalium carduus (Dall, 1889)

Distribution: USA –North Carolina, Florida– (Henderson 1920, Abbott 1974); Barbados; Brazil –Alagoas to Rio Grande do Sul– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1975, 1994). Specimens with soft parts collected between 180 and 247 m depths (Penna-Neme 1974, Caetano et al. 2006); empty shells between 40 and 1980 m depths (Steiner & Kabat 2004, Caetano et al. 2006).

Family Fustiariidae Steiner, 1991

Genus *Fustiaria* Stoliczka, 1868

Fustiaria liodon (Pilsbry & Sharp, 1897)

Distribution: USA –Florida–; Caribe –St. Martin, Barbados, Puerto Rico, Antigua, Honduras– (Pilsbry & Sharp 1897, Henderson 1920, Raffucci 2007); Brazil –Amapá to Rio de Janeiro, including Fernando de Noronha– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1975, 1994, Cabral & Mello 1994). Specimens with soft parts collected between 26 and 59 m depths, empty shells between intertidal zone and 150 m depths (Penna-Neme 1974, Caetano et al. 2006).

Fustiaria stenochiza (Pilsbry & Sharp, 1897)

Distribution: USA –Florida– (Abbott 1974); Antilles (Pilsbry & Sharp 1897); Puerto Rico (Raffucci 2007); Barbados; Brazil –Espírito Santo– (Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected at 96 m, empty shells between 40 and 120 m (Caetano et al. 2006).

Family Gadiliniidae Chistikov, 1975

Genus *Episiphon* Pilsbry & Sharp, 1897

Episiphon didymum (Watson, 1879)

Distribution: Caribe –“South Dry Tortugas”, Bahamas, Puerto Rico, Barbados; “St. Thomas”, Virgin Islands, Culebra Islands– (Turner 1955, Henderson 1920, Emerson 1952, Caetano et al. 2006, Raffucci 2007); Colombia (Díaz & Puyana 1994); Brazil –Amapá, Maranhão, Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1994, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 100 (Campos Basin, this study, MNRJ 16490) and 439 m depths; empty shells between 60 and 830 m depths (Emerson 1952).

Episiphon sowerbyi (Guilding, 1834)

Distribution: USA –North Carolina, Florida– (Henderson 1920, Turner 1955, Camp et al. 1998); Gulf of Mexico; Cuba; Puerto Rico (Raffucci 2007); Barbados (Henderson 1920, Lewis 1965); Brazil –Amapá, Maranhão, Alagoas, Bahia, Rio de Janeiro, São Paulo– (Scarabino 1994, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 13 and 200 m depths; empty shells up to 830 m depths (Caetano et al. 2006).

Order GADILIDA Starobogatov, 1974

Suborder Entalimorpha Steiner, 1992

Family Entalinidae Chistikov, 1979

Genus *Entalina* Monterosato, 1872

Entalina platamodes (Watson, 1879)

Distribution: USA –Florida, Georgia– (Abbott 1974, Rosenberg 2009); Cuba; Colombia (Gracia et al. 2005); Puerto Rico (Emerson 1952, Raffucci 2007); Culebra Islands (Caetano et al. 2006); Brazil –Alagoas, Bahia and Rio de Janeiro– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1994, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 290 (Penna-Neme 1974) and 400 m depths (Campos Basin, this study, MNRJ 16485-16488), empty shells between 20 (Caetano et al. 2006) and 1400 m depths (Gracia et al. 2005).

Genus *Pertusiconcha* Chistikov, 1982

Pertusiconcha callithrix (Dall, 1889)

Distribution: USA –North Carolina–; Yucatan; Puerto Rico (Raffucci 2007); Guadalupe; Grenada; Trinidad and Tobago; Brazil

–Rio de Janeiro and São Paulo– (Henderson 1920). Specimens with soft parts collected up to 2320 m depths, empty shells between 402 and 3500 m depths (Caetano et al. 2006).

Subfamily Heteroschismoidinae Chistikov, 1982

Genus *Heteroschismoides* Ludbrook, 1960

Heteroschismoides meridionalis Scarabino & Caetano, 2008

Distribution: Brazil –Espírito Santo and São Paulo–. Specimens with soft parts collected at 1540 m depths, empty shells between 790 and 1540 m depths (Scarabino & Caetano 2008).

Suborder Gadilimorpha Steiner, 1992

Family Pulsellidae Scarabino in Boss, 1982

Genus *Annulipulsellum* Scarabino, 1986

Annulipulsellum euzkadii Scarabino, 1986

Distribuição: North Atlantic –particularly Gulf of Gasconha–; Puerto Rico; Brazil –Pernambuco– (Scarabino 1986). Specimens with soft parts collected between 1407 and 4225 m depths (Scarabino 1986, Steiner & Kabat 2004).

Genus *Striopulsellum* Scarabino, 1995

Striopulsellum atlantis Scarabino & Scarabino, 2011

Distribution: Brazil –Pernambuco–. Specimens with soft parts collected between 907 and 1007 m depths (Scarabino & Scarabino 2011).

Family Gadilidae Stoliczka, 1868

Genus *Polyschides* Pilsbry & Sharp, 1898

Polyschides noronhensis Simone, 2009

Distribution: Brazil –Fernando de Noronha–. Specimens with soft parts collected at 6 m depths (Simone 2009).

Polyschides portoricensis (Henderson, 1920)

Distribution: Puerto Rico (Henderson 1920, Raffucci 2007); Colombia (Díaz & Puyana 1994); Brazil –Amapá, Pará, Alagoas, Bahia and Rio de Janeiro– (Caetano & Absalão 2005). Empty shells between intertidal zone and 120 m depths (Steiner & Kabat 2004, Caetano & Absalão 2005).

Polyschides tetraschistus (Watson, 1879)

Distribution: USA –North Carolina, Georgia– (Abbott 1974, Wolfe 2008); Bermudas; Cuba (Turner 1955); between Margarida Island and the Peninsula of Araya; Bahamas (Caetano et al. 2006); Colombia (Díaz & Puyana 1994); Brazil –Amapá to Rio Grande do Sul, Fernando de Noronha and Abrolhos– (Penna-Neme 1974, Scarabino 1975, 1994, Caetano & Absalão 2005, Caetano et al. 2006); Uruguay –Rio de la Plata– (Turner 1955, Scarabino 2003); Argentina –Buenos Aires, Quequen Port, Gulf of São Matias– (Turner 1955, Scarabino 1973). Specimens with soft parts collected from low tide to 71 m depths, empty shells since intertidal zone to 120 m depths (Caetano & Absalão 2005, Caetano & Scarabino 2009).

Polyschides xavante Caetano & Absalão, 2005

Distribution: Colombia; Brazil –Fernando de Noronha, Pernambuco–. Empty shells between 10 and 15 m depths (Caetano & Absalão 2005).

Genus *Cadulus* Philippi, 1844

Cadulus eliezeri Caetano, Scarabino & Absalão, 2006

Distribution: Brazil –Amapá, Bahia to Rio de Janeiro–. Empty shells between 46 and 230 m depths (Caetano et al. 2006).

Cadulus nerta Caetano, Scarabino & Absalão, 2006

Distribution: Brazil –Espírito Santo–. Empty shells found on 247 m depths (Caetano et al. 2006).

Cadulus parvus Henderson, 1920

Distribution: USA –Florida–; Barbados; Cape San Antonio; Yucatan (Henderson 1920); Colombia (Díaz & Puyana 1994); Brazil –Cape Orange, mouth of Amazonas River, Bahia to São Paulo– (Scarabino 1994, Absalão 1989, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected at 50 m depths (Campos Basin, this study,

MNRJ 16495-16496), empty shells between 50 and 220 m depths, and an uncertain record for 1837 m depths (Caetano et al. 2006).

Cadulus platensis Henderson, 1920

Distribution: USA –Georgia, Florida– (Henderson 1920); Brazil –Ceará, Santos – São Paulo– (Henderson 1920, Scarabino 1994); Argentina –Rio de la Plata– (Henderson 1920). Empty shells collected between 538 and 3059 m depths (Henderson 1920, Scarabino 1994).

Genus *Gadila* Gray, 1847

Gadila braziliensis (Henderson, 1920)

Distribution: Brazil –Rio de Janeiro, São Paulo, Rio Grande do Sul–; Uruguay; Argentina –Rio de la Plata– (Turner 1955, Scarabino 1973, 1994, 2003). Specimens with soft parts collected between 50 and 100 m depths (Campos Basin, this study, MNRJ 16491-16492), empty shells between 23 and 220 m depths (Steiner & Kabat 2004).

Gadila cretea Scarabino & Scarabino, 2011

Distribution: Amphi-Atlantic distribution. Western Atlantic: Puerto Rico –Puerto Rico Trench– and Brazil –Pernambuco on Fernando de Noronha–. Eastern Atlantic: Gulf of Gasconha to Azores. Specimens with soft parts collected between 3264 and 4510 m depths (Scarabino & Scarabino 2011).

Gadila dominguensis (Orbigny, 1853)

Distribution: USA –Florida– (Abbott 1974); Puerto Rico (Emerson 1952, Raffucci 2007); Honduras; Guatemala; Belize (Henderson 1920); Cuba; St. Thomas; Martinique; Dominican Republic (Emerson 1952); Colombia (Díaz & Puyana 1994); Suriname (Caetano et al. 2006); Brazil –Amapá to Rio de Janeiro– (Scarabino 1994, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected between 53 and 103 m depths (Penna-Neme 1974); empty shells since seashore to 100 m depths (Caetano et al. 2006, Caetano & Scarabino 2009).

Gadila elongata (Henderson, 1920). **Figure 1 [1-3].**

Cadulus (Platyschides) elongatus Henderson, 1920: 122, pl. 19, Figure 15.

Polyschides elongates: Steiner & Kabat, 2004: 587.

Gadila elongata: Caetano et al., 2010: 306, Figure 1-3.

Gadila longa Silva-Filho, Pinto & Alves 2010: 50, Figure 2.

Syn. nov.

Diagnosis, type material, type locality: see Caetano et al. (2010)

Distribution: USA –mouth of Mississippi River–; Brazil –Ceará, Rio Grande do Norte–. Empty shells between 124 and 177 m depths (Henderson 1920, Steiner & Kabat 2004, Caetano et al. 2010, Silva-Filho et al. 2010).

Material examined: Paratype of *Gadila longa* (MNRJ 10482), *G. elongata* (MNRJ 31141)

Remarks: The shell presented by Silva-Filho et al. (2010) have the same features of *G. elongata* (holotype showed at Figure 1), both were regularly curved, very slender, with the maximum diameter placed in the anterior fifth of the shell. The shells were smooth and opaque white. They also had circular and slightly flat apex, and oblique apertures.

In his study, Caetano et al. (2010) depicted a shell that was wrongly labelled as MNRJ 10482. This specimen (**Figure 1 [2,3]**) was collected off Ceará (same locality of paratype of *G. longa* – **Figure 1 [4]** – but not belong to the type series), being included in an additional lot (MNRJ 31141).

The morphometric data obtained from the type material of *G. longa* and *G. elongata* (Table 1) were different in general, but it may be caused by the difference in length. The material from Northeast Brazil presented lower values than holotype of *G. elongata*. The most similar dimensions were the maximum diameter (Max) and anterior aperture width (Wa). The type material of *G. longa* was possibly constituted of young specimens. The paratype of *G. longa*

Table 1. Values of shell morphometric parameters for species of *Gadila* studied. (L) Length, (Max) maximum diameter, (Dmax) distance of point of maximum diameter from anterior aperture, (Arc) maximum curvature, (Larc) distance of point of maximum curvature from the Apex, (Ha) anterior aperture height, (Wa) anterior aperture width, (Hp) apical aperture height, (Wp) apical aperture width, (SD) standard deviation. All measurements are in millimeters. *Type dimensions obtained from holotypes (Silva-Filho et al., 2010) and paratypes (MNRJ 10482 and MNRJ 10483, respectively: measured in this study). **Type dimensions obtained from Henderson (1920). ***Values obtained from IBUFRJ 10698 and IBUFRJ 14313.

	<i>G. longa</i> (n = 2)*	<i>G. elongata</i> **	<i>G. robusta</i> (n = 2)*	<i>G. pandionis</i> **	<i>G. pandionis</i> (n = 18)***	
	min-max	Holotype	min-max	Holotype	mean (±SD)	min-max
L	7.9-11.0	14.1	5.9-8.0	10.0	10.8(2.3)	6.3-13.7
Max	1.3-2.0	1.5	1.2-2.0	2.0	1.7(0.4)	0.9-2.5
Dmax	1.3-1.8		1.2-2.0		3.8(0.9)	2.3-4.8
Arc	0.4-2.0		0.4-3.0		0.9(0.2)	0.5-1.3
Larc	3.0-3.3		2.4-4.0		4.3(0.1)	2.4-5.9
Ha	0.5-0.5	1.4	0.4-0.4		1.0(0.2)	0.7-1.2
Wa	0.6-1.2	1.0	0.4-1.0	1.75	1.2(0.3)	0.7-1.7
Hp	1.0-1.0	0.4	0.6-0.6		0.4(0.1)	0.2-0.6
Wp	0.4-1.2	0.4	0.5-0.9	0.4	0.5(0.1)	0.3-0.7

was an extremely eroded shell with a broken apex, which resulted in higher Hp and Wp values.

Gadila pandionis (Verrill & Smith in Verrill, 1880) (**Figure 1 [5-7]**).

Cadulus pandionis Verrill & Smith (in Verrill), 1880: 392, 399; Verrill, 1882: 558, pl. 58, Figures 30, 30a.

Cadulus (Gadila) pandionis: Pilsbry & Sharp, 1898: 171, pl. 25, Figure 63.

Cadulus (Platyschides) pandionis: Henderson, 1920: 118, pl. 18, Figure 10.

Gadila pandionis: Steiner & Kabat, 2001: 445; 2004: 626; Caetano et al., 2006: 39, Figures 78-80.

Gadila robusta Silva-Filho, Pinto & Alves, 2010: 51, Figure 3.

Syn. nov.

Diagnosis, type material, type locality: see Caetano et al. (2006).

Distribution: USA –Massachusetts, New Jersey to Florida– (Steiner & Kabat 2004; Rosenberg 2009); Brazil –Rio Grande do Norte, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro– (Caetano et al. 2006), Rio Grande do Sul (this study: MORG 25107, MNRJ 4198). Specimens with soft parts collected between 400 and 700 m depths (Campos Basin, this study, MNRJ 16493-16494), empty shells between 46 and 1320 m depths (Caetano et al. 2006).

Material examined: Paratype of *G. robusta* (MNUFRJ 10483); Lectotype of *G. pandionis* (USNM 38644); and IBUFRJ 10698, IBUFRJ 14313, IBUFRJ 14314.

Remarks: both shells were strongly curved and had a bulge at the maximum diameter, which was located at the anterior third of the shell. *Gadila pandionis* had an apex with two U-shaped notches: a ventral and a dorsal one (**Figure 1[5-7]**). Paratype of *G. robusta* showed only the dorsal U-shaped notch at the apex. (**Figure 1[8-9]**).

The majority of the morphometric variables of the two taxa were either similar or included in the range of *G. pandionis*. Values of Dmax, Ha and Arc presented differences that could be related to shell sizes. The material found in the Northeast of Brazil showed lower values for Dmax and Ha compared to the range of *G. pandionis*, whose Arc values were higher.

Gadila pocula (Dall, 1889)

Distribution: St. Vincent; Yucatan; Brazil –Rio de Janeiro–. Empty shells between 774 and 1173 m depths (Henderson 1920, Caetano et al. 2006).

Gadila simpsoni (Henderson, 1920)

Distribution: Antigua –English Harbor; Cuba; Puerto Rico (Henderson 1920, Raffucci 2007); Brazil –Bahia to Rio de Janeiro– (Caetano et al. 2006). Empty shells between 46 and 575 m depths (Steiner & Kabat 2004).

Genus *Striocadulus* Emerson, 1962

Striocadulus magdalenensis Gracia & Ardila, 2009

Distribution: Colombia (Gracia & Ardila 2009); Brazil –Amapá– (Caetano & Santos 2010). Specimens with soft parts collected between 404 and 412 m depths, empty shells between 404 and 700 m depths (Gracia & Ardila 2009, Caetano & Santos 2010).

GADILIDA, Incertae sedis

Genus *Compressidens* Pilsbry & Sharp, 1897

Compressidens pressum (Pilsbry & Sharp, 1897)

Distribution: USA –North Carolina on Cape Hatteras, Florida– (Henderson 1920, Scarabino 2012); Puerto Rico (Raffucci 2007); Colombia (Gracia et al. 2005); Brazil –Ceará, Recife - Pernambuco, Bahia to Rio de Janeiro– (Cabral & Mello 1994, Caetano et al. 2006). Specimens with soft parts collected at 400 m depths (Campos Basin, this study, MNRJ 16501-16502), empty shells between 45 and 1650 m depths (Caetano et al. 2006, Caetano & Scarabino 2009).

Species with Doubtful Occurrence in Brazil

Four of the species mentioned in the literature were not included in the updated list of Brazilian Scaphopoda because their records presented uncertainties.

Paradentalium americanum (Chenu, 1843)

Some authors have mentioned the shell-wise similarities between *P. americanum* and *P. gouldii*. They have also commented about the possibility of them being synonymous (Henderson 1920, Pilsbry & Sharp 1897). Furthermore, comparing the holotype of *P. texanum rioense* (USNM 96114a) (normally included in the synonymy of *P. americanum*) with specimens of *P. gouldii*, we agree with the statements mentioned above. Despite the possibility of synonymy, as we not examined the syntype of *P. americanum*, we preferred to consider both taxa as valid.

All these factors lead to an unestablished concept about *P. americanum* and *P. gouldii*. On the other hand, the exhaustive examination of conchological material from Brazil allows us to affirm that there is only one morphotype, which designated *P. gouldii*, due to the presence of longitudinal ribs in the intercostal space. Therefore, the occurrence of *P. americanum* for Brazilian waters was considered doubtful.

Antalis antillarum (Orbigny, 1853)

After a careful review of the shells deposited on the Brazilian malacological collections, none of the specimens fitted the concept of *A. antillarum*. Rios & Oleiro (1968) did the first mention for *A. antillarum* in Brazil, reporting the species off Rio de Janeiro. The material on which the authors based their record has not been located,

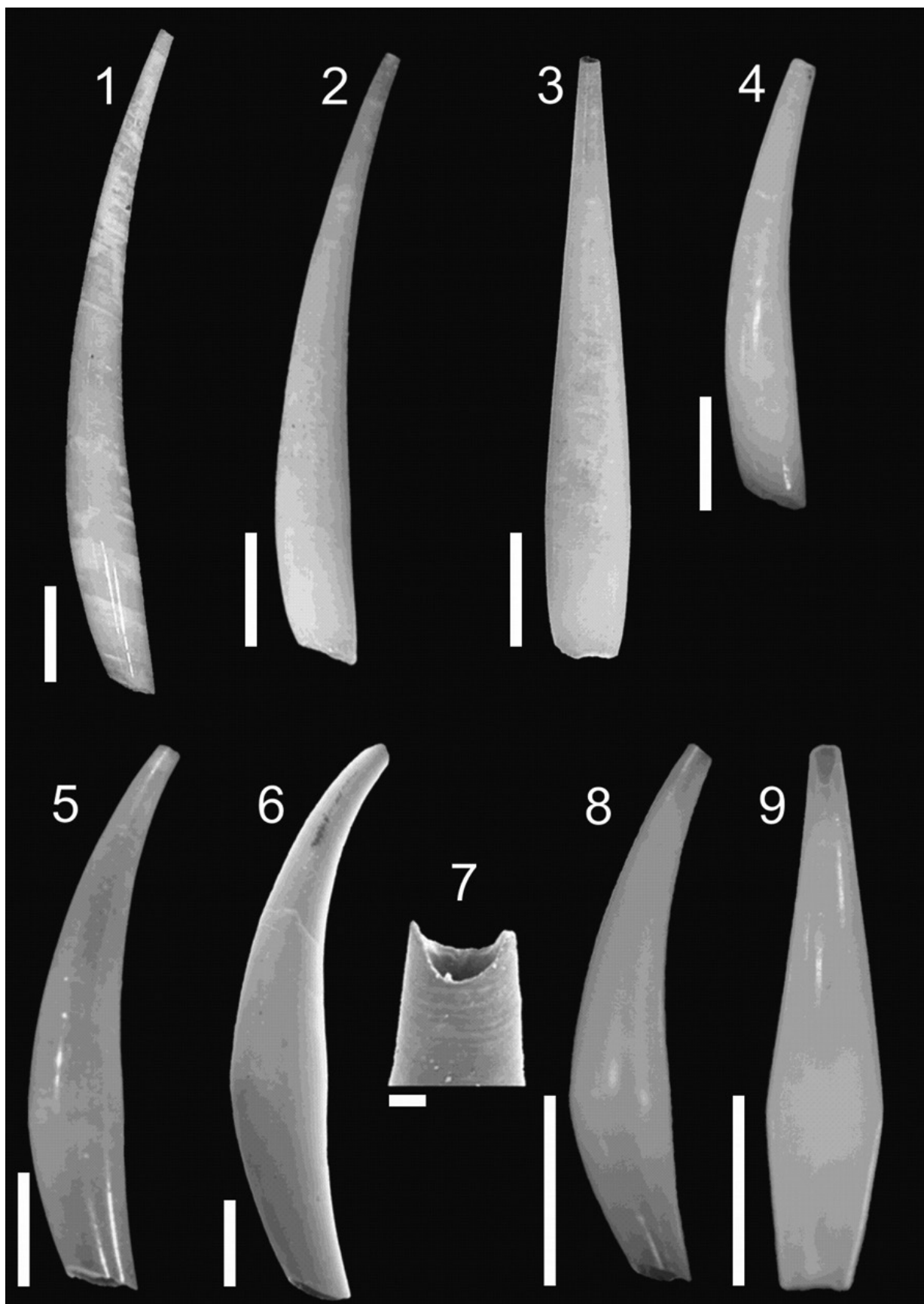


Figure 1. (1-3) *Gadila elongata*, (1) Holotype USNM 323596, 14.1 mm length, (2-3) MNRJ 31141, 10.8 mm length; (4) *Gadila longa*, Paratype MNRJ 10482, 7.9 mm length; (5-7) *Gadila pandionis*, (5) Lectotype USNM 38644, 10.0 mm length, (6-7) IBUFRJ 14314, 13.0 mm length; (8-9) *Gadila robusta*, Paratype MNRJ 10483, 5.9 mm length. Scale bars: (1-6 and 8-9) = 1.0 mm; (7) = 200 μ m.

which led us to doubting whether this taxon existed in Brazilian waters.

The syntypes were examined, but they were in poor conditions. There were two fragments of shell, which appeared to be portions of the anterior and the middle/posterior regions, originated in the same shell or distinct shells. Their bad state made it difficult to recognize conchological features of the species. In this material we observed the presence of primary longitudinal ribs, strongest in the posterior region, and secondary ribs. The original description mentioned the presence of primary ribs, ranging from nine to twelve, as well as secondary ribs. It also showed a notch on the convex surface of the apex and fine lines in the transverse interspaces (Orbigny, 1853: 202), which are not perceptible in the shell fragments of the syntypes examined (BMNH 1854.10.4.467).

Fissidentalium amphialum (Watson, 1879)

Watson (1879) described *Fissidentalium amphialum* off Rio de La Plata, Uruguay. Lange de Morretes (1949: 54) included this species in her catalogue of molluscs from Brazil, with the remark: “probably occurs in Brazil”. Later on, Penna-Neme (1974) reported the occurrence of *F. amphialum* in Brazilian waters (São Paulo and Rio Grande do Sul). However, re-examining the material studied by Penna-Neme (1974), we concluded that the specimens fit best to the characteristics of *Coccodentalium carduus*, which occurs in a similar bathymetric range, but reaches large sizes and presents strong and crenulated ribs. While neither the original description nor the illustrations mention the incidence of cross sculpture, except for lines of growth, it is believed that *F. amphialum* should be excluded from Brazilian fauna.

Moreover, according Scarabino (pers. comm.), *F. amphialum* can be considered a synonym of *F. candidum*. We were able to speculate that Henderson (1920: 59) also shared the same opinion when he mentioned that the original description had indicated similarities with *Dentalium meridionale* (= *Fissidentalium candidum*).

Cadulus transitorius Henderson, 1920

Henderson (1920) described two subspecies based on empty shells dredged from the North Atlantic localities. Steiner & Kabat (2004) stated that their distribution would have been: “Western Atlantic, Caribbean: Bahamas to Brazil”. However, these authors did not mention their sources of data from Brazil. Silva-Filho et al. (2012) reported *C. transitorius* as a new occurrence in Brazilian waters. Here we did not consider this report due to the uncertainties of its description and low resolution of the presented images. In the same way, we revised the publication of Silva-Filho et al. (2012) and observed a series of misidentifications that led us to disregard his work.

Aknowledgments

The authors express their deepest gratitude to Dr. Alexandre Dias Pimenta (MNRJ), for providing access to the malacological collection, to Dr. Victor Scarabino (Museo Nacional de Historia Natural – Uruguay) for the valuable insights and to Dr. Tito Lotufo (UFC) and two anonymous referees for helpful comments concerning our manuscript. This study was supported by FAPERJ (E-26/111.030/2009).

References

- ABBOTT, R.T. 1974. American Seashells. 2nd ed. Van Nostrand Reinhold Co., New York, London, Melbourne.
- ABSALÃO, R.S. 1989. Padrões distributivos e zoogeografia dos moluscos da plataforma continental brasileira. Parte III. Comissão oceanográfica Espírito Santo I. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 84(Supl.IV):1-6.
- ADAMS, H. & ADAMS, A. 1854. The Genera of recent Mollusca; Arranged According to their Organization. v.1. Jan van Voorst, London.
- AMARAL, A.C.Z. & JABLONSKI, S. 2005. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. Conserv. Biol. 19(3):625-631. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00692.x>
- BAKER, F.C. 1891. Notes on a collection of shells from southern Mexico. P. Acad. Nat. Sci. Phila. 43:45-55.
- BOSS, K.J. 1982. Mollusca. In Synopsis and classification of living organisms (S. Parker, ed.). McGraw-Hill, New York.
- BUITRAGO, J., CAPELO, J., GUTIÉRREZ, J., RADA M., HERNÁNDEZ, R. & GRUNE, S. 2006. Living macromolluscs from a paleo-reef region on the northeastern Venezuelan continental shelf. Estuar. Coast. Shelf S. 66:634-642. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.006>
- CABRAL, C.C.G. & MELLO, R.L.S. 1994. Mollusca Scaphopoda da plataforma continental e da região intertidal da costa leste do Brasil. Ecologia e considerações biogeográficas. Bol. Mus. Malacol. 2:23-56.
- CAETANO, C.H.S. & ABSALÃO, R.S. 2005. A new species of the genus *Polyschides* Pilsbry & Sharp, 1898 (Mollusca, Scaphopoda, Gadilidae) from Brazilian waters. Zootaxa. 871:1-10.
- CAETANO, C.H.S.; GARCIA, N. & LODEIRO, C.J.M. 2007. First record of *Paradentalium infractum* (Odhener, 1931) (Mollusca, Scaphopoda, Dentaliidae) from the east coast of Venezuela. Braz. J. Biol. 67(4):797-798. PMID:18278342. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400035>
- CAETANO, C.H.S. & SANTOS, F.N. 2010. Mollusca, Scaphopoda, Gadilidae, *Striocadulus magdalenensis* Gracia and Ardila, 2009: First record of the genus and species from Brazil. Check List. 6:587-589.
- CAETANO, C.H.S. & SCARABINO, V. 2009. Class Scaphopoda Bronn, 1862. In Compendium of Brazilian Shells (E.C. Rios, ed.). Evangraf, Rio Grande.
- CAETANO, C.H.S., SCARABINO, V. & ABSALÃO, R.S. 2006. Scaphopoda (Mollusca) from the Brazilian continental shelf and upper slope (13° to 21°S) with descriptions of two new species of the genus *Cadulus* Philippi, 1844. Zootaxa. 1267:1-47.
- CAETANO, C.H.S., SCARABINO, V. & ABSALÃO, R.S. 2010. Brazilian species of *Gadila* (Mollusca: Scaphopoda: Gadilidae): rediscovery of *Gadila elongata* comb. nov. and shell morphometrics. Zoologia. 27(2):305-308. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702010000200015>
- CAMP, D.K., LYONS, W.G. & PERKINS, T. H. 1998. Checklists of Selected Shallow-Water Marine Invertebrates of Florida. Florida Marine Research Institute Technical Report TR-3.
- CAREGNATO, F.F.; WIGGERS, F.; TARASCONI, J.C. & VEITENHEIMER-MENDES, I.L. 2009. Taxonomic composition of mollusks collected from the stomach content of *Astropecten brasiliensis* (Echinodermata: Asteroidea) in Santa Catarina, Brasil. Rev. bras. Biociênc. 7(3):252-259.
- CHENU, J.C. 1842-1854. Illustrations conchyliologiques, ou description et figures de toutes les coquilles connues, vivantes et fossiles. Fortin, Masson, Langlois & Leclercq, Paris.
- CHISTIKOV, S.D. 1975. Some problems of scaphopod taxonomy. In Molluscs, their Systematic, Evolution and Significance in Nature (I.M. Likharev, ed.). Akademiia Nauka, Leningrad, p.18-21.
- CHISTIKOV, S.D. 1979. Phylogenetic relations of the Scaphopoda. In: Molluscs, main Results of their Study (I.M. Likharev, ed.). Akademiia Nauka, Leningrad, p.20-22.
- CHISTIKOV, S.D. 1982. Modern molluscs of the family Entalinidae (Scaphopoda, Gadilida), 1: subfamily Heteroschismoidinae. Zool. Zh. 61(5):671-682.
- CONRAD, T.A. 1846. Descriptions of new species of fossil and recent shells and corals. P. Acad. Nat. Sci. Phila. 3(1):19-27.
- COTTON, B.C. & GODFREY, F.K. 1933. South Australian Shells. Part VIII - Scaphopoda. S. Aust. Nat. 14(4):135-150.

- DALL, W.H. 1881. Reports on the results of dredgings under the supervision of Alexander Agassiz, in the gulf of Mexico and in the Caribbean Sea 1877-79, by the U.S.C.S.S. "Blake", Lieutenant commander G.D. Sigsbee, USN, and commander J.R. Bartlett, USN, commanding. XV. Preliminary report on the Mollusca. Bull. Mus. Comp. Zool. 9:33-144.
- DALL, W.H. 1889. Reports on the results of dredgings under the supervision of Alexander Agassiz, in the gulf of Mexico and in the Caribbean Sea 1877-79, by the U.S.C.S.S. "Blake", Lieutenant commander G.D. Sigsbee, USN, and commander J.R. Bartlett, USN, commanding. XV. Report on the Mollusca. Part II. Gastropoda and Scaphopoda. Bull. Mus. Comp. Zool. 18:1-492.
- DÍAZ, J.P. & PUYANA, M. 1994. Moluscos del Caribe Colombiano. Colciencias y Fundación Natura, Santa Fe de Bogotá.
- EMERSON, W.K. 1952. The scaphopod mollusks collected by the first Johnson-Smithsonian deep-sea expedition. Smith. Miscell. Coll. 117:1-14.
- EMERSON, W.K. 1962. A classification of the scaphopod mollusks. J. Paleontol. 36(3):461-482.
- FISCHER, P. 1880-1887. Manual de Conchyliologie et de Paléontologie Conchyliologique. Fasc. 2, Paris.
- GARCÍA-VALENCIA, C. & DÍAZ, J.M. 2000. Moluscos y su taxocenosis en los fondos someros del sector sur de la plataforma continental del Caribe colombiano. Bol. Invest. Mar. Cost. 29:73-80.
- GRACIA, A.; ARDILA, N.E.; RACHELLO, P. & DÍAZ, J.M. 2005. Additions to the Scaphopod Fauna (Mollusca: Scaphopoda) of the Colombian Caribbean. Caribb. J. Sci. 41(2):328-334.
- GRACIA, A. & ARDILA, N.E. 2009. *Striocadulus magdalensis*, a new deep-sea scaphopod (Mollusca, Scaphopoda, Gadilidae) from the Colombian Caribbean. Caribb. J. Sci. 41(2):328-334.
- GRAY, J.E. 1847. A list of the genera of recent mollusca, their synonyma and types. P. Zool. Soc. Lond. 15(178):129-219.
- GUILDING, L. 1834. Observations on *Naticina* and *Dentalium*, two genera of molluscos animals. Trans. Linnean Soc. Lond. 17:29-35. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.1834.tb00016.x>
- HENDERSON, J.B. 1920. A monograph of the east American scaphopod mollusks. U.S. Nat. Bull. 111:1-177. <http://dx.doi.org/10.5479/si.03629236.111.1>
- JEFFREYS, J.G. 1877. New and peculiar molluscs of the order Solenoconchia procured in the "Valorous" expedition. Ann. Mag. Nat. Hist. 19:153-158. <http://dx.doi.org/10.1080/00222937708682111>
- LANGE DE MORRETES, F. 1949. Ensaio de catálogo dos moluscos do Brasil. Arq. Mus. Parana. 7:5-216.
- LEWIS, J.B. 1965. A preliminary description of some marine benthic communities from Barbados, West Indies. Can. J. Zoolog. 43:1049-1074. <http://dx.doi.org/10.1139/z65-108>
- LINNAEUS, C. 1758. Systema Naturae per Regna tria Naturae, Secundum Classes, Ordines, Genera Species, cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis. 10 ed. v.1. Regio Animalis, Stockholm.
- LUDBROOK, N.H. 1960. Scaphopoda. In Treatise on Invertebrate Paleontology, Part I (Mollusca 1) (R.C. Moore, ed.). Geological Society of America and University of Kansas Press, New York, p.37-41.
- MASSUD-RIBEIRO, R. & CAETANO, C.H.S. 2006. The use of scaphopods (Mollusca) empty shells by sipunculids and crustacean at Brazilian coast. Biociências 14(1):85-87.
- MONTEROSATO T.A. 1872. Notizie intorno alle conchiglie fossili di Monte Pellegrino e Ficarazzi. Ufficio Tipografico di Michele Amenta, Palermo.
- ODHNER, N.H. 1931. Die Scaphopoden. Zool. Res. Swed. Antarct. Exped. 1901-1904. 2:1-8.
- ORBIGNY, A.C.D. 1853. Mollusques. In: Histoire physique, politique et naturelle de l'île de Cuba, vol. 2 (R. Sagra, ed.). Bertrand, Paris.
- PENNA-NEME, L. 1974. Considerações sobre os Scaphopoda (Mollusca) da costa brasileira, com descrição de uma nova espécie. Pap. Avulsos Zool. 28(6):105-126.
- PENNA, L. 1972. Moluscos da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. I. Scaphopoda (Dentaliidae). Pap. Avulsos Zool. 25(22):229-236.
- PHILIPPI, R.A. 1844. Enumeratio molluscorum Siciliae cum viventium tum in tellure tertiaria fossilium, quae in itinere suo observavit. v.2. Eduard Anton, Halle.
- PILSBRY, H.A. & SHARP, B. 1897-1898. Class Scaphopoda. In: Manual of Conchology, structural and systematic, with illustration of the species. Vol. XVII. (Tryon, G.W. ed.) (1897: p.1-144, pls.1-26; 1898: p.1-XXXII, 145-280, pls.27-39).
- RAFFUCCI, F.A.G. 2007. Nomenclatura de los organismos acuáticos y marinos de Puerto Rico e Islas Vírgenes. v.2. Moluscos de Puerto Rico e Islas Vírgenes Parte 1. Departamento de Recursos Naturales. www.drna.gobierno.pr. (último acesso em 10/02/2011).
- REDFERN, C. 2001. Bahamian seashells: a thousand species from Abaco, Bahamas. Bahamianseashells.com, Inc.: Boca Raton.
- REHDER, H.A. 1942. *Dentalium (Antalis) pilsbryi*, new name. The Nautilus. 56(2):69.
- REYNOLDS, P.D. 2002. The Scaphopoda. Adv. Mar. Biol. 42:137-236. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2881\(02\)42014-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2881(02)42014-7)
- REYNOLDS, P.D. & STEINER, G. 2008. Scaphopoda. In Phylogeny and Evolution of the Mollusca (W.F. Ponder & D.R. Lindberg, eds). University of California Press, Berkeley and Los Angeles, p.143-161. PMID:18809530. <http://dx.doi.org/10.1525/california/9780520250925.003.0007>
- RIOS, E.C. & BARCELLOS, L.P. 1980. Nuevos hallazgos de moluscos marinos para el archipiélago de Abrolhos, Bahia. Comm. Soc. Malacol. Uruguay. 5(39):305-310.
- RIOS, E.C. & OLEIRO, T.A.P. 1968. Estudos malacológicos da costa brasileira. Publ. Inst. Pesqui. Mar. 31:1-27.
- ROSENBERG, G. 2009. Malacolog 4.1.1: A Database of Western Atlantic Marine Mollusca. Version 4.1.1. <http://www.malacolog.org>. (último acesso em 02/09/2012).
- SACCO, F. 1896. I molluschi dei terreni terziari del Piemonte e della Liguria. Boll. Mus. Zool. Anat. Comp. Reale Univ. Torino. 11(267):79-98.
- SANDER, F. & LALLI, C.M. 1982. A comparative study of mollusk communities on the shelf-slope margin of Barbados. The Veliger. 24:308-318.
- SCARABINO, F. 2003. Lista Sistemática de Los Aplacophora, Polyplacophora y Scaphopoda de Uruguay. Comm. Soc. Malacol. Uruguay. 8:191-196.
- SCARABINO, V. 1973. Scaphopoda del sur del Brasil, Uruguay y Argentina hasta 42°S. – (Sistemática, Distribución). In: Anais do V Congresso Latinoamericano de Zoologia. 1:192-203.
- SCARABINO, V. 1975. Class Scaphopoda. In Brazilian Marine Mollusks Iconography (E.C. Rios, ed.). Fundação Universidade do Rio Grande: Rio Grande, p.180-186.
- SCARABINO, V. 1986. Systematic of Scaphopoda, I. 3 new bathyal and abyssal taxa of Gadilida from Atlantic ocean. Com. Zool. Mus. Montevideo. 161:1-15.
- SCARABINO, V. 1994. Class Scaphopoda. In Seashells of Brazil (E.C. Rios, ed.). 2nd ed. Fundação Universidade do Rio Grande: Rio Grande, p.305-310.
- SCARABINO, V. 1995. Scaphopoda of the tropical Pacific and Indian waters, with descriptions of 3 new genera and 42 new species. In: Résultats des Campagnes Musorstom, v.14 (P. Bouchet, ed.). Memoir. Mus. Natl. Hist. 167:189-379.
- SCARABINO, V. 2008. New species and new records of scaphopods from New Caledonia. In Tropical deep sea benthos, vol. 25 (V. Héros, R.H. Cowie & P. Bouchet, eds.). Memoir. Mus. Natl. Hist. 196:215-268.
- SCARABINO, V. 2012. *Compressidens pressum* (Sharp & Pilsbry in Pilsbry & Sharp, 1897). World Register of Marine Species (WoRMS). <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=344587> (último acesso em 01/10/2012).
- SCARABINO, V. & CAETANO, C.H.S. 2008. On the genus *Heteroschismoides* Ludbrook, 1960 (Scaphopoda: Gadilida: Entalinidae), with descriptions of two new species. The Nautilus 122(3):171-177.

Scaphopoda from Brazil

- SCARABINO, V. & SCARABINO, F. 2010. A new genus and thirteen new species of Scaphopoda (Mollusca) from the tropical Pacific Ocean. *Zoosystema*. 32(3):409-423. <http://dx.doi.org/10.5252/z2010n3a3>
- SCARABINO, V. & SCARABINO, F. 2011. Ten new bathyal and abyssal species of Scaphopoda from the Atlantic Ocean. *The Nautilus* 125(3):127-136.
- SILVA-FILHO, G.F.S.; PINTO, S.L. & ALVES, M.S. 2010. Two new species of the genus *Gadila* Gray, 1847 (Mollusca, Scaphopoda, Gadilidae) from Brazilian coast. *Rev. Nordest. Zool.* 4(1):48-53.
- SILVA-FILHO, G.F.S.; TENÓRIO, D.O.; PINTO, S.L. & ALVES, M.S. 2012. Mollusca Scaphopoda Bronn, 1862 da Costa Nordeste do Brasil. *Trop. Oceanogr.* 40 (1):29-103.
- SIMONE, L.R.L. 2009. Comparative morphology among representatives of main taxa of Scaphopoda and basal protobranch Bivalvia (Mollusca). *Pap. Avulsos Zool.* 49(32):405-457.
- STAROBOGATOV, Y.I. 1974. Xenoconchias and their bearing on the phylogeny and systematics of some molluscan classes. *Paleontolog. J. Am. Geol. Inst.* 8:1-13.
- STEINER, G. & KABAT, A.R. 2004. Catalogue of species-group names of recent and fossil Scaphopoda (Mollusca). *Zoosystema* 26(4):549-726.
- STEINER, G. 1991. Observations on the anatomy of the scaphopod mantle, and the description of a new family, the Fustiariidae. *Am. Malacol. Bull.* 9:1-20.
- STEINER, G. 1992. Phylogeny and classification of Scaphopoda. *J. Mollus. Stud.* 58:385-400. <http://dx.doi.org/10.1093/mollus/58.4.385>
- STEINER, G. 1998. Phylogeny of Scaphopoda (Mollusca) in the light of new anatomical data on the Gadilinae and some Problematica, and a reply to Reynolds. *Zool. Scr.* 27(1):73-82. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1463-6409.1998.tb00429.x>
- STEINER, G. 1999. A new genus and species of the family Annulidentaliidae (Scaphopoda: Dentaliida) and its systematic implications. *J. Mollus. Stud.* 65:151-161. <http://dx.doi.org/10.1093/mollus/65.2.151>
- STOLICZKA, F. 1868. The Gastropoda of the cretaceous rocks of southern India. *Mem. Geol. Surv. India.* 2:1-497.
- SUMIDA, P.Y.G. & PIRES-VANIN, A.M.S. 1997. Benthic associations of the shelfbreak and upper slope off Ubatuba-SP, south-eastern Brazil. *Est. Coast. Shelf S.* 44:779-784. <http://dx.doi.org/10.1006/ecss.1996.0150>
- TURNER, R.D. 1955. Scaphopods of the Atlantis dredgings in the western Atlantic with a catalogue of the scaphopod types in the Museum of Comparative Zoology. *Deep Sea Res.* 3:309-320.
- VERRIL, A.E. 1880. Notice of the remarkable marine fauna occupying the outer banks off southern coast of New England, n. 3. *Am. J. Sci.* 20:390-403.
- VERRIL, A.E. 1882. Notice of the remarkable marine fauna occupying the outer banks off southern coast of New England, n. 4. *Am. J. Sci.* 23:216-225.
- VERRILL, A.E. 1885. Third catalogue of Mollusca, recently added to the fauna of the New England coast and the adjacent parts of the Atlantic, consisting mostly of deep-sea species, with notes on other previously recorded. *Trans. Conn. Acad. Arts Sci.* 6:395-452.
- WATSON, R.B. 1879. Mollusca of the Challenger Expedition. Parts 1 and 2, Preliminary report on Solenoconchia. *J. Linn. Soc. Lond.* 14:506-529. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1879.tb02447.x>
- WOLFE, D.A. 2008. Mollusks taken by Beam Trawl in the vicinity of Gray's Reef National Marine Sanctuary on the Continental Shelf off Georgia, Southeastern U.S. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 88.

Received 10/04/2012

Revised 05/22/2013

Accepted 06/10/2013

Diversidade de Anuros (Amphibia) na reserva extrativista Lago do Cedro e seu entorno, Aruanã, Goiás

Muryllo Melo^{1,4}, Fernanda Fava¹, Hugo Bonfim Arruda Pinto², Rogério Pereira Bastos¹ & Fausto Nomura^{1,3}

¹Laboratório de Herpetologia e Comportamento Animal, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás – UFG, CP 131, CEP 74000-970, Goiânia, GO, Brasil

²Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios – RAN, Setor Leste Universitário, Rua 229, 95, CEP 74605-090, Goiânia, GO, Brasil

³Laboratório de Ecologia e Funcionamento de Comunidades, Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, CP 131, CEP 74000-970, Goiânia, GO, Brasil

⁴Autor para correspondência: Muryllo Melo, e-mail: muryllomelo@gmail.com

MELO, M., FAVA, F., PINTO, H.B.A., BASTOS, R.P. & NOMURA, F. **Anuran diversity (Amphibia) in the Extractivist Reserve Lado do Cedro, Goiás**. *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn02913022013>

Abstract: The Cerrado is a tropical savannah with a diversified anuran assemblage, with 209 to 271 known species, of which approximately 51% are endemic. In this study, we report results of an anuran survey performed in the Extractivist Reserve of the Lago do Cedro, located in the northwestern region of the state of Goiás, Brazil. In this area, we recorded 36 anuran species, distributed in five families, from which five species are Cerrado endemics. This high species richness found in the Extractivist Reserve of the Lago do Cedro could be explained by the different vegetational types within the reserve boundaries that promote a high local heterogeneity. Species richness and representativeness per family are similar to other assemblages reported for different areas in the Cerrado domain, being the local anuran assemblage composed by generalist and widely distributed species. The families Hylidae and Leptodactylidae are the most diversified in the studied area, a common pattern found in neotropical assemblages. The Extractivist Reserve Lago do Cedro is an important area for Cerrado conservation because of the anuran diversity and geographic location, which allows the connection among other protected areas within the Araguaia basin.

Keywords: conservation unit, tadpole, Cerrado, Anura, Araguaia basin, species survey.

MELO, M., FAVA, F., PINTO, H.B.A. & BASTOS, R. P. & NOMURA, F. **Diversidade de anuros (Amphibia) na Reserva Extrativista Lago do Cedro e seu entorno, Aruanã, Goiás**. *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn02913022013>

Resumo: O Cerrado é uma savana tropical que abriga uma anurofauna muito diversa, sendo estimado de 209 espécies à 271 espécies conhecidas, das quais a metade (51%) são endêmicas. Neste trabalho, apresentamos o inventário da anurofauna da Reserva Extrativista Lago do Cedro (RELC), noroeste do estado de Goiás. Ao todo, registramos 36 espécies de anuros, distribuídas em cinco famílias, das quais cinco espécies são endêmicas do Cerrado. A alta riqueza de espécies encontrada pode ser explicada pela heterogeneidade de habitats, promovida pelas diferentes fitofisionomias dentro da unidade de conservação. A riqueza de espécies e a representatividade por família apresentam valores semelhantes aos encontrados em outras taxocenoses no Cerrado, com a anurofauna local formada por espécies generalistas e de ampla distribuição. As famílias com maior diversidade de espécies foram Hylidae e Leptodactylidae, padrão frequentemente encontrado nas assembleias neotropicals. A RELC é uma importante unidade de conservação do Cerrado, servindo de abrigo para populações de anuros, sendo representativa da diversidade de anfíbios no bioma, e apresentando localização estratégica devido a posição central com relação a áreas de preservação na bacia do Araguaia.

Palavras-chave: unidade de conservação, girinos, Cerrado, Anura, bacia do rio Araguaia, levantamento de espécies.

Introdução

O Brasil é um país extenso e megadiverso, com 946 espécies de anfíbios descritas (Sociedade... 2012), sendo estimado de 209 espécies (Valdujo et al. 2012) a 271 espécies (Toledo & Batista 2012) para o bioma Cerrado, sendo 51% destas espécies endêmicas (Valdujo et al. 2012). Essas estimativas colocam a anurofauna do Cerrado como a terceira mais diversa do Brasil (Toledo & Batista 2012), possivelmente uma consequência da extensa variedade de ambientes e formações vegetais encontradas neste bioma, os quais formam um mosaico estrutural de clima, solo e fitofisionomias que dão suporte a esta alta diversidade de espécies (Ratter et al. 1997, Oliveira & Marquis 2002).

Apesar desta importância e de ocupar 23% do território brasileiro (Furley 1999), o Cerrado é uma das regiões tropicais mais ameaçadas no mundo, devido ao impacto das diversas atividades humanas ao qual o bioma vem sendo submetido (Ratter et al. 1997, Klink & Machado 2005). Assim, o fato de que muitas novas espécies foram descritas nos últimos anos (p.ex., *Rhinella inopina*, Vaz-Silva et al. 2012; *Pristimantis ventrigranulosus*, Maciel et al. 2012; *Odontophrynus monachus*, Caramaschi & Napoli 2012), sugere que muitas outras são extintas antes mesmo de serem descritas ou mesmo conhecidas (*Linnean shortfall*, segundo Whittaker 2005). Devido a essas ameaças, e por abrigar uma elevada diversidade biológica, o Cerrado é considerado um dos principais *hotspots* para o estudo e conservação da biodiversidade mundial (Myers et al. 2000). Apesar de todos estes fatores, existem atualmente apenas 82 unidades de proteção integral no bioma Cerrado, que protegem menos de 3% de sua área total (Couto et al. 2010).

A elevada taxa de modificação de uso do solo, pequena proporção da área total protegida e possível perda de espécies geram um panorama preocupante, agravado pela ausência de conhecimento sobre aspectos de história natural, tamanho e dinâmica populacional das espécies do Cerrado, que limitam o conhecimento dos padrões biogeográficos (*Wallacean shortfall*, segundo Whittaker 2005). Sem uma base sólida de informações básicas, como listas de ocorrências de espécies, não é possível formular teorias mais completas sobre padrões de comunidades, o que limita o planejamento para conservação de espécies (Brito 2010, Trindade-Filho et al. 2012). Mesmo a utilização de substitutos ambientais da biodiversidade, como forma de contornar os “gargalos” Lineanos e Wallaceanos (e.g., uso de ecorregiões, Olson & Dinerstein 2002); uso de indicadores de diversidade estrutural, Bonn & Gaston 2005), não eliminam totalmente estas deficiências, uma vez que estas abordagens não são capazes de fornecer informações detalhadas sobre a composição das comunidades e são determinadas em função da maneira como o homem percebe as diferenças do ambiente e não em função das espécies-alvos dos esforços de conservação (Brooks et al. 2004a, Ferrier et al. 2004). Assim, a intensificação de estudos de campo é a melhor estratégia para se preencher as lacunas de informações da biodiversidade (Brooks et al. 2004b). Este fato, aliado à pressão antrópica e o alto grau de endemismo do bioma Cerrado reforçam a importância de inventários taxonômicos em áreas ainda pouco estudadas (Bertoluci & Rodrigues 2005, Klink & Machado 2005, Oda et al. 2009, Brito 2010).

Nesse trabalho, apresentamos uma caracterização da assembleia de anfíbios anuros, utilizando tanto a fase larval quanto a fase adulta, em áreas localizadas no interior e no entorno da Reserva Extrativista Lago do Cedro (RELC), Aruanã, Goiás. A RELC faz parte de um sistema de unidades de conservação do estado de Goiás, que tem aproximadamente 0,9% e 3,5% de sua área reservadas às unidades de conservação de proteção integral e unidades de uso sustentável, respectivamente (Couto et al. 2010), além de ser considerada

estratégica para a implantação do corredor ecológico do Araguaia, que pretende ligar o Parque Nacional das Emas, Goiás, até Tucuruí, no estado do Pará (Klink & Machado 2005). A RELC está localizada em uma região onde a biota foi classificada como “insuficientemente conhecida” e é considerada uma área prioritária para conservação da biodiversidade (Brasil 2008), mas ainda hoje são escassos os levantamentos de espécies, sendo que praticamente inexistem informações sobre a anurofauna da região.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Extrativista Lago do Cedro (RELC, 51° 00' 10.15" W e 14° 41' 40.38" S), localizada no município de Aruanã, na região noroeste do estado de Goiás, possuindo aproximadamente 17.337 ha (Figura 1). A região é localizada na planície de inundação do Médio Araguaia, com altitude média de 250 m (Sistema... 2012). A temperatura da região pode chegar a 38 °C e a precipitação média anual é de 1.751 mm (Sistema...2012). O clima regional, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, é do tipo tropical de verão úmido e período de estiagem no inverno (Aw) (Latrubesse & Stevaux 2002). A vegetação da RELC é representada basicamente por savanas e florestas, sendo que a maior parte da área é composta por florestas (40%) e cerca de 15% de área antropizada (Villanueva 2009). Segundo o plano de manejo da RELC (Villanueva 2009), seu entorno é formado por um mosaico de fitofisionomias, o que inclui áreas de Florestas Estacionais Semidecíduais Aluviais, Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas, Cerradão, Cerrado *sensu strictu*, Campo Sujo com Murundum, Matas de Galeria e Formações Pioneiras de Influência Aluvial e/ou Lacustre, que são fisionomias típicas de brejos e campos úmidos, além de Áreas de Tensão Ecológica, que são áreas onde a vegetação de duas ou mais fitofisionomias co-ocorrem. No entorno da RELC, esta paisagem é também entremeada por áreas rurais, em que a pastagem é o uso predominante do solo, mas que atualmente passa por um processo de expansão da fronteira agrícola, aumentando a fragmentação da paisagem e a ocorrência de espécies exóticas, principalmente de gramíneas (Villanueva 2009). Além disso, a planície de inundação do rio Araguaia como um todo sofre um intenso processo de antropização provocado por processos de desmatamento, mineração, erosão e sedimentação dos canais principais e da planície de inundação (Latrubesse & Stevaux 2002, Latrubesse et al. 2007).

Planícies de inundação são importantes para a biota local, pois criam ambientes lânticos temporários e possibilitam a troca de matéria entre a planície e o rio principal (Junk et al. 1989). As maiores precipitações pluviométricas ocorrem entre os meses de outubro e março, quando as águas do rio Araguaia extravasam do canal principal (picos de vazão) para a planície, criando uma paisagem heterogênea de ambientes lânticos temporários, principalmente em áreas abertas (Junk et al. 1989). Esses novos ambientes na RELC secam entre maio e setembro (estação seca), quando diminui a frequência de chuva (Sistema... 2012). A área da RELC pode apresentar de 14% a até 50% da sua área composta por terrenos sazonalmente inundáveis (Villanueva 2009).

2. Método de coleta

A amostragem da riqueza e abundância de adultos e girinos de anuros foi realizada nos meses de dezembro/2010, fevereiro/2011 e março/2011, por meio de levantamento em sítios de reprodução, incluindo a coleta de girinos, busca ativa associada a transectos e instalação de armadilhas de intercepção-e-queda.

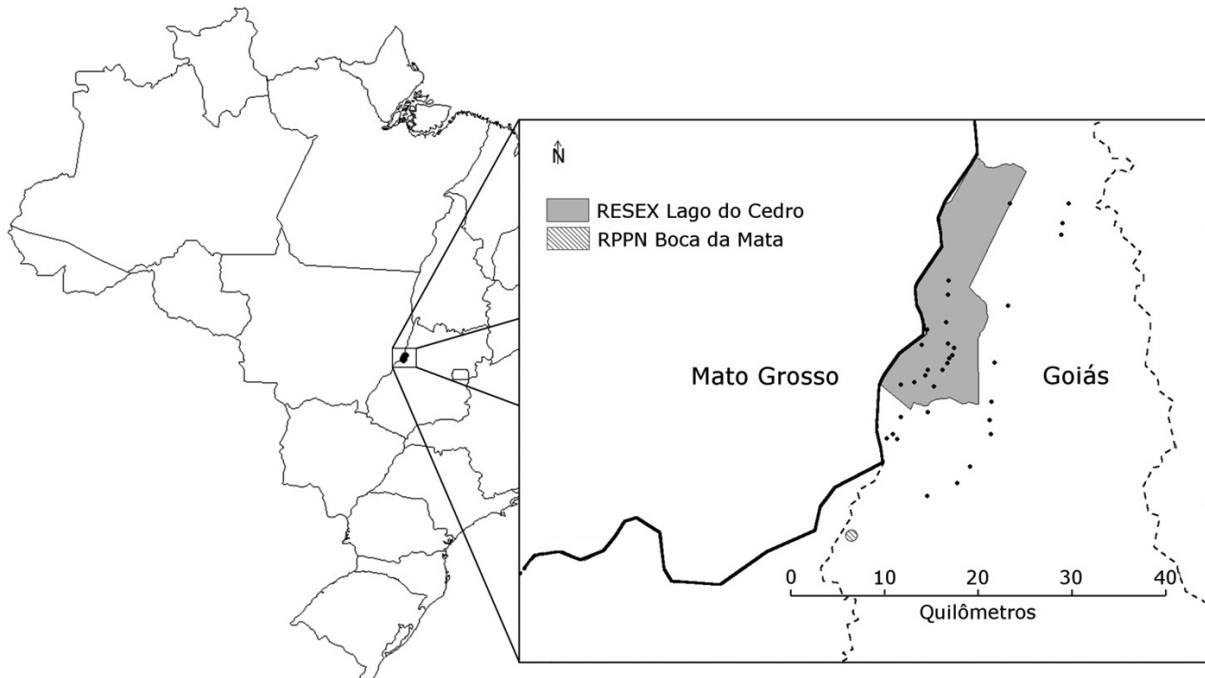


Figura 1. Localização dos corpos d'água amostrados na RESEX Lago do Cedro, Aruanã, GO. Linha pontilhada indica o limite municipal de Aruanã, GO. Linha contínua indica a divisa entre os estados do Mato Grosso e Goiás e os pontos pretos a localização dos sítios de reprodução inventariados.

Figure 1. Localization of water bodies sampled in RESEX Lago do Cedro, Aruanã, GO. Dashed line denotes the boundaries of the municipality of Aruanã, GO. Black line denotes the boundary between the states of Mato Grosso and Goiás and black dots denotes the localization of the breeding sites surveyed.

O levantamento em sítios de reprodução foi realizado durante a noite, período no qual percorríamos as margens de cada corpo d'água para a contagem de machos adultos em atividade de vocalização (Scott Junior & Woodward 1994). O percurso às margens dos corpos d'água foi realizado em velocidade de caminhada, sempre por dois pesquisadores, e a estimativa de abundância representa a mediana entre as estimativas de cada pesquisador. As coletas de girinos foram realizadas durante o dia, com o auxílio de um puçá de tela de arame com malha de 3 mm², onde o corpo d'água era varrido durante uma hora ou após se completar um perímetro completo ao redor do ambiente amostrado. Quando o ambiente apresentava profundidade superior a 1,5 m, a coleta foi realizada apenas na área entre as margens a até dois metros em direção ao interior do corpo d'água. A Tabela 1 descreve os 35 ambientes, onde foram amostrados anuros adultos e/ou girinos, de acordo com o tipo de vegetação (interior e exterior do corpo d'água), profundidade e dimensões.

A busca ativa foi realizada por meio de transectos arbitrário para a localização de espécimes em refúgios diurnos (Heyer et al. 1994). Os transectos foram determinados próximos aos locais de instalação das armadilhas de interceptação-e-queda ou próximo aos corpos d'água amostrados. Nestes transectos, verificávamos cavidades em árvores, rochas, troncos ou no solo, e também revirávamos a serapilheira ao longo da vegetação marginal dos cursos d'água (Heyer et al. 1994). As amostragens por armadilhas de interceptação-e-queda foram utilizadas como complementos aos demais métodos utilizados para o inventário, pois apresentam maior eficiência para a captura de espécies de hábitos terrícolas e fossoriais (Heyer et al. 1994). As armadilhas de interceptação-e-queda eram formadas por três barreiras com 5 m de comprimento e 0,4 m de altura dispostas em "Y", com um recipiente com capacidade para 60 l no centro e outros três recipientes de igual volume posicionados na extremidade de cada barreira de interceptação. No total, foram instaladas 25 armadilhas em

Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, Cerradão e cerrado *sensu stricto*. Devido ao tamanho da equipe e limitações logísticas, apenas 15 armadilhas eram ativadas por expedição (Tabela 2). Cada armadilha permanecia ativada entre 12 e 13 dias, e eram inspecionadas diariamente no período da manhã (entre 8 h e 11 h).

Espécimes testemunhos (adultos de cada espécie encontrada) foram coletados, anestesiados com xilocaína® a 5%, fixados em formalina 10% durante 24 horas e conservados em álcool 70% (Jim 1980). A classificação taxonômica da fase adulta segue Frost (2011). Todos os girinos coletados foram anestesiados em solução de benzocaína 5% e posteriormente fixados e conservados em formalina 10%. A identificação dos anuros na fase larvária foi feita com base em Rossa-Feres & Nomura (2006). Para as espécies que não aparecem na chave de identificação, utilizamos as descrições disponíveis na literatura. O material testemunho está depositado na Coleção Zoológica da Universidade Federal de Goiás (ZUFG).

3. Análises dos dados

Para calcular uma estimativa de riqueza para a RELC e entorno, geramos uma curva de riqueza rarefeita (Lande et al. 2000), pelo método de rarefação por interpolação baseada na amostra (Mao Tau, Gotelli & Colwell 2001). Construímos duas curvas, uma com base na abundância de adultos, obtida pelo método de levantamento em sítios de reprodução, e outra, com as informações obtidas com a coleta de girinos. Alguns autores sugerem que o uso do mês de maior registro de indivíduos seria mais adequado para representar a estimativa de abundância de espécies de anuros em análises ecológicas por, potencialmente, reduzir o erro de superestimativa da abundância com relação à recontagem de indivíduos em amostragens sucessivas (Gottsberger & Gruber 2004, Conte & Rossa-Feres 2006). Entretanto, existem evidências de que o número de indivíduos que participam de

Tabela 1. Caracterização dos habitats amostrados na RESEX Lago do Cedro. Tipos de vegetação: (Vhe) herbácea, (Var) arbustiva, (Vg) gramínea, (Vab) arbórea e (Vaq) aquática. Bastante: > 75% de cobertura vegetal; reduzida: <50% de cobertura vegetal. NA – dados ausentes.

Table 1. Characterization of the sampled habitats at the RESEX Lago do Cedro. Vegetation type: Vhe – herbaceous, Var – shrub, Vg – grass, Vab – arboreal, Vaq – aquatic vegetation. Bastante: >75% of vegetational cover; reduzida: <50% of vegetational cover. NA – missing data.

Ambiente	Tipo de vegetação	Vegetação no corpo d' água		Profundidade máxima (m)	Tamanho máximo (m)	Coordenadas geográficas
		interior	marginal			
1	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	bastante	1	150 × 100	14° 50' 18" S-51° 03' 18" O
2*	Vhe, Var, Vab, Vg	bastante	NA	0,5	150 × 50	14° 50' 27" S-51° 04' 05" O
3	Vhe, Var, Vab	bastante	reduzida	0,3	30 × 20	14° 50' 34" S-51° 02' 09" O
4	Var, Vab, Vaq	reduzida	bastante	0,25	25 × 25	14° 48' 17" S-51° 00' 57" O
5	Var, Vab	bastante	bastante	0,3	15 × 10	14° 46' 48" S-51° 01' 26" O
6	Var, Vaq, Vg	reduzida	reduzida	0,15	2 × 1,5	14° 44' 21" S-51° 01' 18" O
7	Var, Vab, Vaq	bastante	reduzida	1,5	15 × 7	14° 52' 19" S-51° 04' 06" O
8	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	bastante	0,2	20 × 15	14° 53' 38" S-51° 04' 18" O
9*	Vhe, Var, Vab, Vg	bastante	NA	1,5	100 × 100	14° 52' 03" S-51° 02' 30" O
10	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	bastante	1	150 × 50	14° 55' 15" S-51° 00' 02" O
11	Var, Vab, Vg	reduzida	reduzida	0,5	150 × 200	14° 52' 32" S-50° 58' 55" O
12	Var, Vaq, Vg	reduzida	bastante	0,4	40 × 128	14° 56' 13" S-51° 00' 46" O
13	Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	reduzida	0,20	20 × 100	14° 53' 20" S-50° 58' 49" O
14**	Vhe, Var, Vab,	bastante	bastante	2,1	400 × 200	14° 39' 50" S-50° 54' 16" O
15	Vhe, Var, Vab, Vg	reduzida	reduzida	1,2	200 × 200	14° 40' 59" S-50° 54' 39" O
16	Vhe, Var, Vab,	bastante	reduzida	0,2	25 × 5	14° 41' 39" S-50° 54' 43" O
17	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	reduzida	reduzida	3,2	15 × 60	14° 45' 49" S-50° 57' 50" O
18	Var, Vg	reduzida	reduzida	3,5	50 × 25	14° 49' 09" S-50° 58' 36" O
19	Vhe, Var, Vg	reduzida	bastante	2	100 × 25	14° 53' 35" S-51° 04' 54" O
20	Vhe, Var, Vab, Vg	reduzida	bastante	1,2	150 × 100	14° 56' 57" S-51° 02' 32" O
21	Vhe, Var, Vg	bastante	reduzida	3,2	100 × 100	14° 53' 35" S-51° 04' 54" O
22	Var, Vab, Vg	bastante	bastante	4,2	200 × 200	14° 56' 56" S-51° 02' 32" O
23	Var, Vab, Vg	bastante	reduzida	2,5	200 × 200	14° 49' 32" S-51° 02' 24" O
24	Vhe, Var, Vab, Vg	reduzida	reduzida	2	200 × 25	14° 51' 26" S-50° 58' 46" O
25	Vhe, Vab, Vaq, Vg	reduzida	bastante	0,8	200 × 100	14° 49' 54" S-51° 02' 40" O
26	Vhe, Var, Vab, Vg	bastante	reduzida	2	200 × 50	14° 49' 34" S-51° 02' 31" O
27	Var, Vab, Vaq, Vg	reduzida	bastante	0,5	150 × 50	14° 48' 02" S-51° 01' 21" O
28	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	reduzida	1,5	100 × 60	14° 48' 06" S-51° 02' 52" O
29	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	reduzida	0,5	100 × 20	14° 47' 14" S-51° 02' 32" O
30	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	reduzida	bastante	0,2	20 × 30	14° 48' 44" S-51° 01' 05" O
31	Vhe, Var, Vab, Vaq, Vg	bastante	bastante	0,5	50 × 50	14° 48' 54" S-51° 01' 16" O
32	Vhe, Var, Vab, Vg	bastante	bastante	0,5	70 × 30	14° 49' 36" S-51° 01' 39" O
33*	Vhe, Var, Vab, Vg	bastante	NA	0,6	70 × 40	14° 39' 50" S-50° 57' 43" O
34**	Vg	reduzida	reduzida	0,1	25 × 40	14° 04' 51" S -51° 00' 07" O
35**	Vhe, Vg	reduzida	reduzida	0,4	5 × 25	14° 48' 26" S-51° 01' 03" O

*Ambientes amostrados apenas para a fase adulta. **Ambientes amostrados apenas para a fase larval.

um único evento de reprodução pode ser muito maior do que o número de indivíduos que participam mais de uma vez (ver Nomura et al. 2012). Desta maneira, a utilização da abundância total observada no período de estudo incorre em uma estimativa de abundância com menor erro do que a utilização do mês de maior registro de indivíduos (Nomura et al. 2012). Uma vantagem do método de rarefação por interpolação baseada na amostra é a estimativa de intervalos de confiança ao longo de todos os pontos da curva, o que proporciona um critério mais rigoroso quando se compara curvas de riqueza (Colwell et al. 2004).

Também utilizamos o estimador de riqueza *Jackknife* de primeira ordem (*Jackknife* 1) para gerar uma expectativa de riqueza total de espécies esperada para a RELC, computado por meio de 5.000 aleatorizações a partir da matriz de abundância original obtida pelo

método de levantamento em sítio de reprodução, com o auxílio do software Estimates 7.5.0 (Colwell 2005). O método do *Jackknife* 1 é um método não paramétrico para estimar a riqueza de espécies em uma comunidade, o que apresenta a vantagem de ser aplicável a dados com diferentes distribuições estatísticas (Santos 2003). Este estimador calcula a riqueza de uma comunidade somando o número observado de espécies a um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras encontradas, i.e., número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (“*uniques*”), e do número de amostras (Santos 2003, Hellmann & Fowler 1999). O algoritmo do *Jackknife* 1 também apresenta melhor desempenho geral, sendo menos afetado por efeitos externos em testes simulados em ambiente computacional e utilizando dados reais (Baltanás 1992, Palmer 1991, Walther & Morand 1998). A estimativa de riqueza pelo *Jackknife* 1 foi calculada separadamente

Tabela 2. Vegetação, expedição e localização das armadilhas de interceptação e queda.**Table 2.** Vegetation, expedition and localization of the pitfall-trap.

Armadilha	Vegetação	Expedição	Coordenada
1	Floresta Estacional Semidecidual	Dezembro/2010	14° 42' 01"S-51° 00' 01" O
2	Floresta Estacional Semidecidual	Dezembro/2010	14° 42' 01"S-51° 00' 12" O
3	Floresta Estacional Semidecidual	Dezembro/2010	14° 41' 59"S-51° 00' 10" O
4	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Dezembro/2010	14° 43' 47"S-51° 00' 32" O
5	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Dezembro/2010	14° 43' 46"S-51° 00' 30" O
6	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Dezembro/2010	14° 43' 47" S-51° 00' 33" O
7	cerrado sensu strictu	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 45' 36" S-51° 01' 29" O
8	cerrado sensu strictu	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 46' 22" S-51° 01' 32" O
9	cerrado sensu strictu	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 46' 24" S-51° 01' 32" O
10	Floresta Estacional Semidecidual	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 49' 56" S-51° 02' 38" O
11	Floresta Estacional Semidecidual	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 49' 58" S-51° 02' 36" O
12	Floresta Estacional Semidecidual	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 49' 58" S-51° 02' 39" O
13	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 49' 57" S-51° 02' 42" O
14	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 49' 57" S-51° 02' 44" O
15	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Dezembro/2010 e Março/2011	14° 49' 56" S-51° 02' 32" O
16	Cerradão	Março/2011	14° 00' 06" S-51° 00' 00" O
17	Cerradão	Março/2011	14° 00' 06" S-51° 00' 00" O
18	Cerradão	Março/2011	14° 00' 08" S-51° 00' 00" O
19	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Março/2011	19° 00' 02" S-43° 00' 01" O
20	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Março/2011	19° 00' 03" S-43° 00' 04" O
21	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial	Março/2011	19° 00' 00" S-43° 00' 05" O
22	cerrado sensu strictu	Março/2011	19° 00' 01" S-43° 00' 05" O
23	cerrado sensu strictu	Março/2011	19° 00' 02" S-43° 00' 04" O
24	cerrado sensu strictu	Março/2011	19° 00' 03" S-43° 00' 02" O
25	cerrado sensu strictu	Março/2011	19° 00' 02" S-43° 00' 03" O

para adultos, somente com os dados de abundância total obtidos pelo método de levantamento em sítio de reprodução, e para girinos, com os dados de coleta com puçá.

Comparamos a curva de riqueza observada, obtida pelo algoritmo do Mao Tau, com a curva de riqueza estimada pelo algoritmo *Jackknife* 1 considerando a sobreposição dos intervalos de confiança de ambas as curvas.

Para verificar se ocorre variação na composição da assembleia entre as expedições de coleta (dezembro/2010, fevereiro/2011 e março/2011), realizamos uma análise de dissimilaridade, utilizando o índice de Distância Euclidiana (Clarke & Warwick 2001), e, posteriormente, calculamos a porcentagem de contribuição de similaridade (SIMPER) para estimar a contribuição de cada espécie para a diferença observada na composição de anuros entre cada expedição (dezembro/2010, fevereiro/2011 e março/2011). Para as análises de dissimilaridade e SIMPER, utilizamos a matriz de abundância total para as espécies de anuros registradas (adultos e girinos foram testados separadamente) em cada expedição, apenas pelo método de levantamento em sítio de reprodução, com o auxílio do software Past versão 2.14 (Hammer et al. 2001).

Resultados

Registramos na RELC 36 espécies de anfíbios anuros pertencente a 15 gêneros, distribuídos em cinco famílias: Bufonidae (duas espécies), Hylidae (17 espécies), Leiuperidae (6 espécies), Leptodactylidae (nove espécies) e Microhylidae (duas espécies) (Tabela 3, Figura 2).

Pelo método de levantamento em sítio de reprodução, registramos 29 espécies e 1.188 indivíduos, considerando a somatória das três

expedições. As espécies mais abundantes na fase adulta foram *Scinax fuscomarginatus* e *Dendropsophus rubicundulus*, com 251 e 217 indivíduos e presentes em 21 e 18 corpos d'água, respectivamente. Vinte e três espécies também foram encontradas na fase larval, com um total de 806 indivíduos, sendo que os hilídeos *Dendropsophus gr. microcephalus*, *Dendropsophus* sp.1, *Dendropsophus* sp.2, *Hypsiboas* sp.1, *Scinax* sp.1 (gr. *ruber*) e *Scinax* sp.2 (gr. *ruber*) e os leiuperídeos *Physalaemus marmoratus*, *Physalaemus* sp., *Pseudopaludicola* sp.3, *Pseudopaludicola* sp.1 e *Pseudopaludicola* sp.2 foram registrados somente em fase larval. *Scinax* sp.2 (gr. *ruber*) foi a espécie com maior abundância na fase larval. Como não trouxemos girinos vivos para criação em laboratório, não fomos capazes de associar muitos destes girinos com as formas adultas. Desta maneira, para a contagem de riqueza total da área, estes girinos foram desconsiderados, à exceção de *Pseudopaludicola* sp. 3, uma vez que encontramos apenas duas formas adultas de *Pseudopaludicola* na RELC.

Na amostragem por armadilhas de interceptação-e-queda registramos 11 espécies, sendo cinco espécies registradas somente por este método: *Leptodactylus* gr. *marmoratus*, *Leptodactylus sertanejo*, *Leptodactylus mystaceus*, *Leptodactylus mystacinus* e *Chiasmocleis albopunctata*. Os métodos de busca ativa associados a transectos não registrou novas espécies.

A curva de rarefação da fase adulta (Figura 3) apresentou uma assíntota definida, o que não ocorreu para a fase larval (Figura 4). A riqueza estimada foi de 35,82 espécies para adultos (Figura 3) e de 30,76 para girinos (Figura 4). Em uma interpretação conservadora da sobreposição dos intervalos de confiança, não houve diferença entre as curvas de riqueza observada e estimada (Figuras 3 e 4), o que indica que seria necessário um grande aumento no esforço de amostragem para o registro de espécies adicionais.

Tabela 3. Espécies de anuros registradas na Reserva Extrativista Lago do Cedro por método de amostragem, tipo de habitat e distribuição. Método: (1) levantamento por sítio de reprodução, (2) coleta de girinos, (3) armadilha de interceptação-e-queda e (4) busca ativa. Tipo de habitat: G – gramínea, VE – vegetação emergente, VH – vegetação herbácea marginal, VH – vegetação herbácea marginal, VA – serapilheira, VA – vegetação arbustiva, M – macrófita, FF – formação florestal, PV – próximo à vereda, Var – vegetação arbórea, CaU – campo úmido, CS – campo sujo. Distribuição: AM – ocorrência no Cerrado e na Amazônia, E – endêmica do Cerrado, NE – maior ocorrência no Cerrado, O – distribuição ampla em áreas abertas na América do Sul, W – espécie amplamente distribuída na América do Sul.

Table 3. Anuran species registered in the REIC by sampling method, habitat type and distribution. Method: (1) survey at breeding site, (2) tadpole sampling, (3) pitfall-trap and (4) active search. Habitat type: G – grass, VE – emergent vegetation, VH – marginal herbaceous vegetation, S – litter, VA – shrub vegetation, FF – forest, PV – near to vereda, Var – arboreal vegetation, CaU – wet grassland, CS – campo sujo. Distribution: AM – occurrence at the Cerrado and Amazon biomes, E – endemic of the Cerrado, NE – near endemic, O – wide distribution in open areas in the South America, W – wide distribution in open and forested areas in South America.

Família/Espécie	Método	Tipo de habitat	Distribuição	Registros**
BUFONIDAE (2)				
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner 1984) *	1, 3, 4	G/FF	W	11, 12
<i>Rhinella mirandariibeiroi</i> (Gallardo 1965) *	1	FF	W	16
HYLIDAE (23)				
<i>Dendropsophus cruzi</i> (Pombal & Bastos 1998)	1	VE/VHG	E	26, 28
<i>Dendropsophus</i> gr. <i>microcephalus</i> ****	2	VE/VHG	NE	1, 12, 15 à 17, 20, 23, 25, 30, 31
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters 1982)	1, 2	G/VE/VHG/VA/Var/CaU	W	1, 4, 6, 8 à 10, 15, 24, 25, 27, 28
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger 1889)	1, 2	G/VE/VHG/VA	W	1 à 4, 6 à 9, 11 à 13, 16, 17, 18, 19, 20, 24, 26, 30 à 32
<i>Dendropsophus rubicundulus</i> (Reinhardt & Lütken 1862)	1	VE	NE	7, 11 à 15, 18, 30 à 32
<i>Dendropsophus</i> sp.1 ****	2	CaU/G/VE/VHG	-	5, 10
<i>Dendropsophus</i> sp.2 ****	2	G/VE/VHG/VA/M	-	24
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix 1824)	1	VHG	W	11, 24, 25
<i>Hypsiboas lundii</i> (Burmester 1856)	1	FF/PV	NE	1 à 3, 7 à 10
<i>Hypsiboas paranaiba</i> Carvalho & Giaretta 2010	1	VA	AM	23
<i>Hypsiboas punctatus</i> (Schneider 1799)	1	G	W	11
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope 1862	1, 2	G/VE/VHG/VA/M/Var/FF/PV/CaU	W	1, 2, 6, 11 à 13, 15 à 18, 20, 22 à 25, 30, 32
<i>Hypsiboas</i> sp.	1, 2	G/VE/VHG/VA/M	-	1, 2, 7, 8, 13, 16, 23, 24
<i>Lysapsus caraya</i> Gallardo 1964	1	M	E	1, 2, 6, 11, 15, 19, 20, 22, 33
<i>Phyllomedusa azurea</i> Cope 1862 ***	1, 2	G/VE/VHG/VA/M/Var	AM	1, 14, 17, 28
<i>Pseudis bolbodactyla</i> Lutz 1925	1, 2	G/VE/VHG/VA/M/PV	AT	1 à 4, 9 à 11, 14, 15, 17, 18, 19, 24, 25, 33
<i>Scinax constrictus</i> Lima, Bastos & Giaretta 2005	1	VHG	E	11
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz 1925)	1, 2	G/VE/VHG/VA/M/PV	W	1 à 4, 6, 9, 11, 12, 14, 15, 17, 18, 20, 21, 23, 24, 25, 26, 29, 31 à 33
<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz 1925)	1, 2	VE/VHG/VA/M	W	2, 17, 25, 30
<i>Scinax</i> sp.1 (gr. <i>ruber</i>) ****	2	G/VE/VHG/VA/PV/Var/CaU	-	3, 4, 6, 10, 28, 34
<i>Scinax</i> sp.2 (gr. <i>ruber</i>) ****	2	G/VE/VHG/VA/M/PV/Var/CaU	-	12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 24, 30, 31, 32, 34
<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	1, 4	CS	W	11
LEIUPERIDAE (10)				
<i>Euphlyptis nattereri</i> Steindachner 1863	1	FF	NE	1, 25, 33

*Espécie que não foi encontrada vocalizando. **Ocorrência tanto no levantamento do sítio reprodutivo, quanto na coleta por puça ***Dados Insuficientes (Categoria DD de acordo com IUCN, 2001). ****Espécies que foram encontradas somente em fase larval e não foram contabilizadas no número total de espécies para a área, mas incluídas nas análises de girinos.

Tabela 3. Continuação...

Família/Espécie	Método	Tipo de habitat	Distribuição	Registros**
<i>Physalaemus centralis</i> Bokermann 1962	1, 2	G/VE/VHG/VA/M/FF/VAR/CaU	NE	2, 16, 17, 19, 22, 24, 29, 34, 35
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger 1826	1, 2	G/VE/VHG/VA/M/FF/PV/VAR/CaU/CS	W	1, 2, 3, 4, 7, 10, 14, 17, 21, 24 à 31, 33, 34
<i>Physalaemus marmoratus</i> (Reinhardt & Lütken 1862)	2	G	NE	34
<i>Physalaemus</i> sp. ****	2	G	-	34
<i>Pseudopaludicola</i> sp.1	1, 2	G/VE/VHG/VA/VAR/CaU	-	3, 14, 15, 17, 19, 21, 23 à 29, 33
<i>Pseudopaludicola</i> sp.2	1, 2	G/VE/VHG/VA/VAR/SE	-	2, 14, 22, 29
<i>Pseudopaludicola</i> sp.3****	2	G/VE/VHG/VA/VAR	-	14, 27
LEPTODACTYLIDAE (9)				
<i>Leptodactylus</i> sp. (gr. <i>marmoratus</i>)*	3	FF	-	-
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider 1799)	1, 3, 2, 4	G/VE/VHG/VA/FF/VAR	W	6, 28
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	1, 4	CaU/CS	W	2, 22, 23
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	1, 3, 4	FF/G	W	1, 2, 12, 14, 17, 20, 22, 33
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix 1824)*	3	FF	W	-
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister 1861)*	3	FF	AT	-
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope 1862)	1, 2, 3, 4	G/VE/ M/FF/CaU	O	6, 8, 33
<i>Leptodactylus pustulatus</i> (Peters 1870)	1	S/CaU	E	23, 24, 31
<i>Leptodactylus sertanejo</i> Giaretta & Costa 2007*	3	FF	E	-
MICROHYLIDAE (2)				
<i>Elachistocleis cesarii</i> (Miranda-Ribeiro 1920)	1, 2, 3, 4	G/VE/VHG/VA/M/FF/VAR/CaU	W	5, 7, 10, 14, 16, 17, 23, 25, 28
<i>Chiasmocleis albopunctata</i> (Boettger 1885)*	1, 3	FF	NE	4

*Espécie que não foi encontrada vocalizando. **Ocorrência tanto no levantamento do sítio reprodutivo, quanto na coleta por puça ***Dados Insuficientes (Categoria DD de acordo com IUCN, 2001). ****Espécies que foram encontradas somente em fase larval e não foram contabilizadas no número total de espécies para a área, mas incluídas nas análises de girinos.

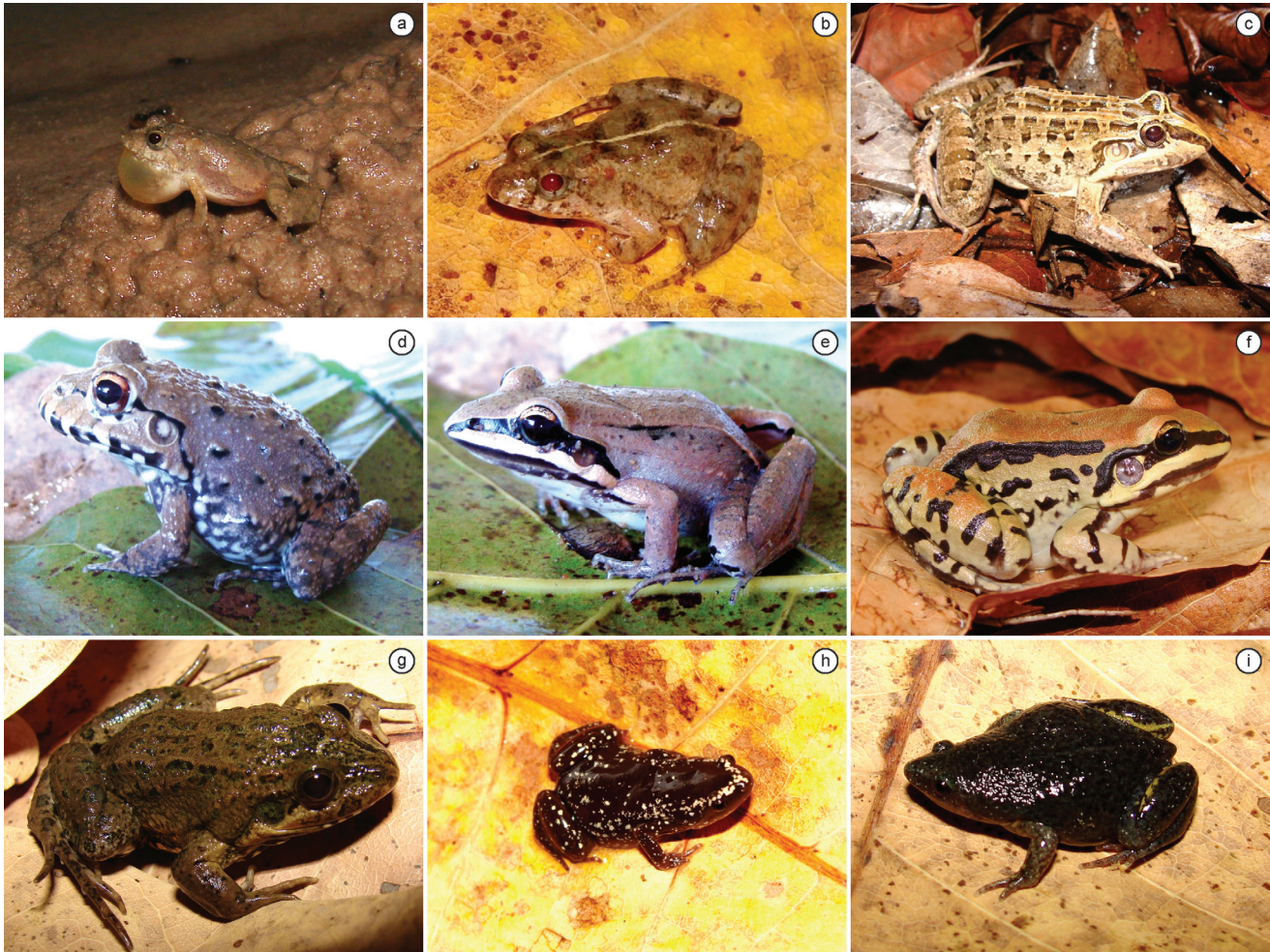


Figura 2. Espécies de anfíbios anuros encontradas na RESEX Lago do Cedro, Aruanã, GO. a) *Pseudopaludicola* sp.1, b) *Pseudopaludicola* sp.2, c) *Leptodactylus fuscus*, d) jovem de *Leptodactylus labyrinthicus*, e) *Leptodactylus mystaceus*, f) *Leptodactylus mystacinus*, g) *Leptodactylus pustulatus*, h) *Chiasmocleis albopunctata*, i) *Elachistocleis cesarii*.

Figure 2. Anuran species registered in the RESEX Lago do Cedro, Aruanã, GO. a) *Pseudopaludicola* sp.1, b) *Pseudopaludicola* sp.2, c) *Leptodactylus fuscus*, d) jovem de *Leptodactylus labyrinthicus*, e) *Leptodactylus mystaceus*, f) *Leptodactylus mystacinus*, g) *Leptodactylus pustulatus*, h) *Chiasmocleis albopunctata*, i) *Elachistocleis cesarii*.

De modo geral para anuros na fase adulta, a composição de espécies entre as expedições de dezembro/2010 e fevereiro/2011 foi a que apresentou a maior dissimilaridade ($D_{\text{distância euclidiana}} = 197,1$), seguida pela dissimilaridade entre a composição da assembleia registrada entre as expedições de fevereiro/2011 e março/2011 ($D_{\text{distância euclidiana}} = 150,1$) e entre as expedições de dezembro/2010 e março/2011 ($D_{\text{distância euclidiana}} = 95,0$). *Dendropsophus rubicundulus*, *D. nanus* e *Pseudopaludicola* sp.2 contribuíram com mais de 50% da variação na composição de anuros na fase adulta encontrados na RELC entre as expedições de coleta (Tabela 4). Apenas as duas espécies de *Dendropsophus* contribuíram com 34,26% da explicação da variação na composição da assembleia na fase adulta (Tabela 4). Para anuros na fase larval, a dissimilaridade entre as expedições de coleta de dados foi maior entre as expedições dezembro/2010 e fevereiro/2011 ($D_{\text{distância euclidiana}} = 164,4$), seguida pela dissimilaridade entre as expedições dezembro/2010 e março/2011 ($D_{\text{distância euclidiana}} = 151,2$) e fevereiro/2011 e março/2011 ($D_{\text{distância euclidiana}} = 144,6$). Para as assembleias formadas pelas formas larvárias, os girinos de anuros das famílias Leiuperidae e Hylidae contribuíram com mais de 60% para a explicação na variação da composição de espécies nos corpos d'água amostrados, sendo Hylidae com 37 % (*Scinax* sp. 1

e *Scinax* gr. *ruber*) e Leiuperidae com 23% (*Physalaemus cuvieri* e *Physalaemus centralis*).

Discussão

A riqueza de espécies encontradas na RELC foi alta, em comparação com outras áreas do Cerrado (Tabela 5), e corresponde a aproximadamente 18% das espécies registradas para este bioma. Diversos processos bióticos e abióticos são utilizados para explicar a estrutura e a diversidade de comunidades de anuros (Parris 2004). Embora não tenhamos realizado nenhum teste explícito, sugerimos que a alta diversidade de anuros encontrada na RELC pode ser explicada pela elevada heterogeneidade ambiental (Eterovick & Sazima 2000), decorrente do mosaico ambiental presente na unidade de conservação, formada por diferentes fitofisionomias de Cerrado, Florestas Estacionais Semidecíduais Aluviais e Florestas Estacionais Semidecíduais de Terras Baixas (Villanueva 2009). Outro fator importante que pode explicar o elevado número de espécies na área é a variação temporal na disponibilidade de corpos d'água, que correspondem a 14% da área total da RELC durante a estação seca, mas que pode ultrapassar 50% da sua área durante o período chuvoso (Villanueva 2009). A associação dos corpos d'água com diferentes

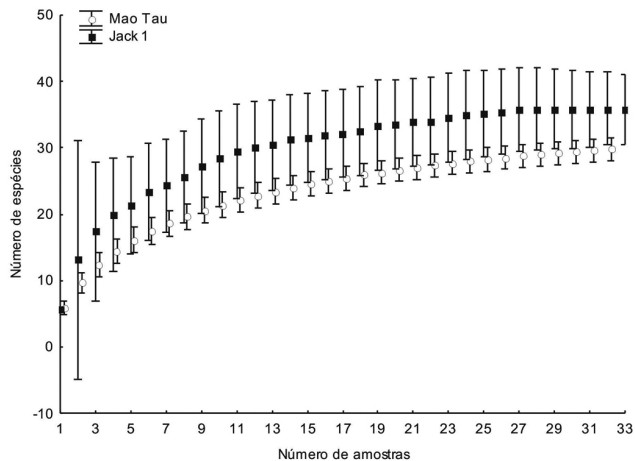


Figura 3. Curva de rarefação das espécies encontradas na fase adulta. Barras verticais representam os limites do intervalo de confiança a 95%.

Figure 3. Rarefaction curve for adult anuran species. Vertical bars denote the threshold of the 95% confidence intervals.

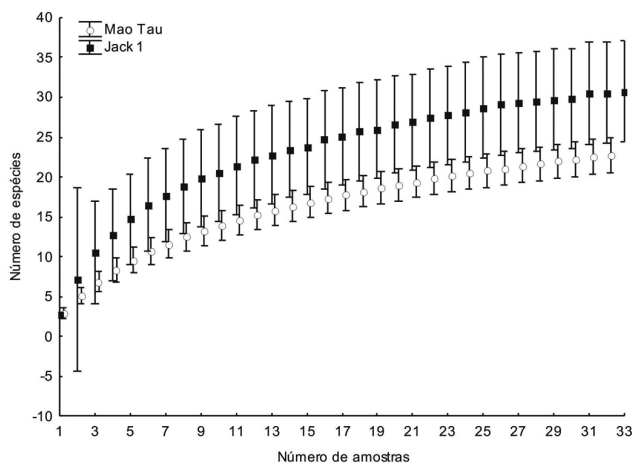


Figura 4. Curva de rarefação das espécies encontradas na fase larval. Barras verticais representam os limites do intervalo de confiança a 95%.

Figure 4. Rarefaction curve for tadpoles. Vertical bars denote the threshold of the 95% confidence intervals.

tipos de formação vegetal resulta em uma maior heterogeneidade ambiental dos sítios reprodutivos, com a formação de ambientes propícios à reprodução em áreas abertas, na borda de florestas ou em áreas de transição entre fitofisionomias. A distribuição de ambientes adequados para a reprodução de anfíbios anuros tende a ser um fator limitante para a ocorrência de muitas espécies no Cerrado, de modo que as espécies que evoluíram neste bioma são adaptadas a explorar rapidamente novos ambientes para a reprodução (Nomura et al. 2012). Desta maneira, a formação sazonal de corpos d'água durante a estação chuvosa pode ser prontamente explorada pelas espécies de anuros da RELC. A alta heterogeneidade fitofisionômica da área, o que inclui formações florestais em mosaico com formações de Cerrado (Villanueva 2009), também pode ser importante para fornecer refúgios para as espécies de anuros durante a estação seca, como já foi sugerido para outras áreas de dinâmica climática sazonal semelhante (e.g., Silva et al. 2011). Tal interação entre o ambiente físico (e.g., filtros

Tabela 4. SIMPER das similaridade entre as poças d'água por hidroperíodo amostrados na RELC. Abreviações: Abundância Média por Expedição (AME), *Dendropsophus rubicundulus* (Drub), *Dendropsophus nanus* (Dnan), *Pseudopaludicola* sp. 2 (Psp.2), *Lysapsus caraya* (Lysc), *Dendropsophus minutus* (Dmin), *Hypsiboas lundii* (Hlun), *Pseudis bobodactyla* (Psbb), *Leptodactylus latrans* (Llat), *Hypsiboas raniceps* (Hran), *Scinax* sp. 1 (Ssp. 1), *Scinax* gr. *ruber*, *Physalaemus cuvieri* (Pcuv), *Physalaemus centralis*, *Dendropsophus* sp. 1 (Dsp.1), *Leptodactylus podicipinus* (Lpod), *Dendropsophus* sp. 2 (Dsp.2), *Scinax fuscovarius* (Scfv), *Elachistocleis cesari* (Elac).

Table 4. SIMPER of the similarity among water bodies by por hidroperíodo sampled in RELC. Abreviation: Average Abundance by Expedition, *Dendropsophus rubicundulus* (Drub), *Dendropsophus nanus* (Dnan), *Pseudopaludicola* sp. 2 (Psp.2), *Lysapsus caraya* (Lysc), *Dendropsophus minutus* (Dmin), *Hypsiboas lundii* (Hlun), *Pseudis bobodactyla* (Psbb), *Leptodactylus latrans* (Llat), *Hypsiboas raniceps* (Hran), *Scinax* sp. 1 (Ssp. 1), *Scinax* gr. *ruber*, *Physalaemus cuvieri* (Pcuv), *Physalaemus centralis*, *Dendropsophus* sp. 1 (Dsp.1), *Leptodactylus podicipinus* (Lpod), *Dendropsophus* sp. 2 (Dsp.2), *Scinax fuscovarius* (Scfv), *Elachistocleis cesari* (Elac).

Espécie	Contribuição	% Cumulativa	AME 1	AME 2	AME 3
Adultos					
Drub	18.1	21.17	0.1	11.7	5.45
Dnan	11.19	34.26	5.3	6.83	1.45
Psp.2	9.365	45.21	2	2.5	3.82
Lysc	7.696	54.22	0.6	6.83	0.0909
Dmin	7.457	62.94	4.3	0.167	2.55
Hlun	5.01	68.8	4	0	0
Psbb	3.675	73.1	2.4	1.17	0.455
Llat	3.664	77.39	0.2	2.67	1
Hran	2.817	80.68	0.6	1.92	0.727
Girinos					
Ssp.1	17.04	18.55	0	7.64	1.33
Scru	17.03	37.09	12.9	0	1.58
Pcuv	11.55	49.66	5.71	0.571	3.25
Pcen	9.565	60.07	0	3.21	3.42
Dsp.1	5.816	66.41	6.29	0	0
Lpod	5.62	72.52	6.71	0	0
Dsp.2	3.164	75.97	0	0.571	1.33
Scfv	3.087	79.33	0	0.143	7.25
Elac	2.59	82.15	0.857	0.5	2.25

ambientais) e a história natural das espécies de anfíbios que compõem a *pool* regional de espécies pode gerar cenários evolutivos diversos, o que pode explicar a dificuldade em se identificar padrões gerais de estrutura de assembleia em anuros (Gotelli & McCabe 2002).

As famílias com maior diversidade de espécies foram Hylidae e Leptodactylidae, com 51% e 21% das espécies registradas, respectivamente. Este resultado está de acordo com outros estudos, que apontam uma alta riqueza de espécies destas duas famílias em ambientes neotropicais (Duellman 1999, Ribeiro-Júnior & Bertoluci 2008). Entretanto, a importância destas famílias de anuros na composição da assembleia pode variar de acordo com fatores locais. Por exemplo, apesar da família Hylidae apresentar o maior número de espécies em diversas assembleia de anuros, essa composição pode variar de 31% (São Desidério, Valdujo et al. 2009) a 50% das espécies (Aporé, Vaz-Silva et al. 2007), enquanto que Leptodactylidae pode representar de 10% (Bodoquena, Uetanabaro et al. 2007) a 31% das espécies (Niquelândia, Oda et al. 2009). Esse padrão também é observado para outras famílias representativas do Cerrado, como

Tabela 5. Riqueza total de espécies de anfíbios de espécies de áreas de Cerrado amostradas.**Table 5.** Amphibians species richness in cerrado sites sampled.

Região	Nº de Espécies	Referência
Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, SP	27	Araújo et al. 2009
Floresta Nacional de Silvânia, GO	29	Bastos et al. 2003
Apa de CAFuringa, DF	35	Brandão et al. 2006
Morrinhos, GO	26	Borges & Juliano 2007
Estação Ecológica de Itirapina, SP	28	Brasileiro et al. 2005
Norte da bacia do rio Tocantins, MA, TO	38	Brasileiro et al. 2008
Hidrolândia, GO	22	Campos & Vaz-Silva 2010
RPPN Santuário do Caraça, MG	38	Canelas & Bertoluci 2007
Serra do Cipó, MG	43	Eterovick & Sazima 2004
PARNA das Emas, GO	25	Kopp et al. 2010
Sudoeste Goiano, GO	39	Morais et al. 2011
Niquelândia, GO	29	Oda et al. 2009
Estação Ecológica e Floresta Estadual de Assis, SP	23	Ribeiro-Júnior & Bertoluci (2009)
Hidrelétrica Ponte de Pedra, MT e MS	33	Silva et al. (2009)
João Pinheiro, MG	37	Silveira (2006)
PARNA da Serra da Bodoquena, MS	38	Uetanabaro et al. (2007)
Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, TO	39	Valdujo et al. (2011)
Região Noroeste do estado de São Paulo	27	Vasconcelos & Rossa-Feres (2005)
Hidrelétrica de Espora, GO	32	Vaz-Silva et al. (2009)

Leiuperidae, cuja representação pode variar de 3% (Oda et al. 2009) a 22% das espécies nas assembleias (Valdujo et al. 2009), e Bufonidae, que pode representar de 3% (Itiquira, Brasileiro et al. 2005; Niquelândia, Oda et al. 2009) a 16% da composição de espécies nestas assembleias (Valdujo et al. 2009).

A curva de rarefação dos adultos apresentou uma tendência à estabilização, o que indica que seria necessário um esforço muito grande para se registrar espécies adicionais e que virtualmente registramos todas as espécies de anuros possíveis de serem registrados pelo método de levantamento em sítio de reprodução. Tanto a curva de rarefação obtida para a fase larvária quanto a riqueza estimada pelo *Jackknife 1* indicam que o número de girinos registrados está subestimado, sendo encontrada somente uma fração das larvas das espécies presentes na RELC. Desta maneira, a riqueza estimada pelo *Jackknife 1* pode estar relacionada ao registro de espécies raras ou de reprodução explosiva. O encontro de sete espécies registradas por outros métodos de inventariamento reforça a necessidade de métodos auxiliares (armadilhas de queda, busca ativa e coleta de girinos) como meio de se aumentar a eficiência de inventários da anurofauna (Heyer et al. 1994).

Em resumo, o padrão de estruturação de assembleias de anuros é determinado por multifatores, que podem agir em diferentes escalas, como características dos corpos d'água, que afetam fortemente a estrutura das assembleias (Laan & Verboom 1990, Vos & Chardon 1998). Especialmente para o Cerrado, o padrão de variação fitofisionômica e de heterogeneidade local dos ambientes utilizados pelas espécies de anfíbios anuros contribui para a alta diversidade local de espécies em taxocenoses neste bioma. Adicionalmente, este trabalho contribui para a elaboração e implementação do plano de manejo de anuros da RELC e corroboramos a hipótese de Diniz-Filho et al. (2005) de que a diversidade de espécies em algumas regiões do Cerrado seja subestimada, sendo resultado da falta de inventários realizados no bioma. Nenhuma espécie registrada na RELC está atualmente alocada em alguma categoria de ameaça (Global...2012). Entretanto, isso não reduz a importância da RELC como abrigo de populações e conexão com outras assembleias na bacia do Araguaia.

Este potencial para conservação de espécies deve ser ressaltado no plano de manejo da unidade, uma vez que a RELC prevê atividades extrativistas, a fim de garantir que apenas comunidades tradicionais atuem no interior da unidade, como forma de reduzir a ocorrência de atividades potencialmente impactantes para os ecossistemas regionais. Como a região é altamente modificada por desmatamentos, queimadas e uso de fertilizantes químicos e agrotóxicos, a implementação do plano de manejo da RELC pode ser uma importante ferramenta para a criação de um modelo econômico sustentável na bacia do Araguaia, permitindo o desenvolvimento econômico da população extrativista residente na área de sua abrangência e assegurando o uso sustentável dos recursos naturais da unidade.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Iniciação Científica – PIVIC/ICMBio pela oportunidade de desenvolver esse projeto. Ao Chefe da Reserva Lago do Cedro, Sr. Leonardo T. S. Cândido que nos gentilmente permitiu as coletas na reserva e proprietários das fazendas do entorno pelo apoio durante o estudo. Ao professor Natan Medeiros Maciel pelo auxílio na identificação de muitas das espécies e pela revisão do Abstract. Ao Renan Costa Nunes e a Ms. Luciana Signorelli pela colaboração no trabalho de campo. Raíssa Furtado Souza e Alessandro Ribeiro Moraes pela leitura crítica do manuscrito. Agradecemos aos dois assessores anônimos pelas valiosas sugestões e leitura crítica do manuscrito. Ao ICMBio – RAN pelo apoio logístico e financeiro e ao CNPq pela bolsa a RPB e apoio financeiro (FN, proc. N° 472125/2010-9). Licença de coleta e transporte para fins científicos ICMBio N° 24401.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, C.O., CONDEZ, T.H. & SAWAYA, R.J. 2009. Anfíbios anuros do Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus, sudeste do Brasil, e suas relações com outras taxocenoses no Brasil. *Biota Neotrop.* 9(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/en/abstract?article+bn01309022009> (último acesso em 05/01/2010).

- BALTANÁS, A. 1992. On the use of some methods for the estimation of species richness. *Oikos* 65:484-492. <http://dx.doi.org/10.2307/3545566>
- BASTOS, R.P., MOTTA, J.A.O., LIMA, L.P. & GUIMARÃES, L.D. 2003. Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás. Stylo Gráfica e Editora, Goiânia.
- BORGES, F.J.A. & JULIANO, R.F. 2007. Distribuição especial e temporal de uma comunidade de anuros do município de morrinhos, Goiás, Brasil (Amphibia: Anura). *Neotrop. Biol. Cons.* 2(1):21-27.
- BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M.T. 2005. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitat de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. *Pap. Avulsos Zool.* 42(11):287-297.
- BONN, A. & GASTON, K.J. 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodivers. Conserv.* 14:1083-1100. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-004-8410-6>
- BRANDÃO, R.A., SEBEN, A. & ZERBINI, G.A. 2006. A Herpetofauna da Área de Proteção Ambiental do Cafuringa. In: A Área de Proteção Ambiental do Cafuringa: A Última Fonte Natural do Distrito Federal (B.N. Pedro, M. Valmira & C. Eriel, eds.). Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Distrito Federal, Brasília, p.241-248.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2008. Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização. Brasília.
- BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open Cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/en/abstract?article=BN00405022005> (último acesso em 11/02/2012)
- BRASILEIRO, C.A., LUCAS, E.M., OYAMAGUCHI, H.M., THOMÉ, M.T.C. & DIXO, M. 2008. Anurans, Northern Tocantins River Basin, Tocantins and Maranhão States Northern Brazil. *Check List* 4(2):185-197.
- BRITO, D. 2010. Overcoming the Linnean shortfall: data deficiency and biological survey priorities. *Basic Appl. Ecol.* 11:709-713. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baec.2010.09.007>
- BROOKS, T.H., FONSECA, G.A.B. & RODRIGUES, A.S.L. 2004a. Species, data, and conservation planning. *Conserv. Biol.* 18:1682-1688. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00457.x>
- BROOKS, T.H., FONSECA, G.A.B. & RODRIGUES, A.S.L. 2004b. Protected areas and species. *Conserv. Biol.* 18:616-618. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.01836.x>
- CAMPOS, F.S. & VAZ-SILVA, W. 2010. Distribuição espacial e temporal da anurofauna em diferentes ambientes no município de Hidrolândia, GO, Brasil Central. *Neotrop. Biol. Cons.* 5(3):179-187. <http://dx.doi.org/10.4013/nbc.2010.53.07>
- CARAMASCHI, U. & NAPOLI, M.F. 2012. Taxonomic revision of the *Odontophrynus cultripes* species group, with description of a new related species (Anura, Cycloramphidae). *Zootaxa* 3155:1-20.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 2001. Changes in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E, Plymouth, p.172.
- COLWELL, R.K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 7.5.2. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (último acesso em 11/08/2012).
- COLWELL, R.K., MAO, C.X. & CHANG, J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85(10):2717-2727. <http://dx.doi.org/10.1890/03-0557>
- CONTE, C.E. & ROSSA-FERES, D.C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23:162-175. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000100008>
- COUTO, M.S.D.S., FERREIRA, L.G., HALL, B.R., SILVA, G.J.P. & GARCIA, F.N. 2010. Identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e paisagens no estado de Goiás: métodos e cenários no contexto da bacia hidrográfica. *Rev. Bras. Cartogr.* 62:2.
- DINIZ-FILHO, J.A.F., BASTOS, R.P., RANGEL, T.F.L.V.B., BINI, L.M., CARVALHO, P. & SILVA, R.J. 2005. Macroecological correlates and spatial patterns of anuran description dates in the Brazilian Cerrado. *Global Ecol. Biogeogr.* 14(5):469-477. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00165.x>
- DUELLMAN, W.E. 1999. Patterns of distribution of amphibians: a global perspective. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia* 21(4):439-461. <http://dx.doi.org/10.1163/156853800300059331>
- ETEROVICK, P. C. & SAZIMA, I. 2004. Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais. Editora PUC Minas, Belo Horizonte, p.152.
- FROST, D.R. 2011. Amphibian Species of the World: An Online Reference. version 5.5. (22 January 2012). American Museum of Natural History, New York. <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/> (último acesso em 11/07/2012).
- FERRIER, S., POWELL, G.V.N., RICHARDSON, K.S., MANION, G., OVERTON, J.M., ALLNUTT, T.F., CAMERON, S.E., MANTLE, K., BURGESS, N.D., FAITH, D.P., LAMOREUX, J.F., KIER, G., HIJMANS, R.J., FUNK, V.A., CASSIS, G.A., FISHER, B.L., FLEMONS, P., LEES, D., LOVETT, J.C. & VAN ROMPAEY, S.A.R. 2004. Mapping more of terrestrial biodiversity for global conservation assessment. *BioScience* 54(12):1101-1109. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1101:MMOTBF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1101:MMOTBF]2.0.CO;2)
- FURLEY, P.A. 1999. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. *Global Ecol. Biogeogr.* 8:223-241.
- GLOBAL AMPHIBIAN ASSESSMENT – GAA. <http://www.globalamphibians.org> (último acesso em 11/07/2012).
- GOTELLI, N. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4:379-391. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- GOTELLI, N.J. & McCABE, D.J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. *Ecology* 83:2091-2096. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2091:SCOAMA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2091:SCOAMA]2.0.CO;2)
- GOTTSBERGER, B. & GRUBER, E. 2004. Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran community. *J. Trop. Ecol.* 20(3):271-280. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467403001172>
- HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RIAN, P.D. 2001. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. version 2.14. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (último acesso em 12/07/2012).
- HELLMANN, J.J. & FOWLER, G.W. 1999. Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. *Ecol. Appl.* 9:824-834. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0824:BPAAOF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0824:BPAAOF]2.0.CO;2)
- HEYER, W.R., DONNELLY, M.A., McDIARMID, R.W., HAYEK, L.C. & FOSTER, M.S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution, Washington.
- JIM, J. 1980. Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106:110-127. 106:110-127.
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1:147-155.
- KOPP, K., SIGNORELLI, L. & BASTOS, R.P. 2010. Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás, Brasil. *Iheringia* 100(3):192-200. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000300002>
- LAAN, R. & VERBOOM, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol. Conserv.* 54:251-262. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90055-T](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90055-T)

- LANDE, R., DEVRIES, P.J. & WALLA, T.R. 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *Oikos* 89(3):601-605. <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890320.x>
- LATRUBESSE, E.M., AMSLER, M.L. & MORAIS, R.P.D. 2007. The geomorphologic response of a large pristine alluvial river tremendous deforestation in the South American tropics: the Araguaia case. *Earth Surf. Proc. Land*. 113:239-252.
- LATRUBESSE, E.M. & STEVAUX, J.C. 2002. Geomorphology and environmental aspects of the Araguaia fluvial basin, Brazil. *Z. Geomorphol.* 129:109-127.
- MACIEL, N.M., VAZ-SILVA, W., OLIVEIRA, R.M. & PADIAL, J.M. 2012. A new species of *Pristimantis* (Anura: Strabomantidae) from the Brazilian Cerrado. *Zootaxa*, 3265: 43-56.
- MORAIS, A.R., SIGNORELLI, L., GAMBALE, P.G., KOPP, K., NOMURA, F., GUIMARÃES, L.D., VAZ-SILVA, W., RAMOS, J. & BASTOS, R.P. 2011. Anfíbios anuros associados a corpos d'água do sudoeste do estado de Goiás, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(3) <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n3/en/abstract?inventory+bn03611032011> (último acesso em 13/02/2012).
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DAFONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858. PMID:10706275. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- NOMURA, F., MACIEL, N.M., PEREIRA, E.B. & BASTOS, R.P. 2012. Diversidade de anuros (Amphibia) em áreas recuperadas de atividade mineradora e de plantio de *Eucalyptus urophylla*, no Brasil Central. *Bioscience Journal* 28(2):312-324.
- ODA, F.H., BASTOS, R.P. & LIMA, M.A.C.S. 2009. Taxocenose de anfíbios anuros no Cerrado do Alto Tocantins, Niquelândia, Estado de Goiás: diversidade, distribuição local e sazonalidade. *Biota Neotrop.* 9(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/pt/abstract?inventory+bn03609042009> (último acesso em 13/02/2012).
- OLIVEIRA, P.S. & MARQUIS, R.J. 2002. The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York.
- OLSON, D.M. & DINERSTEIN, E. 2002. The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 89:199-224. <http://dx.doi.org/10.2307/3298564>
- PALMER, M.W. 1991. Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. *Ecology* 72:1512-1513. <http://dx.doi.org/10.2307/1941127>
- PARRIS, K.M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* 27:392-400. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03711.x>
- RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot.* 80:223-2. <http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>
- RIBEIRO-JÚNIOR, J.W. & BERTOLUCI, J. 2008. Anurans of the cerrado of the Estação Ecológica and the Floresta Estadual de Assis, southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 9(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?inventory+bn02709012009> (último acesso em 11/02/2012).
- ROSSA-FERES, D.C. & NOMURA, F. 2006. Characterization and taxonomic key for tadpoles (Amphibia: Anura) from the northwestern region of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* 6(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?identification-key+bn00706012006> (último acesso em 13/07/2012)
- SANTOS, A.J. 2003. Estimativa de riqueza em espécies. In: Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre (L. Cullen Junior, R. Rudran & C. Valladares-Padua, eds.). Editora UFPR, Curitiba, p.19-41. PMID:12630078.
- SCOTT JUNIOR, N.J. & WOODWARD, B.D. 1994. Surveys at breeding sites. In: Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington D.C., p.84-92.
- SILVA, N.J., CINTRA, C.E.D., SILVA, H.L.R., COSTA, M.C., SOUZA, C.A., PACHÊCO JUNIOR, A.A. & GONÇALVES, F.A. 2009. Herpetofauna, Ponte de Pedra Hydroelectric Power plant states of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, Brazil. *Check List* 5(3):518-525.
- SILVA, F.R., GIBBS, J.P. & ROSSA-FERES, D.C. 2011. Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands* 31:1079-1087. <http://dx.doi.org/10.1007/s13157-011-0217-0>
- SILVEIRA, A.L. 2006. Anfíbios do município de João Pinheiro, uma área de Cerrado do noroeste de Minas Gerais, Brasil. *Arq. Mus. Nac.* 64(2):131-139.
- SISTEMA DE METEOROLOGIA E HIDROLOGIA DO ESTADO DE GOIÁS - SIMEGO. <http://www.simego.sectec.go.gov.br/simego/index.php> (último acesso em 12/02/2012).
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA - SBH. Brazilian amphibians – List of species. <http://www.sberpetologia.org.br> (último acesso em 15/12/2012).
- TOLEDO, L.F. & BATISTA, R.F. 2012. Integrative Study of Brazilian Anurans: Geographic Distribution, Size, Environment, Taxonomy, and Conservation. *Biotropica* 44(6):785-792. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00866.x>
- TRINDADE-FILHO, J., CARVALHO, R.A., BRITO, D. & LOYOLA, R.D. 2012. How does the inclusion of Data Deficient species change conservation priorities for amphibians in the Atlantic Forest? *Biodiv. Conserv.* 21(10):2709-2718. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0326-y>
- UETANABARO, M., SOUZA, F.L., LANDGREF FILHO, P., BEDA, A.F. & BRANDÃO, R.A. 2007. Anfíbios e répteis do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.* 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn01207032007> (último acesso em 13/02/2012)
- VASCONCELOS, T.S. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+bn01705022005> (último acesso em 13/02/2012)
- VAZ-SILVA, W., GUEDES, A.G., AZEVEDO-SILVA, P.L., GONTIJO, F.F., BARBOSA, R.S., ALOÍSIO, G.R. & OLIVEIRA, F.C.G. 2007. Herpetofauna, Espora hydroelectric power plant, state of Goiás, Brasil. *Check List* 3(4):338-345.
- VAZ-SILVA, W., VALDUJO, P.H. & POMBAL JUNIOR, J.P. 2012. New species of the *Rhinella crucifer* group (Anura, Bufonidae) from the Brazilian Cerrado. *Zootaxa* 3265:57-65.
- VALDUJO, P.H., RECODER, R.S., VASCONCELOS, M.M. & PORTELLA, A.S. 2009. Amphibia, Anura, São Desidério, western Bahia uplands, northeastern Brazil. *Check List* 5:903-911.
- VALDUJO, P.H., CAMACHO, A., RECODER, R.S., TEIXEIRA JUNIOR, M., GHELLERE, J.M.B., MOTT, T., NUNES, P.M.S., NOGUEIRA, C. & RODRIGUES, M.T. 2011. Anfíbios da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, região do Jalapão, Estados do Tocantins e Bahia. *Biota Neotrop.* 11(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn03511012011> (último acesso em 13/02/2012).
- VALDUJO, P.H., SILVANO, D.L., COLLI, G. & MARTINS, M. 2012. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical Hotspot. *South Am. J. Herpetol.* 7(2):63-78. <http://dx.doi.org/10.2994/057.007.0209>
- VAZ-SILVA, W., GUEDES, A.G., AZEVEDO-SILVA, P.L., GONTIJO, F.F., BARBOSA, R.S., ALOÍSIO, G.R. & OLIVEIRA, F.C.G. 2007. Herpetofauna, Espora hydroelectric power plant, state of Goiás, Brasil. *Check List* 3(4):338-345.

- VILLANUEVA, R.E. 2009. Apoio à elaboração do Plano de Manejo Participativo da Reserva Extrativista Lago do Cedro, GO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- VOS, C.C. & CHARDON, J.P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. J. Appl. Ecol. 35:44-56. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00284.x>
- WALTHER, B.A. & MORAND, S. 1998. Comparative performance of species richness estimation methods. Parasitology 116:395-405. PMID:9585941. <http://dx.doi.org/10.1017/S0031182097002230>
- WHITTAKER, R.J., ARAÚJO, M.B., PAUL, J., LADLE, R.J., WATSON, J.E.M. & WILLIS, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. Divers. Distri. 11:3-23. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>

Recebido em 28/08/2012

Versão reformulada recebida em 16/05/2013

Publicado em 03/05/2013

As abelhas do gênero *Xylocopa* Latreille (Xylocopini, Apidae) do Estado de São Paulo, Brasil

Paola Marchi^{1,2} & Isabel Alves-dos-Santos¹

¹Laboratório de Abelhas, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo – USP, CEP 05558-900, São Paulo, SP, Brasil

²Autor para correspondência: Paola Marchi, e-mail: pmarchi@usp.br

MARCHI, P. & ALVES-DOS-SANTOS, I. The bees of the genus *Xylocopa* Latreille (Xylocopini, Apidae) of São Paulo State, Brazil. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?identification-key+bn00913022013>

Abstract: This study contributes to the knowledge about the diversity of bees belonging to the genus *Xylocopa* Latreille, 1802 of the São Paulo State through a compilation of taxonomic and biological information. Identification keys are presented for the four subgenera (*Dasyxylocopa* Hurd & Moure, 1963; *Neoxylocopa* Michener, 1954; *Schonnherria* Lepeletier, 1841 and *Stenoxylocopa* Hurd & Moure, 1960) and for the 22 species recorded for the state, beyond the available data on its biology, plants visited and geographic occurrence.

Keywords: carpenter bees, floral sources, geographic records, Hymenoptera, taxonomy.

MARCHI, P. & ALVES-DOS-SANTOS, I. As abelhas do gênero *Xylocopa* Latreille (Xylocopini, Apidae) do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?identification-key+bn00913022013>

Resumo: Este estudo contribui para o conhecimento da diversidade das abelhas pertencentes ao gênero *Xylocopa* Latreille, 1802 do Estado de São Paulo através de uma compilação de informações taxonômicas e biológicas. São apresentadas chaves de identificação para os quatro subgêneros (*Dasyxylocopa* Hurd & Moure, 1963; *Neoxylocopa* Michener, 1954; *Schonnherria* Lepeletier, 1841 e *Stenoxylocopa* Hurd & Moure, 1960) e para as 22 espécies registradas para o Estado, além dos dados existentes sobre sua biologia, plantas visitadas e ocorrência geográfica.

Palavras-chave: mamangavas, fontes florais, registros geográficos, Hymenoptera, taxonomia.

Introdução

As abelhas do gênero *Xylocopa* Latreille, 1802, conhecidas como mamangavas, estão presentes na maioria dos continentes, predominantemente nos trópicos, subtropicos e nas áreas mais quentes das regiões temperadas (Hurd & Moure 1963). São conhecidas mais de 700 espécies, das quais 50 ocorrem no Brasil (Hurd 1978, Silveira et al. 2002, Moure 2008).

De acordo com Schrottky (1902) “a esse gênero pertencem as máximas abelhas”, pois são abelhas grandes e robustas. Como se trata do único gênero da tribo Xylocopini, os caracteres que definem tribo e gênero são os mesmos: a cabeça tão larga quanto o mesossoma, o clipeo praticamente plano, os escapos mais longos que o segundo e terceiro flagelômeros juntos, as asas anteriores com três células submarginais, estigma ausente, prestígia e célula marginal muito longos, porções distais das asas fortemente papiladas, metassoma alongado e achatado, entre outros (Silveira et al. 2002, Michener 2007).

A maioria das espécies é solitária ou facultativamente social e constrói ninhos em madeira morta, ramos ou em cavidades de bambu, frequentemente agregados (Hurd & Moure 1963, Sakagami & Laroca 1971, Camillo & Garófalo 1982, Camillo et al. 1986, Gerling et al. 1989, Marchi & Melo 2010, Pereira & Garófalo 2010). Algumas espécies também nidificam em escapos florais e outras partes vivas de árvores (Hurd 1978, Silveira 2002, Viana et al. 2002, Ramalho et al. 2004).

Essas abelhas exibem um comportamento generalista, visitam flores de diversas famílias botânicas e são capazes de vibrar, extraindo o pólen de flores com anteras poricidas como *Solanum*, *Cassia*, *Senna*, *Chamaecrista* e *Tibouchina* (Buchmann 1983). Podem atuar como polinizadoras efetivas de plantas nativas e de cultivos de interesse econômico. Destaca-se, por exemplo, o seu papel na polinização do maracujá devido a boa adequação de seu tamanho às flores de *Passiflora* (Nishida 1963, Ruggiero et al. 1976, Corbet & Willmer 1980, Gerling et al. 1989, Sazima & Sazima 1989, Varassin & Silva 1999, Camillo 2003, Melo et al. 2005, Silva et al. 2010).

Contudo, o conhecimento taxonômico das abelhas pertencentes ao gênero *Xylocopa* é essencial para os estudos relacionados à sua conservação e para o uso sustentável dos seus serviços de polinização.

O Estado de São Paulo, localizado no sudeste do Brasil, entre as regiões tropical e subtropical, apresenta uma grande diversidade topográfica e climática, que inclui áreas de transição de dois grandes biomas: Mata Atlântica e Cerrado, com distintos ecossistemas e enorme riqueza biológica.

Em relação às abelhas, no domínio da Mata Atlântica, no leste e sul do Estado, é possível encontrar espécies que jamais foram coletadas em levantamentos em outros domínios (Gonçalves & Brandão 2008), mas o conhecimento sobre a fauna de abelhas das regiões central e oeste de São Paulo é muito escasso (Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Este estudo apresenta informações taxonômicas sobre as espécies paulistas de *Xylocopa*, as quais estavam fragmentadas em trabalhos como o de Smith (1853, 1874), Schrottky (1902), Maild (1912), Cockerell (1912), Enderlein (1913), Moure (1949, 2008), Michener (1954), Hurd & Moure (1963), Hurd (1978), Pedro & Camargo (1999), Silveira et al. (2002), Schlindwein et al. (2003) e muitos levantamentos realizados no Estado. São apresentadas diagnoses com os principais caracteres que distinguem as espécies, chaves para identificação dos subgêneros e espécies de ocorrência conhecida no Estado, registros geográficos e aspectos da sua biologia para possibilitar sua identificação, uma vez que essas abelhas são frequentes nos estudos brasileiros.

Material e Métodos

Foram examinadas as abelhas depositadas nas seguintes instituições: Coleção Entomológica Paulo Nogueira Neto (CEPANN-IBUSP), Coleção Camargo, Departamento de Biologia da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, USP (RPSP), Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo (MZSP), que também forneceram os dados sobre a distribuição das espécies no Estado; foram também incluídos os registros de ocorrência em outras regiões compiladas de Hurd (1978) e Moure (2008), assim como o catálogo das espécies. As chaves de identificação foram baseadas no exame dos espécimes e informações obtidas em outros trabalhos conforme indicado no texto para cada uma das espécies. Chaves para fêmeas e machos foram elaboradas separadamente, exceto para o subgênero *Neoxylocopa*, cujos machos são muito semelhantes e não foi observado material suficiente para uma possível associação entre os sexos para todas as espécies, como espécimes coletados no mesmo ninho por exemplo. As informações sobre as visitas às flores são restritas ao Estado de São Paulo, obtidas em trabalhos de levantamentos regionais, estudos de polinização, informações de etiquetas dos exemplares examinados e de observações pessoais. As coordenadas geográficas aproximadas foram obtidas no sítio do IBGE, na internet e os mapas foram projetados no programa Arcview Gis (ESRI 2006). As imagens de alta resolução foram obtidas através do sistema Automontage Leica® M205C do Laboratório de Hymenoptera do MZSP, usando as lentes objetivas Planapo 2.0× e 1.0×, de acordo com o tamanho do indivíduo. Quando necessário, após a obtenção das imagens, foram feitos pequenos retoques para que os detalhes ficassem mais evidentes, e para uma melhor visualização do espécime como um todo, sempre mantendo o máximo de originalidade às imagens obtidas do Automontage. O programa utilizado para os retoques necessários foi o Adobe Photoshop CS5® da Microsoft. No texto e nas chaves foram utilizadas as abreviações: E (esterno) e T (tergo). O grádulo, segundo Hurd & Moure (1963), é uma linha transversal impressa, geralmente localizada ventralmente na parte exposta do tergo que está sempre presente em T1, nos demais tergos se localiza perto da base, na parte sobreposta pelo tergo anterior, sendo necessário expor esta área basal para determinar sua presença ou ausência.

Resultados e Discussão

O gênero *Xylocopa* é bem representado no Estado de São Paulo. Pedro & Camargo (1999) listaram 21 espécies e Moure (2008) registrou 20 espécies, pertencentes a cinco subgêneros. A partir da nova classificação subgenérica proposta por Minckley (1998), seguida por Silveira et al. (2002) e Michener (2007), o subgênero *Megaxylocopa* Olivier, 1789 foi incluído em *Neoxylocopa* e *Ioxylocopa* Hurd & Moure, 1963, em *Schonnherria*. Assim, neste estudo foram considerados os registros de ocorrência de 22 espécies e quatro subgêneros, sendo a maioria pertencente aos subgêneros *Neoxylocopa* e *Schonnherria* (Tabela 1).

As espécies mais coletadas depositadas nas coleções consultadas foram *X. (Neoxylocopa) frontalis* (Olivier, 1789), *X. (Neoxylocopa) brasiliatorum* (Linnaeus, 1767), *X. (Neoxylocopa) suspecta* Moure & Camargo, 1988 e *X. (Stenoxycopa) artifex* Smith, 1874.

Para justificar as diferenças entre o número de espécies mostrado na Tabela 1, um espécime coletado no município de Cajuru, presente na lista das abelhas que ocorrem no Estado de São Paulo por Pedro & Camargo (1999) foi equivocadamente identificado como *X. (Neoxylocopa) carbonaria* Smith, 1854. Neste estudo o mesmo foi examinado e identificado como *X. (Schonnherria) subcyanea* Pérez, 1901.

Tabela 1. Espécies de *Xylocopa* registradas para o Estado de São Paulo no presente estudo e outras compilações.**Table 1.** *Xylocopa* species recorded for the São Paulo State in the present study and other summaries.

Espécie	Pedro & Camargo (1999)	Moure (2008)	Este estudo
<i>Xylocopa (Dasyxylocopa) bimaculata</i> Friese, 1903	X	X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) augusti</i> Lepeletier, 1841	X	X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) brasiliatorum</i> (Linnaeus, 1767)	X	X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) carbonaria</i> Smith, 1854	X		
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis</i> (Olivier, 1789)	X	X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) grisescens</i> Lepeletier, 1841	X	X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) hirsutissima</i> Maidl, 1912	X	X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) ordinaria</i> Smith, 1874	X		X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) nigrocincta</i> Smith, 1854		X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) rotundiceps</i> Smith, 1874		X	X
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) suspecta</i> Moure & Camargo, 1988	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) chrysopoda</i> Schrottky, 1901	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) dimidiata</i> Latreille, 1809	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) macrops</i> Lepeletier, 1841	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) muscaria</i> (Fabricius, 1775)	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) pulchra</i> Smith, 1854	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) simillima</i> Smith, 1854	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) splendidula</i> Lepeletier, 1841	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) subcyanea</i> Pérez, 1901	X	X	X
<i>Xylocopa (Schonnherria) varians</i> Smith, 1874	X	X	X
<i>Xylocopa (Stenoxylocopa) artifex</i> Smith, 1874	X	X	X
<i>Xylocopa (Stenoxylocopa) nogueirai</i> Hurd Junior & Moure, 1960	X	X	X

Já as espécies do subgênero *Neoxylocopa*, *X. nigrocincta* Smith, 1854 (coletada em Jaboticabal) e *X. rotundiceps* Smith, 1879 (de Cajuru e Ribeirão Preto), também ausentes na lista de Pedro & Camargo (1999) foram examinadas e identificadas na coleção Camargo (RPSP, USP).

De acordo com Hurd (1978) e Silveira et al. (2002) o subgênero *Neoxylocopa* precisa urgentemente de uma revisão. Neste contexto estão as espécies *X. ordinaria* Smith, 1874 e *X. suspecta*, as quais são muito semelhantes morfológicamente e podem apresentar sobreposição geográfica.

***Xylocopa (Dasyxylocopa)* Hurd & Moure, 1963**

***Xylocopa (Dasyxylocopa) bimaculata* Friese, 1903**

Diagnose:

Este subgênero monotípico é semelhante ao subgênero *Schonnherria*, distinguindo-se deste pelos grádulos dos tergos: as fêmeas apresentam grádulo de T1, T3 e T4 e os machos, em T1 e de T3 a T5, enquanto que em *Schonnherria*, o grádulo é presente apenas em T1 nas fêmeas e nos machos, se presente, apenas em T1, e no caso de *X. chrysopoda* Schrottky, 1902, em T3 e T4. Além disso, é o único subgênero Neotropical com o corpo densamente piloso. Fêmeas com corpo de tamanho médio, um pouco alongado e robusto. Integumento preto e levemente metálico. Pilosidade preta e esbranquiçada na cabeça e mesossoma, preta no metassoma, com pelos amarelados nas laterais dos últimos tergos (T5 e T6). Os machos apresentam corpo pequeno, com manchas amareladas na mandíbula, labro, clipeo, áreas paraoculares e escapo. Pilosidade preta, com pelos amarelados na parte ventral do corpo, principalmente no mesossoma e lado externo dos tarsos, mais evidentes nos últimos tarsômeros (Hurd & Moure 1963). Espécie rara nas coleções consultadas.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (Goiás, Paraná, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Santa Catarina, **São Paulo**: Campos do Jordão) (Figura 1); PARAGUAI.

Notas biológicas:

Pouco se conhece sobre sua biologia. No Estado do Rio Grande do Sul, estas abelhas foram encontradas por Hoffmann (1995) visitando flores de *Phaseolus vulgaris* e Schlindwein et al. (2003) observou outras plantas visitadas por esta espécie, incluindo *Passiflora caerulea* (Passifloraceae). O comportamento territorial dos machos de *X. bimaculata* e suas secreções glandulares foram observados por Schlumpberger & Wittmann (2000). Em relação aos seus hábitos de nidificação nada se conhece.

Datas de coleta:

Fevereiro de 1964 (fêmea de Campos do Jordão).

***Xylocopa (Neoxylocopa)* Michener, 1954**

Diagnose:

Este subgênero contém abelhas de tamanho médio e grande, as fêmeas apresentam o integumento preto, às vezes com faixas ferrugíneas no metassoma, e nos machos, predominantemente amarelo ou alaranjado. Os machos das diferentes espécies são muito semelhantes, dificultando a associação entre os sexos, exceto quando são coletados no mesmo ninho. Nas fêmeas o ápice da mandíbula é bidentado, uma crista acompanha a sutura epistomal, as margens laterais do clipeo são elevadas e lisas, uma forte carena longitudinal mediana atravessa todos os esternos do metassoma.

É o subgênero mais diverso e amplamente distribuído nas Américas, contém 49 espécies (Moure 2008). No Brasil, Silveira et al. (2002) listaram 20 espécies, das quais 9 têm registro de ocorrência no Estado de São Paulo: *X. (Neoxylocopa) augusti* Lepeletier, 1841; *X. (Neoxylocopa) brasiliatorum* (Linnaeus, 1767); *X. (Neoxylocopa)*

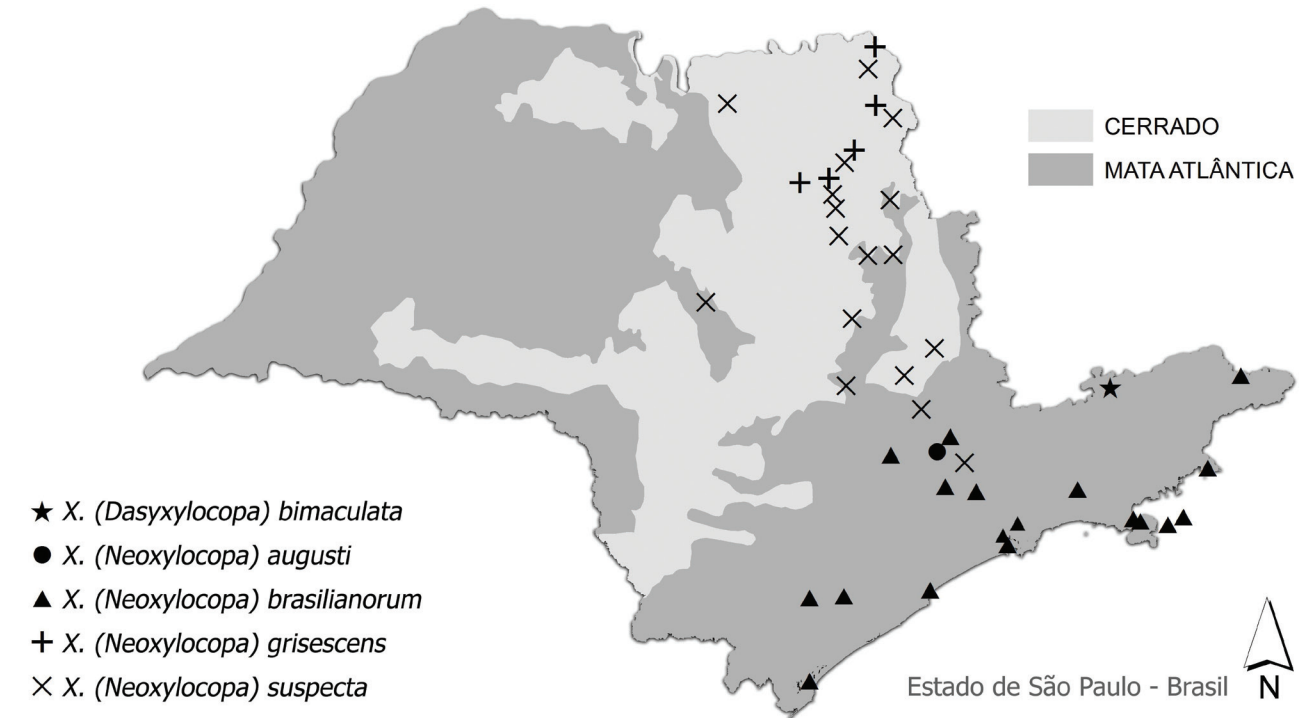


Figura 1. Registros de ocorrência das espécies de *Xylocopa* no Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 1. Records of occurrence of the species of *Xylocopa* in the São Paulo State, Brazil.

frontalis (Olivier, 1789); *X. (Neoxylocopa) grisescens* Lepeletier, 1841; *X. (Neoxylocopa) hirsutissima* Mäidl, 1912; *X. (Neoxylocopa) ordinaria* Smith, 1874; *X. (Neoxylocopa) nigrocincta* Smith, 1854; *X. (Neoxylocopa) rotundiceps* Smith, 1874; *X. (Neoxylocopa) suspecta* Moure & Camargo, 1988. Hurd (1978) e Silveira et al. (2002) apontaram a necessidade da realização de uma revisão deste subgênero.

Distribuição:

Região Neártica: MÉXICO; ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. **Região Neotropical:** ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Acre, Alagoas, Amapá, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Paraíba, Pará, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Rondônia, Santa Catarina, Sergipe, São Paulo*); CHILE; COLÔMBIA; COSTA RICA; CUBA; EQUADOR; GUADALUPE; GUATEMALA; GUIANA FRANCESA; GUIANA; HONDURAS; ILHAS GALÁPAGOS; ILHAS DO CARIBE; JAMAICA; MÉXICO; NICARAGUA; PANAMÁ; PARAGUAI; PERU; PORTO RICO; SURINAME; TRINIDAD E TOBAGO; URUGUAI; VENEZUELA. **Região Oriental:** HAVAI; ILHAS MARIANAS.

Xylocopa (Neoxylocopa) augusti Lepeletier, 1841

Diagnose:

Abelhas grandes, comprimento em torno de 27 mm. Fêmeas com integumento preto; pilosidade preta, metassoma com pelos ferrugíneos nas laterais a partir de T2 e no ápice. Asas com brilho metálico verde-azulado. Machos com comprimento entre 26 a 28 mm; com integumento ferrugíneo; pilosidade amarela, no metassoma mais densa que em *X. brasilianorum*, escondendo um pouco as faixas escuras do integumento e dois tufo de pelos na parte ventral da tibia posterior.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*Goiás, Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo*: Jundiá) (Figura 1); PARAGUAI; URUGUAI.

Notas biológicas:

As abelhas desta espécie nidificam em madeira morta ou em ramos secos de árvores vivas. De acordo com Hurd & Moure (1963), exibem certa preferência por mourões de cercas. Um ninho de *X. augusti* foi encontrado num mesmo tronco contendo ninhos ativos de *X. frontalis* e *X. hirsutissima* (Hurd & Moure 1961). Sakagami & Laroca (1971) descreveram a arquitetura dos ninhos desta espécie e observaram que as fêmeas fecham a entrada dos seus ninhos com seu metassoma quando perturbadas, assim como *X. frontalis* e *X. grisescens*. Existe registro de visita às flores de *Passiflora edulis* (Hurd 1978). No Rio Grande do Sul, estas abelhas foram encontradas visitando flores de *Phaseolus vulgaris* (Hoffmann 1995). Na Argentina, a partir de análise de pólen contido nos ninhos de *X. augusti*, Tellería (1999) observou que as fontes mais importantes deste recurso foram as plantas das seguintes famílias: Amaryllidaceae, Asteraceae, Caprifoliaceae, Fabaceae, Myrtaceae e Solanaceae. No entanto, para São Paulo não foi encontrado nenhum registro de visitas às flores.

Datas de coleta:

O único exemplar amostrado no Estado de São Paulo só apresentou dados sobre o local de coleta: Jundiá.

Xylocopa (Neoxylocopa) brasilianorum (Linnaeus, 1767)

Diagnose:

Xylocopa brasilianorum foi a primeira espécie de *Xylocopa* descrita do Novo Mundo, mas como sua descrição foi baseada em um macho, este nome foi incorretamente aplicado para várias espécies de *Neoxylocopa* com grande extensão geográfica. Essas abelhas possuem tamanho corporal em torno de 20 a 26 mm;

um dente interno na mandíbula. Fêmea com integumento preto; pilosidade preta; mesoscuto e T1 com pelos plumosos, T2 a T6 com pelos finos e longos no disco, mais densos nas laterais dos tergos. Asas transparentes, com brilho cúpreo-purpúreo, mais cúpreo no ápice. O macho é ferrugíneo; clipeo e parte dorsal do escapó amarelados; margem apical dos tergos fuscas; coxas e fêmures pretos. Um ginandromorfo de *X. brasilianorum*, apresentando os caracteres sexuais distribuídos pelo corpo em forma de mosaico foi descrito baseado em um espécime coletado em Jundiá, SP. (F. Vivallo & P. Marchi, dados não publicados).

Distribuição:

Região Neotropical: Brasil (*Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Santa Catarina, São Paulo*: Barueri, Campinas, Cubatão, Ilhabela (Bonete, Ilha de Vitória, Ilha dos Búzios), Itu, Jundiá, Juiquá, Paranapiacava, Peruíbe, Picinguaba, Salesópolis, São José do Barreiro, São Paulo, São Sebastião, São Vicente, Sete Barras) (Figura 1).

Notas biológicas:

Os ninhos desta espécie ocorrem em madeira morta. Uma descrição precisa da arquitetura do ninho foi apresentada por Sakagami & Laroca (1971). Em Morretes, Paraná, fêmeas de *X. brasilianorum* fundaram ninhos entre dezembro de 2006 e fevereiro de 2007. A maioria dos ninhos se encontrava na parte inferior do substrato e apresentaram o orifício de entrada em torno de 110 mm. Neste local, fêmeas de *X. frontalis* utilizaram o início de escavação de *X. brasilianorum*. Um dos ninhos foi fundado em um ramo seco de araucária próximo a uma agregação de ninhos de *X. frontalis*, sob um galpão na borda da mata. Durante a escavação do ninho, a fêmea de *X. brasilianorum* realizou poucos vôos, provavelmente para se alimentar, retornando ao ninho sem pólen no corpo. Duas semanas depois, estava a provisionando o ninho com pólen nas escopas e desidratando néctar na entrada do ninho. Durante a desidratação, o néctar observado no aparelho bucal da fêmea era mais denso, esbranquiçado e conspicuo (Marchi & Melo 2010). Varassin & Silva (1999) comentaram que esta espécie, além de coletar o néctar de *Passiflora alata*, coleta também o pólen através da vibração da musculatura das asas. Assim, a turgidez do néctar observada durante sua desidratação poderia estar relacionada com a presença de pólen. Em Guarapari, ES, estes autores observaram que essas abelhas iniciaram suas atividades em torno das 5:30 h. Schlindwein et al. (2003) observaram machos desta espécie nas margens da mata, realizando vôos rápidos em grandes faixas ou círculos, alternando com fases nas quais ficavam pairando no ar. No Estado do Rio Grande do Sul, esta espécie ocorreu exclusivamente na Mata Atlântica. Neste estudo, além das áreas de Mata Atlântica, existem registros de ocorrência desta espécie em áreas antropizadas da cidade de São Paulo.

Flores visitadas:

Thunbergia grandiflora (Acanthaceae), *Allamanda cathartica*, *A. schottii* (Apocynaceae), *Bidens segetum*, *Dahlia* sp., *Vernonia westiniana* (Asteraceae), *Cyrtanthus antisiphilitica*, *Handroanthus chrysotrichus*, *H. heptaphyllus*, *H. impetiginosus*, *H. umbellatus*, *Jacaranda puberula* (Bignoniaceae), *Cannavalia picta*, *Chamaecrista campestris*, *Crotalaria vitellina*, *Dioclea rufescens*, *Inga capitata*, *Poincianella pluviosa*, *Senna affinis*, *Senna bicapsularis*, *S. multijuga*, *Sophora tomentosa*, *Swartzia oblata*, *S. simplex*, *Vigna candida* (Fabaceae), *Behuria semiserrata*, *Miconia inaequalis*, *Tibouchina pulchra*, *T. scaberrima*, *sebastianopolitana* (Melastomataceae), *Campomanesia xanthocarpa*, *Myrcia glabra*, *M. pubipetala* (Myrtaceae), *Fuchsia regia* (Onagraceae), *Passiflora alata*, *P. actinia*, *P. amethystina*, *P.*

edulis, *P. miersii* (Passifloraceae), *Eriobotrya japonica* (Rosaceae), *Psychotria suterella*, *Psychotria suterella* (Rubiaceae), *Cupania oblongifolia* (Sapindaceae), *Solanum concinnum*, *S. inodorum* (Solanaceae), *Duranta erecta* (Verbenaceae), *Hemerocallis fulva* (Xanthorrhoeaceae) (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 1988, Ramalho 1995, Wilms 1995, Koschnitzke & Sazima 1997, Aguilar 1998, Bittencourt Junior 2003, Pinheiro & Sazima 2007, Brito et al. 2010, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. brasilianorum* foi coletada durante o ano, exceto no mês de julho.

Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis (Olivier, 1789)

Diagnose:

Abelhas grandes (cerca de 30 a 36 mm), fêmea com integumento preto, às vezes os três ou quatro primeiros tergos com faixas ferrugíneas; proeminências em frente a cada ocelo posterior; laterais do clipeo fortemente protuberantes; disco de T1 glabro. Asas fuscas com brilho azul escuro. Macho ferrugíneo com pilosidade amarelada, densa na cabeça, pernas, mesossoma e ápice do metassoma; mandíbulas, fêmures posteriores e margem dos tergos pretos. Asas amareladas com nervuras ferrugíneas, sem brilho azul. A associação entre os sexos é mais fácil devido ao seu grande porte. Um ginandromorfo de *X. frontalis*, apresentando os caracteres sexuais distribuídos pelo corpo em forma de mosaico foi descrito baseado em um espécime coletado em Corupá, SC. (F. Vivallo & P. Marchi, dados não publicados).

Distribuição:

Região Neártica: MÉXICO. Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Acre, Alagoas, Amapá, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Paraíba, Pará, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Santa Catarina, São Paulo*: Atibaia, Bauru, Bragança, Campinas, Cássia dos Coqueiros, Cajuru, Corumbataí, Cosmópolis, Franca, Guataporã, Guarulhos, Iguape, Ilhabela (Bonete, Cigarras, Ilha dos Búzios), Itapetininga, Itu, Jaboticabal, Jundiá, Luís Antônio, Picinguaba, Piracicaba, Ribeirão Preto, Rifaina, Rio Claro, Salesópolis, Santa Rita do Passa Quatro, São Carlos, São Paulo, São Sebastião, Sete Barras, Teodoro Sampaio, Ubatuba) (Figura 2); COLÔMBIA; COSTA RICA; EQUADOR; EL SALVADOR; GUIANA FRANCESA; GUATEMALA; GUIANA; HONDURAS; MÉXICO; NICARAGUA; PANAMÁ; PARAGUAI; PERU; TRINIDAD E TOBAGO; URUGUAI; VENEZUELA.

Notas biológicas:

Os ninhos naturais de *X. frontalis* foram descritos por vários autores (Hurd 1978, Hurd & Moure 1963, Sakagami & Laroca 1971). O hábito de nidificação e atividades sazonais dessas abelhas foram estudados no interior do Estado, região de Ribeirão Preto, onde esta espécie fundou ninhos durante todo o ano, com duas estações de maior frequência: dezembro a março e junho a setembro, ocorrendo duas ou mais gerações por ano (Camillo & Garófalo 1982, 1989, Camillo et al. 1986, Camillo 2003, Pereira & Garófalo 2010). Em Morretes, litoral do Paraná, esta espécie foi univoltina, com um período de maior frequência de fundação dos ninhos entre outubro e dezembro (Marchi & Melo 2010). Os machos permanecem nos ninhos após a emergência e podem ser observados realizando atividades semelhantes às das fêmeas guardas, muitas vezes sendo expulsos posteriormente dos ninhos em que nasceram. Quando capazes de voar e se alimentar, realizaram vôos de reconhecimento e ocupam ninhos abandonados (Pereira & Garófalo 2010). Esta espécie é abundante

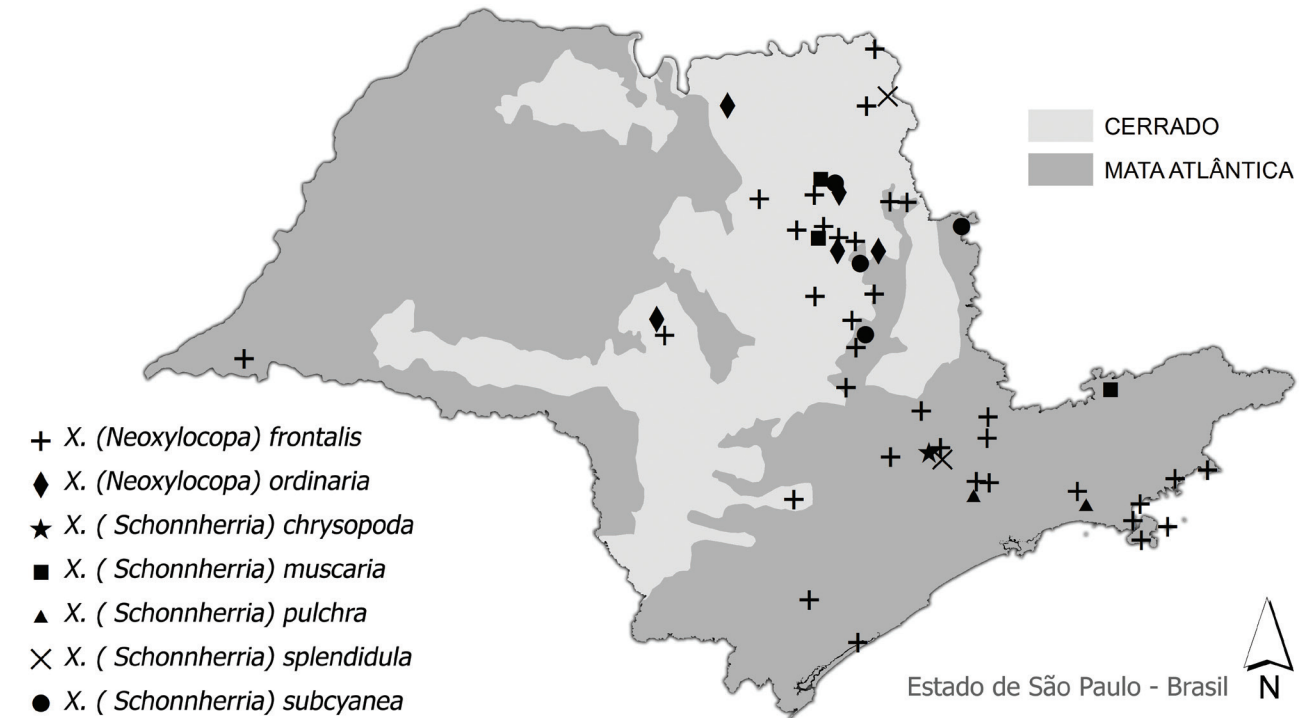


Figura 2. Registros de ocorrência das espécies de *Xylocopa* no Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 2. Records of occurrence of the species of *Xylocopa* in the São Paulo State, Brazil.

e apresenta ampla distribuição geográfica. É uma das principais polinizadoras de *Passiflora edulis* f. *flavicarpa* (maracujá-azedo) e *Passiflora alata* (maracujá-doce) (Passifloraceae) por seu grande porte e abundância nos cultivos. Essas abelhas geralmente nidificam e permanecem nas áreas agrícolas, entretanto parecem já ser insuficientes para garantir a polinização natural em áreas mais antropizadas de São Paulo e outros Estados brasileiros (Camillo 2003, Oliveira Filho & Freitas 2003). Visando a criação artificial de *X. frontalis*, Freitas & Oliveira Filho (2001) desenvolveram um modelo de ninho semelhante à colméia Langstroth para incrementar sua população em áreas agrícolas no Estado do Ceará. Colmos de bambu também estão sendo utilizados para a atração de fêmeas e manipulação dos ninhos (Marchi & Melo 2010, Pereira & Garófalo 2010).

Flores visitadas:

Odontonema strictum, *Thunbergia erecta*, *T. grandiflora* (Acanthaceae), *Allamanda blanchetii*, *A. cathartica* (Apocynaceae), *Schefflera vinosa* (Araliaceae), *Adenocalymma peregrinum*, *Amphilophium mansoanum*, *Cuspidaria pulchra*, *Handroanthus chrysotrichus*, *H. impetiginosus*, *H. roseo-albus* *Jacaranda mimosaeifolia*, *J. puberula*, *Tecoma stans* (Bignoniaceae), *Bixa orellana*, *Cochlospermum vitifolium* (Bixaceae), *Ceiba erianthos*, *Eriotheca candolleana* (Bombacaceae), *Cordia superba* (Boraginaceae), *Couepia grandiflora* (Chrysobalanaceae), *Kielmeyera coriacea* (Clusiaceae), *Dichorisandra thrysiflora* (Commelinaceae), *Cucurbita maxima*, *C. moschata* (Cucurbitaceae), *Andira anthelmia*, *Bauhinia variegata*, *Cannavalia picta*, *Cassia ferruginea*, *C. fistula*, *C. grandis*, *C. leptophylla*, *C. spectabilis*, *Centrolobium tomentosum*, *Chamaecrista debilis*, *C. ramosa*, *Crotalaria juncea*, *C. retusa*, *Delonix regia*, *Dioclea rufescens*, *D. violacea*, *Gliricidia sepium*, *Machaerium angustifolium*, *Peltophorum dubium*, *Periandra mediterranea*, *Poincianella pluviosa*, *Senna affinis*, *S. macranthera*, *S. multijuga*, *S. pendula*, *S. rugosa*, *Stryphnodendron polyphyllum*,

Swartzia oblata, *S. simple*, *Tipuana tipu*, *Vigna candida* (Fabaceae), *Ocimum selloi* (Lamiaceae), *Lagerstroemia speciosa*, *L. indica* (Lythraceae), *Abelmoschus esculentus*, *Ceiba erianthos*, *Eriotheca candolleana*, *Hibiscus rosa-sinensis* (Malvaceae), *Tibouchina pulchra* (Melastomataceae), *Eugenia brasiliensis*, *Psidium guajava* (Myrtaceae), *Ouratea spectabilis* (Ochnaceae), *Passiflora alata*, *P. actinia*, *P. edulis*, *P. gilbertii*, *P. nitida* (Passifloraceae), *Russelia equisetiformis* (Plantaginaceae), *Pentas lanceolata* (Rubiaceae), *Serjania gracilis*, *S. lethalis* (Sapindaceae), *Solanum lycocarpum*, *S. melongena*, *S. palinacanthum*, *S. paniculatum*, *S. variabile* (Solanaceae), *Duranta repens*, *Lantana fucata* (Verbenaceae) (Camargo & Mazucato 1984, Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 1988, Campos 1989, Ramalho 1995, Wilms 1995, Mateus 1998, Forni-Martins et al. 1998, Manente-Baestieri & Machado 1999, Vitali-Veiga et al. 1999, Dutra & Machado 2001, Almeida 2002, Malerbo-Souza et al. 2002, Pereira 2002, Agostini & Sazima 2003, Andena et al. 2005, Del Lama & Peruquetti 2006, Pinheiro & Sazima 2007, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. frontalis* foi coletada durante todo ano.

Xylocopa (*Neoxylocopa*) *grisescens* Lepeletier, 1841

Diagnose:

Esta espécie grande de *Xylocopa* (fêmeas em torno de 30 mm) é facilmente reconhecida pela densa pilosidade branca no mesossoma, o disco do mesoscuto glabro e a margem posterior do vértice com pelos brancos. Metassoma com pilosidade longa e densa. Asas marrom-escuras, com brilho verde-violáceo.

Distribuição:

Região Neotropical: BRASIL (*Alagoas*, *Amapá*, *Bahia*, *Ceará*, *Goiás*, *Maranhão*, *Mato Grosso*, *Minas Gerais*, *Paraíba*, *Pará*, *Pernambuco*, *Piauí*, *Rio Grande do Norte*, *Sergipe*, *São*

Paulo: Batatais, Franca, Ribeirão Preto, Rifaina, Sertãozinho) (Figura 1); PARAGUAI.

Notas biológicas:

O substrato e arquitetura de um ninho de *X. griseus* foram examinados por Sakagami & Laroca (1971) em um tronco de árvore muito apodrecido. Posteriormente, a biologia de nidificação foi acompanhada na região de Ribeirão Preto em outros estudos (Camillo & Garófalo 1982, 1989, Camillo et al. 1986, Camillo 2003, Pereira & Garófalo 2010). Enquanto *X. frontalis* apresenta uma maior frequência de vôos de forrageamento entre 13:00 e 14:00 horas, o pico de atividade desta espécie ocorre entre 17:00 e 18:00 horas, o que pode estar relacionado à disponibilidade de recursos florais. O comportamento de nidificação de *X. griseus* é semelhante ao de *X. frontalis*, ambas são bivalentes e estão entre os principais polinizadores dos cultivos de *Passiflora edulis* no noroeste do Estado. Visando sua utilização em programas de manejo para polinização, colmos de bambu foram utilizados como substrato alternativo para nidificação (Pereira & Garófalo 2010).

Flores visitadas:

Dichorisandra thrysiflora (Commelinaceae), *Acacia glomerosa*, *A. podalyriaefolia*, *Crotalaria juncea*, *C. striata*, *Delonix regia*, *Gliricidia sepium*, *Machaerium angustifolium*, *Poincianella pluviosa*, *Senna macranthera*, *S. rugosa*, *Tipuana tipu* (Fabaceae), *Lagerstroemia indica* (Lythraceae), *Tibouchina granulosa* (Melastomataceae), *Psidium guajava* (Myrtaceae), *Passiflora edulis*, *P. gilbertii*, *P. nitida* (Passifloraceae), *Duranta repens* (Verbenaceae) (Camargo & Mazucato 1984, Malerbo-Souza 2002, Pereira 2002, Camillo 2003, Del Lama & Peruquetti 2006).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. griseus* foi coletada nos meses de maio, junho, agosto, outubro e novembro.

***Xylocopa (Neoxylocopa) hirsutissima* Maidl, 1902**

Diagnose:

Fêmeas com comprimento total em torno de 22 mm. Esta espécie é reconhecida pelas fêmeas apresentarem densa pilosidade preta e plumosa no mesossoma, densa e longa no metassoma, pelos longos na face, vértice e genas. Asas escuras com brilho violáceo na metade basal e um pouco azulado e esverdeado no ápice.

Distribuição:

Região Neotropical: BOLÍVIA; BRASIL (Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Pará, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rondônia, **São Paulo:** Batatais, Cosmópolis, Luís Antônio, Pirassununga, Rio Claro, Santa Rita do Passa Quatro, São Carlos) (Figura 3); PARAGUAI.

Notas biológicas:

Um ninho desta espécie foi encontrado num mesmo tronco contendo ninhos ativos de *X. frontalis* e *X. augusti* (Hurd & Moure 1961). Sakagami & Laroca (1971) descreveram a arquitetura de seus ninhos, com diâmetro de entrada entre 14 e 15 mm. Velthuis & Camargo (1975a, b) observaram o comportamento de cópula de *X. hirsutissima*.

Flores visitadas:

Stilpnopappus speciosus (Asteraceae), *Couepia grandiflora* (Chrysobalanaceae), *Poincianella pluviosa*, *Senna affinis*, *Senna rugosa* (Fabaceae), *Serjania* sp. (Sapindaceae), *Hybanthus communis* (Violaceae) (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 1988, Aguilar 1998, Almeida 2002, Pedro 1992, Del Lama & Peruquetti 2006, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. hirsutissima* foi coletada nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril, junho, julho, setembro e dezembro.

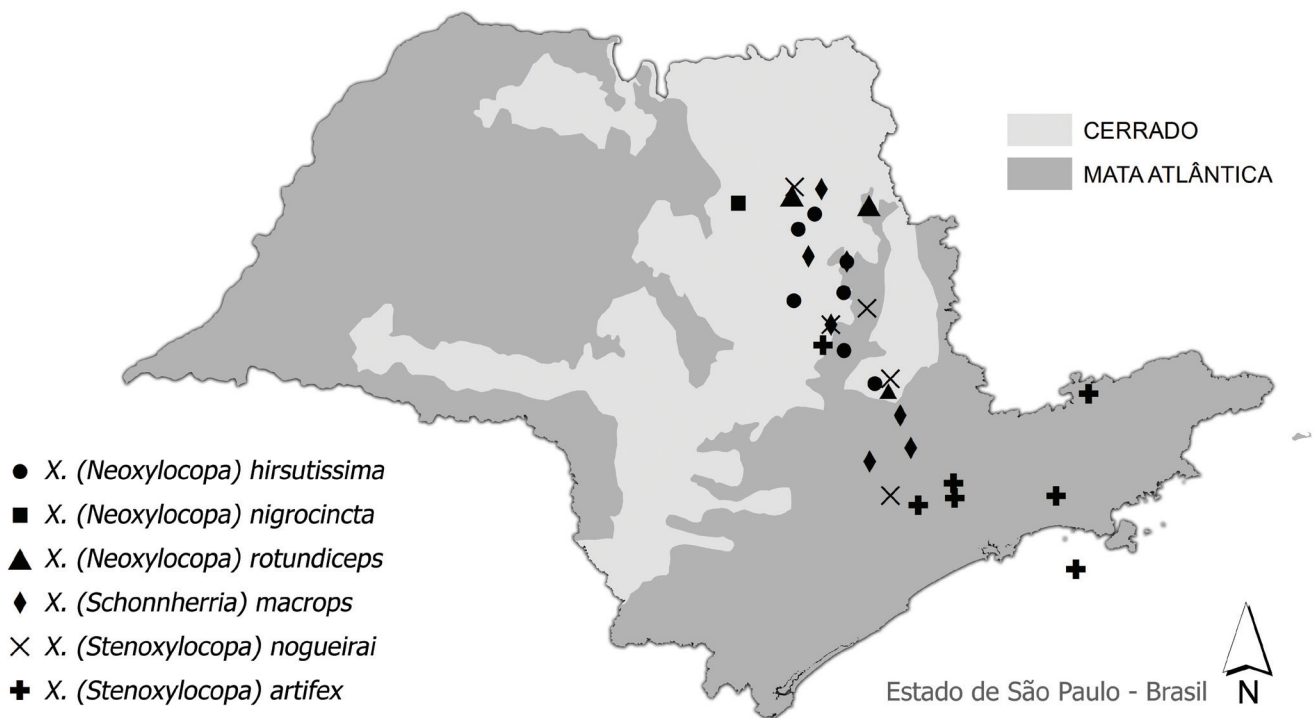


Figura 3. Registros de ocorrência das espécies de *Xylocopa* no Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 3. Records of occurrence of the species of *Xylocopa* in the São Paulo State, Brazil.

Xylocopa (Neoxylocopa) nigrocincta* Smith, 1854*Diagnose:**

Fêmea com cerca de 20 mm; cabeça e mesossoma pretos. Metassoma ferrugíneo e densamente pontuado, com faixa preta na margem apical dos tergos; T5 escurecido; T6 preto; laterais do metassoma com pelos pretos e densos. Asas ferrugíneas escuras, com forte brilho violáceo. Lucia et al. (2009) descreveram um ginandromorfo desta espécie a partir de um exemplar de Misiones, Argentina.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*Bahia, Espírito Santo, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Santa Catarina, São Paulo*: Jaboticabal) (Figura 3); PARAGUAI.

Notas biológicas:

Sakagami & Laroca (1971) descreveram a arquitetura de um ninho de *X. nigrocincta* do Paraguai, em madeira morta cujo diâmetro de entrada foi em torno de 12 mm. Wittmann & Scholz (1989) acompanharam os ninhos de *X. nigrocincta* em Porto Alegre, RS e observaram que, diferente dos machos de *X. frontalis*, *X. augusti* e *X. varians* que foram expulsos dos ninhos que nasceram e ocuparam ninhos abandonados, os machos de *X. nigrocincta* não deixaram seus ninhos e foram alimentados com néctar pelas fêmeas do seu ninho. Os mesmos desidrataram o néctar recebido na entrada destes ninhos antes de voar, aumentando a concentração de açúcar, diminuindo o excesso de água e prolongando seu tempo de voo no período de acasalamento. Hoffmann (1995) encontrou estas abelhas visitando flores de *Phaseolus vulgaris*.

Datas de coleta:

As duas fêmeas examinadas foram coletadas no mês de abril, em Jaboticabal.

Xylocopa (Neoxylocopa) ordinaria* Smith, 1874*Diagnose:**

Fêmeas com aproximadamente 20 mm; integumento preto; pilosidade preta; T1 com pilosidade plumosa, disco de T2 com pontuação densa e pelos sobrepassando o bordo dos pontos, contrastando com a margem lisa dos tergos. Asas com forte brilho violáceo, porém existe uma variação nesta coloração, podendo ser esverdeada na sua porção basal. Deste modo, esta espécie pode ser confundida com *X. suspecta*, muito semelhantes morfológicamente, e podem ocorrer nas mesmas áreas.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*Espírito Santo, Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, São Paulo*: Bauru, Jundiá, Luís Antônio, Monte Alegre, Ribeirão Preto, Santa Rita do Passa Quatro) (Figura 2); PERU.

Notas biológicas:

Essas abelhas são consideradas polinizadoras efetivas de *Passiflora alata* (Varassin & Silva 1999) e *Passiflora edulis* f. *flavicarpa* (Hoffmann et al. 2000, Benevides et al. 2009). Os hábitos de nidificação de *X. ordinaria* foram estudados em uma área de restinga no norte do Estado do Rio de Janeiro, onde esta espécie foi multivoltina, seus ninhos naturais apresentaram distribuição agregada, com diâmetros da entrada entre 13 e 15 mm. Além da arquitetura dos ninhos, os autores observaram as plantas visitadas e a presença do parasita *Cissites maculata* Swederus, 1787 (Meloidae, Coleoptera) (Bernardino & Gaglianone 2008).

Flores visitadas:

Amphilophium mansoanum (Bignoniaceae), *Chamaecrista debilis*, *C. desvauxii*, *Senna affinis*, *S. multijuga*, *S. pendula*, *S. rugosa* (Fabaceae), *Byrsonima intermedia* (Malpighiaceae), *Solanum inodorum*, *S. lycocarpum* (Solanaceae) (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 1988, Campos 1989, Albuquerque 2001, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. ordinaria* foi coletada nos meses de janeiro, fevereiro, março, agosto, setembro e dezembro.

Xylocopa (Neoxylocopa) rotundiceps* Smith, 1874*Diagnose:**

Fêmea com cerca de 22 mm; completamente preta; pilosidade preta, exceto a parte ventral dos tarsos anteriores ferrugínea; clipeo finamente pontuado e glabro na margem anterior; vértice pontuado; pilosidade mais densa na face, genas e mesossoma, sendo o disco do mesoscuto glabro; metassoma praticamente glabro, T1 com poucos pontos e pouquíssimos pelos apenas no bordo anterior, T2 e T3 com pontuação esparsa no disco, T4 a T6 mais densamente pontuado. Asas fuscas com fraco brilho azul. Pode ser confundida com *Xylocopa suspecta*, diferenciando-se desta por não apresentar pilosidade plumosa no disco de T1. O macho não foi observado.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*São Paulo*: Cajuru, Cosmópolis, Ribeirão Preto) (Figura 3); COLÔMBIA.

Flores visitadas:

Passiflora edulis (Passifloraceae) (P. Marchi & I. Alves-dos-Santos, dados não publicados).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, duas fêmeas de Cajuru examinadas na coleção RPSP foram coletadas nos meses de janeiro e uma fêmea de Ribeirão Preto, em abril. Recentemente foi coletada uma fêmea em Cosmópolis, em janeiro.

Xylocopa (Neoxylocopa) suspecta* Moure & Camargo, 1988*Diagnose:**

Fêmeas com cerca de 23 mm; integumento preto; pilosidade preta; T1 com pilosidade plumosa, disco de T2 com pontos esparsos e pelos curtíssimos, apenas sobressaindo os pontos de inserção, mais longos e densos nas laterais; nos demais tergos pelos um pouco mais longos, porém sempre mais curtos no meio dos tergos do que nas laterais. Asas escuras com forte brilho verde metálico, às vezes com brilho violáceo próximo à margem anterior. Devido à coloração esverdeada das asas, esta espécie já foi erroneamente identificada como *Xylocopa virescens* Lepeletier, 1841 (Schlindwein et al. 2003). Esta espécie é muito semelhante morfológicamente à *X. ordinaria*, principalmente porque existe uma variação na coloração do brilho das asas e ambas podem ocorrer nas mesmas áreas, mas podem ser distinguidas pela pilosidade de T2.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Bahia, Espírito Santo, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraíba, Pará, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, São Paulo*: Bariri, Batatais, Brodósqui, Cajuru, Campinas, Cosmópolis, Corumbataí, Luís Antônio, Mogi Mirim, Monte Alegre, Patrocínio Paulista, Pedregulho, Piracicaba, Ribeirão Preto, Rio Claro, Tambaú, Santa Rita do Passa Quatro) (Figura 1); PARAGUAI; URUGUAI.

Notas biológicas:

O hábito de nidificação de *X. suspecta* foi estudado na região de Ribeirão Preto (Camillo & Garófalo 1982, 1989, Camillo et al. 1986, Pereira 2002, Camillo 2003). Assim como para *X. griseus* e *X. frontalis*, as fêmeas de *X. suspecta* utilizam bambus além de madeira morta e seca, como substrato para nidificação, sem especificidade em relação ao substrato utilizado. O diâmetro da entrada dos ninhos variou de 10 a 12 mm (Camillo 2003, Pereira & Garófalo 2010).

Flores visitadas:

Baccharis punctulata, *Helianthus annuus* (Asteraceae), *Pyrostegia venusta*, *Tecoma stans* (Bignoniaceae), *Kielmeyera rubriflora* (Clusiaceae), *Couepia grandiflora* (Chrysobalanaceae), *Kielmeyera rubriflora* (Clusiaceae), *Acosmium subelegans*, *Bauhinia bongardii*, *B. rufa*, *Bowdichia virgilioides*, *Cannavalia parviflora*, *C. picta*, *Cassia spectabilis*, *Centrosema sagittatum*, *Chamaecrista debilis*, *C. desvauxii*, *Crotalaria retusa*, *C. striata*, *Dioclea rufescens*, *Machaerium angustifolium*, *Periandra mediterranea*, *Senna affinis*, *S. pendula*, *S. rugosa*, *Stryphnodendron polyphyllum* (Fabaceae), *Hyptis marruboides* (Lamiaceae), *Lagerstroemia speciosa* (Lythraceae), *Ouratea spectabilis* (Ochnaceae), *Oxalis physocalyx* (Oxalidaceae), *Passiflora edulis*, *P. miersii* (Passifloraceae), *Solanum lycocarpum*, *S. palinacanthum* (Solanaceae), *Styrax camporum* (Styracaceae), *Qualea multiflora* (Vochysiaceae) (Camargo & Mazucato 1984; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 1988, Campos 1989, Franco 1995, Koschnitzke & Sazima 1997, Mateus 1998, Manente-Baestieri & Machado 1999, Vitali-Veiga et al. 1999, Almeida 2002, Pedro 1992, Pinheiro-Machado 2002, Nascimento & Del-Claro 2007, Andena et al. 2005, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. suspecta* foi coletada durante o ano, exceto no mês de junho.

Xylocopa (Schonnherria)* Lepeletier, 1841*Diagnose:**

Este subgênero contém espécies de tamanho pequeno a médio, a maioria é metálica e difere de outros subgêneros por apresentarem grádulo apenas em T1 nas fêmeas e nos machos, se presente, apenas em T1; no caso de *X. chrysopoda*, em T3 e T4. As fêmeas possuem o escutelo não modificado, ou seja, inclinado e não elevado e geralmente apresentam algumas cerdas esbranquiçadas, principalmente no mesossoma e metassoma. Os machos apresentam o clipeo esbranquiçado ou amarelo, olhos convergentes acima, chegando a quase se encontrar no vértice e tarsos levemente dilatados. Ambos os sexos apresentam o metassoma alongado e achatado (Hurd & Moure 1963, Michener 1954, 2007). Contém 31 espécies (Moure 2008) e embora o espécie-tipo seja da região Neártica, este é o principal subgênero da região Neotropical. No Brasil, Silveira et al. (2002) listaram 19 espécies, das quais 9 ocorrem no Estado de São Paulo (incluindo *Ioxycopa* Hurd & Moure, 1963): *X. chrysopoda* Schrottky, 1901, *X. dimidiata* Latreille, 1809, *X. macrops* Lepeletier, 1841, *X. muscaria* (Fabricius, 1775), *X. pulchra* Smith, 1874, *X. simillima* Smith, 1854, *X. splendidula* Lepeletier, 1841, *X. subcyanea* Pérez, 1901, *X. varians* Smith, 1874.

Distribuição:

Região Neártica: MÉXICO; ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA; **Região Neotropical:** ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Acre, Alagoas, Amapá, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Paraíba, Pará, Pernambuco, Rio*

Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Rondônia, Santa Catarina, São Paulo); CHILE; COLÔMBIA; COSTA RICA; EQUADOR; EL SALVADOR; GUIANA FRANCESA; GUATEMALA; GUIANA; HONDURAS; JAMAICA; MÉXICO; NICARAGUA; PANAMÁ; PARAGUAI; PERU; SURINAME; TRINIDAD E TOBAGO; URUGUAI; VENEZUELA.

Xylocopa (Schonnherria) chrysopoda* Schrottky, 1901*Diagnose:**

Esta espécie pertencida ao subgênero monotípico *Ioxycopa*, que apresenta muitas características em comum com o subgênero *Schonnherria*, ao qual foi incluída recentemente. Só se conhece o macho, cujos caracteres estruturais indicam uma relação próxima à *Dasyxylocopa*. Corpo de tamanho médio, delgado e densamente piloso. Integumento preto; manchas amareladas na mandíbula, labro, clipeo, 2/3 inferiores da área paraocular, área supraclipeal e escapo; tergos levemente metálicos. Pilosidade amarela na face, T1, T7, parte ventral do corpo e fêmur posterior. O grádulo está presente em T1 e de T3 a T5, enquanto nas demais espécies de *Schonnherria*, se presente, apenas em T1. Asas acastanhadas e hialinas.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo: Jundiá*) (Figura 2).

Notas biológicas:

Nada se conhece sobre sua biologia. No Estado do Rio Grande do Sul, vários machos foram observados voando juntos em pequenas áreas ensolaradas na margem da mata em São Francisco de Paula (Schlindwein et al. 2003).

Datas de coleta:

O único exemplar amostrado no Estado de São Paulo só apresentou dados sobre o local de coleta: Jundiá.

Xylocopa (Schonnherria) dimidiata* Latreille, 1809*Diagnose:**

Em relação a outras espécies de *Schonnherria*, são abelhas maiores. Fêmeas com tamanho corporal em torno de 20 mm. Integumento preto e brilhante, a parte posterior do mesossoma e tergos verdes. Pilosidade preta em todo o corpo, longa e densa na face, clipeo, áreas paraoculares e vértice, curta e densa ao redor do disco do mesoscuto e alguns pelos longos no disco do escutelo, mais densos no bordo posterior. Genas com poucos pontos esparsos; T1 a T3 com pontos esparsos e pelos curtos no disco, um pouco mais longos e densos a partir de T4. Asas com brilho violeta. Os machos apresentam os olhos muito aproximados no vértice, o mesossoma e metassoma com brilho azul-esverdeado e pilosidade predominantemente preta, apenas T2, T3 e T4 com pilosidade amarelada. Asas posteriores acastanhadas, com fraco brilho violeta.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Amazonas, Mato Grosso, Pará, São Paulo*); CHILE; COLÔMBIA; PANAMÁ; PARAGUAI; PERU; SURINAME; VENEZUELA.

Datas de coleta:

Não foram observados exemplares amostrado no Estado de São Paulo. A diagnose dos machos foi elaborada com base na literatura.

Xylocopa (Schonnherria) macrops* Lepeletier, 1841*Diagnose:**

Fêmeas: abelhas médias, com integumento preto, com brilho azul pouco perceptível; pilosidade preta; genas com pontos

esparcos e poucos pelos pretos; disco do metassoma praticamente glabro, T1 com pelos esparcos na margem anterior; T5 e T6 com cerdas brancas nas laterais, E3 a E5 com pelos esbranquiçados nas laterais; tergos sem faixas integumentares ferrugíneas. Asas fuscas com brilho violeta. Machos com mancha branco-amarelada no labro, na face até as antenas, lado ventral do escapo, laterais de E3 a E5 com manchas triangulares da mesma cor. Face e genas com pilosidade branca, no vértice, preta. Tíbias anteriores, posteriores e tarsos anteriores com pilosidade branco-amarelada. Escutelo, faixa transversal de T1 e laterais do último tergo com pelos brancos. Metassoma com brilho azul ou verde, parte ventral azul, com pilosidade branca. Asas vítreas, amarelas nas pontas (Schrottky 1902). Assim como o macho de *X. dimidiata* e *X. muscaria*, o macho de *X. macrops* apresenta os olhos muito grandes, convergentes e separados dorsalmente por pequena área.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Pará, Pernambuco, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Rondônia, Santa Catarina, São Paulo*: Campinas, Corumbataí, Itu, Jundiá, Luís Antônio, Ribeirão Preto, Santa Rita do Passa Quatro) (Figura 3); COLÔMBIA; PARAGUAI; PERU.

Notas biológicas:

Conforme Schlindwein et al. (2003), foram observados ninhos de *X. macrops* em inflorescências de *Eryngium*. Existe registro do parasita *Physocephala testacea* (Conopidae, Diptera) criado no metassoma de *X. macrops* na Argentina (Hurd 1978).

Flores visitadas:

Cassia sp., *Chamaecrista debilis*, *C. desvauxii*, *Crotalaria brachycarpa*, *C. paulinia*, *C. striata*, *Gliciridia sepium*, *Machaerium angustifolium*, *Senna pendula*, *S. rugosa*, *Stryphnodendron polyphyllum*, (Fabaceae), *Byrsonima intermedia* (Malpighiaceae), *Styrax camporum* (Styracaceae), *Vochysia tucanorum* (Vochysiaceae) (Camargo & Mazucato 1984, Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 1988, Pinheiro-Machado 2002, Andena et al. 2005, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. macrops* foi coletada durante o ano, exceto no mês de junho.

Xylocopa (Schonherria) muscaria (Fabricius, 1775)

Diagnose:

Fêmeas pequenas; integumento preto azulado; pilosidade preta; nas genas, pilosidade branca e densa cobrindo todo o integumento. Metassoma com pelos brancos nas laterais de T5 e T6, E4 e E5 e pilosidade preta no ápice. Machos com olhos grandes, quase se encontrando no vértice, assim como *X. dimidiata* e *X. macrops*; labro e clipeo amarelados, áreas paraoculares com mancha amarelada até os soquetes antenais; pilosidade esbranquiçada nas genas, mesoscuto, pernas anteriores e posteriores, parte ventral e ápice do metassoma; T1 com pilosidade preta, T2 a T4 com pelos curtos nas laterais, T5 com pelos brancos e pretos e T6 com pelos brancos densos.

Distribuição:

Região Neártica: MÉXICO. **Região Neotropical:** BOLÍVIA; BRASIL (*Alagoas, Amapá, Amazonas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Paraná, Paraíba, Pará, Rio Grande do Norte, Rio de Janeiro, Rondônia, São Paulo*: Campos do Jordão, Luís Antônio, Ribeirão Preto) (Figura 2); COLÔMBIA; COSTA RICA; EQUADOR; EL SALVADOR; GUIANA FRANCESA; GUATEMALA;

GUIANA; HONDURAS; PANAMÁ; PARAGUAI; PERU; TRINIDAD E TOBAGO; VENEZUELA.

Notas biológicas:

Na Costa Rica, durante a estação chuvosa, Sage (1968) observou que *X. muscaria* iniciava suas atividades antes do sol nascer até as primeiras horas da manhã. Essas abelhas visitaram frequentemente as flores de *Solanum* sp. (Solanaceae), extraindo o pólen das anteras tubulares vibrando seu corpo. Os machos mostraram um comportamento territorial, como o patrulhamento e a agressividade em relação às fêmeas.

Flores visitadas:

Cassia sp., *Chamaecrista debilis* (Fabaceae), *Solanum lycocarpum* (Solanaceae) (Nascimento & Del-Claro 2007).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. muscaria* foi coletada nos meses de janeiro, fevereiro, setembro, novembro e dezembro.

Xylocopa (Schonherria) pulchra Smith, 1854

Diagnose:

Fêmeas pequenas com cabeça, mesossoma e pernas pretos; flagelo com a parte ventral ferrugínea; pernas anteriores pretas, tarsos posteriores com pilosidade preta e ferrugínea na parte interna, branca no lado externo e preta no ápice; basitarsos anterior e médio com pelos pretos; metassoma verde, brilhante e finamente pontuado; T2 a T5 com faixas largas de pelos amarelos, interrompidas ao meio, cobrindo quase toda a metade exposta dos tergos; disco dos tergos com cerdas pretas, com exceção das laterais de T1. Asas hialinas com venação ferrugínea.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo*: Salesópolis, São Paulo) (Figura 2); COLÔMBIA; PARAGUAI.

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. pulchra* foi coletada nos meses de agosto, setembro e novembro.

Xylocopa (Schonherria) simillima Smith, 1854

Diagnose:

Esta espécie se assemelha a uma pequena *X. frontalis*, ambas são pretas com os três tergos basais ferrugíneos e as margens apicais pretas (Smith 1874). Fêmeas com cabeça e mesossoma pretos, mesossoma liso e brilhante, com brilho violeta; metassoma com manchas acastanhadas; asas fuscas escurecidas, com brilho violeta; pernas pretas; T1 a T3 e, às vezes, a base de T4 castanhos, com uma faixa preta nas margens apicais. Esta espécie é semelhante a *X. nigrocincta*, pertencente ao subgênero *Neoxylocopa*, mas pode ser reconhecida pela carena longitudinal mediana ausente ou fracamente elevada na parte ventral do metassoma. O macho é desconhecido.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Acre, Amazonas, Minas Gerais, Paraná, Pará, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo*); PARAGUAI; PERÚ.

Datas de coleta:

Não foram observados exemplares amostrado no Estado de São Paulo.

Xylocopa (Schonherria) splendidula Lepeletier, 1841

Diagnose:

Fêmeas pequenas, com aproximadamente 16 mm, com integumento azul escuro; pilosidade preta; parte ventral do flagelo esbranquiçado; parte interna das pernas anteriores e

ápice das outras pernas ferrugíneos. Machos com integumento azul brilhante; clipeo e labro amarelos; parte ventral das antenas acastanhadas; mesossoma com pilosidade curta e esbranquiçada; T1 com pelos brancos e pretos. Asas hialinas, com o ápice amarelo escuro.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Espírito Santo, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, São Paulo*: Franca, Jundiá) (Figura 2); CHILE; PARAGUAI; PERÚ; URUGUAI.

Notas biológicas:

Schlindwein et al. (2003) observaram que *X. splendidula* nidifica em madeira morta e entrenós de bambu. No Chile esta espécie foi encontrada construindo ninhos em ramos vivos de *Acacia dealbata* e *Erythrina falcata* (Fabaceae) (Montalva et al. 2008).

Datas de coleta:

Não foram observados exemplares amostrado no Estado de São Paulo.

Xylocopa (Schonnherria) subcyanea Pérez, 1901

Diagnose:

Fêmeas com aproximadamente 14 mm; integumento preto na cabeça e mesossoma, azul esverdeado escuro no metassoma; margem dos esternos descolorida; tégulas pretas. Pontuação muito densa nas genas. Pilosidade preta, com alguns pelos dourados no labro, esbranquiçados nas laterais de T1 e pelos brancos nas laterais de E3 e E4. Pelos geralmente plumosos na cabeça, mesossoma e laterais de T5 e T6. Asas enfumadas, com fracos reflexos cobre-violeta; venação escura. Machos com coloração semelhantes à da fêmea, com manchas esbranquiçadas no labro, base das mandíbulas, clipeo, área supraclipeal, áreas paraoculares até a tangente superior dos ocelos posteriores; parte ventral do escapo e articulo basal do flagelo; parte ventral do flagelo amarela. Pilosidade preta na face, vértice, genas, pronoto, pelos esbranquiçados na margem anterior das tégulas, mesoscuto, mesepisternos, pernas, laterais de T1 e laterais de E3 a E5. Pontuação esparsa no clipeo, área supraclipeal e paraoculares. Vértice estreito, distância entre as órbitas com pouco mais de cinco diâmetros de um ocelo. Escapo ultrapassa a tangente dos ocelos.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Paraná, Pará, São Paulo*: Cajuru, Ribeirão Preto, Rio Claro, São José do Barreiro (Serra da Canastra), Santa Rita do Passa Quatro) (Figura 2); PARAGUAI; URUGUAI.

Notas biológicas:

As atividades junto à entrada dos ninhos de fêmeas e machos de *X. subcyanea* foram estudadas na restinga do litoral norte da Bahia. As atividades diárias dessas abelhas foram sincronizadas com os horários do nascer e pôr de sol e os machos exibiram um comportamento de territorialidade e agressividade em relação às fêmeas. A arquitetura dos ninhos foi semelhante à descrita para *X. frontalis* e *X. griseus* (Gimenes et al. 2006).

Flores visitadas:

Stachytarpheta dichotoma (Verbenaceae) (Camargo & Mazucato 1984).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. subcyanea* foi coletada nos meses de julho, outubro e dezembro.

Xylocopa (Schonnherria) varians Smith, 1874

Diagnose:

Fêmeas com integumento azul escuro, com brilho esverdeado, principalmente no metassoma. Pilosidade na face esbranquiçada; genas com pelos brancos e pretos mesclados; mesossoma com pilosidade quase toda preta (escutelo com pilosidade preta e branca, tarsos com pilosidade amarelada na parte ventral); tergos com pelos predominantemente pretos; parte ventral do metassoma com pilosidade esbranquiçada. Tégulas com coloração verde-escuro metálica (Schrottky 1902, Moure 1949). Machos com mancha amarelada na parte mediana das mandíbulas, labro, clipeo, área supraclipeal, áreas paraoculares até a tangente inferior ao ocelo médio, parte ventral do escapo e do articulo basal do flagelômero. Pilosidade esbranquiçada nas genas, mesoscuto, mesepisternos, escutelo, pernas, T1, laterais emargem posterior de T2 a T5. Ápice do metassoma com pelos pretos.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BOLÍVIA; BRASIL (*Amazonas, Espírito Santo, Mato Grosso, Paraná, Paraíba, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Rondônia, Santa Catarina, São Paulo*); PARAGUAI.

Notas biológicas:

Schlindwein et al. (2003) observaram que os machos de *X. varians* procuram ninhos abandonados na primeira saída dos ninhos que nasceram e permanecem neles durante todo o período de acasalamento, inclusive com outros machos.

Datas de coleta:

Não foram observados exemplares amostrado no Estado de São Paulo.

Xylocopa (Stenoxylocopa) Hurd & Moure, 1960

Diagnose:

As espécies deste subgênero são pequenas, alongadas e podem ser levemente metálicas. Diferem de outras *Xylocopa* por apresentarem o dente superior da mandíbula mais largo que o inferior, mas as mesmas podem ser confundidas superficialmente com fêmeas de algumas espécies do subgênero *Neoxylocopa*. O subgênero *Stenoxylocopa* contém seis espécies reconhecidas, três da América do Norte (*Xylocopa micheneri* Hurd, 1978, *X. decipiens* Hurd, 1978 e *X. strandi* Dusmet & Alonso, 1924) e quatro da América do Sul (*X. lehmanii* Friese, 1903 da Colômbia e Peru e *X. artifex* Smith, 1874 e *X. nogueirai* Hurd & Moure, 1960, que ocorrem no centro e sudeste do Brasil, incluindo o Estado de São Paulo). A espécie *X. ruficollis* Hurd & Moure, 1963, antes pertencente ao subgênero *Xylocopina* Latreille, 1802, tem registro para o Peru e Amazonas (Hurd 1978, Silveira et al. 2002, Moure 2008).

Notas biológicas:

As abelhas deste subgênero constroem seus ninhos em colmos mortos e eretos de bambu sob condições naturais. Como na maioria das espécies de *Xylocopa*, os caracteres evidentes estão associados à cópula ou à construção dos ninhos, assim essas abelhas apresentam o dente interno apical da mandíbula amplo e truncado, aparentemente ideal para raspar um orifício de entrada e, posteriormente, as paredes internas dos colmos (Hurd 1978). Entretanto, esta modificação da mandíbula não aparece em abelhas pertencentes ao subgênero oriental *Biluna* Maa, cujas espécies também nidificam em colmos de bambu (Hurd & Moure 1963). Os ninhos de *Xylocopa (Biluna) tranquebarorum* (Swederus, 1787) em colmos de bambu apresentam uma reentrância nas paredes internas, próxima à entrada do ninho, formada pela remoção de fragmentos utilizados para a construção dos tampões

(Maeta et al. 1985), assim como foi observado em ninhos de *X. frontalis* em colmos de bambu (Marchi & Melo 2010, Pereira & Garófalo 2010). Tais reentrâncias não foram encontradas em ninhos de *X. (Stenoxyclopa) artifex*. Esta diferença etológica entre os subgêneros *Stenoxyclopa* e *Biluna* também foi apontada por Sakagami & Laroca (1971).

Xylocopa (Stenoxyclopa) artifex Smith, 1874

Diagnose:

Fêmeas e machos foram descritos originalmente por Smith (1874) como espécies diferentes devido à diferença em sua coloração (*X. artifex*, a fêmea e *X. erratica*, o macho). A fêmea pode ser confundida com a fêmea de *X. (Neoxyclopa) brasilianorum*, da qual é distinguida pelo tamanho, *X. artifex* é menor (14 a 16 mm) que *X. brasilianorum* (24 a 25 mm) e pela presença de pelos simples em T1 em *X. artifex* e plumosos em *X. brasilianorum*. Fêmea e macho apresentam o vértice fortemente elevado acima de cada olho, distância órbito-occipital muito maior que a distância ocelo-orbital. Asas castanho-claras com brilho cúpreo. O macho apresenta o basitarso da perna posterior mais longo do que o da perna média.

Distribuição:

Região Neotropical: ARGENTINA; BRASIL (*Espírito Santo, Goiás, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Santa Catarina, São Paulo*: Campos do Jordão, Cotia, Ilha de Alcatrazes, Salesópolis, Rio Claro, São Paulo) (Figura 3); PARAGUAI; URUGUAI.

Notas biológicas:

Ninhos de *X. artifex* foram encontrados em colmos mortos ou vivos de bambu e outras plantas semelhantes como *Arundo donax*, *Bambusa*, *Chusquea bambusoides*, *Guadua* e *Merostachys clausenii* (Hurd & Moure 1960). Moure (1942) e Sakagami & Laroca (1971) apresentaram informações sobre os ninhos desta espécie, como o orifício de entrada do ninho, mais longo do que largo e sempre escavado na superfície dura do entre-nó, a reutilização de cavidades antigas, entre outras. Apesar de sua distribuição se sobrepor em parte a de *X. nogueirai*, não foi observada competição por locais para nidificação entre estas espécies (Hurd 1978), mas a reutilização do ninho de uma espécie por outra foi relatada por Hurd & Moure (1960) em que *X. artifex* utilizou ninhos de bambu de *X. nogueirai*. Nenhum parasita associado à espécie *X. nogueirai* foi encontrado em ninhos ou adultos de *X. artifex* (Hurd 1978).

Flores visitadas:

Tecoma stans (Bignoniaceae), *Salvia melissiflora* (Lamiaceae), *Abutilon macranthum* (Malvaceae), *Tibouchina adenostemon*, *T. sebastianopolitana* (Melastomataceae), *Fuchsia regia* (Onagraceae) (Schrottky 1902, Imperatriz-Fonseca et al. 2011).

Atividades sazonais:

Baseado nas datas de coletas de exemplares em museus, Hurd (1978) apresentou um padrão de atividades em que ambos os sexos foram ativos durante todo o ano na América do Sul, entretanto, foram mais abundantes nos meses de outubro a dezembro.

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. artifex* foi coletada nos meses de janeiro a abril e outubro a dezembro.

Xylocopa (Stenoxyclopa) nogueirai Hurd & Moure, 1960

Diagnose:

A fêmea de *X. nogueirai* se distingue de *X. artifex*, pois apresenta o vértice pouco elevado acima de cada olho, com a

distância órbito-occipital aproximadamente igual à distância ocelo-orbital, o clipeo mais curto medianamente que a distância clipeo-ocular e as asas castanho-escuras com brilho violáceos. O macho de *X. nogueirai* se distingue de *X. artifex*, pois apresenta o vértice menos elevado, assim como a fêmea, e o basitarso posterior aproximadamente igual em comprimento ao basitarso mediano.

Distribuição:

Região Neotropical: BRASIL (*Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, São Paulo*: Corumbataí, Cosmópolis, Pirassununga, Ribeirão Preto, São Roque) (Figura 3).

Notas biológicas:

Existe registro do parasita *Physocephala testacea* (Conopidae, Diptera) associado à *X. nogueirai* na Argentina, mas não há informações sobre especificidade deste parasita em relação à *Xylocopa* (Hurd 1978).

Flores visitadas:

Cosmos caudatus (Asteraceae), *Pyrostegia venusta*, *Tecoma stans* (Bignoniaceae), *Acosmium subelegans* (Fabaceae) (Camargo & Mazucato 1984, Almeida 2002).

Datas de coleta:

No Estado de São Paulo, *X. nogueirai* foi coletada nos meses de maio, junho, agosto, outubro e novembro.

Considerações finais

Embora o gênero *Xylocopa* seja bem representado no Estado de São Paulo, existe uma grande lacuna em relação às coletas dessas abelhas nas regiões central e oeste do Estado. Além disso, nada se conhece sobre a biologia de pelo menos a metade das 22 espécies descritas.

Este trabalho fornece informações taxonômicas dos subgêneros e espécies de *Xylocopa* que, embora regionais, contribuem para o seu conhecimento. Do mesmo modo, as informações sobre os locais de ocorrência, as espécies de plantas visitadas e sua sazonalidade podem dar pistas para auxiliar futuros estudos com novas informações biológicas ou biogeográficas dessas abelhas.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão da bolsa de Pós-Doutorado à primeira autora e auxílio financeiro (Processo: 08/54100-8). Aos Drs. Carlos Roberto Brandão e Rodrigo B. Gonçalves (Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, MZSP) e Dra. Sílvia R. M. Pedro (Coleção Camargo, FFCLRP-USP) pelo acesso ao material consultado; à Livia Pires do Prado pela obtenção das imagens (Laboratório de Hymenoptera, MZSP); à M. Sc. Mariana Taniguchi pela confecção das pranchas; ao M. Sc. André Luís Acosta (Laboratório de Abelhas, Universidade de São Paulo) pela confecção dos mapas; à Dra. Kelli S. Ramos (Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo) pela revisão minuciosa do manuscrito; à Prfa. Dra. Fátima R. N. Knoll (Depto. de Ciências Biológicas, UNESP) por disponibilizar os dados sobre as espécies de *Xylocopa* coletadas em Bauru e na Estação Ecológica da Juréia; à Profa. Dra. Maria Cristina Gaglianone (Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro) pelo incentivo; à profa. Dra. Danúncia Urban (Depto. de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná) e ao prof. Dr. Eduardo Andrade Botelho de Almeida (FFCLRP-USP) pela atenção e sugestões.

Referências Bibliográficas

- AGOSTINI, K. & SAZIMA, M. 2003. Plantas ornamentais e seus recursos para abelhas no campus da Universidade Estadual de Campinas, Estado de São Paulo, Brasil. *Bragantia* 62(3):335-343. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052003000300001>
- AGUILAR, J.B.V. 1998. A comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia, SP. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- ALMEIDA, D. 2002. Espécies de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e tipificação dos méis por elas produzidos em área de cerrado do município de Pirassununga, Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- ALBUQUERQUE, L.B. 2001. Polinização e dispersão de sementes em solanáceas neotropicais. Tese de doutorado, Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- ANDENA, S.E., BEGO, L.R. & MECHI, M.R. 2005. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. *Rev. Bras. Zootec.* 7:55-91.
- BENEVIDES, C.R., GAGLIANONE, M.C., HOFFMANN, M. 2009. Visitantes florais do maracujá-amarelo (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa*, Passifloraceae) em áreas de cultivo com diferentes proximidades a fragmentos florestais na região Norte Fluminense, RJ. *Rev. Bras. Entomol.* 53(3):415-421. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000300016>
- BERNARDINO, A.S. & GAGLIANONE, M.C. 2008. Nest distribution and nesting habits of *Xylocopa ordinaria* Smith (Hymenoptera, Apidae) in a restinga area in the northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 52:434-440. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262008000300017>
- BITTENCOURT JUNIOR, N.S. 2003. Auto-incompatibilidade de ação tardia e outros sistemas reprodutivos em Bignoniaceae. Tese de doutorado, Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BRITO, V.L.G., PINHEIRO, M. & SAZIMA, M. 2010. *Sophora tomentosa* e *Crotalaria vitellina* (Fabaceae): biologia reprodutiva e interações com abelhas na restinga de Ubatuba, São Paulo. *Biota Neotrop.* 10(1):185-192. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000100019>
- BUCHMANN, S.L. 1983. Buzz Pollination in Angiosperms. In *Handbook of experimental pollination biology* (B. Bentley & T. Elias, eds.). Columbia Univ. Press, New York, p.73-113.
- CAMARGO, J.M.F. & MAZUCATO, M. 1984. Inventário da apifauna e flora apícola de Ribeirão Preto, SP, Brasil. *Dusen* 14:55-87.
- CAMILLO, E. 2003. Polinização do Maracujá. Ribeirão Preto, Holos.
- CAMILLO, E. & GARÓFALO, C.A. 1982. On the bionomics of *Xylocopa frontalis* Oliver and *Xylocopa grisescens* (Lepeletier) in Southern Brazil. I - Nest construction and biological cycle. *Rev. Bras. Biol.* 42(3):571-582.
- CAMILLO, E. & GARÓFALO, C.A. 1989. Social organization in reactivated nests of three species of *Xylocopa* (Hymenoptera, Anthophoridae) in southeastern Brazil. *Insectes Soc.* 36(2):92-105. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02225905>
- CAMILLO, E., GARÓFALO, C.A. & MUCCILLO, G. 1986. On the bionomics of *Xylocopa suspecta* (Moure) in Southern Brazil: nest construction and biological cycle (Hymenoptera, Anthophoridae). *Rev. Bras. Biol.* 46(2):383-393.
- CAMPOS, M.J.O. 1989. Estudo das interações entre a comunidade de Apoidea, na procura de recursos alimentares e a vegetação de cerrado na reserva de Corumbataí-SP. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- COCKERELL, T.D.A. 1912. Descriptions and records of bees - XLVII. *Ann. Mag. Nat. Hist. Series* 8(10):484-494.
- CORBET, S.A. & WILLMER, P.G. 1980. Pollination of the yellow passion fruit: Nectar, pollen and carpenter bees. *J. Agr. Sci.* 95:655-666. <http://dx.doi.org/10.1017/S0021859600088055>
- DEL LAMA, M.A. & PERUQUETI, R.C. 2006. Mortalidade de abelhas visitantes de flores de *Caesalpinia peltophoroides* Benth (Leguminosae) no Estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Entomol.* 50(4):547-549. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262006000400017>
- DUTRA, J.C.S. & MACHADO, V.L.L. 2001. Entomofauna visitante de *Stenolobium stans* (Juss.) Seem (Bignoniaceae), durante seu período de floração. *Neotrop. Entomol.* 30(1):43-53. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2001000100008>
- ENDERLEIN, G. 1913. Zur Kenntnis der Xylocopen Südamerikas und übereinen Zwitter von *Xylocopa ordinaria*. *Arch. Naturgeschichte* (A) 79:156-170.
- ESRI, 2006. ArcMap 9.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- FORNI-MARTINS, E.R., MARQUES, M.C.M. & LEMES, M.R. 1998. Biologia floral e reprodução de *Solanum paniculatum* L. (Solanaceae) no Estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 21(2):117-124. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041998000200002>
- FRANCO, A.L.M. 1995. Pollination ecology and breeding systems of seven species of *Phaseoleae* (Fabaceae). Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- FREITAS, B.M. & OLIVEIRA FILHO, J.H. 2001. Criação racional de mamangavas para polinização em áreas agrícolas. Banco do Nordeste, Fortaleza.
- GERLING, D., VELTHUIS, W.H.D. & HEFETZ, A. 1989. Bionomics of the large carpenter bee of the genus *Xylocopa*. *Annu. Rev. Entomol.* 34:163-190. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.en.34.010189.001115>
- GIMENES, M., FIGUEIREDO, N.A. & SANTOS, A.H.P. 2006. Atividades relacionadas à construção e provisionamento de ninhos de *Xylocopa subcyanea* (Hymenoptera, Apidae) em uma área de restinga na Bahia, Brasil. *Iheringia, Ser. Zool.* 96(3):299-304. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212006000300005>
- GONÇALVES, R.B. & BRANDÃO, C.R.F. 2008. Diversidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae) ao longo de um gradiente latitudinal na Mata Atlântica. *Biota Neotrop.* 8:51-61. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000400004>
- GOTTSBERGER, G. & SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. 1988. Evolution of flower structures and pollination in Neotropical Cassiinae (Caesalpinaceae) species. *Phyton* 28:293-320.
- HOFFMANN, M. 1995. Abelhas nativas (Hymenoptera, Apoidea) numa área agrícola no Sul do Brasil e sua importância para a polinização de *Phaseolus vulgaris* (Leguminosae). *Iheringia, Ser. Zool.* 129:129-133.
- HOFFMANN, M., PEREIRA, T.N.S., MERCADANTE, M.B. & GOMES, A.R. 2000. Polinização de *Passiflora edulis* f. *flavicarpa* (Passifloraceae) por abelhas (Hymenoptera, Anthophoridae) em Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro. *Iheringia, Ser. Zool.* 89:149-152.
- HURD, P.D., Jr. 1978. An Annotated Catalog of the Carpenter Bees (Genus *Xylocopa* Latreille) of the Western Hemisphere (Hymenoptera: Anthophoridae). Smithsonian Institution Press, Washington. 106p.
- HURD, P.D., Jr. & MOURE, J.S. 1960. A New World subgenus of bamboo-nesting carpenter bees belonging to the genus *Xylocopa* Latreille (Hymenoptera: Apoidea). *Ann. Entomol. Soc. Am.* 63:809-821.
- HURD, P.D., Jr. & MOURE, J.S. 1961. Systematics of the carpenter bee types (genus *Xylocopa* Latreille) contained in the collections of the Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia," Buenos Aires (Hymenoptera: Apoidea). *J. Kans. Entomol. Soc.* 34:181-195.
- HURD, P.D., Jr. & MOURE, J.S. 1963. A classification of the large carpenter bees (Xylocopini) (Hymenoptera, Apoidea). *Univ. Calif. Publ. Entomol.* 29:1-365.
- IMPERATRIZ-FONSECA, V.L., ALVES-DOS-SANTOS, I., SANTOS-FILHO, P.S., ENGELS, W., RAMALHO, M., WILMS, W., AGUILAR, J.B.V., PINHEIRO-MACHADO, C.A., ALVES, D.A. & KLEINERT, A.M.P. Checklist das Abelhas e Plantas melitófilas no Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0321101a2011> (último acesso em 10/02/2011).

- KOSCHNITZKE, C. & SAZIMA, M. 1997. Biologia floral de cinco espécies de *Passiflora* L. (Passifloraceae) em mata semidecídua. Rev. Bras. Bot. 20: 19-126. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84041997000200002>
- LUCIA, M., ABRAHAMOVICH, A.H. & ALVAREZ, L.J. 2009. A gynandromorph of *Xylocopa nigrocincta* Smith (Hymenoptera: Apidae). Neotrop. Entomol. 38(1):155-157. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2009000100020>
- MAETA, Y., SAKAGAMI, S.F. & SHIOKAWA, M. 1985. Observations on a nest aggregation of the Taiwanese bamboo carpenter bee *Xylocopa (Biluna) tranquebarorum tranquebarorum* (Hymenoptera, Anthophoridae). J. Kans. Entomol. Soc. 58 (1):36-41.
- MAILD, F. 1912. Die Xylocopen (Holzbienen) des Wiener Hofmuseums: Ein Beitrag zu einer Monographie dieser Gattung. Ann. K. K. Naturh. Hofmus. Wien 26: 249-330.
- MALERBO-SOUSA, D.T., NOGUEIRA-COUTO, R.H. & TOLEDO, V.A.A. 2002. Insetos associados às flores de diferentes espécies de maracujá (*Passiflora* spp.). Acta Sci. 24(5):1269-1274.
- MANENTE-BAESTIERI, F.C.D.L. & MACHADO, V.L.L. 1999. Entomofauna visitante das flores de *Cassia spectabilis* (L.) DC. (Leguminosae). Ann. Soc. Entomol. Bras. 28(3):429-437. <http://dx.doi.org/10.1590/S0301-80591999000300007>
- MARCHI, P. & MELO, G.A.R. 2010. Biologia de nidificação de *Xylocopa (Neoxylocopa) frontalis* (Olivier) (Hymenoptera, Apidae, Xylocopini) em Morretes, Paraná. Oecologia 14(1):210-231. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.12>
- MATEUS, S. 1998. Abundância relativa, fenologia e visita às flores pelos Apoidea do cerrado da Estação Ecológica de Jataí - Luiz Antônio - SP. Dissertação de mestrado, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.
- MELO, G.A.R., VARASSIN, I.G., VIEIRA, A.O.S., MENESES, J.R., LÖWENBERG-NETO, P., BRESSAN, D.F., ELBL, P.M., OLIVEIRA, P.C., ZANON, M.M.F., ANDROCIOI, H.G., XIMENES, B.M.S., ALVES, D.S.M., CERVIGNE, N.S., PRADO, J. & IDE, A.K. 2005. Polinizadores de maracujás do Paraná. Subprojeto 02.02.89. Relatório Técnico. Probio Edital 02/2003. Uso sustentável e restauração da diversidade de polinizadores autóctones na agricultura e nos ecossistemas associados. MMA/CNPq/GEF/BIRD, Curitiba.
- MICHENER, C.D. 1954. Bees of Panamá. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 104:1-176.
- MICHENER, C.D. 2007. The bees of the world. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, London.
- MINCKLEY, R.L. 1998. A cladistic analysis and classification of the subgenera and genera of the large carpenter bees, tribe Xylocopini (Hymenoptera: Apidae). Sci. Pap. Nat. Hist. Mus. Univ. Kans. 9:1-47.
- MONTALVA, J., DUDLEY, L.S. & ARROYO, M.T.K. 2008. First record of *Xylocopa (Schonnherria) splendidula* Lepelletier 1841 (Hymenoptera: Apidae: Xylocopini) in the Mediterranean zone of Chile. Gayana (Concepc.) 72(2) http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-65382008000200012&lng=en&nrm=iso (último acesso em 23/02/2011).
- MOURE, J.S. 1942. Abelhas de Salobra (Hym. Apoidea). Pap. Av. II(21):291-321.
- MOURE, J.S. 1949. Notas sobre algumas abejas de Tacanas, Tucumán. Argentina, II (Hymenopt. Apoidea). Rev. Entomol. 20:437-460.
- MOURE, J.S. 2008. Xylocopini Latreille, 1802. In Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region (J. S. Moure, D. Urban & G. A. R. Melo, eds.). <http://www.moure.cria.org.br/catalogue> (último acesso em 26/06/2011).
- MOURE, J.S. & CAMARGO, J.M.F. 1988. Uma nova espécie de *Xylocopa (Neoxylocopa)* do Brasil (Hymenoptera, Apoidea). Rev. Bras. Entomol. 32(2):219-214.
- NASCIMENTO, E.A. & DEL-CLARO, K. 2007. Floral visitors of *Chamaecrista debilis* (Vogel) Irwin & Barneby (Fabaceae - Caesalpinioideae) at cerrado of Estação Ecológica de Jataí, São Paulo State, Brazil. Neotrop. Entomol. 36(4):619-624. PMID:17934632. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2007000400024>
- NISHIDA, T. 1963. Ecology of the pollinators of passion fruit. Honolulu. Tech. Bull. 55, University of Hawaii, Honolulu.
- OLIVEIRA FILHO, J.H. & FREITAS, B.M. 2003. Colonização e biologia reprodutiva de mamangavas (*Xylocopa frontalis*) em um modelo de ninho racional. Cienc. Rural 33(4):693-697. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782003000400017>
- PEDRO, S.R.M. & CAMARGO, J.M.F. 1999. Hymenoptera, Apiformes. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil, 5: Invertebrados terrestres (C.R.F. Brandão & E. M. Cancellato, eds.). FAPESP, São Paulo, p.193-211.
- PEDRO, S.R.M. 1992. Sobre as abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em um ecossistema de cerrado (Cajuru, NE do estado de São Paulo): composição, fenologia e visita às flores. Dissertação de mestrado. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.
- PEREIRA, M. 2002. Biologia de nidificação de *Xylocopa frontalis* e *Xylocopa griseus* (Hymenoptera, Apidae, Xylocopini) em ninhos-armadilha. Tese de doutorado, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto.
- PEREIRA, M. & GARÓFALO, C.A. 2010. Biologia da nidificação de *Xylocopa frontalis* e *Xylocopa griseus* (Hymenoptera, Apidae, Xylocopini) em ninhos-armadilha. Oecologia 14(1):193-209. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.11>
- PINHEIRO-MACHADO, C.A. 2002. Diversidade e conservação de Apoidea. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PINHEIRO, M. & SAZIMA, M. 2007. Visitantes florais e polinizadores de seis espécies arbóreas de Leguminosae melitófilas na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. Rev. Bras. Bioc. 5(1):447-449.
- RAMALHO, M. 1995. A diversidade de abelhas (Apoidea-Hymenoptera) em um remanescente de Floresta Atlântica, em São Paulo. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- RAMALHO, M., BATISTA, M.A. & SILVA, M. 2004. *Xylocopa (Monoxylocopa) abbreviata* Hurd & Moure (Hymenoptera: Apidae) e *Encholirium spectabile* (Bromeliaceae): uma associação estreita no semi-árido do Brasil tropical. Neotrop. Entomol. 33(4):417-425. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2004000400004>
- RUGGIERO, C., LAM-SANCHEZ, A. & BAZZATTO, D.A. 1976. Studies on natural and controlled pollination in yellow passion fruit (*Passiflora edulis* flavicarpa Deg.). Acta hort. 57:121-124.
- SAGE, R.D. 1968. Observations on feeding, nesting, and territorial behavior of carpenter bees genus *Xylocopa* in Costa Rica. Ann. Entomol. Soc. Am. 61(4):884-889.
- SAKAGAMI, S.F. & LAROCA, S. 1971. Observations on the bionomics of some Neotropical Xylocopini bees, with some comparative biofaunistic notes (Hymenoptera, Anthophoridae). J. Fac. Sci. Hokkaido U. 18:57-127.
- SAZIMA, I. & SAZIMA, M. 1989. Mamangavas e irapuás (Hymenoptera, Apoidea): visitas, interações e consequências para a polinização do maracujá (Passifloraceae). Rev. Bras. Entomol. 33(1):109-118.
- SCHLINDWEIN, C., SCHLUMBERGER, B., WITTMANN, D. & MOURE, J.S. 2003. O gênero *Xylocopa* Latreille no Rio Grande do Sul, Brasil (Hymenoptera, Anthophoridae). Rev. Bras. Entomol. 47(1):107-118. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262003000100016>
- SCHLUMBERGER, B.O. & WITTMANN, D. 2000. New odour glands in *Xylocopa* males (Hymenoptera: Apoidea: Anthophoridae). J. Hymenopt. Res. 9(2):363-369.
- SCHROTTKY, C. 1902. Ensaio sobre as abelhas solitárias do Brasil. Rev. Mus. Paulista 5:330-613.
- SILVA, C.I., BALLESTEROS, P.L.O., PALMERO, M.A., BAUERMANN, S.A., EVALDIT, A.C.P. & OLIVEIRA, P.E. 2010. Catálogo polínico - Palinologia aplicada em estudos de conservação de abelhas do gênero *Xylocopa* no Triângulo Mineiro. Editora da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.
- SILVEIRA, F.A. 2002. The bamboo-nesting carpenter bee, *Xylocopa (Stenoxylocopa) artifex* Smith (Hymenoptera: Apidae), also nesting fibrous branches of *Vellozia* (Velloziaceae). Lundiana 3(1):57-60.

- SILVEIRA, F.A.; MELO, G.A.R. & ALMEIDA, E.A.B. 2002. Abelhas brasileiras. Sistemática e identificação. Composição & Arte, Belo Horizonte.
- SMITH, F. 1853. Catalogue of hymenopterous insects in the collection of the British Museum. Part I. Andrenidae and Apidae. British Museum (Natural History), London.
- SMITH, F. 1874. Monograph of the genus *Xylocopa* Latr. Trans. Entomol. Soc. London 247-302.
- TELLERÍA, M.C. 1999. Pollen collected by *Xylocopa augusti* (Hymenoptera, Apidae) in the northwestern of the Buenos Aires province, Argentina. Darwiniana 37(3-4):253-258.
- VARASSIN, I.G. & SILVA, A.G. 1999. A melitofilia em *Passiflora alata* Dryander (Passifloraceae), em vegetação de restinga. Rodriguesia 50:5-17.
- VELTHUIS, H.H.W. & CAMARGO, J.M.F. 1975a. Observations on Male Territories in a Carpenter Bee, *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *hirsutissima* Maidl (Hymenoptera, Anthophoridae). Zeitsch. Tierpsychol. 38:409-418. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0310.1975.tb02013.x>
- VELTHUIS, H.H.W. & CAMARGO, J.M.F. 1975b. Further observations on the function of male territories in the carpenter bee, *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *hirsutissima* Maidl (Hymenoptera: Anthophoridae). Neth. J. Zool. 25:516-528. <http://dx.doi.org/10.1163/002829675X00092>
- VIANA, B.F., KLEINERT, A.M.P. & SILVA, F.O. 2002. Ecology of *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *cearensis* (Hymenoptera, Anthophoridae) in Abaeté sand dunes, Salvador, Bahia. Iheringia, Ser. Zool. 92(4):47-57.
- VITALI-VEIGA, M.J., DUTRA, J.C.S. & MACHADO, V.L.L. 1999. Visitantes florais de *Lagerstroemia speciosa* Pers: (Lythraceae). Rev. Bras. Zool. 16(2):397-407. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000200006>
- WILMS, W. 1995. Die Bienenfauna im Küstenregenwald Brasiliens und ihre Beziehungen zu Blütenpflanzen: Fallstudie Boracéia, São Paulo. Tese de doutorado, Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Tübingen, Alemanha.
- WITTMANN, D. & SCHOLZ, E. 1989. Nectar dehydration by male carpenter bees as preparation for mating flights. Behav. Ecol. Sociob. 25:387-391. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00300184>

Recebido em 21/09/2011

Versão reformulada recebida em 08/02/2013

Publicado em 17/04/2013

Chave para os subgêneros de *Xylocopa* presentes no Estado de São Paulo:

Fêmeas:

Modificada de Minckley 1998.

- 1- Carena longitudinal mediana fortemente elevada e contínua em todos os esternos (Figura 5 A); clipeo emoldurado por crista contínua (Figura 5b; 7e, h)..... 2
- Carena longitudinal mediana ausente ou parcialmente elevada em alguns esternos; clipeo sem crista ou emoldurado por crista descontínua (Figura 4)..... 3
- 2(1)- Dente superior da mandíbula tão largo quanto ou mais estreito que o inferior; margem dorsolateral do clipeo elevada em relação à área parocular adjacente (Figura 5b); margem de S1 inteira (reta); disco de T1 glabro ou com pelos plumosos..... *Neoxylocopa*
- Dente superior da mandíbula mais largo que o inferior; margem dorsolateral do clipeo não elevada em relação à área parocular (Figura 7e, h); margem de S1 encurvada medianamente; disco de T1 com pelos simples..... *Stenoxycopa*
- 3(1)- Ápice distal do escapo ultrapassa o nível superior dos olhos; comprimento do flagelo excede o do olho; clipeo mais longo que a metade da sua largura; comprimento mediano do clipeo tão longo quanto a distância entre o clipeo e o ocelo anterior (Figura 5a); grádulo presente em T3 e T4; integumento fracamente metálico (Figura 5b, c)..... *Dasyxylocopa*
- Ápice distal do escapo não ultrapassa ou ultrapassa pouco o nível da margem acima do olho; comprimento do flagelo aproximadamente igual ao do olho; clipeo mais curto que metade da sua largura; comprimento mediano do clipeo mais curto que a distância entre o clipeo e o ocelo anterior; grádulo ausente em T3 e T4; integumento quase sempre com brilho metálico (Figura 6a, b, f, k, l) *Schonnherria*

Machos:

Modificada de Minckley 1998.

- 1- Integumento predominantemente ferrugíneo ou amarelado; tégula ferrugínea; pilosidade ferrugínea ou amarelada *Neoxylocopa*
- Integumento predominantemente preto; tégula preta; pilosidade enegrecida a, às vezes em parte esbranquiçada ou amarelada 2
- 2(1)- Integumento sem brilho metálico; escapo preto sem lista amarela frontal; clipeo com mancha amarelada apenas nas laterais (Figura 7a, d)..... *Stenoxycopa*
- Integumento geralmente com brilho metálico; escapo preto com lista amarela frontal; clipeo com mancha amarelada na parte mediana e nas laterais ou totalmente amarelado (Figura 4f, 6c, d, e, i, m, n) 3
- 3(2)- Clipeo com mancha amarelada na parte mediana e nas laterais (Figura 4f); grádulo presente em T1 e de T3 a T5..... *Dasyxylocopa*
- Clipeo totalmente coberto com mancha amarelada (Figura 6c, d, e, i, m, n); grádulo ausente ou apenas em T1, se presente em T3 e T4, então o corpo sem brilho metálico (Figura 6h, i) *Schonnherria*

Chave para as espécies do subgênero *Neoxylocopa* do Estado de São Paulo:

Fêmeas:

Modificada de Schrottky 1902.

(Os machos da maioria das espécies não foram examinados, pois não foi possível associar os sexos das espécies deste subgênero).

- 1- Abelhas grandes, comprimento do corpo em torno de 30 a 36 mm; sem carena ou tubérculo frontal (entre as antenas); com proeminências acima de cada ocelo posterior; laterais do clipeo fortemente protuberantes (Figura 5b); às vezes com os três ou quatro primeiros tergos com faixas ferrugíneas *X. frontalis* (Olivier)
- Abelhas não maiores que 30 mm; com carena ou tubérculo frontal (entre as antenas); sem proeminências acima dos ocelos posteriores; margens laterais do clipeo não proeminentes 2
- 2- Integumento predominantemente preto, os três ou quatro primeiros tergos com faixas ferrugíneas (Figura 5c)..... *X. nigrocincta* Smith
- Integumento completamente preto 3
- 3- Abelhas grandes, comprimento do corpo em torno de 27 a 30 mm; pilosidade dorsal em parte esbranquiçada ou ferrugínea (Figura 5d, e) .. 4
- Abelhas com comprimento em torno de 20 a 26 mm; pilosidade completamente preta 5
- 4- Cabeça e mesossoma com pilosidade preta; metassoma com pelos ferrugíneos a partir das laterais de T2 (Figura 5e)..... *X. augusti* Lepeletier
- Vértice com pelos brancos; mesossoma com pilosidade esbranquiçada; metassoma com pelos pretos (Figura 5d)..... *X. grisescens* Lepeletier
- 5- Metassoma praticamente glabro, T1 com poucos pontos no disco e alguns pelos plumosos apenas no bordo anterior (Figura 5f) *X. rotundiceps* Smith
- T1 densamente coberto com pelos plumosos 6
- 6- Asas castanho-claras, quase transparentes, com brilho cúpreo-purpúreo; metassoma com pelos finos e longos, mais esparsos no disco dos tergos (Figura 5g)..... *X. brasiliatorum* (Linnaeus)
- Asas castanho-escuras, com brilho violáceo ou esverdeado; pelos curtos em T2, se longos, cerdosos e uniformes em todo o metassoma (Figura 5h, l) 7



Figura 4. *X. (Dasyxylocopa)*: (a, b, c) *X. bimaculata* (fêmea) vista frontal, lateral, dorsal; (d, e, f) *X. bimaculata* (macho) vista dorsal, lateral, frontal. Escala = 5,00 mm.

Figure 4. *X. (Dasyxylocopa)*: (a, b, c) *X. bimaculata* (female) front, lateral and dorsal view; (d, e, f) *X. bimaculata* (male) dorsal, lateral and frontal view. Scale = 5.00 mm.

- 7- Metassoma inteiramente cerdoso, com pelos longos e densos em todos os tergos (Figura 5h) *X. hisurtissima* Maidl
 - Disco de T2 e T3 com pilosidade curta, mais longa e densa nas laterais dos tergos (Figura 5i) **8**
8- Asas com forte brilho violáceo; região mediana do disco de T2 com pontuação densa; distância entre os pontos na igual ou menor que seu diâmetro; pelos sobrepessando o bordo dos pontos, contrastando com a margem lisa dos tergos (Figura 5i) *X. ordinaria* Smith
 - Asas com forte brilho verde metálico, às vezes com brilho violáceo próximo à base; região mediana do disco de T2 com pontuação moderadamente esparsa a esparsa; distância entre os pontos na maior que seu diâmetro; pelos curtíssimos no disco, mais densos nas laterais
X. suspecta Moure & Camargo



Figura 5. *X. (Neoxylocopa)*: (a) *X. frontalis* (fêmea) vista ventral; (b) *X. frontalis* (fêmea) vista frontal; (c) *X. nigrocincta* (fêmea) vista dorsal; (d) *X. grisescens* (fêmea) vista dorsal; (e) *X. augusti* (fêmea) vista dorsal; (f) *X. rotundiceps* (fêmea) vista dorsal; (g) *X. brasilianorum* (fêmea) vista dorsal; (h) *X. hirsutissima* (fêmea) vista lateral; (i) *X. ordinaria* (fêmea) vista dorsal. Escala = 5,00 mm, exceto para figura I = 2,00 mm.

Figure 5. *X. (Neoxylocopa)*: (a) *X. frontalis* (female) ventral view; (b) *X. frontalis* (female) front view; (c) *X. nigrocincta* (female) dorsal view; (d) *X. grisescens* (female) dorsal view; (e) *X. augusti* (female) dorsal view; (f) *X. rotundiceps* (female) dorsal view; (g) *X. brasilianorum* (female) dorsal view; (h) *X. hirsutissima* (female) lateral view; (i) *X. ordinaria* (female) dorsal view. Scale = 5.00 mm, except for figure I = 2.00 mm.

Chave para as espécies do subgênero *Schonnherria* do Estado de São Paulo:**Fêmeas:**

Modificada de Moure 1949.

(As fêmeas de *X. chrysopoda* não são conhecidas).

- 1-Basitarsos posteriores com pelos brancos ou amarelados na parte externa (Figura 6b)..... 2
 - Basitarsos posteriores com pelos pretos na parte externa (Figura 6k) 3
 2(1)- Integumento preto, tergos com faixas largas de cerdas amareladas, interrompidas ao meio (Figura 6b) *X. pulchra* Smith
 - Integumento esverdeado (principalmente no metassoma, pernas médias e posteriores); tergos sem faixas de cerdas ou muito estreitas e reduzidas às extremidades laterais *X. varians* Smith
 3(2)- Cabeça, principalmente a face e genas com pelos esbranquiçados (Figura 6k) *X. muscaria* (Fabricius)
 Cabeça apenas com pelos pretos..... 4
 4(3)- Abelhas menores, em torno de 14 mm; laterais de E3 e E4 com pelos brancos..... 5
 - Abelhas maiores, em torno de 20 mm; laterais de E3 e E4 sem pelos brancos..... 7
 5(4)- Genas com pontos esparsos e poucos pelos pretos; disco do metassoma praticamente glabro (Figura 6l)..... *X. macrops* Lepeletier
 - Genas com pontos densos, cobertas com pelos pretos; cerdas visíveis no disco do metassoma..... 6
 6(5)- Integumento predominantemente preto, azul esverdeado escuro no metassoma *X. subcyanea* Pérez
 Integumento azul intenso em todo o corpo (Figura 6a) *X. splendidula* Lepeletier
 7(4)- Integumento preto, tergos com faixas integumentares acastanhadas..... *X. simillima* Smith
 Integumento preto, parte posterior do mesossoma e metassoma esverdeado *X. dimidiata* Latreille

Machos:

(Os machos de *X. simillima* não são conhecidos, os machos de *X. pulchra* não foram examinados).

- 1- Olhos grandes e muito convergentes superiormente, quase se tocando no vértice (distância superior entre as órbitas aproximadamente igual ao diâmetro do ocelo) (Figura 6c, e)..... 2
 - Olhos mais afastados no vértice (distância superior entre as órbitas maior que o diâmetro do ocelo) (Figura 6d, i, m, n)..... 4
 2(1)- T1 com pilosidade esbranquiçada ou amarelada (Figura 6c)..... *X. macrops* Lepeletier
 - T1 com pilosidade preta..... 3
 3(1)- Pilosidade predominantemente preta na cabeça; laterais de T2 a T4 com pilosidade amarelada..... *X. dimidiata* Latreille
 - Pilosidade esbranquiçada nas genas e parte ventral do metassoma; T5 com pelos brancos e pretos e T6 com pelos brancos e densos (Figura 6e, g) *X. muscaria* (Fabricius)
 4(1)- Basitarsos posteriores com pelos esbranquiçados ou amarelados (Figura 6h) 5
 Basitarsos posteriores com pelos pretos (Figura 6j) 6
 5(4)- Integumento com brilho esverdeado; olhos levemente convergentes superiormente; mancha amarelada do clipeo até os ocelos posteriores (Figura 6n); margem posterior de T2 a T5 com pilosidade esbranquiçada; ápice do metassoma com pelos pretos *X. varians* Smith
 Integumento preto, levemente metálico; olhos fortemente convergentes superiormente; mancha amarelada do clipeo até os alvéolos antenais (Figura 6i); margem posterior de T2 a T6 com pilosidade preta; ápice do metassoma com pelos amarelados (Figura 6h) *X. chrysopoda* Schrottky
 6(4)- Integumento azul esverdeado escuro no metassoma (Figura 6m) *X. subcyanea* Pérez
 Integumento predominantemente azul (Figura 6d, j)..... *X. splendidula* Lepeletier

Chave para as espécies do subgênero *Stenoxycopa* do Estado de São Paulo:**Fêmeas e machos:**

Modificada de Hurd 1978.

- 1- Machos (face com manchas amarelas) (Figura 7a, d) 2
 Fêmeas (face totalmente preta, sem manchas) (Figura 7e, h)..... 3
 2(1)- Vértice fortemente elevado acima de cada olho; distância órbita-occipital muito maior que a distância ocelo-orbital; basitarso da perna posterior mais longo do que o da perna média (Figura 7a, b, c)..... *X. artifex* Smith
 - Vértice pouco elevado acima de cada olho; distância órbita-occipital aproximadamente igual à distância ocelo-orbital; basitarso da perna posterior aproximadamente igual em comprimento ao da perna média (Figura 7d) *X. nogueirai* Hurd & Moure
 3(1)- Vértice fortemente elevado acima de cada olho; distância órbita-occipital muito maior que a distância ocelo-orbital; clipeo mais longo medianamente que a distância clipeo-ocelar (Figura 7e); asas castanho-claras com brilho cúpreo (Figura 7f, g)..... *X. artifex* Smith
 - Vértice pouco elevado acima de cada olho; distância órbita-occipital aproximadamente igual à distância ocelo-orbital; clipeo mais curto medianamente que a distância clipeo-ocelar (Figura 7h); asas castanho-escuras com brilho violáceo (Figura 7i) *X. nogueirai* Hurd & Moure



Figura 6. *X. (Schonnherria)*: (a) *X. splendidula* (fêmea) vista dorsal; (b) *X. pulchra* (fêmea) vista lateral; (c) *X. macrops* (macho) vista frontal; (d) *X. splendidula* (macho) vista frontal; (e) *X. muscaria* (macho) vista frontal; (f) *X. simillima* (fêmea) vista dorsal; (g) *X. muscaria* (macho) vista lateral; (h, i) *X. chrysopoda* (macho) vista lateral, frontal; (j) *X. splendidula* (macho) vista lateral; (k) *X. muscaria* (fêmea) vista lateral; (l) *X. macrops* (fêmea) vista dorsal; (m) *X. subcyanea* (macho) vista frontal; (n) *X. varians* (macho) vista frontal. Escala para figuras a, b, c, f, g, h, j, k, l = 5,00 mm, figuras d, e, i, m, n = 2,00 mm.

Figure 6. *X. (Schonnherria)*: (a) *X. splendidula* (female) dorsal view; (b) *X. pulchra* (female) lateral view; (c) *X. macrops* (male) frontal view; (d) *X. splendidula* (male) frontal view; (e) *X. muscaria* (male) frontal view; (f) *X. simillima* (female) dorsal view; (g) *X. muscaria* (male) lateral view; (h, i) *X. chrysopoda* (male) lateral and front view; (j) *X. splendidula* (male) lateral view; (k) *X. muscaria* (female) lateral view; (l) *X. macrops* (female) dorsal view; (m) *X. subcyanea* (male) frontal view; (n) *X. varians* (male) frontal view. Scale for figures a, b, c, f, g, h, j, k, l = 5.00 mm, figures d, e, i, m, n = 2.00 mm.

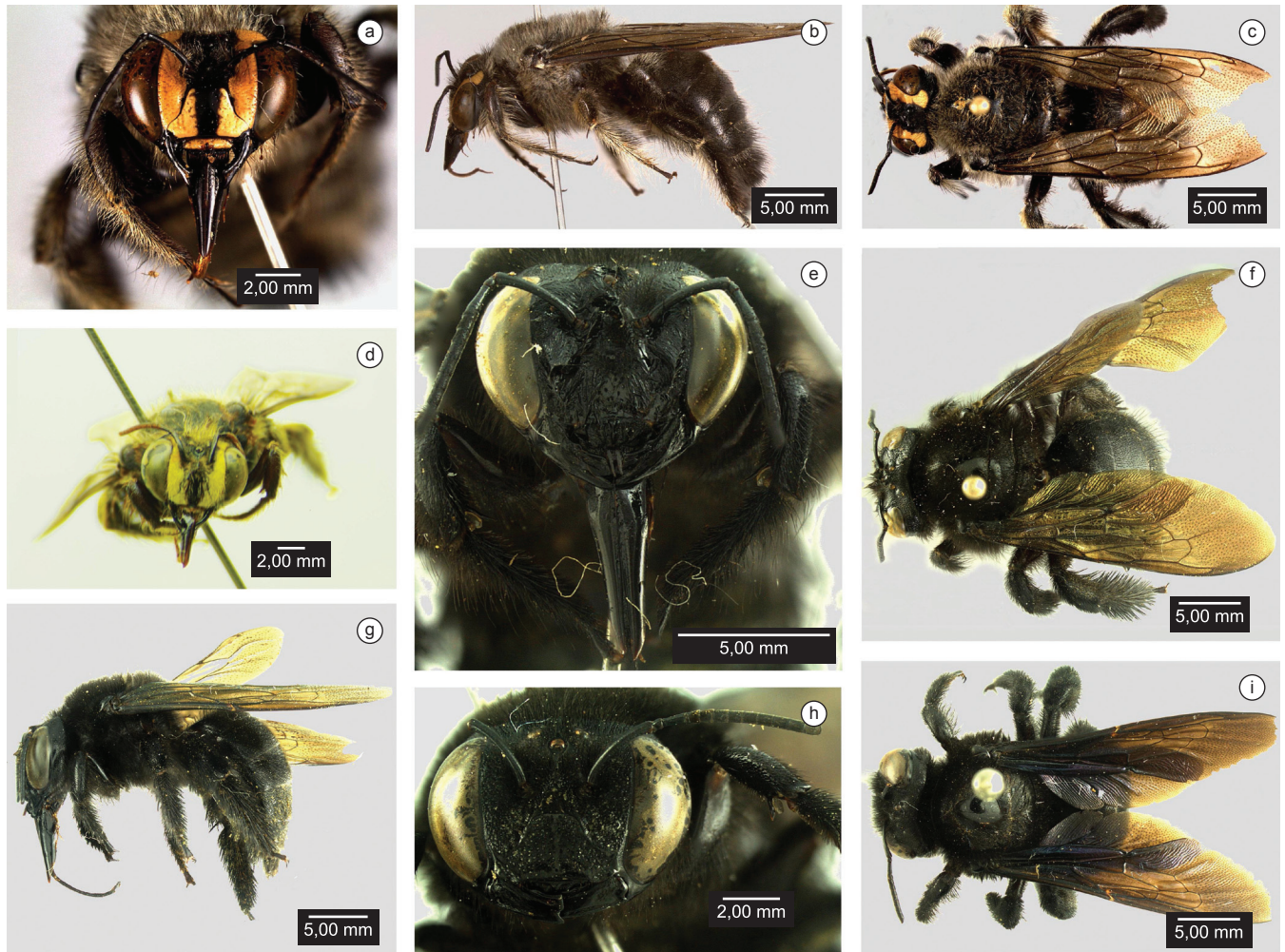


Figura 7. *X. (Stenoxycopa)*: (a, b, c) *X. artifex* (macho) vista frontal, lateral, dorsal; (d) *X. nogueirai* (macho) vista frontal; (e, f, g) *X. artifex* (fêmea) vista frontal, dorsal, lateral; (h, i) *X. nogueirai* (fêmea) vista frontal, dorsal. Escala para figuras b, c, e, f, g, i = 5,00 mm, figuras a, d, h = 2,00 mm.

Figure 7. *X. (Stenoxycopa)*: (a, b, c) *X. artifex* (male) frontal, lateral and dorsal view; (d) *X. nogueirai* (male) frontal view; (e, f, g) *X. artifex* (female) frontal, dorsal and lateral view; (h, i) *X. nogueirai* (female) frontal and dorsal view. Scale for figures b, c, e, f, g, i = 5.00 mm, figures a, d, h = 2.00 mm.

Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil

Anne Gomes Sacco¹, Fabiane Borba Bergmann² & Ana Maria Rui^{3,4}

¹Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, Centro de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, 9500, CP 15007, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil

²Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Av. Roraima, s/n, Camobi, CEP 97105-900, Santa Maria, RS, Brasil

³Departamento de Ecologia, Zoologia e Genética, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Pelotas – UFPel, CP 354, Campus Universitário Capão do Leão, CEP 96001-970, Pelotas, RS, Brasil

⁴Autor para correspondência: Ana Maria Rui, e-mail: ana.rui@ufpel.edu.br

SACCO, A.G., BERGMANN, F.B. & RUI, A.M. **Bird assemblages in the urban area in the city of Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn01113022013>

Abstract: Urbanization causes changes in the composition and diversity of biotic communities. The goals of this work are to present a list of bird species that use the urban area in the city of Pelotas (RS), in the southernmost end of Brazil, and to describe the bird assemblages structure underlining the richness, composition, and relative abundance of species and their seasonal variability. Data collection took place between October 2007 and September 2008, at 216 fixed points, distributed in groups of 6 equidistant points at each 200 meters in streets with varied levels of urbanization, sampled once a season. The observer stayed for 8 minutes at each point, resulting in a sampling effort of 28.8 hours each season and 115.2 hours during the year. A total of 9,595 contacts of 84 bird species were found, belonging to 34 families and 14 orders. In regard to relative abundance, 72 species presented less than 200 contacts; 7 presented between 200 and 1,000; and 4 presented over 1,000 contacts. The species with more than 1,000 contacts were *Furnarius rufus*, *Columba livia*, *Myiopsitta monachus*, and *Pitangus sulphuratus*, accounting for 5,136 contacts. In all 84 species, 67 were present in less than 20% of the sampled points; 7 were registered at between 20-40% and between 40-60% of the points; and 3 were sighted at between 80-100% of the observation points. Species with the highest frequency of occurrence were *P. sulphuratus*, *Passer domesticus*, and *F. rufus*. Total richness ranged from 55 species in the fall to 61 in the winter. Of the 84 species, 21 were present in 1 season, 17 in 2, 9 in 3, and 37 were present in all four seasons. The season with the highest relative abundance was spring, with 2,936 contacts; the one with the least abundance was autumn, with 2,149 contacts. The bird assemblages presented a representative richness relative to the region, though very few species are abundant and well distributed. Such pattern may be a reflection of the low quality and heterogeneity of the urban matrix, which has few parks and green areas, no reserves with native vegetation and lakes, and a low degree of tree coverage.

Keywords: relative abundance, Pampa Biome, richness, seasonality, urbanization.

SACCO, A.G., BERGMANN, F.B. & RUI, A.M. **Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn01113022013>

Resumo: A urbanização altera a composição e diversidade das comunidades bióticas. Os objetivos do trabalho são apresentar a lista de espécies de aves que utilizam a área urbana do município de Pelotas (RS), no extremo sul do Brasil, e descrever a estrutura da assembleia com ênfase na riqueza, composição e abundância relativa de espécies e suas variações sazonais. A coleta de dados ocorreu entre outubro de 2007 e setembro de 2008, em 216 pontos fixos de observação distribuídos em grupos de seis pontos em ruas com todos os graus de urbanização, que foram amostrados uma vez por estação. O observador permaneceu oito minutos em cada um dos pontos, o que resultou no esforço amostral de 28,8 horas em cada estação e 115,2 horas no ano. Foram registrados 9.595 contatos de 84 espécies de aves pertencentes a 34 famílias e 14 ordens. Quanto à abundância relativa, 72 espécies apresentaram menos de 200 contatos; sete apresentaram entre 200 e 1000; e quatro apresentaram mais de 1000 contatos. As espécies com mais de 1000 contatos foram *Furnarius rufus*, *Columba livia*, *Myiopsitta monachus* e *Pitangus sulphuratus*, totalizando 5136 contatos. Das 84 espécies, 67 estiveram presentes em menos do que 20% dos pontos amostrados; sete foram registradas entre 20 e 40% e entre 40 e 60% dos pontos; e três foram visualizadas entre 80 e 100% dos pontos. As espécies com maior frequência de ocorrência foram *P. sulphuratus*, *Passer domesticus* e *F. rufus*. A riqueza variou de 55 espécies, no outono, até 61, no inverno. Das 84 espécies, 21 estiveram presentes em uma estação, 17 em duas, nove em três e 37 estiveram presentes em todas as estações. A estação em que se obteve maior abundância relativa foi a primavera, com 2936 contatos, e a menor foi o outono, com 2149 contatos. A assembleia de aves apresentou riqueza representativa se comparada com a região, porém, poucas espécies são abundantes e bem distribuídas. Esse padrão pode ser reflexo da baixa qualidade e heterogeneidade da matriz urbana, que possui poucas praças e parques, não possui áreas de reserva de vegetação nativa e lagos e possui baixo grau de arborização.

Palavras-chave: abundância relativa, Bioma Pampa, riqueza, sazonalidade, urbanização.

Introdução

As cidades são habitats homogêneos e a urbanização é a atividade humana que promove a mais intensa homogeneização biótica (Blair 2001, McKinney 2006). A urbanização afeta a riqueza de espécies, que pode aumentar ou diminuir dependendo de variáveis como o grupo taxonômico, a escala espacial da análise e a intensidade da urbanização (McKinney 2008). McKinney (2008) revisou 105 estudos sobre o efeito da urbanização em espécies de mamíferos, répteis, anfíbios, invertebrados e plantas. Para todos os grupos, a riqueza de espécies tende a ser reduzida em áreas de extrema urbanização, porém, os efeitos de níveis moderados de urbanização variam significativamente entre grupos. Para as plantas, 65% dos trabalhos revisados tinham resultados que indicavam aumento de riqueza de espécies em áreas com urbanização moderada e apenas 12% dos trabalhos de vertebrados não voadores obtiveram os mesmos resultados.

O número de estudos que descrevem as respostas das aves à urbanização é grande e está aumentando (para uma revisão ver Chace & Walsh 2006), o que está relacionado a sua grande riqueza, abundância, diversidade morfológica e ecológica e ao fato de serem facilmente amostradas e monitoradas, já que em sua maioria podem ser identificadas por um observador bem treinado. Além disso, as aves são muito sensíveis às mudanças na estrutura e composição do habitat e, portanto, excelentes indicadores de mudanças e tensões no ecossistema urbano (Savard & Falls 1982, Clergeau et al. 1998).

Atualmente, quase a totalidade do conjunto de dados disponíveis sobre diversidade de aves em áreas urbanas e efeitos da urbanização é proveniente de trabalhos realizados em países da Europa e da América do Norte. Desta forma, as generalizações sobre o assunto foram baseadas na fauna de aves destas regiões do hemisfério norte. Chace & Walsh (2006) revisaram os efeitos da urbanização sobre populações e comunidades de aves nativas e compilaram os principais padrões. Segundo estes autores, as comunidades de aves urbanas em habitats distintos mostram diferenças mais profundas em áreas menos alteradas do que em áreas alteradas; a urbanização tende a favorecer espécies onívoras, granívoras e espécies que nidificam em cavidades; e a intensificação da urbanização aumenta a biomassa de aves e causa uma diminuição da riqueza. Clergeau et al. (2006) avaliou 19 cidades na Europa e constatou que o número total de espécies de aves decresce significativamente de áreas suburbanas e periurbanas para setores centrais destas cidades.

Foram registradas 1.832 espécies de aves no Brasil (Cômite Brasileiro de Registros Ornitológicos 2011). No Rio Grande do Sul (RS), ocorrem 661 espécies, sendo que este número deve crescer ao longo da próxima década (Bencke et al. 2010). A riqueza no Estado, segundo Belton (2004), resulta da heterogeneidade de habitats e de sua localização geográfica privilegiada, dentro da zona de transição entre as florestas brasileiras e as regiões de campos sulinos do continente americano.

No Brasil, a grande maioria dos estudos realizados em cidades contemplando aves foi executada em áreas verdes no interior da matriz urbana, em habitats como fragmentos florestais, parques, praças ou entorno de lagos. Entre estes estudos estão os de Matarazzo-Neuberger (1992, 1995), Monteiro & Brandão (1995), Alves & Pereira (1998), Borges & Guilherme (2000), Krügel & Anjos (2000), Franchin & Marçal-Júnior (2004), Silva & Blamires (2007) e Fuscaldi & Loures-Ribeiro (2008). No RS, também foram realizados alguns trabalhos nesse tipo de habitat, tal como os de Mendonça-Lima & Fontana (2000), Scherer et al. (2005), Silva (2006, 2007) e Paetzold & Querol (2008). Alguns estudos trataram mais especificamente da resposta da assembleia ou de algumas espécies de aves a urbanização: Rusczyk et al. (1987) analisaram os padrões de distribuição de

oito espécies no gradiente de urbanização em Porto Alegre, no Rio Grande do Sul; Amâncio et al. (2008) estudaram o potencial de *Columba livia* e *Pitangus sulphuratus* como indicadoras de qualidade ambiental na cidade de Uberlândia, em Minas Gerais; Fontana et al. (2011) avaliaram os padrões de riqueza e de densidade de espécies e as variáveis que afetam a assembleia de aves em Porto Alegre (RS); e Reis et al. (2012) abordaram a questão de como o processo de urbanização afeta a riqueza de espécies de aves em Palmas (TO), uma cidade no Cerrado do Brasil.

Antes da implementação de políticas de gestão para reduzir os impactos urbanos sobre as comunidades de aves é necessário a existência de estudo e conhecimento local, incluindo monitoramentos de longo prazo (Chace & Walsh 2006). Os dados disponibilizados neste estudo constituem a base para análises relacionando a estrutura da assembleia de aves com diferentes níveis de urbanização (espaço) e com alterações da qualidade da matriz urbana (tempo). Além disso, foram detectadas as espécies frequentes e abundantes na matriz urbana, que podem ser utilizadas para monitoramentos populacionais de longo prazo. No conjunto, os dados disponibilizados podem ser utilizados em projetos de planejamento urbano para manter espécies, controlar espécies e manter a diversidade de espécies de aves na matriz urbana.

Este trabalho tem como objetivos determinar a riqueza, composição e abundância relativa das espécies de aves na área urbana do município de Pelotas (RS), sul do Brasil, e avaliar as variações sazonais da assembleia.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi realizado na área urbana do município de Pelotas (31°46'19"S e 52°20'33"W), situado no RS, no extremo sul do Brasil (Figura 1). O município está localizado na região geomorfológica da Planície Costeira, à altitude de sete metros do nível do mar, às margens do Canal São Gonçalo, um canal navegável que liga as Lagoas dos Patos e Mirim, as maiores lagoas do Brasil. A população estimada é de 339.934 mil habitantes e a área que ocupa é de 1609 km² (Instituto... 2007). O município está inserido no Bioma Pampa, na fisionomia das Formações Pioneiras (vegetação com influência fluvial e/ou lacustre) recebendo influência, devido a sua proximidade, da fisionomia da Floresta Estacional Semidecidual, situada a oeste (Instituto... 1986). O clima de Pelotas, segundo o modelo de classificação climática de Köppen, é do tipo Cfa (Clima Temperado Úmido com Verão Quente). A média anual da temperatura é de 17,8 °C e a média da precipitação pluviométrica anual é de 1366,9 mm (Embrapa 2008). No período do estudo, a pluviosidade e as temperaturas médias estacionais foram respectivamente: 329,2 mm e 19,96 °C na primavera; 323,4 mm e 22,63 °C no verão; 321,9 mm e 15,03 °C no outono; e 392,2 mm e 14,06 °C no inverno (Embrapa 2008).

2. Metodologia

Para a avaliação da avifauna foi utilizado o método de contagem por pontos (baseado em Bibby et al. 1992). Foram marcados 216 pontos fixos de observação de aves distribuídos em grupos de seis pontos equidistantes cerca de 200 metros em ruas da malha urbana do município. A distribuição dos pontos foi feita em toda a malha urbana, havendo o cuidado para que todos os graus de urbanização e todos os tipos de habitats fossem amostrados, incluindo núcleo urbano, periferia do núcleo urbano e a área periurbana. A coleta de dados ocorreu durante doze meses, no período de outubro de 2007 a setembro de 2008. Foram amostrados 12 pontos por dia e 72 pontos por mês em seis diferentes dias de coleta de dados. Desta forma, todos

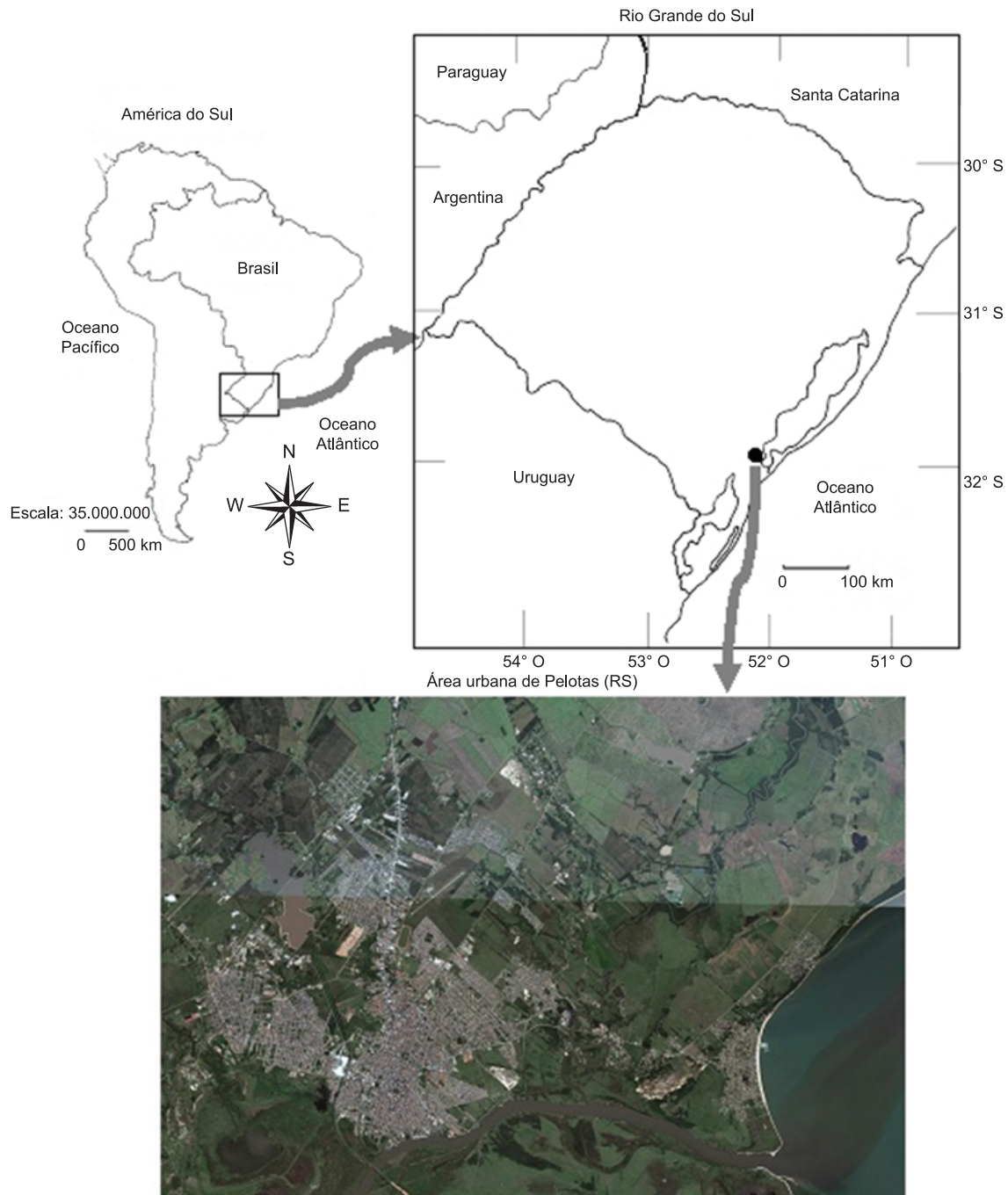


Figura 1. Localização do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil, e disposição da área urbana à margem da Lagoa dos Patos.

Figure 1. Location of the municipality of Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil, and disposition of the urban area outside the Lagoa dos Patos.

os 216 pontos foram amostrados a cada três meses, permitindo uma análise estacional. Todas as observações foram realizadas no turno da manhã, iniciando por volta de 30 minutos após o amanhecer. As amostragens foram realizadas sempre pelo mesmo observador (A.G. Sacco), que permanecia oito minutos em cada um dos pontos, o que resultou no esforço amostral de 28,8 horas em cada estação e 115,2 horas no ano. Os registros das aves foram visuais com auxílio de binóculo, sendo contabilizado o número de contatos com cada espécie em um raio de 50 metros em torno do observador. Foram consideradas as vocalizações somente nos casos em que o contato

visual com o indivíduo foi impossível e, nesse caso, foi contabilizado apenas um contato por espécie em cada ponto.

A assembleia de aves foi avaliada quanto à riqueza de espécies nas estações e no ano e foram calculadas a abundância relativa (AR) e a frequência de ocorrência (FO) anuais de cada espécie na amostra. A AR é a porcentagem de registros de ocorrência de uma espécie na amostra em relação ao número total de registros de ocorrência obtidos e a FO é a porcentagem do número de pontos em que cada espécie foi registrada em relação ao número total de pontos amostrados. Para verificar se o número de unidades amostrais foi suficiente para obter

uma amostragem significativa da riqueza na área, foi construída a curva de acumulação de espécies (rarefação baseada nas unidades amostrais) no software PAST (versão 2.09) (Hammer et al. 2001).

Os indivíduos de *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758) não foram contabilizados, já que esta é uma espécie extremamente abundante em ambiente urbano, o que torna difícil sua contagem exata. Porém, a espécie foi considerada para a análise de riqueza.

Resultados

Foram registrados 9.595 contatos de 84 espécies de aves pertencentes a 34 famílias e 14 ordens. A ordem dos Passeriformes foi dominante em relação ao número de espécies ($n=39$; 46,4%), sendo que as famílias mais representativas foram Tyrannidae ($n=8$; 9,5%), Emberezidae ($n=6$; 7,1%) e Icteridae ($n=6$; 7,1%). Já em relação às ordens Não-Passeriformes destacaram-se os Ciconiiformes ($n=9$; 10,7%), Charadriiformes ($n=7$; 8,3%) e Columbiformes ($n=6$; 7,1%) (Tabela 1). A curva de acumulação de espécies não atingiu a assíntota, o que indica que a riqueza é maior do que a que foi obtida. Porém, o esforço foi eficiente em obter uma amostragem significativa da riqueza de aves, pois com a metade do número de pontos já havia sido amostrado em torno de 85% do número total de espécies encontradas na área de estudo (Figura 2).

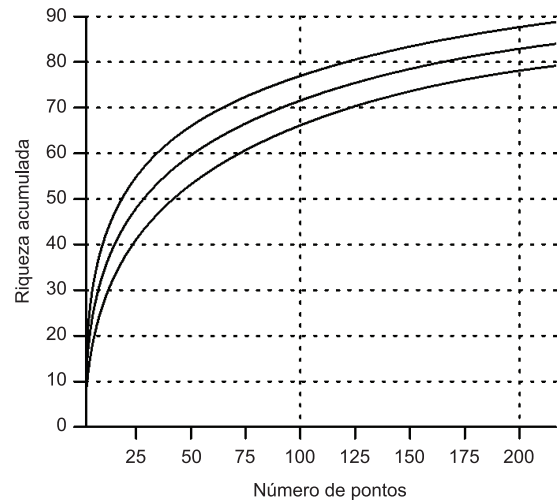


Figura 2. Curva de acumulação de espécies nos 216 pontos amostrais obtida de outubro de 2007 até setembro de 2008, em Pelotas (RS), Brasil.

Figure 2. Accumulation curve of species in 216 sampling points obtained from October 2007 until September 2008, in Pelotas (RS), Brazil.

Tabela 1. Lista das espécies de aves registradas de outubro de 2007 até setembro de 2008, na área urbana de Pelotas (RS), Brasil. Para cada espécie é informado o número de contatos nas estações e no ano, a abundância relativa (AR) e a frequência de ocorrência (FO) anuais. Nomenclatura e ordem taxonômica de acordo com Comitê Brasileiro de Registros Ornitológico (2011).

Table 1. Taxonomy list of bird species recorded from October 2007 until September 2008, in the urban area of Pelotas (RS), Brazil. For each species is reported the number of contacts in the seasons and year, the relative abundance (AR) and frequency of occurrence (FO) annually. Nomenclature and taxonomic order according to the Comitê Brasileiro de Registros Ornitológico (2011).

Espécies	Estações					AR (%)	FO (%)
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Total Anual		
Anseriformes							
Anhimidae							
<i>Chauna torquata</i> (Oken, 1816)	0	3	2	0	5	0,05	0,9
Anatidae							
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	21	0	0	2	23	0,24	1,4
<i>Anas flavirostris</i> (Vieillot, 1816)	0	0	0	3	3	0,03	0,9
<i>Anas versicolor</i> (Vieillot, 1816)	3	10	0	0	13	0,13	1,8
Pelecaniformes							
Phalacrocoracidae							
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	0	0	0	3	3	0,03	0,5
Ciconiiformes							
Ardeidae							
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	0	18	0	0	18	0,19	1,4
<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)	0	1	0	0	1	0,01	0,5
<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	19	5	4	16	44	0,46	7,4
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	10	6	3	7	26	0,27	5,5
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	9	1	3	19	32	0,33	5,1
Threskionithidae							
<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)	16	7	0	84	107	1,11	6,5
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	3	37	2	14	56	0,58	4,2
Ciconiidae							
<i>Ciconia maguari</i> (Gmelin, 1789)	1	0	0	0	1	0,01	0,9
<i>Mycteria americana</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	0	0	3	0,03	0,5
Cathartiformes							
Cathartidae							
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	13	1	4	0	18	0,18	5,6
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	2	0	0	2	4	0,04	0,9

X: Valores não quantificados

Tabela 1. Continuação...

Espécies	Estações					AR (%)	FO (%)
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Total Anual		
Falconiformes							
Accipitridae							
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	0	1	3	0	4	0,04	0,9
Falconidae							
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	7	7	2	8	24	0,25	8,3
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	0	0	2	2	4	0,04	1,8
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)	6	3	3	9	21	0,22	6,5
<i>Falco sparverius</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	1	3	0,03	1,4
Gruiformes							
Rallidae							
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	0	2	0	3	5	0,05	3,2
Charadriiformes							
Charadriidae							
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	116	82	104	123	425	4,43	31,9
Recurvirostridae							
<i>Himantopus melanurus</i> (Vieillot, 1817)	0	22	0	0	22	0,23	0,9
Jacanidae							
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	4	7	1	4	16	0,17	3,7
Laridae							
<i>Chroicocephalus maculipennis</i> (Lichtenstein, 1823)	0	0	0	94	94	0,98	8,8
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> (Vieillot, 1818)	28	2	6	39	75	0,78	3,2
Sternidae							
<i>Phaetusa simplex</i> (Gmelin, 1789)	0	0	0	28	28	0,29	4,2
<i>Sterna trudeaui</i> (Audubon, 1838)	0	0	3	2	5	0,05	1,8
Columbiformes							
Columbidae							
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	20	70	37	39	166	1,73	36,1
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	57	97	122	69	345	3,59	54,2
<i>Columba livia</i> (Gmelin, 1789)	353	278	320	225	1.176	12,26	58,8
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	0	0	1	2	3	0,03	1,4
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	4	2	8	45	59	0,61	16,2
<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	12	12	10	2	36	0,37	8,8
Psittaciformes							
Psittacidae							
<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)	320	346	292	260	1.218	12,70	49,1
Cuculiformes							
Cuculidae							
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	46	54	23	54	177	1,84	24,5
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	1	1	0,01	0,5
Strigiformes							
Strigidae							
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	0	2	0	1	3	0,03	0,9
Apodiformes							
Trochilidae							
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	0	0	4	2	6	0,06	0,5
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	7	18	15	40	80	0,83	29,2
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	1	4	2	0	7	0,07	3,2
Piciformes							
Picidae							
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	0	0	2	0	2	0,02	0,9
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	4	5	3	2	14	0,01	4,2
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	13	8	12	16	49	0,51	10,6
Passeriformes							
Furnariidae							

X: Valores não quantificados

Tabela 1. Continuação...

Espécies	Estações					AR (%)	FO (%)
	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Total Anual		
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	283	257	289	182	1.011	10,53	94,9
Tyrannidae							
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	0	0	2	0	2	0,02	0,9
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	1	0	0	4	5	0,05	0,9
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	1	0	0	0	1	0,01	0,5
<i>Xolmis irupero</i> (Vieillot, 1823)	5	7	3	4	19	0,20	7,4
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	55	37	165	47	304	3,17	51,4
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	510	441	436	344	1.731	18,04	99,4
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	1	0	0	0	1	0,01	0,5
<i>Tyrannus savana</i> (Vieillot, 1808)	54	3	0	1	58	0,60	19,4
Vireonidae							
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	3	0	2	0	5	0,05	2,3
Hirundinidae							
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	229	70	46	124	469	4,88	59,9
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	3	10	0	1	14	0,15	0,5
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)	68	10	1	26	105	1,09	20,4
<i>Hirundo rustica</i> (Linnaeus, 1758)	0	4	0	0	4	0,04	0,9
Troglodytidae							
<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	93	65	28	57	243	2,53	50
Turdidae							
<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	55	15	22	24	116	1,21	24,5
<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	2	2	25	25	54	0,56	14,4
<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	0	0	3	0	3	0,03	0,5
Mimidae							
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	5	0	0	1	6	0,06	0,9
Coerebidae							
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	5	2	12	19	38	0,40	12,5
Thraupidae							
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	136	15	23	65	239	2,49	52,8
<i>Pipraeidea bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	1	0	0	4	5	0,05	2,3
<i>Stephanophorus diadematus</i> (Temminck, 1823)	0	0	2	0	2	0,02	0,5
Emberezidae							
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	13	5	5	12	35	0,36	5,5
<i>Poospiza nigrorufa</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	0	0	1	0	1	0,01	0,5
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	29	9	15	2	55	0,57	16,7
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	0	0	0	3	3	0,03	0,5
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	1	0	0	0	1	0,01	0,5
<i>Paroaria coronata</i> (Miller, 1776)	4	1	0	2	7	0,07	1,8
Parulidae							
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	1	1	2	5	9	0,09	4,2
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	2	13	3	0	18	0,19	6,5
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	0	4	2	0	6	0,06	1,4
Icteridae							
<i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	1	0	1	2	4	0,04	1,4
<i>Amblyramphus holosericeus</i> (Scopoli, 1786)	0	1	0	0	1	0,01	0,9
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	50	8	5	105	168	1,75	19,4
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	2	0	0	7	9	0,09	1,4
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	1	9	4	1	15	0,16	3,2
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	224	49	58	72	403	4,2	36,1
Passeridae							
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	X	X	X	95,4
Número Total de Contatos	2.936	2.150	2.149	2.360	9.595		
Número Total de Espécies	58	56	55	61	84		

X: Valores não quantificados

Quanto à estruturação da assembleia em termos de abundância relativa, 72 espécies (86,7%) apresentaram menos de 200 contatos; sete (8,4%) apresentaram entre 200 e 1.000 contatos; e quatro espécies (4,8%) apresentaram mais de 1.000 contatos. As espécies com mais de 1.000 contatos foram *Furnarius rufus* (n=1.011; 10,5%), *Columba livia* (n=1.176; 12,2%), *Myiopsitta monachus* (n= 1.218; 12,7%) e *Pitangus sulphuratus* (n=1.731; 18%) (Tabela 1). Durante o período de um ano, foram contabilizados 5.136 contatos destas quatro espécies, o que representou 53,5% do total da amostra. Considerando-se apenas as 72 espécies da amostra com menos de 200 contatos, 46 espécies (63,9%) apresentaram menos de 20 contatos registrados e para 26 espécies (36,1%) foram obtidos de 21 a 200 contatos. Foram registrados apenas um indivíduo de *Ardea cocoi*, *Ciconia maguari*, *Tapera naevia*, *Satrapa icterophrys*, *Tyrannus melancholicus*, *Poospiza nigrorufa*, *Volatinia jacarina* e *Amblyramphus holosericeus*, durante todo o período de amostragem (Tabela 1).

Em relação à frequência de ocorrência das 84 espécies, 67 (78,8%) estiveram presentes em menos do que 20% dos pontos amostrados; sete (8,3%) espécies foram registradas entre 20 e 40% e entre 40 e 60% dos pontos; e apenas três (3,6%) espécies foram visualizadas entre 80 e 100% dos pontos. Nenhuma espécie obteve FO entre 60 e 80% dos pontos. As espécies com maior FO foram *P. sulphuratus* (99,4%), *Passer domesticus* (95,4%) e *F. rufus* (94,9%). Treze espécies foram registradas em um único ponto fixo de observação.

A riqueza total de aves variou de 55 a 61 espécies entre as estações. O maior número de espécies foi registrado no inverno (n=61; 72,6%), seguido da primavera (n=58; 69%), verão (n=56; 66,6%) e outono (n=55; 65,5%). Das 84 espécies registradas, 21 (25%) estiveram presentes em somente uma estação, 17 (20,2%) em duas estações, nove (10,7%) em três estações e 37 espécies (44,1%) estiveram presentes em todas as estações. No verão de 2007/2008, foram registradas 11 espécies que não haviam sido registradas na primavera de 2007, por outro lado, 13 espécies presentes na primavera 2007 não foram registradas no verão. No outono de 2008, 11 espécies a mais foram registradas em relação ao verão 2007/2008 e 12 não foram registradas. No inverno de 2008, foram registradas 18 espécies que não haviam sido contabilizadas no outono de 2008 e 12 espécies não foram visualizadas comparando-se as duas estações.

A estação em que se obteve maior abundância relativa foi a primavera (n=2.936; 30,6%), seguida do inverno (n=2.360; 24,6%), verão (n=2.150; 22,4%) e outono (n=2.149; 22,4%). As quatro espécies de aves mais abundantes na amostra, *F. rufus*, *C. livia*, *M. monachus* e *P. sulphuratus*, apresentaram abundâncias relativas altas e variáveis entre as quatro estações do ano. O número de indivíduos contabilizados de *P. sulphuratus* foi máximo na primavera de 2007 e declinou até o inverno 2008 e para as outras três espécies a variação do número de indivíduos parece ter sido aleatória (Tabela 1).

Discussão

Os dados de riqueza obtidos em estudos que analisaram a assembleia de aves em áreas urbanas de cidades do RS e do Brasil são bastante variados entre si e em relação ao resultado do presente estudo. No RS, foram registradas 24 espécies nos Balneários de Tramandaí e Imbé (Ramos & Daudt 2005); 170 espécies foram registradas em diferentes parques de Porto Alegre (Scherer et al. 2005), enquanto 132 espécies, de 43 famílias, foram registradas considerando toda a malha urbana da cidade (Fontana et al. 2011); 170 espécies foram contabilizadas em uma área verde em Caxias do Sul (Silva 2006) e 34 espécies de aves foram amostradas em Uruguiana (Paetzold & Querol 2008). No Brasil, os estudos realizados em cidades foram concentrados em áreas verdes, como parques, remanescentes florestais e entorno de lagos. Como exemplos podem ser citados os estudos

realizados em Maringá (PR), com 144 espécies de aves registradas (Krügel & Anjos 2000); Vitória (ES), com 120 espécies contabilizadas (Simon et al. 2007); Uberlândia (MG), no Parque Municipal do Sabiá, onde foram registradas 149 espécies (Franchin & Marçal Júnior 2004), sendo que na mesma cidade foram registradas 66 espécies de aves quando o levantamento foi realizado em avenidas (Torga et al. 2007); Ipatinga (MG), com 57 espécies amostradas (Fuscaldi & Loures-Ribeiro 2008) e Iporá (GO) com 70 espécies contabilizadas (Silva & Blamires 2007). Riquezas de aves menores do que a obtida em Pelotas foram registradas em trabalhos realizados em cidades situadas em latitudes maiores no Uruguai e na Argentina. Na cidade de Mar del Plata, foram constatadas 31 espécies (Leveau & Leveau 2004); em Buenos Aires, foram registradas 49 espécies (Faggi & Perepelizin 2006); e na cidade de Mendoza, foram contabilizadas 63 espécies (Gómez 2006).

A comparação de dados de riqueza total obtidos em estudos realizados em diferentes pontos geográficos apresenta uma série de dificuldades relacionadas ao fato da riqueza ser uma característica de assembleias condicionada por múltiplos fatores. A riqueza de aves em ambiente urbano pode ser influenciada, em primeiro lugar, pela latitude, ou seja, a posição geográfica da cidade, e por características regionais como a altitude, geomorfologia e vegetação característica. Clergeau et al. (2006) estudaram os efeitos da urbanização na avifauna em 19 cidades da Itália, França e Finlândia selecionadas ao longo de um gradiente de latitude. O número de espécies foi analisado em um gradiente de urbanização para todas as cidades, incluindo três diferentes setores. Os autores concluíram que a latitude explica 89% das diferenças na riqueza encontradas no setor periurbano, mas somente 52% no setor central. Estes dados demonstram que apesar da latitude influenciar a riqueza de espécies em áreas urbanas, seu efeito é atenuado pela urbanização. Em segundo lugar, podem exercer influência o tamanho da cidade, sua heterogeneidade em termos de habitats e micro-habitats e a qualidade e heterogeneidade dos habitats de entorno. Por exemplo, Leveau & Leveau (2006) trabalharam em três cidades costeiras de diferentes tamanhos na Argentina, obtendo a maior riqueza total de espécies (n=14) na menor cidade (Miramar), onde também foi maior a riqueza e abundância de espécies não associadas ao homem. A diferença no esforço amostral também pode ser um fator determinante para explicar a variação nas riquezas observadas em áreas urbanas, assim como as diferenças na metodologia aplicada e a questão enfocada no trabalho.

Desta forma, quando o objetivo é discutir a riqueza de espécies da matriz urbana de uma cidade é mais apropriado a comparação com dados de estudos realizados no seu entorno ou na região, que podem esclarecer quantas espécies foram perdidas com a urbanização e, principalmente, quantas espécies presentes na região suportam diferentes graus de urbanização. As 84 espécies de aves contabilizadas neste estudo representam 12,7% das aves listadas para o RS por Bencke et al. (2010) e 21,8% das 385 espécies de aves presentes na porção brasileira do Bioma Pampa (Bilenca & Miñarro 2004). Através destas comparações percebe-se que a riqueza de aves na área urbana de Pelotas é alta, principalmente quando consideramos que se trata de uma pequena área geográfica, com grau de urbanização e ocupação humana relativamente altos. Além disso, deve-se considerar que a área onde a cidade de Pelotas está inserida tem um longo histórico de colonização, destruição e alteração de habitat, ou seja, já deve ter ocorrido um processo histórico de perda de espécies.

Quando se trata da distribuição de aves em áreas urbanas tanto a escala espacial local quanto a de paisagem são importantes (Melles et al. 2003), apesar de alguns estudos apresentarem evidências de que a paisagem de entorno (periurbana) seja menos importante do que características locais na determinação da riqueza de aves (Clergeau et al. 2001). A riqueza de espécies relativamente alta

na matriz urbana de Pelotas pode ser influenciada positivamente pelo entorno bastante diversificado da cidade, o qual é composto por um mosaico de diferentes paisagens, incluindo áreas utilizadas para a agropecuária, principalmente plantação de arroz, criação de gado e silvicultura, habitats lacustres extensos e relativamente bem preservados e resquícios de campos, banhados e florestas nativas. Esses diferentes habitats podem manter populações estabelecidas de uma gama muito diversificada de espécies, cujos indivíduos podem circular pela matriz urbana, principalmente em áreas periféricas. Outra possibilidade é que certas espécies de entorno tenham também populações estabelecidas em áreas suburbanas e periurbanas, onde encontram abrigo, alimento e sítios para nidificação.

Por outro lado, a riqueza e a diversidade de aves na cidade de Pelotas podem estar sendo influenciadas negativamente por atributos locais do habitat. Pelotas possui um número muito reduzido de praças, não possui parques, reservas de vegetação nativa e lagos e, aparentemente, a arborização urbana não é significativa, principalmente nas zonas centrais e suburbanas, ponto que deve ser investigado qualitativamente e quantitativamente. As aves respondem a composição e estrutura da vegetação e áreas urbanas que mantêm as características da vegetação nativa retêm mais espécies nativas de aves que as que não mantêm (Chace & Walsh 2006). Em estudo realizado em Mar Del Plata, na Argentina, Leveau & Leveau (2004) constataram que a riqueza, a abundância e a diversidade de aves são maiores em áreas suburbanas e são significativamente correlacionadas com a proporção de árvores, arbustos e gramados. Muitas espécies vegetais utilizadas na área urbana de Pelotas são exóticas, o que também pode exercer efeitos sobre a assembleia de aves. White et al. (2005) avaliaram quatro diferentes tipos de habitats na área urbana de Melbourne, na Austrália, incluindo parques com vegetação nativa remanescente, ruas com vegetação nativa, ruas com vegetação exótica e ruas em áreas residenciais recentes sem vegetação madura. A riqueza e a abundância foram menores nas ruas arborizadas com espécies exóticas e recém urbanizadas do que em parques e ruas com espécies nativas. Além disso, há menos aves introduzidas em parques e ruas com vegetação nativa do que em ruas arborizadas com espécies vegetais exóticas e ruas de bairros recentes.

Durante os 12 meses de monitoramento foram contabilizados quase 10.000 registros de aves, o que pode ser considerado um número bastante alto para área urbana. Esse resultado condiz com o padrão já observado em outros estudos que descrevem que a biomassa de aves é maior em áreas urbanizadas (Chace & Walsh 2006). A assembleia de aves de Pelotas caracteriza-se também pela dominância em termos numéricos de poucas espécies que apresentaram FO extremamente altas, principalmente *F. rufus*, *C. livia*, *M. monachus* e *P. sulphuratus*. Vários outros estudos já haviam constatado sua presença em altas abundâncias em cidades na região Neotropical (Jebai et al. 2009, Leveau & Leveau 2004, Ruszczyk et al. 1987). *Columba livia* é uma indicadora de qualidade ambiental negativa, pois foi encontrada em maior abundância em áreas mais intensamente urbanizadas, com maior movimentação de pessoas e veículos na área urbana de Uberlândia, Minas Gerais, sudeste do Brasil (Amâncio et al. 2008). *Pitangus sulphuratus* apresenta ampla distribuição em todos os níveis de urbanização da cidade de Porto Alegre (RS) e sua abundância é maior na área central e urbanizada da cidade, onde representa mais de 80% das aves registradas. Em áreas periféricas da cidade, com baixo grau de urbanização, sua abundância é menor que 40% das aves contabilizadas (Ruszczyk et al. 1987). Porém, em Uberlândia, apesar de ser considerada uma espécie abundante, sua frequência não possui correlação com indicadores de urbanização (fluxo de pessoas e veículos) (Amâncio et al. 2008). Já *F. rufus* apresenta sua distribuição em Porto Alegre relacionada com áreas com graus menores de urbanização, situadas em torno do núcleo intensamente

urbanizado, onde sua frequência é menor do que 10% dos registros obtidos (Ruszczyk et al. 1987). A existência de várias espécies vegetais frutíferas, muitas destas exóticas, presentes nas calçadas, jardins e pomares, atraem espécies frugívoras como *M. monachus* (observação pessoal das autoras), que foi a segunda espécie mais abundante em Pelotas.

Estas quatro espécies, juntamente com *P. domesticus*, cuja abundância e FO são altas (A.G. Sacco, F.B. Bergmann & A.M. Rui, dados não publicados), dominam a assembleia de aves de Pelotas em termos quantitativos. O número de indivíduos de pardais presentes em área urbana em Pelotas é tão elevado que não foi possível realizar uma contagem exata, apenas uma estimativa de número de indivíduos dentro de intervalos de abundância. Fontana et al. (2011) relatou padrão semelhante para Porto Alegre (RS), onde pardais (*Passer domesticus*) e pombas (*Columba livia*) são as espécies com o maior número de indivíduos registrados, sendo que espécies introduzidas representam 40% do total dos indivíduos na amostra.

Por outro lado, 72 espécies tiveram menos do que 200 contatos registrados e 67 espécies ocorreram em menos do que 20% do total de pontos amostrados, podendo ser consideradas raras na matriz urbana de Pelotas. Os dados indicam que estas espécies possuem distribuição heterogênea, estando, provavelmente, restritas em áreas com grau de urbanização menos intenso ou a micro-habitats raros em áreas urbanas, que oferecem recursos como alimento, abrigo e locais para nidificação. Outro conjunto de espécies raras na amostra é composto por espécies abundantes no entorno de Pelotas que circulam ocasionalmente pelo ambiente urbano ou utilizam as bordas menos urbanizadas deste como, por exemplo, *A. cocoi*, *C. maguari*, *T. naevia* e *P. nigrorufa* (observação pessoal das autoras), as quais tiveram apenas um indivíduo visualizado.

A questão dos fatores que determinam a persistência ou não e abundância de espécies de aves em habitats urbanos tem sido abordada em alguns estudos (Bonier et al. 2007, Croci et al. 2008). Bonier et al. (2007) testaram a hipótese de que aves urbanas tem tolerância ambientais amplas (definida como a habilidade de sobreviver e reproduzir no habitat) em relação a seus congêneres rurais utilizando a distribuição altitude e latitudinal durante o período reprodutivo para a análise. Os autores concluíram que aves urbanas possuem tolerância ambiental ampla em relação a espécies filogeneticamente próximas que ocorrem em apenas em áreas rurais. Segundo os autores, a flexibilidade no comportamento, fisiologia e ecologia podem contribuir para a habilidade de aves urbanas tolerarem uma ampla gama de condições ambientais, incluindo habitats alterados. As quatro espécies mais abundantes e amplamente distribuídas na matriz urbana de Pelotas se encaixam nessas características, já que possuem ampla distribuição geográfica (Belton 2004), ocorrendo em regiões com condições ambientais muito distintas, com disponibilidade de recursos muito variados.

Quanto à sazonalidade, a riqueza total das aves foi pouco variável entre as estações do ano. A maior riqueza de espécies no inverno (n=61) pode ser explicada pela presença de espécies aquáticas, como *Phalacrocorax brasilianus*, *Chroicocephalus cirrocephalus* e *Phaetusa simplex*, que podem estar presentes na cidade devido à disponibilidade de abrigo ou alimento. A alta riqueza na primavera (n=58) era um resultado esperado, já que nesta estação existe maior disponibilidade de recursos e é a época em que as aves estão mais ativas devido à temporada de reprodução, tendo maior probabilidade de serem registradas. Também estiveram presentes algumas espécies migrantes, como *Hirundo rustica*, *Mycteria americana* e *Tyrannus melancholicus* (Belton 2004). Na primavera, também houve o maior número de contatos registrados (2.936), o que corresponde a 30% do total, incremento relacionado a um aumento real do número

de indivíduos nas populações, com o nascimento e recrutamento de filhotes.

A composição da assembleia de aves no que se refere à presença e ausência de espécies entre as estações foi variável. Este resultado pode ser atribuído ao fato de que algumas espécies permanecem na área urbana em apenas parte do ano, mas também a probabilidade baixa de indivíduos de espécies raras e de indivíduos de espécies residentes apenas no entorno da cidade serem visualizados. Porém, apenas um estudo incluindo vários anos de monitoramento poderia esclarecer o real padrão de composição da assembleia. Das 37 espécies presentes em todas as estações do ano, para 16 espécies foram contabilizados mais do que 100 indivíduos e apenas para 11 espécies foram contabilizados mais do que 200 indivíduos. A identificação destas espécies residentes, abundantes e com frequências de ocorrência altas na matriz urbana é de extrema importância, já que elas podem possuir potencial como indicadoras da qualidade do habitat urbano e de diferentes níveis de urbanização (Amâncio et al. 2008). O estabelecimento de programas de monitoramentos populacionais de longo prazo de espécies de aves torna possível a detecção de alterações na qualidade da matriz urbana em diferentes escalas espaciais e temporais.

A assembleia de aves da cidade de Pelotas apresentou riqueza representativa se comparada com a região, porém poucas espécies são realmente abundantes e bem distribuídas. Esse padrão pode ser reflexo da baixa qualidade e heterogeneidade da matriz urbana, que possui poucas praças, parques, não possui áreas de reserva de vegetação nativa, nem lagos e possui baixo grau de arborização nas ruas e avenidas. Porém, deve ser realizada uma análise qualitativa e quantitativa das características da matriz urbana para verificar sua influência sobre a assembleia de aves. Ações para promover o incremento da diversidade e abundância de aves em ecossistemas urbanos devem ser aplicadas em diferentes escalas espaciais, como as paisagens do entorno da cidade, na própria cidade, em setores da cidade e em propriedades particulares. Entre as recomendações mais específicas para a promoção da diversidade urbana estão incluídos o plantio de árvores e arbustos, a disponibilização de ninhos artificiais e comedouros para pássaros, a regulação do comportamento humano e a criação, restauração e manejo de áreas naturais (Savard et al. 2000). No caso de Pelotas, programas de arborização urbana com espécies nativas, criação de áreas verdes, preservação de áreas úmidas na área urbana e no seu entorno, provavelmente, seriam efetivas.

Referências Bibliográficas

- ALVES, M.A.S. & PEREIRA, E.F. 1998. Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urban area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Rio de Janeiro, Brazil. *Ararajuba* 6:110-116.
- AMÂNCIO, S., SOUZA, V.B. & MELO, C. 2008. *Columbia livia* e *Pitangus sulphuratus* como indicadoras de qualidade ambiental em área urbana. *Rev. Bras. Ornitol.* 16(1):32-37.
- BELTON, W. 2004. Aves silvestres do Rio Grande do Sul. 4. ed. atual. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 175p.
- BENCKE, G.A., DIAS, R.A., BUGONI, L., AGNES, C.E., FONTANA, C.S., MAURÍCIO, G.N. & MACHADO, D.B. 2010. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Zool.* 100(4):391-402. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000400014>
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. 1992. Bird Censos Techniques. Royal Society for the Protection of Birds, British trust for Ornithology, Academic Press and The University Press, Cambridge, 257p.
- BILENCA, D.N. & MIÑARRO, F.O. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) em las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. *Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires*, 323p.
- BLAIR, R.B. 2001. Creating a homogeneous avifauna. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (J.M. Marsluff, R. Bowman & R. Donnelly, ed.). Kluwer Academic Publishers, Boston, p.459-486. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_22
- BONIER, F., MARTIN, P.R. & WINGFIELD, J.C. 2007. Urban birds have broader environmental tolerance. *Biol. Lett.* 3:670-673. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2007.0349>
- BORGES, S.H. & GUILHERME, E. 2000. Comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. *Ararajuba* 8:17-23.
- CHACE, J.F. & WALSH, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape Urban Plan.* 74: 46-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- CLERGEAU, P., SAVARD, J.-P.L., MENNECHEZ, G., FALARDEAU, G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100:413-425. <http://dx.doi.org/10.2307/1369707>
- CLERGEAU, P., JOKIMÄKI, J. & SAVARD, J.-P.L. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. Appl. Ecol.* 38:1122-1134. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00666.x>
- CLERGEAU, P., CROCI, S., JOKIMÄKI, J., KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M. & DINETTI, M. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127:336-344. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. Listas das aves do Brasil. 10. ed. <http://www.cbro.org.br>. (último acesso em 29/09/2011).
- CROCI, S., BUTET, A. & CLERGEAU, P. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* 110(2):223-240. <http://dx.doi.org/10.1525/cond.2008.8409>
- EMBRAPA. Normais climatológicas (1971/2000) realizadas pela Embrapa (Estação Agroclimatológica de Pelotas – Capão do Leão) com convênio UFPel e INMET. <http://www.cpact.embrapa.br/agromet/estacao/normais.html>. (último acesso em 15/05/2008).
- FAGGI, A. & PEREPELIZIN, V. 2006. Riqueza de aves a lo largo de um gradiente de urbanización em la ciudad de Buenos Aires. *Ver. Mus. Argentino. Cienc. Nat.* 8(2):289-297.
- FONTANA, C.S., BURGER, M.I. & MAGNUSSON, W.E. 2011. Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosyst* 14:341-360. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-011-0156-9>
- FRANCHIN, A.G. & MARÇAL JÚNIOR, O. 2004. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas* 17(1):179-202.
- FUSCALDI, R.G. & LOURES-RIBEIRO, A. 2008. A avifauna de uma área urbana do município de Ipatinga, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas* 21(3):125-133. <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n3p125>
- GÓMEZ, V.E. 2006. Aves del Parque General San Martín (Mendoza). *Distribución y Características. Multequina* 15:81-95.
- HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. Paleontological Statistics - PAST. Version 2.09. <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE 1986. *Levantamento de recursos naturais (Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguiana e SI.22 Lagoa Mirim)*. IBGE, Rio de Janeiro, CD-ROM.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2007. *Contagem da população 2007 – Pelotas/RS*. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007> (último acesso em 19/12/2007).
- JEBAI, G.T., ARAKAKI, B.R., SILVA, C.A.P., SOUZA, A.R., GOMES, T.M. & ANJOS, L. 2009. Análise comparativa da densidade de onze passeriformes em duas áreas urbanas em Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Ornitol.* 17(3-4):183-186.

- KRÜGEL, M.M. & ANJOS, L. 2000. Bird communities in forest remnants in the city of Maringa, Paraná State, Southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 11:315-330.
- LEVEAU, L.M. & LEVEAU, C.M. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar Del Plata, Argentina. *Hornero* 19(1):13-21.
- LEVEAU, C.M. & LEVEAU, L.M. 2006. Ensembles de aves en calles arboladas de tres ciudades costeras del sudeste de la provincial de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 21(1):25-30.
- MATARAZZO-NEUBERGER, W.M. 1992. Avifauna urbana de dois municípios da grande São Paulo, SP (Brasil). *Acta Biol.* 21:89-106.
- MATARAZZO-NEUBERGER, W.M. 1995. Comunidade de aves de cinco parques e praças da Grande São Paulo, Estado de São Paulo. *Ararajuba* 3:13-19.
- McKINNEY, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127:247-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKINNEY, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11:161-176. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- MELLES, S., GLENN, S. & MARTIN, K. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: Species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conserv. Ecol.* 7(1):5.
- MENDONÇA-LIMA, A. & FONTANA, C.S. 2000. Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. *Ararajuba* 8(1):1-8.
- MONTEIRO, M.P. & BRANDÃO, D. 1995. Estrutura da comunidade de aves do "Campus Samambaia" da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Brasil. *Ararajuba* 3:21-26.
- PAETZOLD, V. & QUEROL, E. 2008. Avifauna urbana do município de Uruguaiana, RS, Brasil (Resultados Parciais). *Biodiversidade Pampeana* 6(1):40-45.
- RAMOS, L.A. & DAUDT, R.B. 2005. Avifauna urbana dos balneários de Tramandai e Imbé, litoral norte do Rio Grande do Sul. *Biotemas* 18(1):181-191.
- REIS, E., LÓPEZ-IBORRA, G.M. & PINHEIRO, R.T. 2012. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape Urban Plan.* 107:31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.009>
- RUSZCZYK, A., RODRIGUES, J.J.S., ROBERTS, T.M.T., BENDATI, M.M.A., DEL PINO, R.S., MARQUES, J.C.V. & MELO, M.T.Q. 1987. Distribution patterns of eight bird species in the urbanization gradient of Porto Alegre, Brazil. *Cienc. Cult.* 39(1):14-19.
- SAVARD, J.P.L. & FALLS, B.J. 1982. Influence of habitat structure on the nesting height of birds in urban areas. *Can. J. Zool.* 59:924-932. <http://dx.doi.org/10.1139/z81-132>
- SAVARD, J.P.L., CLERGEAU, P. & MENNECHEZ, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape Urban Plan.* 48:131-142. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00037-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00037-2)
- SCHERER, A., SCHERER, S.B., BUGONI, L., MOHR, L.V., EFE, M.A. & HARTZ, S.M. 2005. Estrutura trófica da avifauna em oito parques da cidade de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ornithologia* 1(1):25-32.
- SILVA, F.D.S. & BLAMIRE, D. 2007. Avifauna urbana no Lago Pôr do Sol, Iporá, Goiás, Brasil. *Lundiana* 8(1):17-26.
- SILVA, R.R.V. 2006. Estrutura de uma comunidade de aves em Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 14(1):27-36.
- SILVA, R.R.V. 2007. Assembléia de aves registrada no Lago do Rizzo e seu entorno, em Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atualidades Ornitológicas On-line* (137): www.ao.com.br
- SIMON, J.E., LIMA, S.R. & CARDINALI, T. 2007. Comunidade de aves no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 24(1):121-132. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000100015>
- TORGA, K., FRANCHIN, A.G. & MARÇAL JÚNIOR, O. 2007. A avifauna em uma seção da área urbana de Uberlândia, MG. *Biotemas* 20(1):7-17.
- WHITE, J.G., ANTOS, M.J., FITZSIMONS, J.A. & PALMER, G.C. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape Urban Plan.* 71(2-4):123-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.006>

Recebido em 08/06/2012

Versão reformulada recebida em 05/03/2013

Publicado em 22/04/2013

***Physalis angulata* L. (Solanaceae): a potential host-plant of stink bugs
Edessa meditabunda F. (Hemiptera, Pentatomidae)**

Diones Krinski^{1,2}

¹Programa de Pós-graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná – UFPR, CP 19020, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brazil

²Corresponding author: Diones Krinski, diones.krinski@ufpr.br

KRINSKI, D. ***Physalis angulata* L. (Solanaceae): a potential host-plant of stink bugs *Edessa meditabunda* F. (Hemiptera, Pentatomidae).** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn02113022013>

Abstract: *Physalis angulata* is native to South America. In Brazil is popularly known as camapú, balãozinho, juá-de-capote, bucho-de-rã, camambu, mata-fome, bate-testa and balão-rajado. Even being a species with wide ecological adaptation the studies on pest insects associated with these plants are incipient. Thus, this study reports for the first time the occurrence of stink bugs *Edessa meditabunda* on plants *P. angulata* in the Amazon region.

Keywords: insect-pest, plant-reservoir; stink bug wing-black, Neotropical region.

KRINSKI, D. ***Physalis angulata* L. (Solanaceae): uma potencial planta hospedeira de percevejos *Edessa meditabunda* F. (Hemiptera, Pentatomidae).** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn02113022013>

Resumo: *Physalis angulata* é nativa da América do Sul. No Brasil é popularmente conhecida como camapú, balãozinho, juá-de-capote, bucho-de-rã, camambu, mata-fome, bate-testa e balão-rajado. Mesmo sendo uma espécie com ampla adaptação ecológica, os estudos sobre a presença de possíveis insetos pragas associados a estas plantas são incipientes. Desta forma, este trabalho relata pela primeira vez a ocorrência de percevejos *Edessa meditabunda* em plantas de *P. angulata* na região amazônica.

Palavras-chave: inseto-praga, planta reservatório, percevejo asa-preta, região Neotropical.

Introduction

The genus *Physalis* L. (Solanaceae) is originating from the Andes, with tropical cosmopolitan distribution, occurring from southern North America to South America, with centers of diversity in Mexico, United States and Central America (Fischer & Martínez 1999, Silva & Agra 2005). For Brazil, are recognized 11 species of *Physalis* (D'Arcy et al. 2005), with distribution in the various regions of the country, especially in the Amazon and the Northeast, where are found six species. The majority of species is wild, but some species are cultivated in countries such as Colombia, Mexico, China, Japan and recently in Brazil. These countries has as main consumer market the European countries, mainly of fresh fruits, because its fruits are used as food and also in pharmaceutical industry (Thomé & Osaki 2010, Lorenzi and Matos 2002, Florez et al. 2000).

Physalis angulata (Linnaeus 1753) is native to South America and in Brazil is popularly known as camapú, balãozinho, juá-de-capote, bucho-de-rã, camambu, mata-fome, bate-testa and balão-rajado (Muniz et al. 2011). Even being a species with wide ecological adaptation, information about their cultivation still is scarce (Muniz et al. 2011, Guimarães et al. 2010, Lima et al. 2006, Briguenti & Madeira 2007). This characteristic is contrasting, mainly because *P. angulata* is a species widely used in popular medicine as anti-coagulant, anti-leukemic, anti-mutagenic, anti-inflammatory, anti-spasmodic, antiseptic, analgesic and treatment of diabetes, among others (Lin et al. 1992, Chiang et al. 1992) thus, was expected that more information about their cultivation were available.

Still, Lopes et al. (2006) report that researchs with several species of genus *Physalis* has increased considerably, reflecting its importance to the basic sciences such as Botany, Chemistry, Pharmacology, Toxicology and Genetics. However, studies on insect pests associated with these plants are incipient (Maia et al. 2009). Therefore, knowledge and identification of species that may cause damage the culture of the cutleaf groundcherry are important to define efficient methods of control, since plants of *P. angulata* may be acting as a refuge for insects pest during the off-season. Thus, this study reports for the first time the occurrence of stink bugs *Edessa meditabunda* (Fabricius) (Hemiptera, Pentatomidae) in *P. angulata* plants in the Amazon region.

Material and Methods

Sampling of stink bugs *E. meditabunda* was conducted manually in plants of the cutleaf groundcherry (*P. angulata*) between January and March 2012, on the farm Florentino, municipality of Novo Progresso, Pará State (7° 7' 45.59" S and 55° 23' 20.99" W). Samples of stink bugs were made in plants located on the edges of rice and soybeans crops. To obtain the data, weekly ten plants were randomly

selected, in which it was collected and recorded the quantities and sites of adults, nymphs, and egg masses of *E. meditabunda*.

Results and Discussion

A total of 848 adults, 325 nymphs and 41 egg masses (6 postures parasitized by microhymenopteran) of *E. meditabunda* was collected (Figure 1). It was observed that nymphs are associated with branches of *P. angulata*, while adults were observed on branches and fruits, and egg masses only in leaves, furthermore, the fluctuation of different developmental stages during sampling followed the same pattern (Figure 2). The mean values and standard error of adults, nymphs and egg masses found in each week's collection are presented in Table 1.

Although the cultivation of cutleaf groundcherry to be a newness in Brazil, there are reports of insects that cause damage to some species of *Physalis*, being that most of pest belonging to the order Hemiptera and Lepidoptera. However, the presence of *E. meditabunda* in *Physalis* plants only been recorded in Argentina for *Physalis peruviana* (Linnaeus 1763) (Bado et al. 2005). Other stink bugs are reported for *P. peruviana*, as *Edessa rufomarginata* (De Geer, 1773), *Euschistus heros* Fabricius 1974, *Dichelops furcatus* Fabricius 1775, *Prepos* sp., *Orius* sp., *Dicyphus curcubitaesus* (Spinola, 1852), *Phithia picta* (Drury, 1770), and *Arvelius albopunctatus* (De Geer, 1773), being that the last three were also recorded for *Physalis ixocarpa* Brot. ex Hornem., 1819 (Bado et al. 2005, Rufato et al. 2008, Silva et al. 2009).

According to Silva et al. (2009) the stink bugs *E. rufomarginata* and *P. picta* showed higher frequency of damage to crops *P. peruviana* in various regions of Rio Grande do Sul State, Brazil. The damage caused by *E. rufomarginata* occur due to sucking of sap made in the branches, causing yellowing and sometimes the thickening the stem, and necrosis of leaf tissue. In South America, some species of stink bugs feed on several plants important for the economy (Panizzi et al. 2000) and *E. meditabunda* is one of these pests, being recorded in various plants, including squash, chicory, lettuce, cotton, rice, potato, eggplant, beet, boldo, camapú (cape-gooseberry); chayote, citrus, pea, tobacco, sunflower, cassava, melon, pepper, chili, soybean, rattlepod and tomato (Costa & Link 1974, Buzzi & Miyazaki 1999, Lima & Racca-Filho 1996, Lourenção et al. 1999, Panizzi 2002, Bado et al. 2005, Gonçalves et al. 2008, Golin et al. 2011, Krinski et al. 2012, Krinski & Pelissari 2012, Krinski 2013), generally with reports of economic damage.

Considering, as reported by Lopes et al. (1974), the importance of knowledge of the host plants of a particular group of insects for studies of bio-ecology, population dynamics and predicting the appearance of new pests, and especially for its applicability in agriculture in general, data that report the occurrence stink bug *E. meditabunda* in plants of *P. angulata* are really relevant because this information

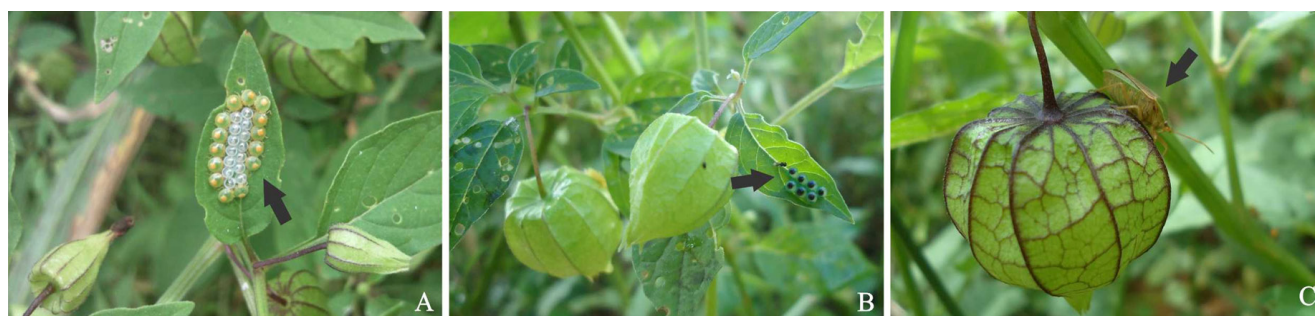


Figure 1. *Edessa meditabunda* in plants of *Physalis angulata*, Novo Progresso, Pará State, Brazil, January-March 2012. (A) egg shells surrounded by nymphs of first instars, (B) egg masses parasitized and one parasitoid (C) Adult on the cutleaf groundcherry fruit.

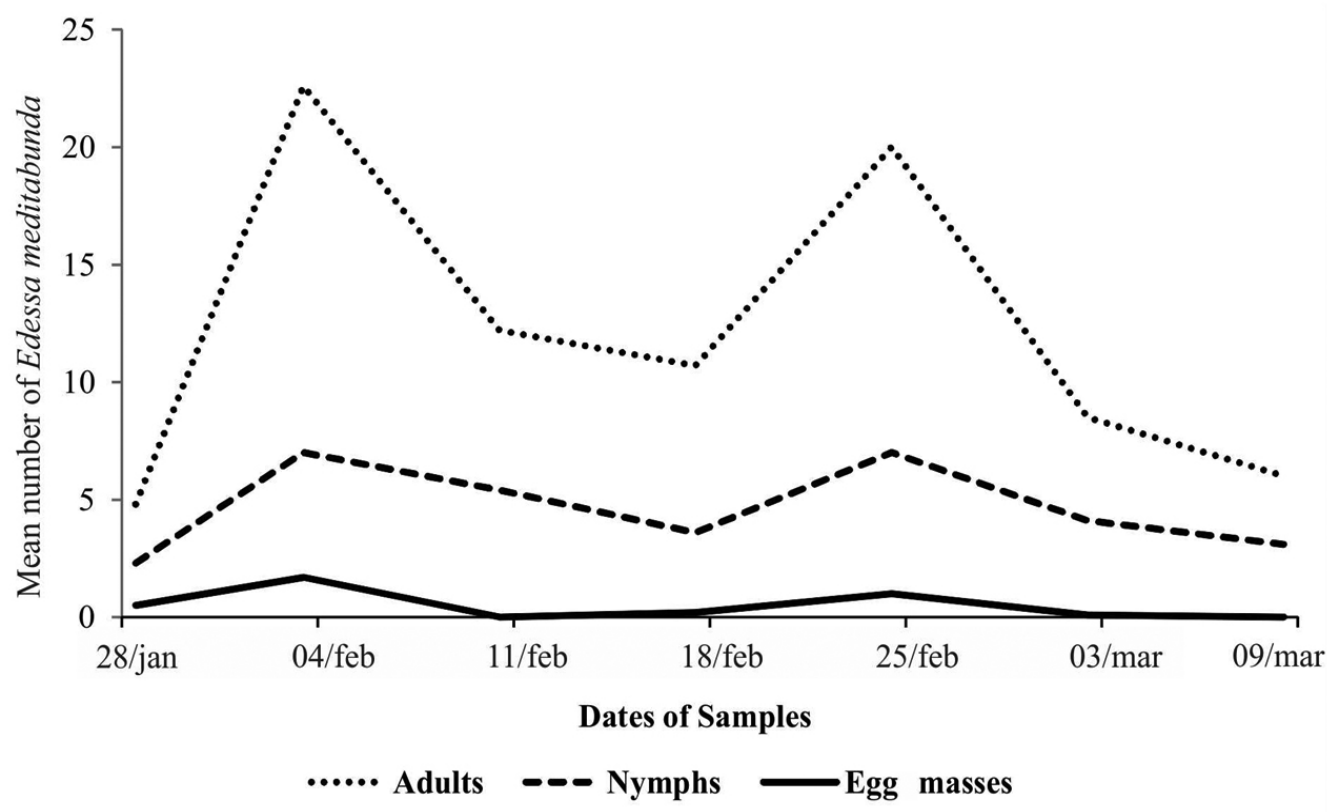


Figure 2. Fluctuation of adults, nymphs and egg masses of *Edessa meditabunda* found in *Physalis angulata* during the sampling period in Novo Progresso, Pará State, Brazil, January-March 2012.

Table 1. Total number and mean of adults, nymphs and egg masses of stink bugs *Edessa meditabunda* collected in *Physalis angulata*, Novo Progresso, Pará State, Brazil, January-March 2012.

Stages	Dates of samplings of stink bugs						
	28/jan/12	03/feb/12	10/feb/12	17/feb/12	24/feb/12	02/mar/12	09/mar/12
	mean $\pm$ SE ¹ (total)	mean $\pm$ SE (total)	mean $\pm$ SE (total)	mean $\pm$ SE (total)	mean $\pm$ SE (total)	mean $\pm$ SE (total)	mean $\pm$ SE (total)
Adults	4.8 $\pm$ 0.44 (48)	22.6 $\pm$ 5.47 (226)	12.2 $\pm$ 1.97 (122)	10.7 $\pm$ 1.25 (107)	20.00 $\pm$ 5.18 (200)	8.50 $\pm$ 1.76 (85)	6.00 $\pm$ 2.61 (60)
Nymphs	2.30 $\pm$ 0.79 (23)	7.00 $\pm$ 1.65 (70)	5.40 $\pm$ 1.27 (54)	3.6 $\pm$ 0.58 (36)	7.00 $\pm$ 0.98 (70)	4.10 $\pm$ 1.39 (41)	3.10 $\pm$ 0.64 (31)
Egg masses	0.50 $\pm$ 0.27 (7)	1.7 $\pm$ 0.86 (17)	0.00 $\pm$ 0.00 (0)	0.20 $\pm$ 0.13 (1)	1.00 $\pm$ 0.45 (13)	0.10 $\pm$ 0.10 (2)	0.00 $\pm$ 0.00 (0)

¹standard error (SE).

can be used by producers who cultivate this species. The results of this paper are also important for farmers who grow other crops of agronomic interest, since *P. angulata* is presented as a host plant of stink bug *E. meditabunda* and can provide shelter for these insects during the off-season of various crops of economic interest.

Furthermore, because is common to find *P. angulata* in almost all Brazilian territory, often associated with crops, fruit orchards, gardens and vegetable gardens, this species has been considered as weed (Pittelkow et al. 2009). Then, due this characteristic of invasive plant, the knowledge of insects that occur in cutleaf groundcherry, such as *E. meditabunda* for example, may assist in pest management strategies, since *P. angulata* may be acting as a plant-reservoir of insects pests, especially when is considered plant cycle, which can

pass the nine months (Lorenzi 2000, Braga 1976, Cruz et al. 2009, Freitas et al. 2002).

So, this record of *E. meditabunda* indicates that plants of *P. angulata* may represent an important site for breeding and feeding these stink bugs. Therefore, we suggest that additional studies on the biology, ecology and morphology of immature of *E. meditabunda* be realized in cutleaf groundcherry.

Acknowledgements

The author acknowledge the farmers of the Fazenda Florentino, Marlete Florentino, Eurides Florentino and Nadir de Lima Florentino (*in memoriam*) for allowing this research on their property.

References

- BADO, S.G., CERRI, A.M. & VILELLA, F. 2005. Insectile fauna associated with two species of *Physalis* (Solanaceae) cultures in Argentine. *Bol. San. Veg. Plagas* 31(3):321-333.
- BRAGA, R. 1976. Plantas do Nordeste, especialmente do Ceará. 3. ed. Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Fortaleza, 540p. (Coleção Mossoroense, vol. 42).
- BRIGUENTI, A.F. & MADEIRA, C.M. 2007. *Physalis*. Uma alternativa para o fruticultor. *J. Fruta* XV 187.
- BUZZI, Z.J. & MIYAZAKI, R.D. 1999. Entomologia didática. 3. ed. Editora UFPR, Curitiba, 306p.
- COSTA, C.E. & LINK, D. 1974. Incidência de percevejos em soja. *Rev. Centro Ciênc. Rurais*. 4(4):397-400.
- CHIANG, H.C., JAW, S.M. & CHEN, C.F. 1992. Inhibitory effects of Physalin B and Physalin F on Various Human Leukemia Cells *in vitro*. *Anticancer Res.* 12(4):1155-1162. PMID:1503404.
- CRUZ, D.L.S., RODRIGUES, G.S., DIAS, F.O., ALVES, J.M.A. & ALBUQUERQUE, J.A.A. 2009. Weeds survey of rotational crops of soybean, corn, and irrigated rice in the savannah (cerrado) of Roraima. *Rev. Agro@mbient*. 3(1):58-63.
- D'ARCY, W., ROJAS, C.B. & NEE, M.H. 2005. Solanaceae. In *Flora of the Venezuelan Guayana* 9: 194-246 (P. Berry, B. Holst and K. Yatskievych, eds.). Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- FISCHER, G. & MARTÍNEZ, O. 1999. Calidad y madurez de la uchuva (*Physalis peruviana* L.) en relación con la coloración del fruto. *Agro. Colomb.* 16(1-3):35-39.
- FLOREZ, V.J., FISCHER, G. & SORA, A.D. 2000. Producción, poscosecha y exportación de la uchuva. UNIBIBLOS, Bogotá, 175p.
- FREITAS, R.S., BERGER, P.G., FERREIRA, L.R., CARDOSO, A.A., FREITAS, T.A.S. & PEREIRA, C.J. 2002. Weed Interference in Cotton Crop Under No-Tillage System. *Plant. Daninha* 20(2):197-205. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582002000200005>
- GOLIN, V., LOIÁCONO, M.S., MARGARÍA, C.B. & AQUINO, D.A. 2011. Natural incidence of egg parasitoids of *Edessa meditabunda* (F.) (Hemiptera: Pentatomidae) on *Crotalaria spectabilis* in Campo Novo do Parecis, MT, Brazil. *Neotrop. Entomol.* 40(5):617-618. PMID:22068950.
- GONÇALVES, L., ALMEIDA, F.S. & MOTA, F.M. 2008. Effects of temperature on the development and reproduction of *Edessa meditabunda* (Fabricius, 1794) (Hemiptera: Pentatomidae). *Acta Biol. Paranaense* 37(1-2):111-121.
- GUIMARÃES, E.T., LIMA, M.S., SANTOS, L.A., RIBEIRO, I.M., TOMASSINI, T.B.C., SANTOS, R.R., SANTOS, W.L.C. & SOARES, M.B.M.B. 2010. Effects of seco-steroids purified from *Physalis angulata* L., Solanaceae, on the viability of *Leishmania* sp. *Braz. J. Pharmacogn.* 20(6):945-949.
- KRINSKI, D. 2013. First report of phytophagous stink bug in chicory crop. *Ciênc. Rural*. 43(1):42-33. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782012005000127>
- KRINSKI, D. & PELISSARI, T.D. 2012. Occurrence of the stinkbug *Edessa meditabunda* F. (Pentatomidae) in different cultivars of lettuce *Lactuca sativa* L. (Asteraceae). *Biosci. J.* 28(4):654-659.
- KRINSKI, D., FAVETTI, B.M. & BUTNARIU, A.R. 2012. First record of *Edessa meditabunda* (F.) on lettuce in Mato Grosso State, Brazil. *Neotrop. Entomol.* 41(1):79-80. <http://dx.doi.org/10.1007/s13744-011-0012-x>
- LIMA, A.F. & RACCA-FILHO, F. 1996. Manual de pragas e praguicidas: receituário agrônomo. EDUR, Rio de Janeiro, 818p.
- LIMA, C.R., COSTA-SILVA, J.H., LYRA, M.M.A., ARAÚJO, A.V., ARRUDA, V.M., DIMECH, G.S., EVÊNCIO, L.B., FRAGA, M.C.C.A., LAFAYETTE, S.S.L. & WANDERLEY, A.G. 2006. Healing activity and pre-clinical toxicological study of phytotherapeutic sanativo®. *Acta Farm. Bonaer.* 25(4):544-549.
- LIN, Y.S., CHIANG, H.S., HONE, E., SHIN, S.J. & WON, M.H. 1992. Immunomodulatory activity of various fractions derived from *Physalis angulata* L. extract. *Am. J. Chin. Med.* 20(3-4):233-243. PMID:1471607. <http://dx.doi.org/10.1142/S0192415X92000242>
- LOPES, O.J., LINK, D. & BASSO, I.V. Pentatomids of Santa Maria, RS – Preliminary list of the host-plants. *Rev. Centro Ciênc. Rurais*, v. 4, p. 317-322, 1974.
- LOPES, D.X.P., FREITAS, Z.M.F., SANTOS, E.P. & TOMASSINI, T.C.B. 2006. Antimicrobial and phototoxic activities of *Physalis angulata* L. (Solanaceae) extracts, fruits and roots. *Braz. J. Pharmacogn.* 16(2):206-210.
- LORENZI, H. & MATOS, F.J.A. 2002. Plantas Medicinais no Brasil: nativas e exóticas cultivadas. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, Nova Odessa, 512p.
- LORENZI, H. 2000. Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional. 5. ed. Plantarum, Nova Odessa, 339p.
- LOURENÇO, A.L., PEREIRA, J.C.N.A., MIRANDA, M.A.C. & AMBROSIANO, G.M.B. 1999. Damage Caused by Defoliators and Stink Bugs to Cultivars and Lines of Soybean of Two Maturity Groups. *An. Soc. Entomol. Bras.* 28(1):157-167. <http://dx.doi.org/10.1590/S0301-80591999000100017>
- MAIA, V.C., ZART, M. & BOTTON, M. 2009. *Neolasioptera ramicola*, a new species of Cecidomyiidae (Diptera) associated with *Physalis angulata* (Solanaceae). *Rev. Bras. Entomol.* 53(2):163-165. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000200001>
- MUNIZ, J., KRETZSCHMAR, A.A., RUFATO, L., PELIZZA, T.R., MARCHI, T., DUARTE, A.E., LIMA, A.P.F. & GARANHANI, F. 2011. Conduction systems for *Physalis* production in southern Brazil. *Rev. Bras. Frutic.* 33(3):830-838. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-29452011005000083>
- PANIZZI, A.R. 2002. Stink bugs on soybean in Northeastern Brazil and a new record on the southern green stink bug, *Nezara viridula* (L.) (Heteroptera: Pentatomidae). *Neotrop. Entomol.* 31(2):331-332. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2002000200023>
- PANIZZI, A.R., McPHERSON, J.E., JAMES, D.G., JAVEHERY, M. & McPHERSON, R.M. 2000. Stink bugs (Pentatomidae). In *Heteroptera of economic importance* (C.W. Schaefer and A.R. Panizzi, ed.). CRC, Boca Raton, p.432-434.
- PITTELKOW, F.K., JAKELAITIS, A., CONUS, L.A., OLIVEIRA, A.A., GIL, J.A., ASSIS, F.C. & BORCHARTT, L. 2009. Weed influence on transgenic soybean. *Gl. Sci. Technol.* 2(3):38-48.
- RUFATO, L., RUFATO, A.R., SCHELEMPER, C., LIMA, C.S.M. & KRETZSCHMAR, A.A.A. 2008. Aspectos técnicos da cultura da physalis. CAV/UEDESC, Lages, UFPel, Pelotas, 100p.
- SILVA, L.F., CONTREIRA, C.L., LIMA, C.S.M., BETEMPS, D.L. & RUFATO, A.R. 2009. Principais pragas que afetam a cultura da physalis em Pelotas, Capão do Leão e Vacaria. In: Congresso Iniciação Científica. UFPel, 4 p.
- SILVA, K.N. & AGRA, M.F. 2005. Comparative pharmacobotanical study on *Nicandra physalodes* and *Physalis angulata* (Solanaceae). *Braz. J. Pharmacogn.* 15(4):344-351.
- THOMÉ, M. & OSAKI, F. 2010. Nitrogen, phosphorus and potassium fertilization results on *Physalis* spp. yield. *Rev. Acad. Ciênc. Agrár. Ambient.* 8(1):11-18.

Received 06/12/2012

Revised 12/03/2013

Accepted 15/05/2013

Flood-mediated use of habitat by large and midsized mammals in the Brazilian Pantanal

Patrick Ricardo De Lázari^{1,4}, Manoel dos Santos-Filho¹,

Gustavo Rodrigues Canale² & Maurício Eduardo Graipel³

¹Laboratório de Mastozoologia, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais – PPGCA, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CEP 78200-000, Cáceres, MT, Brazil

²Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CEP 78300-000, Tangará da Serra, MT, Brazil

³Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Trindade, CEP 88040-900, Florianópolis, SC, Brazil

⁴Corresponding author: Patrick Ricardo De Lázari, e-mail: lrpatrick@gmail.com

DE LÁZARI, P.R., SANTOS-FILHO, M., CANALE, G.R. & GAIPEL, M.E. **Flood-mediated use of habitat by large and midsized mammals in the Brazilian Pantanal.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn02713022013>

Abstract: The Brazilian Pantanal comprises a mosaic of forest and field environments harbouring a rich community of large and midsized mammals that are adapted to the annual hydrological cycle. Here we evaluated richness and composition of large and midsized mammals inhabiting forested and open habitats affected by yearly floods in the Pantanal in Cáceres from October 2009 to September 2010. We compared these communities in marshes, dry forests and riparian forests based on 640 camera-traps.nights, sights, tracks, faecal samples and interviews. We also compared results in a private land (Descalvados Farm) and in a protected area (Taiaimã Ecological Station). In total, we sampled 26 large and midsized mammals, including five threatened and two near threatened species. Jaguars, collared peccaries and red-brocket deers were the only mammals recorded at all habitat types, while eleven species were recorded exclusively in one of the habitats. We identified a heterogeneous use of the habitat by the animal community surveyed in all three habitats during the wet and dry season. Furthermore, precipitation and river level affected the use of dry forests and marshes isolated from dry forests. Finally, 62% of large/midsized mammal species present in the surveyed region recorded outside the reserve; therefore, we recommend conservation actions to protect those species and also to preserve unprotected dry forests.

Keywords: species richness, composition, floods, conservation, use of space.

DE LÁZARI, P.R., SANTOS-FILHO, M., CANALE, G.R. & GAIPEL, M.E. **Uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte influenciado por inundações no Pantanal brasileiro.** *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn02713022013>

Resumo: O Pantanal brasileiro é formado por um mosaico de ambientes florestados e campestres, abrigando uma rica comunidade de mamíferos de médio e grande porte adaptados ao ciclo hidrológico anual. Nós avaliamos a riqueza e composição de mamíferos de médio e grande porte em habitats florestados e campestres afetados pelas inundações anuais no Pantanal de Cáceres entre outubro/2009 e setembro/2010. Comparamos as comunidades em Campos Inundáveis, Matas Secas e Matas Ripárias com base em 640 armadilhas-fotográficas, noite, avistamentos, pegadas, amostras fecais e entrevistas. Nós também comparamos os resultados em uma área privada (Fazenda Descalvados) e em uma área protegida (Estação Ecológica Taiaimã). No total, foram registradas 26 espécies de mamíferos de médio e grande porte, incluindo cinco espécies ameaçadas de extinção e duas quase ameaçadas. Onças-pintadas, catetos e veados-mateiro foram os únicos mamíferos registrados em todos os habitats, enquanto que 11 espécies foram registradas em apenas um tipo de habitat. Identificamos diferença quanto ao uso dos habitats entre os três tipos de habitats durante a estação seca e chuvosa. Além disso, a precipitação e o nível do rio afetaram o uso da Mata Seca e Campos Inundáveis isolados das Matas Secas. Por fim, 62% das espécies foram registradas fora da reserva, por isso, recomendamos ações de conservação para proteger as espécies e também para preservar as florestas secas desprotegidas.

Palavras-chaves: riqueza de espécies, composição, inundações, conservação, uso do espaço.

Introduction

The Brazilian Wetlands (*Pantanal*) is known worldwide for its extraordinary wildlife, especially regarding mammals, where 174 species are recorded (Alho et al. 2011). The Pantanal plays an important role in the biological diversity maintenance, as it comprises a diverse complex of natural habitats offering opportunities for several animal species to forage, feed and reproduce (Alho 2008). Nevertheless, the Pantanal is highly under-sampled and even basic information such as species occurrence and distribution, area of occupancy and use of space by large and mid-sized mammals are fairly unknown (Rodrigues et al. 2002).

The Pantanal's landscape comprises a mosaic of fields and prairies surrounded by forested areas seasonally flooded (Nunes da Cunha & Junk 2009, Alho et al. 2011). Its annual hydrological cycle leads to severe changes in this landscape, causing seasonal contraction of habitats due to floods covering a large land extension. Some mammals are better adapted than others to explore flooded and/or dry land (Mamede & Alho 2006, Alho 2008), in addition forested habitats are generally laid at higher elevations and are used as a refuge during flood peaks (Desbiez et al. 2010). Consequently, habitats are differently used by distinct species, and species abundance and/or population distribution are influenced by these environmental variations (Desbiez et al. 2009, Alho & Sabino 2011, Alho & Silva 2012).

Density of large and mid-sized mammals are known to increase in marshes during the dry season (Alho 2008), but only qualitative information were collected so far and little is known about the use of other environments. Understanding the variation in the use of space by large and mid-sized mammals in this mosaic of vegetation types is fundamental to the comprehension of the effects of flood seasonality over the community structure (Phillips et al. 2004).

Here we aimed to evaluate the richness and composition of large and mid-sized mammals in one protected and one private area comparing three distinct vegetations in the Pantanal. Also, we highlight the importance of understanding use of space by this

community and applications to management and conservation of the species.

Material and methods

1. Study area

This study was conducted at the watershed of Paraguay River basin at the municipality of Cáceres, state of Mato Grosso, in two areas: a private land, Descalvados Farm (16° 43' S and 57° 44' W), and a protected area, Taiaimã Ecological Station (reserve) (16° 50' S and 57° 35' W) (Figure 1).

The most common vegetation at the study region is *cerrado*, followed by prairies and marshes, dry forests and riparian forests are also present (Silva et al. 2000). Climate is characterised by two seasons (wet and dry) with average annual temperature of 25 °C (Calheiros & Fonseca Júnior 1996). During the wet season (October – March), average precipitation is between 1200 to 1300 mm (Cadavid Garcia 1984, Mamede & Alho 2006), and at the study area it may vary from 700 to 1600 mm year-round (Neves 2006).

2. Habitat types

In the Pantanal, forests and fields (prairies and marshes) are affected by annual floods. The study area is located on a flat region yearly affected by floods, called Alluvial Floodplain (Pinto 1986). Subtle differences in the topographic gradient of these two areas are reflected in distinct river level (Silva 2010), area flooded and flood duration (Agência... 2004), generating a complex landscape with a diverse land cover (Nunes da Cunha & Junk 2009). The reserve is mainly covered by marshes and riparian forests, while the private land is covered by both and also by dry forests. Here we sampled these three vegetation types.

Dry forests are deciduous forest with variable levels of leaf-drop during the dry season; it lays on dry grounds in interfluvial areas with nutrient-rich soils (Ribeiro & Walter 1998). Riparian forests are always associated to river borders fairly common in the floodplains,

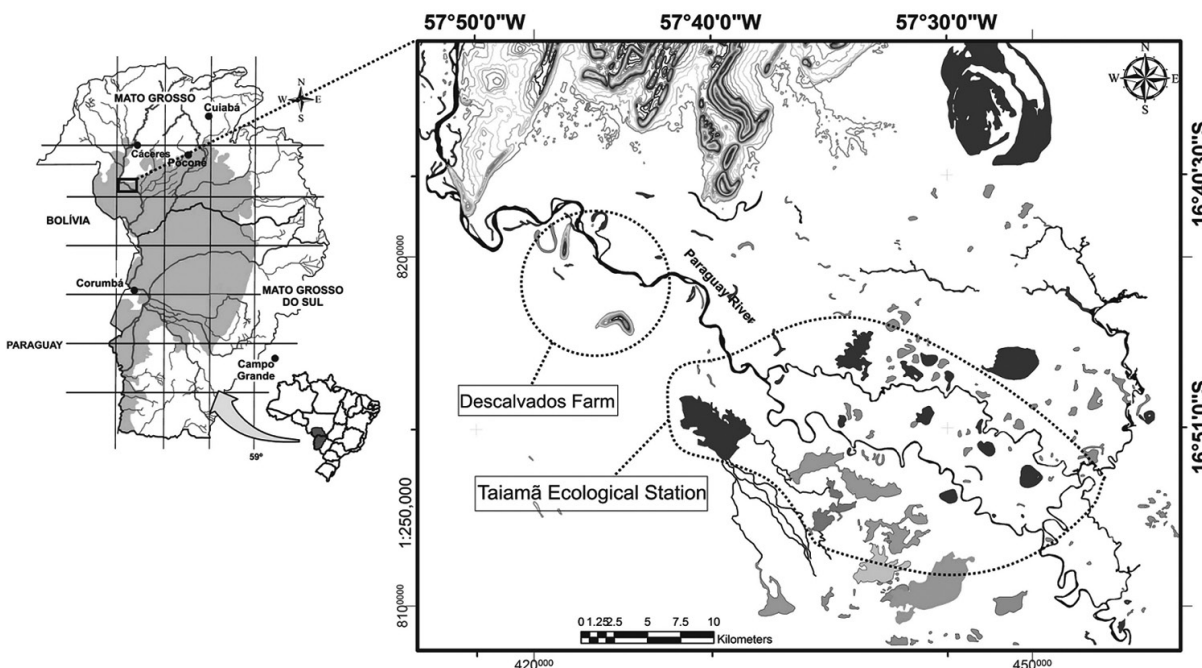


Figure 1. Map with the location of the study areas :Descalvados Farm (private land) and Taiaimã Ecological Station (reserve), located both sides of the river Paraguay municipality of Cáceres, MatoGrosso state - Pantanal. Data were collected from October 2009 to September 2010.

totally flooded during the wet season (Instituto... 1992). Finally, marshes are open lands generally present between forested lands, with high abundance of grass and Cyperaceae, totally flooded during the wet season (Silva et al. 2000).

3. Data collection

Confirmation of the presence of large and mid-sized mammals was based on sights of animals, tracks and faecal samples, five interviews with local residents and camera-trap records (Triginus 6.0D). The association of several surveying methods allows us to improve detectability of elusive species and also species with different ranging patterns (Voss & Emmons 1996, Santos 2003, Trolle 2003).

We evenly surveyed study sites from October 2009 to September 2010, comprising dry and wet season, and summing 80 surveying-days. Animal sightings, tracks and faecal samples were recorded while walking on trails and dirty roads, also while installing/monitoring camera-traps or moving from one vegetation type to another by boat. Semi-structured interviews were conducted with local residents using colour plates of local fauna. Ecologically-similar African mammals, known not to occur in the region, were also shown to identify type II errors (Canale et al. 2012). Eight camera-traps were installed in each vegetation type at 40 cm from the ground, turned on 24h/day for 10 days, and monitored for battery changes, baits (dog-food, salt and maize) replacement and animal photos every three days. Animal trails and places with abundant tracks and faecal samples were selected for camera installing; in total, we surveyed seven sites of riparian forest, six sites of dry forest and eight sites of marshes. River level was recorded every month from a specific ruler placed at both study areas by the Brazilian Navy, precipitation data was collected by the National Institute of Meteorology (INMET).

4. Data analysis

We used non-parametric statistics, as variables did not fit to a normal distribution, to compare species richness among the three vegetation types (Kruskal-Wallis one-way analysis of variance), and also to compare species richness between seasons (Wilcoxon rank-sum test). Spearman's correlations were conducted to verify the relation between species richness and precipitation and river level. We used a distance-based approach to verify similarity in species composition between study areas, using a NMDS based on a Jaccard similarity matrix. An analysis of similarity (ANOSIM) was carried out to evaluate the difference in species composition between the private land and reserve. Analyses were conducted using R-statistics (R Development... 2008). Species recorded exclusively by interviews and/or in aquatic environment were not considered in statistical analysis.

Results

Based on all sampling methods (including interviews), we recorded 26 large and mid-sized mammal species, in seven orders and 15 families (following Wilson & Reeder 2005) in our study areas, (Table 1) (N = 26 species by interviews, 11 species by camera trap, 3 species by faecal samples, 10 species by tracks, 13 species by sightings). Seven species are considered threatened of extinction (following International... 2012), representing 26% of large and mid-sized mammals recorded for our study areas. Two threatened species, lowland tapir (*Tapirus terrestris*) and Southern three-banded armadillo (*Tolypeutes matacus*), were recorded outside the reserve, but not inside it. Furthermore, only 38% (N = 10 spp) of large/mid-sized mammals were recorded inside the reserve.

For statistical analysis we considered 640 camera-trap nights, sights, tracks and faeces records; summing 20 large and

mid-sized mammal species recorded. *Pteronura brasiliensis*, *Lontra longicaudis*, *Coendou prehensilis*, *Tamandua tetradactyla*, *Sapajus cay* and *Aotus azarae* were recorded exclusively by interviews and/or in aquatic environment; their arboreal/aquatic habits precluded pictorial records, thus we could not determine the use of habitats (marsh, dry forest and riparian forest) by these species and they were not considered in statistical analysis. There was no difference of species richness between seasons ($W = 31$, $p = 0.1210$). Precipitation (mm/month) and river level (m) were positively correlated to species richness in the dry forests (precipitation: $\rho = 0.83$, $p = 0.04$; river level: $\rho = 0.77$, $p = 0.04$); both were also negatively correlated to species richness in marshes (precipitation: $\rho = -1$, $p > 0.001$; river level: $\rho = -1$, $p > 0.001$). Species richness in the riparian forests was correlated to neither. Richness of large/mid-sized mammals was higher at the private land than at the reserve ($W = 91.5$, $p = 0.007$), reaching nineteen and four species for each area, respectively (Table 1) (interviews excluded).

Jaguar (*Panthera onca*), red brocket deer (*Mazama americana*) and collared peccary (*Pecari tajacu*) were the only species recorded at all three habitat types. Six species were located only in dry forests (*T. matacus*, *C. paca*, *P. cancrivorus*, *N. nasua*, *T. pecari*, *M. gouazoubira*), also four species were exclusively observed in riparian forests (*E. barbara*) and marshes (*D. novemcinctus*, *E. sexcinctus*, *C. thous*) when they were adjacent to dry forests in the private land. In addition, the giant anteater (*M. tridactyla*) was observed only in riparian forests inside the reserve (Table 1).

In general, species richness was not different among vegetation types (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 5.37$, $df = 2$, $p = 0.07$), considering the private land and reserve together (Figure 2). Comparing each vegetation type separately for each study area (private land and reserve), however, species richness in the dry forests (N = 13 species) was higher than in the marshes (N = 10 species) ($W = 40.5$, $p = 0.02$). Furthermore, dry forests in the private land (N = 13 species) were richer than the marshes inside the reserve (N = 2 species) ($W = 33$, $p = 0.009$), but not different from marshes in the private land (N = 8 species) ($W = 7.5$, $p = 0.73$). No other significant relation was observed when comparing species richness among distinct vegetation types ($p > 0.05$).

In addition, we observed that large and mid-sized mammals' composition within each sampled area (reserve vs private land) is different (ANOSIM $r = 0.48$, $p = 0.001$, 999 permutations), but sites within the reserve presented more similarity among then when compared with sites outside the reserve (Figure 3).

Discussion

Large and mid-sized mammals' richness observed in the study region (N = 26 spp.) was similar to other studies (Schaller 1983 – 31 species, Alho et al. 1987 – 20 species, Trolle 2003 – 27 species, Mamede & Alho, 2006 – 30 species), and species richness different between private land and reserve is due to hydrological factors. The reserve is predominantly covered by marshes and riparian forest patches along the Paraguay River, being almost completely flooded during the rain season. The lowland at this region is enclosed by an enlarged bifurcation of the river and during flood peaks the water cover the marshes and the understory of riparian forests leaving no dry ground for terrestrial mammals (Silva et al. 2007). Floods at the private land, however, reach a smaller area and lower level, leaving unflooded forest available (Agência... 2004).

Eleven out of 20 species recorded there showed some level of restriction regarding the use of space, being detected only in one of the three sampled habitats; this is likely related to specific ecological needs for each of the large and mid-sized mammals of the Pantanal. In

Table 1. List of large and mid-sized mammals in Pantanal at Cáceres, Mato Grosso, Brazil, recorded at three distinct habitat types. Historical records refer to presence of animals before 1974 massive flood reported in interviews. Threaten category according to Brazilian Redlist (Brasil 2008) and IUCN (International... 2012).

Species	Common name	Record type	Marsh	Dry Forest	Riparian Forest	Interview	Historical records	Threaten category
Artiodactyla Cervidae								
<i>Mazama americana</i>	Red Brocket Deer	C, I, S, Tc	P ^w	P ^{wd}	P ^w	P		-
<i>Mazama gouazoubira</i>	Brown Brocket Deer	S, I		P ^d		P		-
<i>Blastocerus dichotomus</i>	Marsh Deer	C, S, I	P ^d	P ^d		P, R		Vu
Tayassuidae								
<i>Pecari tajacu</i>	Collared Peccary	C, I, S, Tc	P ^w	P ^{wd}	P ^w	P	R	-
<i>Tayassu pecari</i>	White-lipped Peccary	C, I, S		P ^w		P, R		Nt*
Carnivora								
Canidae								
<i>Cerdocyon thous</i>	Crab-eating Fox	I, Tc	P ^w			P	R	-
Felidae								
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelot	C, I, Tc	P ^w	P ^{wd}		P		-
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	C, F, I, S, Tc	P ^d , R ^d	P ^{wd}	P ^w , R ^{wd}	P		Vu
Mustelidae								
<i>Eira barbara</i>	Tayra	C, I			P ^w	P		-
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Giant Otter	I, S ^r				P, R		Vu
<i>Lontra longicaudis</i>	Neotropical Otter	I				P, R		
Procyonidae								
<i>Nasua nasua</i>	South American Coati	I, S		P ^d		P	R	-
<i>Procyon cancrivorus</i>	Crab-eating Raccoon	C, I, S		P ^{wd}		P	R	-
Perissodactyla								
Tapiridae								
<i>Tapirus terrestris</i>	Brazilian Tapir	F, I, Tc		P ^{wd}	P ^w	P		Vu*
Rodentia								
Erethizontidae								
<i>Coendou prehensilis</i>	Brazilian Porcupine	I				P		-
Dasyproctidae								
<i>Dasyprocta azarae</i>	Azara's Agouti	C, I, S, Tc, Tp		P ^{wd}	P ^w	P, R		-
Caviidae								
<i>Hydrochoeris hydrochaeris</i>	Capybara	C, F, I, S, Tc	R ^{wd}		P ^d , R ^d	P, R		-
Cuniculidae								
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	I, Tc		P ^w		P		-
Cingulata								
Dasypodidae								
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Six-banded Armadillo	I, S	P ^w			P		-
<i>Tolypeutes matacus</i>	Southern Three-banded Armadillo	I, Tp		P ^w		P		Nt*
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Nine-banded Armadillo	I, Tc	P ^w			P	R	-
Pilosa								
Myrmecophagidae								
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Giant Anteater	C, I			R ^w	P, R		Vu
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Southern Tamandua	I				P		
Primata								
Atelidae								
<i>Alouatta caraya</i>	Black Howler Monkey	I, S			P ^w , R ^{wd}	P, R		-
Cebidae								
<i>Sapajus cay</i>	Hooded capuchin monkey	I				P, R		-
<i>Aotus azarae</i>	Azara's night monkey	I				P		-

Tc – track; C – camera-trap; F – faecal samples; I – interview; S – sighting; Tp – Trap; Vu – vulnerable; Nt – near threatened; P – Private land; R – Reserve
 * listed also by IUCN; ^w wet season; ^d dry season; ^r sighted in the river. Tc – pegadas; C – armadilha fotográfica; F – amostras fecais; I – entrevista; S – avistamento; Tp – armadilha; Vu – vulnerável; Nt – quase ameaçada; P – Área Privada; R – Reserva. * listado apenas pela IUCN; ^w estação chuvosa; ^d estação seca; ^r avistado no rio.

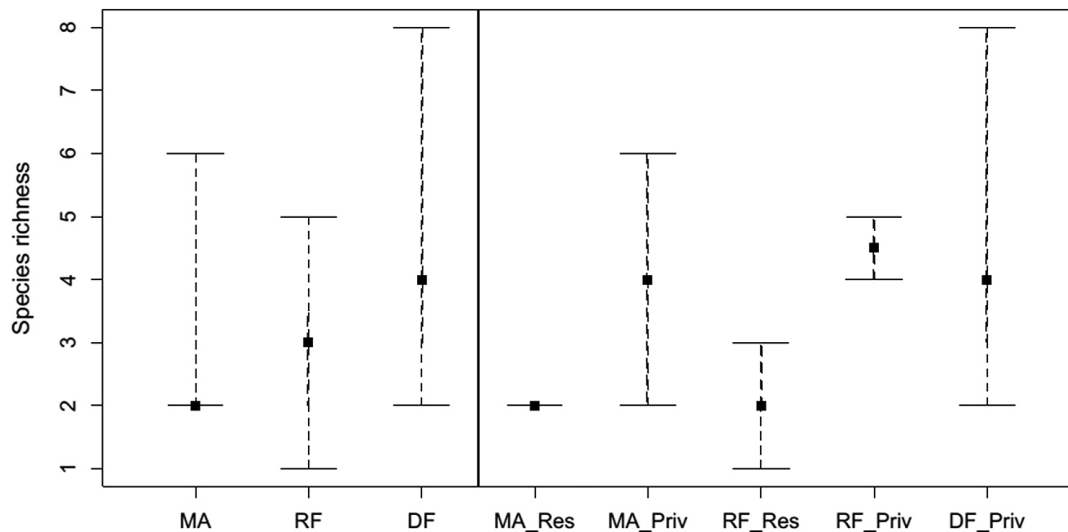


Figure 2. Species richness of large and mid-sized mammals in Cáceres, Mato Grosso, Brazil. Left side split by a dashed line shows data for private land and reserve together (MA= marsh, RF= riparian forest, DF = dry forest). Right side shows data for each vegetation type separately by study areas (_Priv = vegetation type at the private land, _Res = vegetation type at the reserve). Dark square shows median species richness and whiskers show maximum and minimum richness recorded.

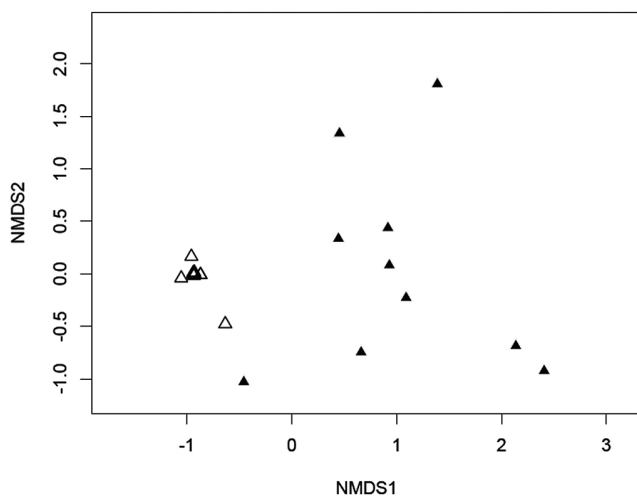


Figure 3. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot based on a Jaccard similarity matrix, showing grouped basing on species composition. Black triangles are the habitats sampled at Descalvados Farm – private land (N=10), and white triangles are the habitats sampled at Taiamã Ecological Station – reserve (N=11).

fact, the dynamics of animal movement for some terrestrial mammals are clearly affected by the availability of dry ground during the flood peaks (Alho et al. 2011).

Dry forests are typically at a higher elevation gradient, thus not affected by floods. This environment comprises a refuge for terrestrial species during the wet season. Good-swimmer mammals such as the jaguar, however, explore open and forested lands in riverine areas being able to cross rivers and forage over a large region (Crawshaw & Quigley 1991, Mamede & Alho 2006). Jaguars ranging patterns are generally more related to prey density (Crawshaw & Quigley 1991) than to habitat availability (Ramalho & Magnusson 2008). Herds of capybara are commonly seen at the river margins of the reserve, what might be influencing high densities of jaguars witnessed there (P.R. De Lázari, unpubl. data). Also, arboreal mammals, such as capuchin monkeys and howler monkeys, are less affected by hydrological

cycles because they inhabit the canopy of forested habitats, finding food resources during floods (Alho & Silva 2012).

Richness of large and mid-sized mammals simultaneously increased in the dry forests and decreased in the marshes according to the increase in river level and the volumetric rain increment, strongly suggesting that animals move from the marshes to the dry forests during flood peaks. This indicates that dry forests may be a refuge for these terrestrial mammals when marshes are flooded, and during the dry season animals leave dry forests to feed on nutritious grounds of marshes.

Moreover, marshes' richness is seemingly affected by the proximity to dry forests, as richness of marshes adjacent to dry forests is similar to the richness of dry forests; conversely, marshes isolated from dry forests (inside the reserve) have a lower richness than dry forests. In fact, three terrestrial species (two armadillos and a crab-eating fox) were only observed in those marshes associated to dry forests.

Species composition is distinct between the private land and the reserve, the latter has a less diverse community; thus, the yearly-flooded area in the reserve might be an ecological barrier to an array of large and mid-sized terrestrial mammals. Accordingly, interviewees report that after a massive flood in 1974 at least six terrestrial species disappeared from the reserve, also they state that the reserve did not use to be so widely flooded every year before it. However, the number of species recorded inside the reserve was considerably lower leaving 62% of the species present in the surveyed region recorded outside the reserve. This said, it is recommendable a different conservation approach for large and mid-sized mammals inhabiting protected and unprotected lands in the study areas, as protection of land not flooded (M. Santos-Filho pers. observ.).

The Pantanal of Cáceres harbours a rich community of large and mid-sized mammals similar to other regions in the Pantanal, however, a richer community inhabits unprotected lands outside Taiamã Ecological Station. In addition, this mammal fauna makes different use of space; a richer fauna inhabits dry forests, which serves as a refuge for species leaving marshes during flood peaks. Due to the differential use of space by large and mid-sized mammals we recommend conservation actions, such as protection of areas not

affected by flooding, to preserve unprotected species inhabiting areas outside the reserve.

Acknowledgments

We thank Lenda Turism for allowing the research in Descalvados Farm. Many thanks to Daniel Kanteck and Jair João Matia (ICMBio) for authorizing the research at Taiaimã Ecological Station. We acknowledge FAPEMAT for financial support and to CAPES for Master's scholarship to PRL.

References

- ALHO, C.J.R., LACHER, T.E., CAMPOS, Z.M.S. & GONÇALVES, H.C. 1987. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul: I - levantamento preliminar de espécies. *Rev. Bras. Zool.* 4(2):151-164. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751987000200007>
- ALHO, C.J.R. 2008. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Braz. J. Biol.* 64(4): 957-996. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500005>
- ALHO, C.J.R., CAMARGO, G. & FISCHER, E. 2011. Terrestrial and aquatic mammals of the Pantanal. *Braz. J. Biol.* 71(1): 297-310.
- ALHO, C.J.R. & SABINO, J. 2011. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. *Braz. J. Biol.* 71(1):327-335.
- ALHO, C.J.R. & SILVA, J.S.V. 2012. Effects of Severe Floods and Droughts on Wildlife of the Pantanal Wetland (Brazil) - A Review. *Animals*. 2:591-610. <http://dx.doi.org/10.3390/ani2040591>
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. 2004. Programa de ações estratégicas para o gerenciamento integrado do Pantanal e da Bacia do Alto Paraguai. ANA/GEF/PNUMA/OEA, Brasília.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília. Biodiversidade, n.19.
- CADAVID GARCIA, E.A. 1984. O clima no Pantanal Matogrossense. Embrapa-CPAP, Corumbá. Circular técnica, n.14.
- CALHEIROS, D.F. & FONSECA JÚNIOR, W.C. 1996. Perspectivas de estudos ecológicos sobre o Pantanal. Embrapa-CPAP, Corumbá. Documento, n.18.
- CANALE, G.R., PERES, C.A., GUIDORIZZI, C.E., GATTO, C.A.F.R. & KIERULFF, M.C.M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE*. 7(8):e41671. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- CRAWSHAW, P.G. & QUIGLEY, H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zool.* 223:357-370. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04770.x>
- DESBIEZ, A.L.J., BODMER, R.E. & SANTOS, S.A. 2009. Wildlife habitat selection and sustainable resources management in a Neotropical wetland. *Int. J. Biodiv. Conserv.* 1(1):11-20.
- DESBIEZ, A.L.J., BODMER, R.E. & TOMAS, W.M. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica*. 42(3):372-378. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00601.x>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Série Manuais técnicos em geociências. IBGE.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE - IUCN. World Conservation International. 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org> (último acesso em 27/10/2012).
- MAMEDE, S.B. & ALHO, C.J.R. 2006. Response of wild mammals to seasonal shrinking-and-expansion of habitats due to flooding regime of the Pantanal, Brazil. *Baz. J. Biol.* 66(4):991-998. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000600006>
- NUNES DA CUNHA, C. & JUNK, W.J. 2009. Landscape units of the Pantanal: structure, function, and human use. In *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. (W.J. Junk, C.J. Da Silva, C. Nunes da Cunha & K.M. Wantzen, eds.). Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- NEVES, S.M.A.S. 2006. Condição climática de Cáceres/MT. In *Simpósio Brasileiro de Climatologia Geográfica*. DGEO-ICHS-CUR-UFMT, Rondonópolis.
- PHILLIPS, M.L., CLARK, W.R., NUSSER, S.M., SOVADA, M.A. & GREENWOOD, R.J. 2004. Analysis of predator movement in prairie landscapes with contrasting grassland composition. *J. Mammal.* 85(2):187-195. [http://dx.doi.org/10.1644/1545-1542\(2004\)085%3C0187:AOPMIP%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1644/1545-1542(2004)085%3C0187:AOPMIP%3E2.0.CO;2)
- PINTO, M.N. 1986. Geomorfologia do Pantanal Matogrossense. In *Anais do V Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Natal, v.1, p.78-85.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. 2008. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.R-project.org>
- RAMALHO, E.E. & MAGNUSSON, W.E. 2008. Uso do habitat por onça-pintada (*Panthera onca*) no entorno de lagos de várzea, Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, AM, Brasil. *Uakari*. 4(2):33-39.
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: ambiente e flora*. (S.M. Sano & S.P. Almeida eds). Embrapa, Planaltina.
- RODRIGUES, F.H.G., MEDRI, I.M., TOMAS, W.M. & MOURÃO, G.M. 2002. Revisão do conhecimento sobre ocorrência e distribuição de mamíferos do pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá. Documento, n.38.
- SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. (L. Cullen Junior, R. Rudran & C. Valadares-Padua, orgs.). Editora UFPR.
- SCHALLER, G.B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arq. Zool.* 31(1):1-36.
- SILVA, A. 2010. Geomorfologia do megaleque do rio Paraguai, quaternário, do Pantanal Mato-grossense, Centro-Oeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- SILVA, A., ASSINE, M.L., ZANI, H., SOUZA FILHO, E.E. & ARAÚJO, B.C. 2007. Compartimentação geomorfológica do rio Paraguai na borda norte do Pantanal mato-grossense, região de Cáceres-MT. *Rev. Bras. Cartogr.* 59(01):73-81.
- SILVA, M.P., MAURO, R., MOURÃO, G. & COUTINHO, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revta. Brasil. Bot.* 23(2):143-152.
- TROLLE, M. 2003. Mammals survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiv. Conserv.* 12:823-826. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1022489426920>
- VOSS, R.S. & EMMONS, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 230:1-115.
- WILSON, D.E. & REEDER, D.A. 2005. Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference. 3rd ed. The Johns Hopkins University Press, v.1-2.

Received 12/10/2012

Revised 05/07/2013

Accepted 05/29/2013

New group, new species and new records from Brazil of the atropos, brasilianus and giganteus groups (Blattaria, Blaberidae, Blaberinae)

Sonia Maria Lopes^{1,2,3} & Edivar Heeren de Oliveira¹

¹*Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Quinta da Boa Vista, s/n, São Cristóvão, CEP 20949-040, Rio de Janeiro, RJ, Brasil*

²*CNPq Researcher*

³*Corresponding author: Sonia Maria Lopes, e-mail: soniafraga@gmail.com*

LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. **New group, new species and new records from Brazil of the atropos, brasilianus and giganteus groups (Blattaria, Blaberidae, Blaberinae).** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n3/en/abstract?short-communication+bn03413022013>

Abstract: This paper presents 20 species of the genus *Blaberus* (Blaberidae) included in the atropos, brasilianus and giganteus groups. A new group is defined, and 12 new species are described. The genitalia of the eight known species are described. The descriptions are based on the morphology of the head, thorax and abdomen, illustrating the structures of the genitalia and variations in the form of the structures, some within the same species. New records for five known species are discussed. All material is deposited in the collection of the Museu Nacional of Rio de Janeiro.

Keywords: *Blattaria, morphology, diversity, new taxon, taxonomy.*

LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. **Novo grupo, novas espécies e novos registros para o Brasil pertencentes aos grupos atropos, brasilianus e giganteus (Blattaria, Blaberidae, Blaberinae).** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n3/pt/abstract?short-communication+bn03413022013>

Resumo: Este trabalho apresenta vinte espécies do gênero *Blaberus* incluídas nos grupos atropos, brasilianus e giganteus. Um novo grupo é apresentado. Dessas espécies são descritas doze como novas espécies. São descritas as genitálias de oito espécies já conhecidas. As descrições são baseadas em caracteres morfológicos de cabeça, tórax e abdomen com ilustração das estruturas das genitálias e variações na forma de suas estruturas em algumas delas dentro da mesma espécie, bem como novos registros para cinco espécies já conhecidas. Todo o material está depositado na coleção do Museu Nacional do Rio de Janeiro.

Palavras-chave: *Blattaria, morfologia, diversidade, novo táxon, taxonomia.*

Introduction

The family Blaberidae Brunner de Wattenwyl (1865) includes small- to large-sized species; the former have the tegmina and wings extending over the apex of the abdomen, and are apterous or subapterous; and the latter are medium-to-large sized with green, brown or black tegmina. The family is the most evolved among the Blattaria, and its individuals show such a close resemblance that although they have undergone adaptations, they retain elements of the genitalia and proventriculus with only small variations (McKittrick, 1964).

Roth (2003) characterized the males of this family as having cerci that are usually small, segmented or not, and not reaching the posterior margin of the supra-anal plate; with two similar, simple, small styles, rarely one or both absent. The genital hook is located on the right side, and is rarely reduced or absent. The females have a widened atrium in which the eggs are incubated. The majority of the species are ovoviviparous, rarely viviparous or with the ootheca absent.

Within the genus *Blaberus* Serville (1831), of which *B. giganteus* Linnaeus is the type-species, the great diversification of its species makes it desirable to study the described species as well as those that are new to science. Burmeister, 1838 (in: Princis, 1946) first mentioned the presence of spines on the prepuce in *B. trapezoideus* Burmeister, 1838, and Hebard (1917) also mentioned these spines in *B. craniifer* Burmeister, 1838 and *B. atropos* (Stoll, 1813). Princis (1946) illustrated the structure of the aedeagus and the prepuce of *B. giganteus* (Linnaeus, 1758), *B. trapezoideus*, *B. atropos*, *B. craniifer*, *B. discoidalis* Serville, 1839, *B. parabolicus* Walker, 1868, *B. anisitsi* Brancsik, 1898 and *B. boliviensis* Princis, 1946.

Leféuvre (1960) illustrated the genitalia of *B. craniifer*. McKittrick (1964) illustrated *B. discoidalis*. Drawing upon the structure of the prepuce and the aedeagus, Roth (1969) classified the species of *Blaberus* into three groups: 1) *giganteus* (*B. giganteus* and *B. craniifer*); 2) *Brasilianus* (*B. minor* Saussure, 1864, *B. brasilianus* Saussure, 1864, *B. colosseus* Illiger, 1801, *B. fusiformis* Walker, 1868, *B. scutatus* Saussure & Zehntner, 1894); and 3) *atropos* (*B. atropos*, *B. parabolicus*, *B. discoidalis*, *B. anisitsi* and *B. boliviensis*). Roth (1969) regarded *B. trapezoideus* as synonymous with *B. giganteus* and *B. colosseus*. He added that the intra-specific variation of the genitalia is so great that it is difficult and sometimes even impossible to distinguish these structures among certain species of one group. Pellens & Grandcolas (2008) distinguished four species of the *brasilianus* group within Brazil, and Beccaloni (2012) listed 19 species for the genus.

The present report illustrates the habitus and the structures of the genitalia of males belonging to 20 species of *Blaberus* included in the *atropos*, *brasilianus* and *giganteus* groups. Interspecific differences and intra-specific variations in the habitus and morphology of the head and pronotum, reinforced by the configuration of the structure of the genitalia, including the median sclerite, right phallomere and left phallomere, are described. The following groups of species and their variations are presented: in the *atropos* group, *B. atropos* with six variations, *B. ducky*, *B. matogrossensis*, *B. parabolicus* with six variations. Also, five new species are described. New records from Brazil are provided for *B. atropos* and *B. parabolicus*. In the *brasilianus* group, *B. affinis* with four variations and *B. scutatus* with seven variations are presented, and five new species are described. New records from Brazil are provided for *B. affinis* and *B. scutatus*. In the *giganteus* group, *B. giganteus* is presented. A new group (*macurus*) with one new species is described.

Material and Methods

The specimens were analyzed morphologically according to the usual techniques, as described by Lopes & Oliveira (2000). The terminology of the genital parts, the basic bibliography, and the taxonomic classification are based on the concepts proposed by Roth (1969, 1970, 1976 and 2003). The phylogenetic position of the genus follows Kambhampati (1995) and Klass & Meier (2006). After analysis, the plates and the genital parts were placed in microvials containing glycerin and stored with their respective specimens, mounted on insect pins according to the technique developed by Gurney et al. (1964). All material deposited in the collection will be assigned MNRJ catalog numbers. The material can be found in the Blattaria collection of the Museu Nacional.

Results

1) *Atropos* Group

Blaberus amazonensis sp. nov.

General coloration light brown (Figure 1a). Dark-brown head; light yellowish-brown ocellus and clypeus (Figure 1b); brown antennae with 15 shiny basal articles, remaining articles opaque; palpi golden tomentose. Pronotum with black central-basal spot showing three small light yellowish-brown spots in the center; narrow yellowish stripe delimiting apex of black spot (Figure 1c). Tegmina light-colored, with only the basis of the branch of all veins dark brown. Abdominal segments light-colored, with dark spot on each lateral extremity.

Dimensions (mm). Total length: 68; length of pronotum: 14; width of pronotum: 19; length of tegmen: 58; width of tegmen: 20.

Head subtriangular with vertex covered by pronotum; space narrow, measuring about one-sixth of distance between bases of antennal sockets; ocellus large, deflected in relation to the face; antennae long, overreaching base of abdomen.

Thorax. Pronotum elliptical, transverse, with lateral tips slightly deflected and apical surface in relief. Developed legs. Cephalic femur with ventro-cephalic margin bearing three robust spines extending from base to near midlength, followed by dense row of small cilia extending to apex, plus robust apical spine; ventro-caudal margin with sparse cilia and robust apical spine; middle and posterior femurs with ventro-cephalic margin bearing sparse cilia plus robust apical spine; ventro-caudal margin with dense row of cilia extending from base to apex, plus robust apical spine. A genicular spine is present; pulvilli on all tarsal articles; nails symmetrical and simple; arolia absent. Tegmen with narrow marginal field, deflected and long, overreaching middle of tegmen; narrow scapular field with longitudinal venule arrangement; discoidal field large, with obliquely laid veins; anal field ample. Developed wings, small apical triangle; anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere in form of two laminas, one of which is more acute, and both touching the apex (Figure 1d); median sclerite little developed, with rounded apex; prepuce with row of small spines extending from base to next to apex (Figure 1e); right phallomere elongated and hook-shaped with a discrete pre-apical indentation; internal sclerotized structure present (Figure 1f).

Material examined: Holotype ♂, Brazil, Amazonas, Estirão do Equador (Rio Javari), (MNRJ).

Etymology: The species was named after the state in which it was collected.

Blaberus atropos (Stoll, 1813)

Blatta atropos Stoll, 1813: 4;

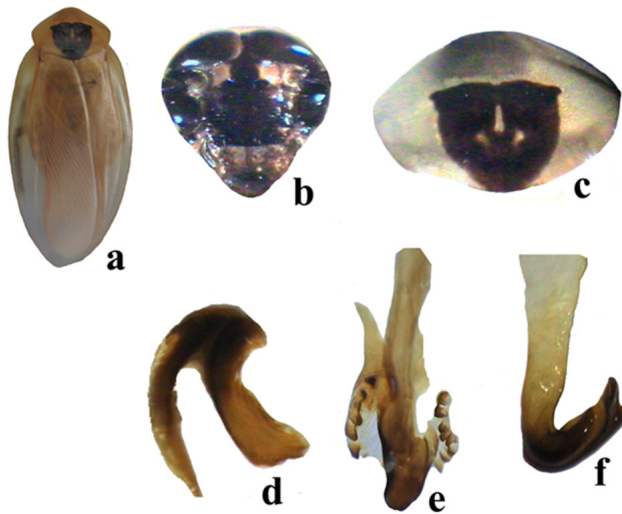


Figure 1. *Atropos* group, sensu Roth. *B. amazonensis*. a. habitus (66 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (3 mm); f. right phallomere, dorsal (3 mm).

Blabera fusca Brunner de Wattenwyl, 1865: 376; Princis, 1963: 127, 131; Beccaloni, 2012. <http://blattodea.speciesfile.org>

Blabera laticollis Walker, F. 1868: 5; Princis, 1963: 131; Beccaloni, 2012. <http://blattodea.speciesfile.org>

Blabera atropos Brunner de Wattenwyl, 1865: 375-376

Blaberus atropos Bruijning, 1959: 3, 6-7; Princis, 1963: 131; Rocha & Silva-Albuquerque, 1964: 5; Vanschuytbroeck, 1969: 5; Roth, 1969: 220-221, 234, 242; Rocha & Silva, 1982: 3; Beccaloni, 2012. <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008: 43.

The species was well described by Roth (1969). In the collection of Blattaria of the Museu Nacional, six variations whose habituses are shown in Figure 2(a-f) were analyzed, as well as the individuals collected in northern Brazil, in the states of Amazonas, Pará and Rondônia. The coloration of the head may vary from dark brown to black with the ocellus varying from yellow to rose, but always distinct. The clypeus is slightly or very evident (Figure 3a-f). The pronotum is slightly tapered apically and has a dark-brown quadrangular spot with slight nuances of light brown (Figure 4a-f). In the genitalia, the median sclerite (Figure 5a-f) always shows the prepuce bordered with a row of spines, which on the left are more developed, denser and more sclerotized, forming a crest; in the right side with one additional row of spines; the prepuce involves the apex of the median sclerite, which is more sclerotized; the right hook-like phallomere more developed, with the apex more acute and distinct and having a pre-apical incision (Figure 6a-e); and the left phallomere is in the shape of two acute laminae that unite dorsally (Figure 6f-k).

Material examined: Brazil: 1 ♂ Rondônia; 2 ♂ and 2 ♀ Amazonas; 2 ♂ Pará; 1 ♂ São Paulo; 1 ♂ and 1 ♀ Venezuela (Delta Amacuro); 1 ♂ Colombia.

Geographical Distribution: São Domingos, Jamaica, Guiana, Suriname, Trinidad, Tobago Bay, Cuba, Mexico, Venezuela, Colombia, Chile, Brazil (Rio de Janeiro, with new records in Amazonas, Pará, Rondônia and São Paulo).

Blaberus colombianus sp. nov.

General coloration light yellowish-brown and shiny (Figure 7a). Head dark brown with lighter ocellus and post-clypeus (Figure 7b); buccal palpi and antennae golden-tomentose. Pronotum with compact dark-brown central basal spot and narrow yellow stripe along apical

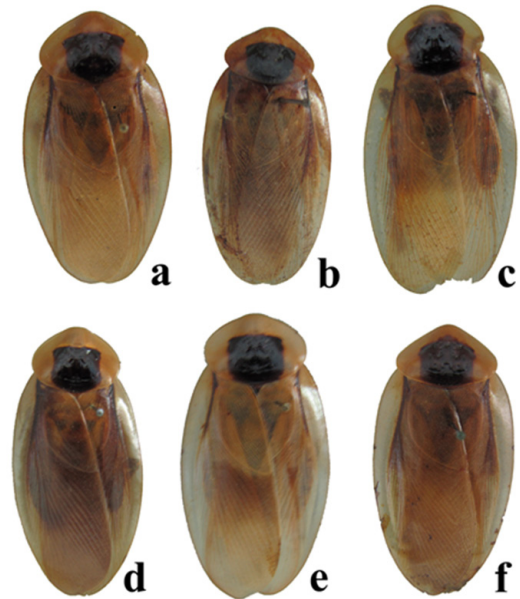


Figure 2. *Atropos* group: *B. atropos*, sensu Roth: habitus: Amazonas: a. (55 mm); Rondônia: b. (58 mm), c. (66 mm), e. (69 mm); Pará: d. (70 mm), f. (55 mm).

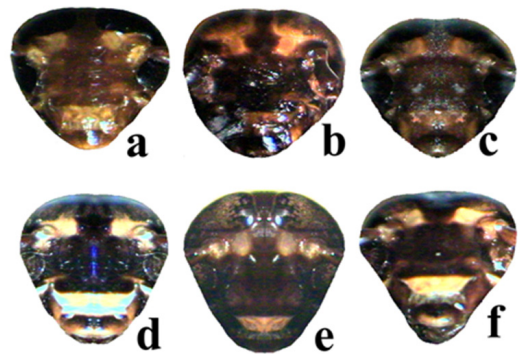


Figure 3. *Atropos* group: *B. atropos*, sensu Roth: head, ventral (6 mm): Amazonas: a; Rondônia: b, c, e. Rondônia; Pará: d, f.

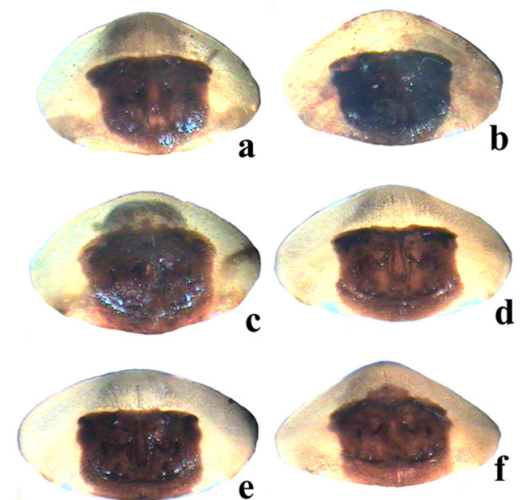


Figure 4. *Atropos* group. *B. atropos*, sensu Roth: pronotum, dorsal (19 mm). Amazonas: a; Rondônia: b, c, e; Pará: d, f.

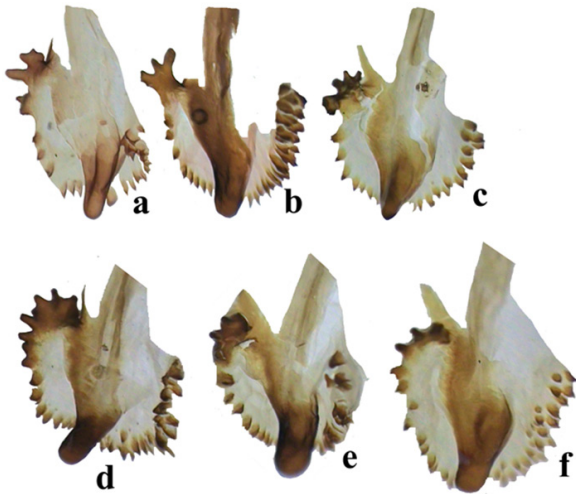


Figure 5. Atropos group. *B. atropos*: median sclerite apical, dorsal (2 mm). Amazonas: a; Rondônia: b, c, e; Pará: d, f.

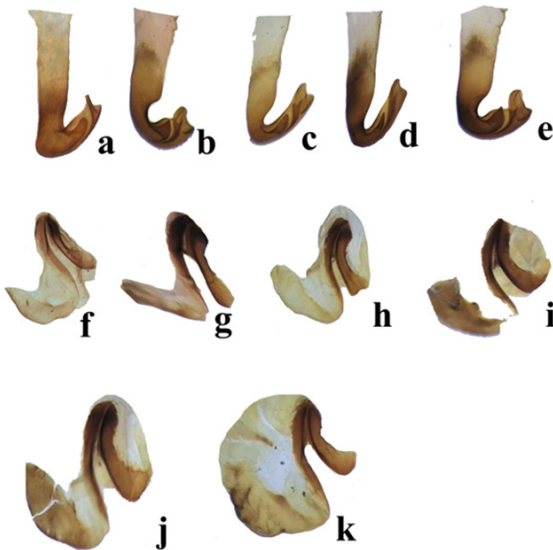


Figure 6. Atropos group. *B. atropos*, sensu Roth: right phallomere, dorsal (2 mm). Amazonas: a; Rondônia: b, c, e; Pará: d; left phallomere, dorsal (2 mm). Amazonas: f; Rondônia: g, h, j; Pará: i, k; right phallomere, dorsal (2 mm). Amazonas: a; Rondônia: b, c, e. Pará: d; left phallomere, dorsal (2 mm). Amazonas: f; Rondônia: g, h, j; Pará: i, k.

border (Figure 7c). Tegmen light, with initial branch of all dark-brown veins radiating to base of discoidal field. Legs with yellow pulvilli.

Head subtriangular with rounded apical border, vertex totally covered by pronotum in dorsal view; interocular space narrow, measuring about one-fourth distance between bases of antennal sockets; ocellus large and rounded; antennae overreaching first segments of abdomen; maxillar palpi with third article larger than the others, fourth and fifth articles dilated at apex.

Thorax with pronotum elliptical, transverse with slight convexity, median-apical surface slightly salient and in relief. Robust legs, cephalic femur with ventro-cephalic margin with three robust spines extending to midlength, followed by dense row of ciliform spines extending to apex plus robust apical spine; ventro-caudal margin with sparse cilia and robust apical spine. Middle and posterior femurs, ventro-cephalic margin with five ciliform, spaced spines

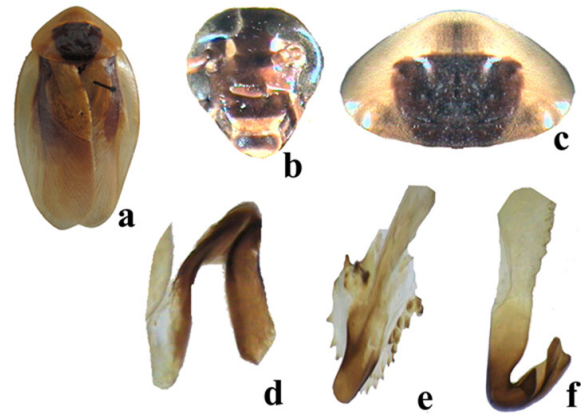


Figure 7. Atropos group, sensu Roth. *B. colombianus*: a. habitus (19 mm); b. head, ventral (6 mm); c. pronotum, dorsal (17 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. apical median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2.5 mm).

plus robust apical spine; ventro-caudal margin with dense row of ciliform spines extending from base to apex, plus robust apical spine on middle femur only; genicular spine present. Long and lanceolate tegmina overreaching apex of cerci; narrow and deflected marginal field; elongated scapular field; discoidal field ample, with obliquely laid veins. Developed wings, small triangular apical and anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere in the shape of two laminae which unite at the apex (Figure 7d). Elongated, hook-like right phallomere with pre-apical indentation, apex developed with salient extremity; sclerotized internal structure (Figure 7f). Median sclerite with rounded and developed apex; prepuce with crown of four spines on left side and row of small spines extending along entire border (Figure 7e).

Dimensions (mm): Total length: 51; length of pronotum: 12; width of pronotum: 18; length of tegmen: 43; width of tegmen: 15.

Material examined: Holotype ♂, Colombia, VII/1914, Bruce Martin col.

Comment: Similar to *B. boliviensis* Princis, 1946 in the general coloration, but the configuration of the median sclerite distinguishes it from the former species.

Etymology: The species was named after the country where it was collected.

Blaberus duckei Jurberg, Albuquerque, Rebordões, Gonçalves & Felipe, 1977

B. duckei Jurberg, Albuquerque, Rebordões, Gonçalves & Felipe, 1977: 539-555; Lopes & Oliveira, 2000: 3; Beccaloni, 2012. <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008: 43.

Jurberg et al. (1977) characterized the species as being similar to *B. parabolicus* Walker, 1868 and *B. peruvianus* Jurberg, Albuquerque, Rebordões, Gonçalves & Felipe, 1977, differing in "morphological details of the genitalia of the male and the female individuals". In this study, the habitus (Figure 8a), head (Figure 8b), pronotum (Figure 8c), and structures of the genitalia of the male including the left phallomere (Figure 8d), median sclerite (Figure 8e) and right phallomere (Figure 8f) are described.

Material examined: Holotype ♂ and allotype ♀, Brazil, Amazonas, Manaus, Reserva Ducke (MNRJ).

Geographical distribution: Brazil (Amazonas).

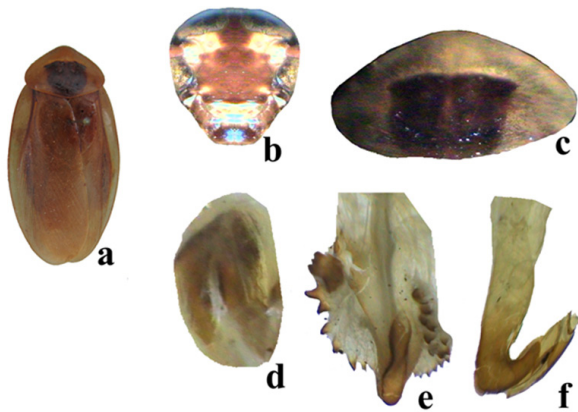


Figure 8. Atropos group, sensu Roth. *B. duckei*: a. habitus (55 mm); b. head, ventral (6 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. left phallomere, dorsal (1.5 mm); e. apical median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

Blaberus parabolicus Walker, 1868

Blabera aequatoriana Bolívar, 1881: 479; Princis, 1963:130; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>

Blabera armigera Scudder, 1869 : 343; Princis, 1963: 130; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>

B. parabolicus Walker, 1868: 8; Kirby, 1904: 164; Rehn, 1916: 234; Hebard, 1921: 149; Campos, 1926: 56; Hebard, 1929: 380; Rehn, 1933: 58; Princis, 1946: 145; Princis, 1958: 74; Bruijning, 1959: 8; Lefèvre, 1960: 147; Princis, 1963: 129; Rocha e Silva-Albuquerque, 1964: 5; Vanschuytbroeck, 1969: 5; Roth, 1969: 220-221, 234, 242; 1970: 313; Rocha & Silva-Albuquerque, 1972: 3; Rocha, Silva & Aguiar, 1977: 5; Jurberg et al., 1977: 547; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008: 44.

Six variations, of which the habituses are represented in Figure 9a-f, were analyzed. Head black to dark brown, with white to yellow ocellus (Figure 10a-f). The pronotum has black to dark-brown coloration on the central disc, with small median lighter nuances (Figure 10g-l). In the genitalia, the median sclerites do not show great variations and are shown in Figure 11 a-f, the right phallomere is hook-shaped with a marked pre-apical incision (Figure 11g-l) and the left phallomere is in the shape of two laminas (Figure 11m-r).

Material examined: Brazil, 5 ♂ Amazonas; 1 ♀ Goiás; 2 ♀ São Paulo; 2 ♀ Pará; 2 ♂ and 1 ♀ Mato Grosso; 3 ♀ Rondônia.

Geographical distribution: Bolivia, Colombia, Ecuador, Guiana, Suriname, Peru, Brazil (Amazonas, Pará, Mato Grosso, with new records for Rondônia, Goiás, São Paulo).

Blaberus matogrossensis Rocha e Silva & Aguiar, 1977

B. matogrossensis Rocha e Silva & Aguiar, 1977: 3; Lopes & Oliveira, 2000: 4; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008: 44.

Drawing on the habitus (Figure 12a), the authors described the species as similar to *B. parabolicus* Walker, 1868 differing in the morphology of the structures of the genitalia of the male, particularly the median sclerite. The male holotype and the female allotype have been analyzed here (Figure 12b). The pronotum has a black spot with three light median spots on the central disc (Figure 12c). The median sclerite bears a crest next to the base of the apex and a row of small spines on the left side; the right side of the prepuce bears a crest on the base, followed by a row of simple spines (Figure 12d). The right phallomere is hook-shaped with a slight pre-apical incision; very developed apex ending in a straight shape (Figure 12e). The left phallomere was not found.

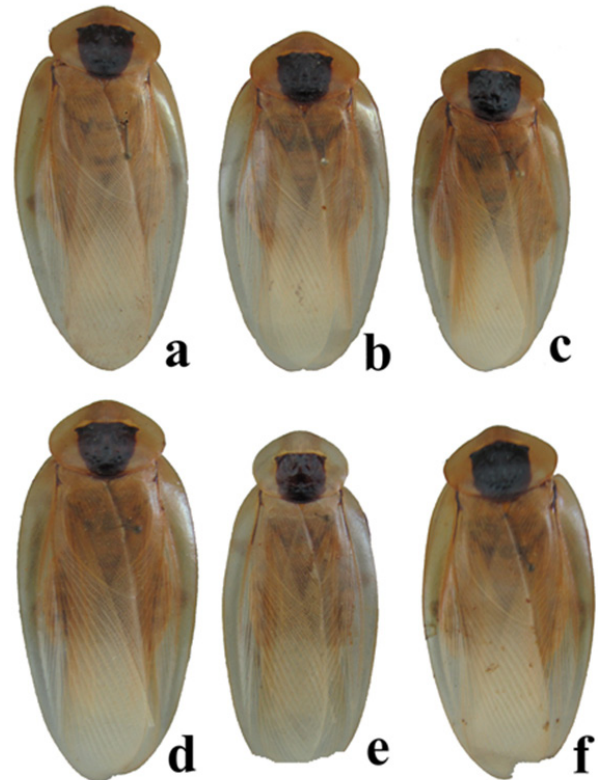


Figure 9. Atropos group, sensu Roth. *B. parabolicus*: habitus: Amazonas: a. (70 mm), b. (66 mm), c. (65 mm), d. (65 mm), f. (64 mm); Rondônia: e. (64 mm).

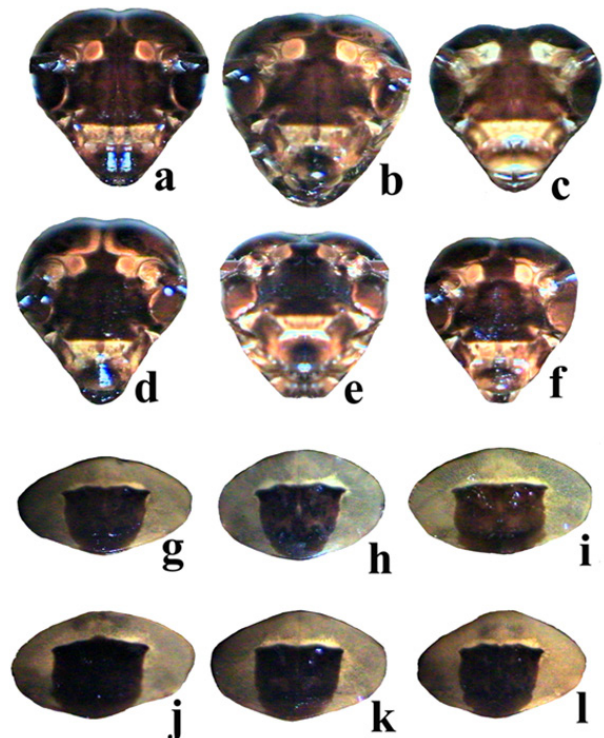


Figure 10. Atropos group, sensu Roth. *B. parabolicus*: head, ventral (6 mm): Amazonas: a, b, c, d, f.; Rondônia: e. Pronotum, dorsal (18 mm): Amazonas: g, h, i, j, l.; Rondônia: k.

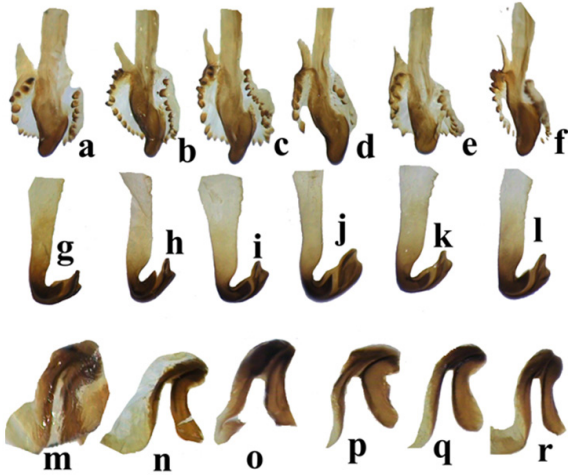


Figure 11. Atropos group, sensu Roth. *B. parabolicus*: median sclerite, dorsal (2 mm): Amazonas: a, b, c, d, f; Rondônia: e; right phallomere, dorsal (2 mm): Amazonas: g, h, i, j, l; Rondônia: k; left phallomere, dorsal (2 mm). Amazonas: m, n, o, p, s; Rondônia: r.

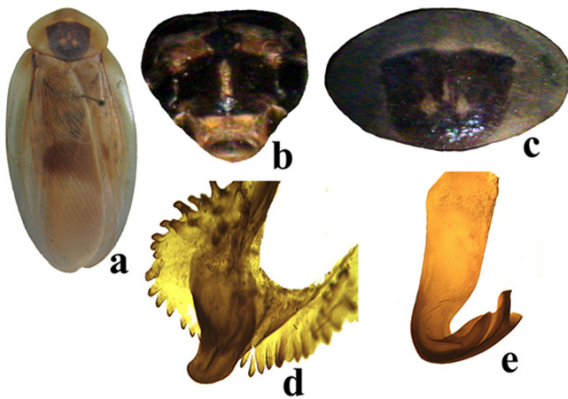


Figure 12. Atropos group, sensu Roth. *B. matogrossensis*. a. habitus; b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. median sclerite, dorsal (2 mm); e. right phallomere, dorsal (2 mm).

Material examined: 1 ♂ Holotype and 1 ♀ Allotype, Brazil, Mato Grosso, Sinop, X/1975, Alvarenga & Roppa col..

Geographical distribution: Brazil (Mato Grosso).

Comment: The species resembles *B. parabolicus* Walker, 1868, differing in the configuration of the right phallomere and the spines on the prepuce.

Blaberus neomatogrossensis sp. nov.

General Coloration. Shiny, light yellowish-brown (Figure 13a). Dark-brown head; lighter brown around eyes, ocellus and post-clypeus (Figure 13b), dark buccal palpi and antennae golden-tomentose. Pronotum with dark-brown center-basal spot with small irregular areas that are lighter medially (Figure 13c). Tegmen light, with dark-brown initial branch of all veins and a transverse median brown stripe. Brown legs with whitish-brown pulvilli; brown abdominal sternites with yellowish basal stripe, with brown spot in low relief next to lateral extremities.

Head subtriangular, rounded lateral-apically; vertex covered by pronotum in dorsal view; interocular space narrow, measuring about one-fifth of distance between bases of antennal sockets, ocellus large and rounded; antennae long, overreaching first segments of abdomen;

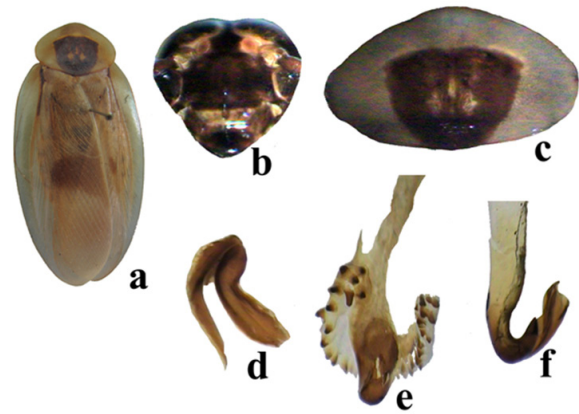


Figure 13. Atropos group, sensu Roth. *B. neomatogrossensis*. a. habitus (66 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

developed and slightly salient post-clypeus; maxillar palpi with third article largest; fourth and fifth articles with dilated apex.

Dimensions (mm). Total length: 66.0; length of pronotum: 13.0; width of pronotum: 19.0; length of tegmen: 56.0; width of tegmen: 20.0.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum with slight convexity, median-apical region with a slight salient surface and in relief. Legs robust and developed, anterior femur with ventro-cephalic margin bearing three robust spines extending to midlength, followed by row of ciliform spines extending to apex which bears a robust spine. Ventro-caudal margin with sparse cilia and robust apical spine. Middle and posterior femurs with ventro-cephalic margin with four to six ciliform spines set at intervals plus robust apical and ventro-caudal margin with a dense row of ciliform spines extending from base to apex, plus robust apical spine. Genicular spine present on the middle and posterior femurs. Developed pulvilli throughout the tarsal articles; symmetrical and simple nails; arolia absent. Long, lanceolated tegmina overreaching apex of cerci; narrow and deflected marginal field; elongated scapular field; ample discoidal field with longitudinally laid veins. Developed wings, small apical triangle and ample anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere shaped as two laminas, one of which is very acute (Figure 13d); median sclerite little developed; prepuce with row of spines bearing a crest with six sclerotized spines followed by eight smaller spines which are aligned and slightly rounded, and on right side a smaller crest with small spines (Figure 13e); right phallomere long and hook-like with marked pre-apical indentation and flammuliform apex (Figure 13f); sclerotized internal structure.

Material examined: Holotype ♂, Brazil, Mato Grosso, Sinop, 12° 31' S, 55° 37' W, BR 163 km, 350 m alt.; 2 Paratypes ♂, Venezuela, Guárico, S. Juan de Los Morros, Cueva los Morritos.

Etymology: The name of the species derives from its similarity to *B. matogrossensis* Rocha e Silva & Aguiar, 1977.

Blaberus paulistanus Lopes & Oliveira, 2000

B. paulistanus Lopes & Oliveira, 2000: 1-4; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008: 44.

According to the authors, the species described by the habitus (Figure 14a) resembles *Blaberus matogrossensis* Rocha e Silva & Aguiar, 1977, differing, however, in the coloration of the head, which is dark brown on the front and grayish-brown on the labrum

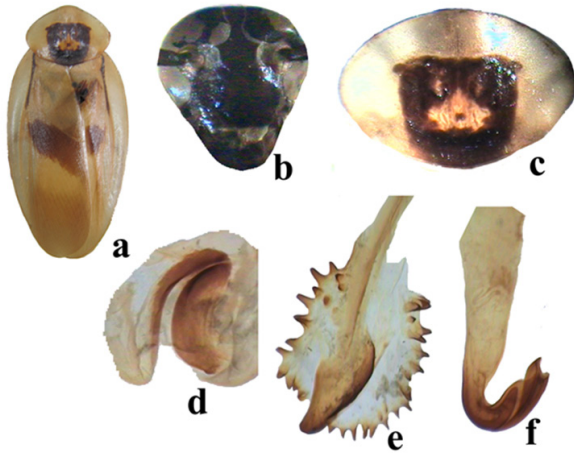


Figure 14. *Atropos* group, sensu Roth. *B. paulistanus*: a. habitus; b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite (L2vm), dorsal (3 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

(Figure 14b); in the pronotum, which has a large black center-basal trapezoid spot, whose irregular median light yellow (Figure 14c); in the transverse stripe on the left tegmen, which is darker and well defined; and in the details of the male genitalia, including the left phallomere in the form of two laminae, one of which is acute (Figure 14d); the apex of the median sclerite has a slight sinuosity with no abrupt medial sharpening and the apex is straight and acuminate, not widened; the prepuce has evenly spaced spines on the edges (Figure 14e); and the right phallomere is long and hook-like with a pre-apical indentation and the apex is flammuliform (Figure 14f) with an internal sclerotized structure.

Material examined: Holotype ♂, Brazil, São Paulo.

Blaberus peruvibolicus sp. nov.

General coloration is shiny light brown (Figure 15a). Head dark brown with light yellowish-brown ocellus and clypeus (Figure 15b). Pronotum with central-basal black spot with narrow yellowish stripe just above the spot (Figure 15c). Light tegmina with initial branch of veins dark brown.

Dimensions (mm). Total length: 65; length of pronotum: 14; width of pronotum: 20; length of tegmen: 55; width of tegmen: 20.

Subtriangular head; vertex covered by pronotum; large and slightly projected eyes; interocular space narrow, measuring about one-fourth of distance between bases of antennal sockets; well-marked ocellus; median antennae overreaching base of abdomen.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum with ample lateral edges that are slightly deflected; slightly salient apical surface. Legs with cephalic femur showing ventro-cephalic margin with three small but robust spines on basal third, followed by row of small spines extending to apex plus robust apical spine; ventro-caudal margin with sparse cilia plus one robust apical spine, middle and posterior femurs with sparse cilia plus one robust apical spine; genicular spines present on middle and posterior femurs; pulvilli on all tarsal articles; arolia absent; nails simple and symmetrical. Tegmen with narrow, long and deflected marginal field overreaching tegmen; narrow scapular field with oblique venule arrangement; discoidal field ample, with longitudinally laid veins; ample anal field with 11 or more axillary veins. Developed wings, small apical triangle and anal field folded fanlike.

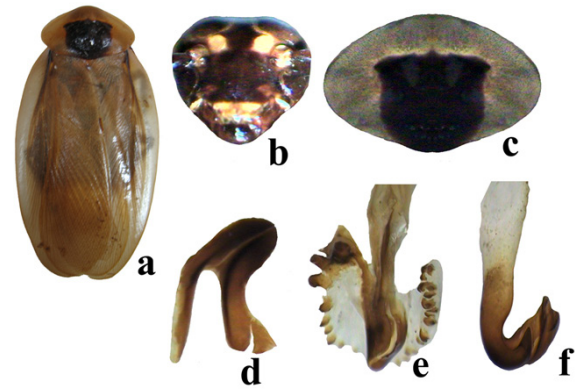


Figure 15. *Atropos* group, sensu Roth. *B. peruvibolicus*. (Mato Grosso). a. habitus (65 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (20 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (3 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere has the shape of two laminae (Figure 15d); median sclerite widen at base, narrowing toward apex; prepuce with row of spines bearing crest with three robust spines on left side at base, followed by six smaller aligned spines (Figure 15e); right phallomere hook-shaped, with marked pre-apical indentation; and apical projection that is more acute, developed and straight (Figure 15f). Sclerotized internal structure.

Material examined: Holotype ♂, Brazil, Mato Grosso, Sinop, IX/1976. O. Roppa col.; 1 Paratype ♂, similar data as for holotype; 1 Paratype ♂, Brazil, Amazonas, Manaus, III/1933, no collector named.

Etymology: The name of the species derives from its similarity to *B. peruvianus* Jurberg, Albuquerque, Rebordões, Gonçalves & Felipe, 1977.

Blaberus yuracianus sp. nov.

Shiny, light yellowish-brown general coloration (Figure 16a). Head dark brown, ocellus and apex of the clypeus yellowish (Figure 16b); brown antennae and palpi golden-tomentose. Pronotum with dark-brown central basal spot with darker details in low relief, with yellow outline on the anterior margin (Figure 16c). Light tegmen with initial branch almost black and medially with indistinct transverse spot. Legs brown, with ventral-basal surfaces of the thighs; yellowish pulvilli. Abdomen brown, with sternites bearing yellowish central-lateral and lateral-apical spots.

Dimensions (mm). Total length: 62.0; length of pronotum: 13.0; width of pronotum: 19.0; length of tegmen: 53.0; width of tegmen: 19.0.

Head subtriangular with roundish apical outline; large eyes; narrow interocular space measuring about one-fifth of distance between bases of antennal sockets; large ocellus; vertex covered by pronotum in dorsal view; antennae long, overreaching first segments of abdomen. Developed and slightly salient post-clypeus; maxillar palpi with third article slightly larger than fourth, and fifth article dilated and tomentose.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum with slight convexity having median apical surface slightly salient in relief. Robust and developed legs, cephalic femur with ventro-cephalic margin bearing three robust spines extending to middle, followed by dense row of ciliform spines extending to apex which bears a robust spine; ventro-caudal margin with sparse cilia and one robust apical spine; middle and posterior femur, ventro-cephalic margin with sparse cilia plus

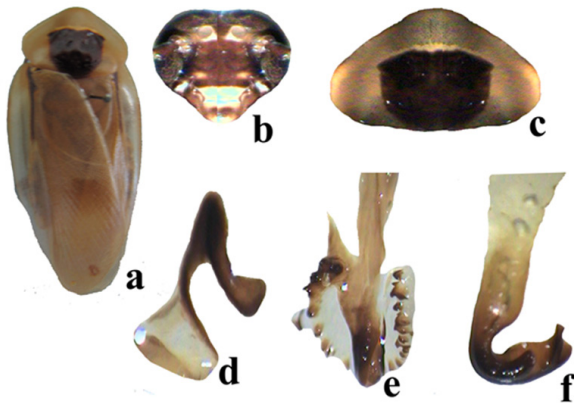


Figure 16. Atropos group, sensu Roth. *B. yuracianus*. a. habitus (62 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (3 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

one robust apical spine and ventro-caudal margin with dense row of ciliform cilia extending from base to apex, plus one robust apical spine. Robust genicular spine present on the last femurs mentioned. Pulvilli developed on all tarsal articles; nails simple and symmetrical, arolia absent. Long, lanceolate tegmen overreaching apex of cerci; narrow and deflected marginal field; elongated scapular field; discoidal field with longitudinal venule arrangement; anal field ample and well marked. Developed wings, small apical triangle and ample anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere in shape of two laminae, one of them more acute (Figure 16d); median sclerite with row of five rounded spines which are sparse on left side, followed by sclerotized crest (Figure 16e); right phallomere long and hook-like with marked pre-apical indentation followed by dilation on inner margin; apex with quadrangular projection (Figure 16f). Apical formation with sclerotized internal structure.

Material examined: Holotype ♂, Peru, Yurac, 107.82 km east of Tingo Maria, 11/XII/1954, E. I. Schlinger & E. S. Ross cols.

Etymology: The species was named for the locality of collection.

2) Brazilianus Group

Blaberus affinis Jurberg, R.S. Albuquerque, Rebordões, Gonçalves & Felipe, 1977

B. affinis Jurberg, R.S. Albuquerque, Rebordões, Gonçalves & Felipe, 1977: 539-540; Lopes & Oliveira, 2000: 3; Beccaloni, 2012. <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008: 49.

The male holotype and two variations (Figure 17a-c) were analyzed. According to Jurberg et al. (1977) *B. affinis* is similar to *B. minor* Saussure, 1864 and is easily differentiated from the latter by the coloration of the pronotum (Figure 18e-h) which has a large black median spot and yellow front and lateral margins. The coloration may show some variations on the head (Figure 18a-d) and pronotum (Figure 18e-h). The head has dark-brown to black coloration (Figure 18a-d), and on the male genitalia the left phallomere is formed as two acute sclerotized plates (Figure 18i-l); the right phallomere is hook-shaped with a pre-apical incision and the apex more elongated and apically straight or not (Figure 18m-p), and the median sclerite having a tapered and sclerotized apex, exceeding the formation of the prepuce which lies to the left and to the right with small but distinct sclerotized spines and other minute spines surrounding it

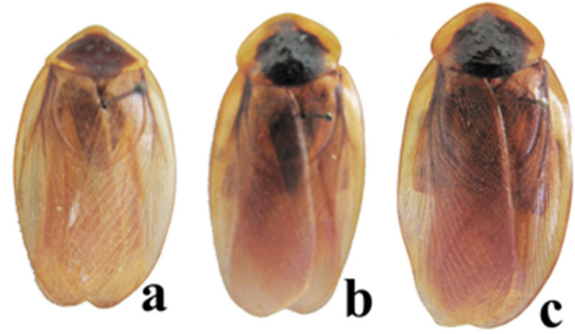


Figure 17. Brazilianus group. *B. affinis*. Habitus: a. São Paulo (Holotype) (46 mm); b. Goiás (53 mm); c. Rio de Janeiro (49 mm).

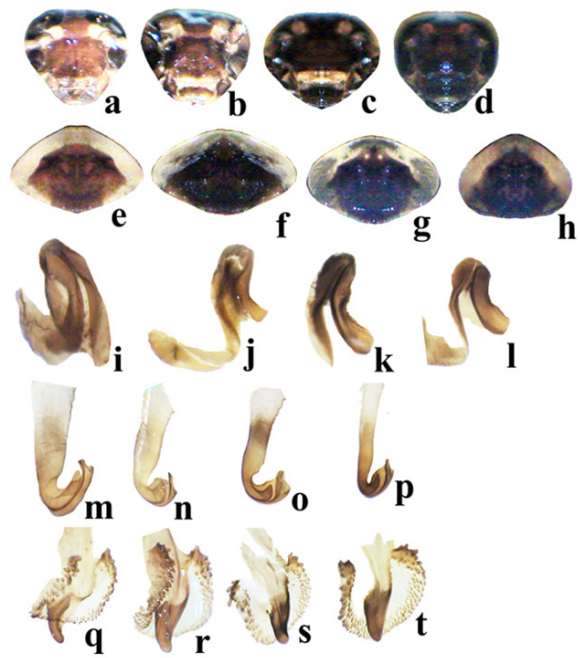


Figure 18. Brazilianus group. *B. affinis*. head, ventral (6 mm). a. São Paulo (type); b, c, d. Goiás; pronotum, dorsal (16 mm). e. São Paulo (type); f, g, h. Goiás; left phallomere, dorsal (2 mm). i. São Paulo (type); j, k, l. Goiás; right phallomere, dorsal (2 mm). m. São Paulo (type); n, o, p. Goiás; median sclerite, dorsal (2 mm). q. São Paulo (type); r, s, t. Goiás.

(Figure 18q-t). The right phallomere and the median sclerite of only one of specimens from Goiás State are shown, since they are identical. The female specimens are not shown, due to the absence of any character which differentiates them.

Material examined: Brazil: 1 ♂ and 1 ♀, Rio de Janeiro (Paraíba do Sul); 4 ♀ Mato Grosso; 4 ♂ Goiás; 3 ♀ São Paulo.

New occurrences: Brazil (Mato Grosso, Goiás, São Paulo).

Blaberus chacoensis sp. nov.

General coloration grayish-brown (Figure 19a). Black head with yellowish-white ocellar spots and post-clypeus (Figure 19b); palpi dark, antennae golden-tomentose. Pronotum brown with central basal back spot with three smaller yellowish spots in the median region; lateral edges light-colored, with two round brown spots (Figure 19c). Dark-brown legs with lighter trochanter and inner thighs golden-tomentose; yellowish pulvilli. Tegmina with dark-brown initial stem of veins, lighter marginal field.

Dimensions (mm). Holotype ♂: Total length 41; length of pronotum: 9; width of pronotum: 14; length of tegmen: 35; width of tegmen: 13.

Head subtriangular with roundish apex; interocular space wide, measuring half distance between bases of antennal sockets; developed ocelli. Maxillar palpi with dilated apical article, larger than other articles.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum convex with lateral edges slightly deflected; antero-apical surface in relief. Legs: fore femur on ventro-cephalic margin having three robust spines extending to midlength, followed by dense row of small cilia extending to apex, plus robust apical spine; ventro-caudal margin with two robust apical spines. Middle femur with one robust apical spine on each margin; posterior femur with ventro-cephalic margin having spine in apical third plus one apical spine; ventro-caudal margin with robust apical spine. Geniculate spine present. Pulvilli on all tarsal articles; symmetrical and simple nails; arolium absent. Tegmen long, overreaching apex of cerci in length; long marginal field reaching midlength of tegmen; narrow scapular field with longitudinal venule arrangement; discoidal field with veins in oblique radiated pattern; ample anal field. Wings with apices of radial vein stems (costal sector) not dilated; small apical triangle; anal field ample and folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere shaped as two acute median plates united at base (Figure 19d). Median sclerite wide and sclerotized, narrowing toward apex; developed left prepuce with two rows of spines and crests on both sides (Figure 19e). Right phallomere long and hook-shaped with discrete pre-apical indentation, apex acute, ending in rounded extension (Figure 19f).

Material examined: Holotype ♂, Argentina, Parque Nacional Chaco, 26° 48' 31" S, 59° 36' 20" W, 10-13/I/2008, Barbosa L. S. Col.; 2 Paratypes ♂, Same collection data as for holotype.

Comment: Species close to *B. scutatus* Saussure & Zehntner, 1894, differing in the coloration of the pronotum and in the configuration of the structures of the genitalia.

Etymology: The name of the species is derived from the collection locality in Chaco National Park.

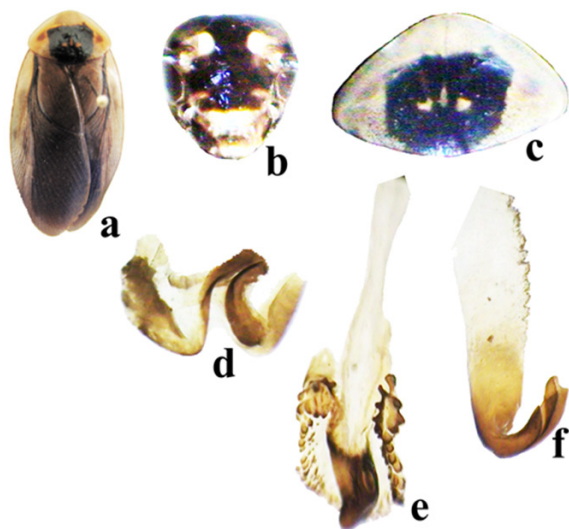


Figure 19. Brazilian group. *Blaberus chacoensis* sp. nov.: a. habitus (40 mm); b. head, ventral (5 mm); c. pronotum, dorsal (14 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

Blaberus neofusiformis sp. nov.

General coloration light brown (Figure 20a-e). Head dark brown; black eyes; brown to yellowish ocellus. Apex of clypeus yellow to light brown (Figure 21a-e); antennae with 14 shiny basal articles, remaining articles opaque. Pronotum with dark-brown central disc with some variations in shape and coloration (Figure 21f-j). Tegmina with dark-brown, almost black initial stem of veins. Parts of abdomen with brown and yellowish areas.

Dimensions (mm). Holotype ♂: Total length: 52; length of pronotum: 11; width of pronotum: 16; length of tegmina: 45; width of tegmina: 16. Paratype ♀. Total length: 54; length of pronotum: 12; width of pronotum: 18; length of tegmina: 47; width of tegmina: 17.

Subtriangular head, vertex covered by pronotum; interocular space narrow, measuring about one-fifth of space between bases of antennal sockets. Antennae long, reaching basal third of abdomen.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum with deflected lateral edges and sinuous apical surface. Developed legs. Cephalic femur with ventro-cephalic margin bearing three robust spines extending to midlength, followed by dense row of cilia extending to apex, plus one robust apical spine; ventro-caudal margin with sparse cilia plus one robust apical spine. Posterior femur with ventro-caudal margin bearing few small cilia and two robust spines, smaller spine on apical third plus one larger apical spine. Geniculate spine present; pulvilli on four tarsal articles; symmetrical and simple nails; arolia absent. Tegmen long, exceeding apex of cerci in length, long narrow marginal field reaching midlength of tegmen; short narrow scapular field with oblique venule arrangement; ample discoidal field with longitudinal venule arrangement; anal field with eight axillary veins. Wings with small apical triangle and anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. In genitalia, right phallomere hook-shaped and developed, with pre-

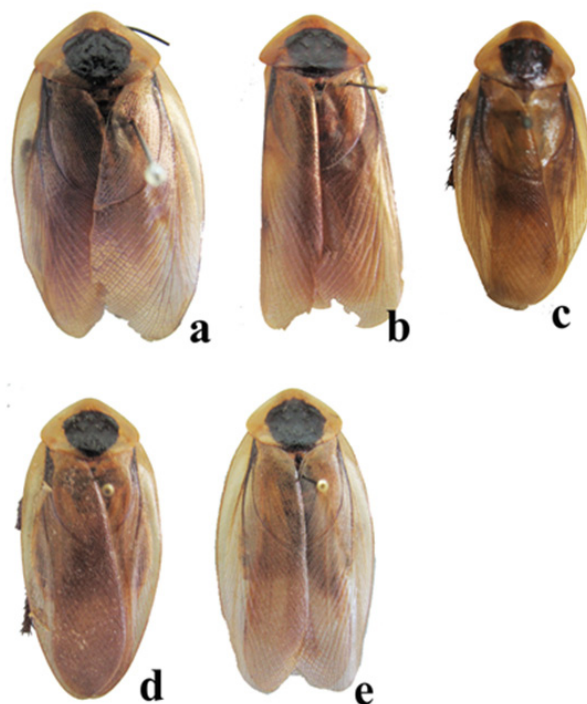


Figure 20. Brazilian group. *Blaberus neofusiformis* sp. nov.: Habitus. a. (49 mm), d. (50 mm), e. São Paulo (52 mm); b. Ceará (45 mm); c. Pernambuco (45 mm).

apical incision and with tapering apex ending in blunt or slightly recurved shape; sclerotized internal structure (Figure 21k-o). Median sclerite with sclerotized apex in shape of tapered and recurved sac; prepuce with three or more rows of spines on left side, basal spines crest-like; on the right side, three rows of spines, slightly larger apically and smaller on median edge toward apex, and with crest of spines next to base of apex of median sclerite (Figure 21p-t). Left phallomere laminate, sclerotized and tapered, joined dorsally (Figure 21u-z).

Material examined. Holotype ♂, Brazil, São Paulo, Severinia, Usina Guarani; 1 Paratype ♂, Brazil, São Paulo, Severinia, Usina Guarani; 1 Paratype ♂, Pernambuco (Recife); 2 Paratypes ♂, Brazil, São Paulo, Itirapina; Paratype ♂, Brazil, Ceará, Chapada do Araripe; Paratype ♂, Argentina, Jujui; Paratype ♂, Argentina, Salta, Juramento, Dept. Robles, Santiago del Estero; Paratype ♂, Argentina, Salta, Orán; Paratypes ♂ and ♀, Argentina, Jujui, Santa Bárbara Palmar.

Comment: Six specimens representing five variations of each character were analyzed. The species is close to *B. fusiformis* Walker, 1868, differing in the coloration of the pronotum, which is also more quadrate and does not reach the base of the pronotum; and in the configuration of all structures of the genitalia.

Etymology. The name of the species derives from its similarity to *B. fusiformis*.

Blaberus parafusiformis sp. nov.

Brown coloration in general (Figure 22a, b). Head almost black with reddish-brown ocellus and clypeus varying from yellowish-brown to black (Figure 23a-d); black antennae with first 15 articles shiny and more distal articles opaque and golden tormentose.

Pronotum with blackish-brown spot covering entire central disc and extending to base of pronotum (Figure 23e-h). Tegmina with dark-brown initial stem of veins.

Dimensions (mm). Holotype ♂: Total length: 56; length of pronotum: 11; width of pronotum: 17; length of tegmina: 47; width of tegmina: 18. Paratype ♀: Total length: 57; length of pronotum: 12; width of pronotum: 17; length of tegmina: 48; width of tegmina: 18.

Head subtriangular with rounded apical outline; vertex covered by pronotum; slightly projected eyes; interocular space relatively narrow, measuring about one-third of distance between antennal insertions; maxillar palpi with third and fifth articles larger than others; antennae long, reaching base of abdomen.

Thorax. Elliptical, transverse and convex pronotum with deflected lateral edges. Long legs. Cephalic femur with ventro-cephalic margin with four robust spines extending from base to middle, followed by dense row of cilia extending to apex, plus one robust apical spine; ventro-caudal margin with sparse cilia plus one robust apical spine. Middle femur, ventro-cephalic margin with sparse cilia plus one robust apical spine, and ventro-caudal margin with sparse cilia and sometimes one robust spine on apical third. Posterior femur, ventro-cephalic margin with sparse cilia and two robust spines, one on apical third plus one apical; ventro-caudal margin with sparse cilia, lacking apical spine. Geniculate spine present. Pulvilli present on all tarsal articles; nails symmetrical and simple; arolium absent. Developed tegmen narrow, long and deflected marginal field extending to middle of tegmen; short and narrow scapular field; ample discoidal field

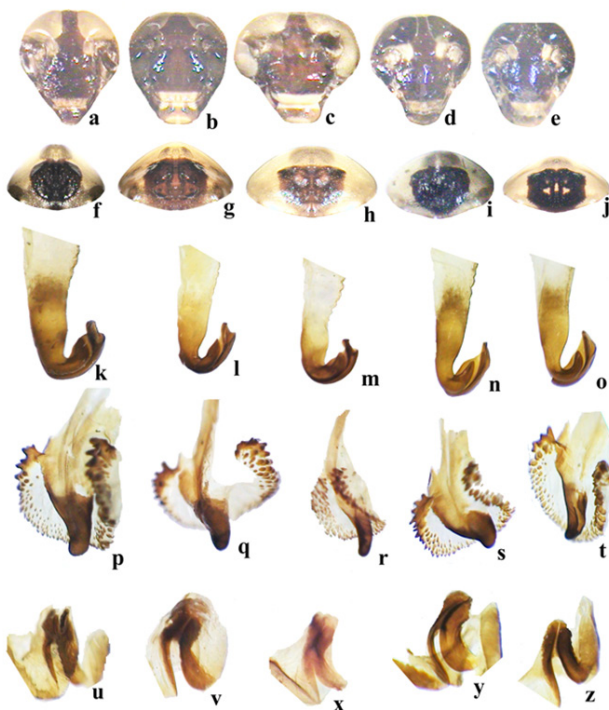


Figure 21. Brazilianus group. *Blaberus neofusiformis* sp. nov.: head, ventral (5 mm). a, d, e. São Paulo; b. Ceará; c. Pernambuco; pronotum, dorsal (15 mm) f, i, j. São Paulo; g. Ceará; h. Pernambuco; right phallomere, dorsal (2 mm) k, n, o. São Paulo; l. Ceará; m. Pernambuco; median sclerite, dorsal (2 mm) p, s, t. São Paulo; q. Ceará; r. Pernambuco; left phallomere, dorsal (2 mm) u, y, z. São Paulo; v. Ceará; x. Pernambuco.

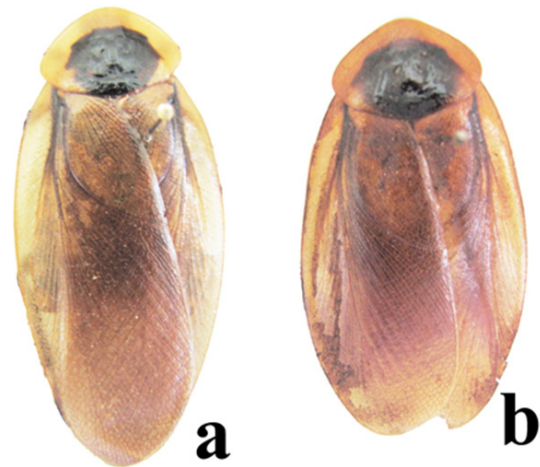


Figure 22. Brazilianus group. *Blaberus parafusiformis* sp. nov.: habitus. a. Goiás (52 mm); b. São Paulo (46 mm).

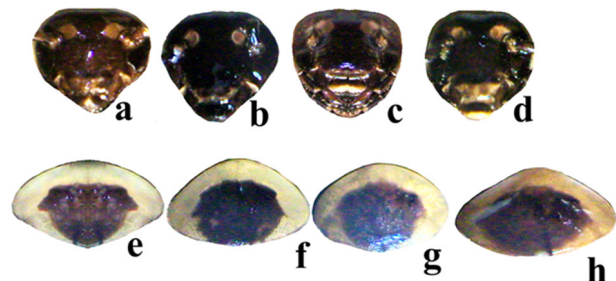


Figure 23. Brazilianus group. *Blaberus parafusiformis* sp. nov.: head, ventral (6 mm): a. São Paulo; b., c., d. Goiás; pronotum, dorsal (17 mm): e. São Paulo; f., g., h. Goiás.

with longitudinal venule arrangement; ample anal field with nine or more axillary veins. Wings with small apical triangle and anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. In the genitalia, median sclerite with apex in shape of strongly sclerotized sac; prepuce with three or more rows of spines on left side, basal spines cristate; on right side, three rows of slightly larger spines on base of prepuce, bearing crests next to base of apex of median sclerite (Figure 24a-d); right phallomere hook-like, developed, with lateral edge fringed and slightly sclerotized; large pre-apical indentation and roundish and recurved apex with sclerotized internal structure (Figure 24e-h). Laminate left phallomere sclerotized and joined dorsally (Figure 24i-l).

Material examined. Holotype ♂, Brazil, Rondônia, Ouro Preto, X/1980, A.C. Domingos col.; 3 Paratypes ♂, Goiás, Campinas, XII/1935, Borgmeier & S. Lopes col.; Paratype ♂, without locality, 04/XI/1927, A. M. Parko col.; Paratype ♀, São Paulo, VI/1928, D. Mendes, col.; Paratype ♂, Brazil, Mato Grosso, without date, Karloinsky col. (Museu de La Plata).

Comment: Four variations have been analyzed for the morphological characters of the head and the internal genitalia. The species is similar to *B. fusiformis*, differing in the spot on the pronotum which extends farther laterally, and in the configuration of the right phallomere, left phallomere and the median sclerite.

Etymology. The name of the species stems from its similarity to *B. fusiformis*.

Blaberus nigrocephalicus sp. nov.

In general the coloration is light yellowish-brown and shiny (Figure 25a). Dark-brown head; yellowish-brown ocellus and clypeus (Figure 25b); dark antennae with 15 basal articles shiny, other articles opaque with lighter tomentose. Dark legs with lighter pulvilli. Pronotum with dark-brown, almost black center-basal spot with narrow yellow band around apex (Figure 25c). Light tegmen with initial stem of veins marked by narrow dark-brown longitudinal

band. Abdomen with light-brown and yellowish tergites, and sternites with small dark-brown area in low relief next to lateral extremities.

Dimensions (mm). Total length: 70; length of pronotum: 14; width of pronotum: 20; length of tegmen: 63; width of tegmen: 21.

Subtriangular head with a roundish vertex exposed under pronotum in dorsal view; large eyes; interocular space narrow, almost united; spherical ocellus and deflected in relation to front; antennae tomentose and long, not reaching midlength of abdomen; post-clypeus slightly prominent; maxillar palpi with third and fifth articles larger than others, apical article dilated and tomentose.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum with slightly deflected lateral edges; center-basal disc in shape of "feline face" with markings in low relief. Developed legs, cephalic femur with ventro-cephalic margin bearing three or four short robust spines followed by dense row of cilia towards apex, on which robust spine is inserted; middle and posterior femur with ventro-cephalic margin having small sparse cilia; ventro-caudal margin with dense row of cilia, larger than those on anterior face, plus one robust apical spine. Geniculate spine present. Pulvilli present on all tarsal articles; arolium absent, nails symmetrical and simple. Tegmen long, exceeding apex of cerci in length, deflected, elongated marginal field extending over middle of tegmen; short and narrow scapular field with longitudinal venule arrangement; ample discoidal field with veins in longitudinal, slightly angular arrangement; ample anal field. Developed wings, costal field having apex of radial vein branches not dilated; small apical triangle and anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Genitalia with left phallomere in shape of two tapered laminas (Figure 25d); median sclerite with rounded sclerotized apex; prepuce of left side very elongated and tapered, with crest on base followed by two rows of spines which decrease in size up to the middle, and right side with similar arrangement (Figure 25e); right phallomere long and hook-shaped, with marked pre-apical indentation; apex with small acute dilation (Figure 25f).

Material examined. Holotype ♂, Brazil, Amazonas, Estirão do Equador, Rio Javari, X/1979, Alvarenga col.

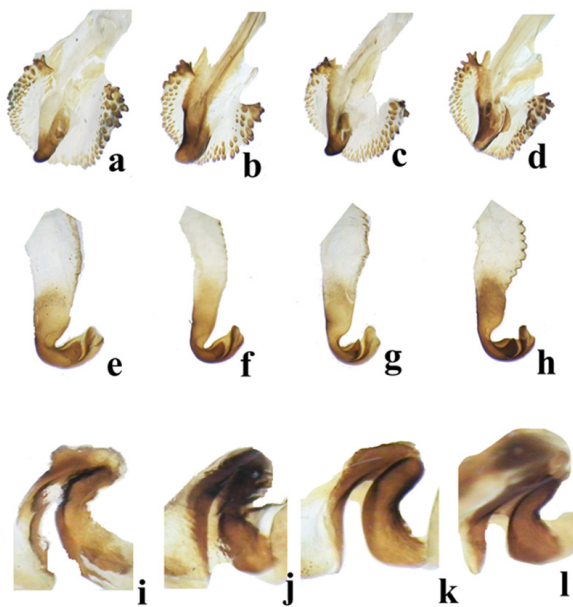


Figure 24. Brazilian group. *Blaberus parafusiformis* sp. nov.: median sclerite, dorsal (2 mm). a., b., c. São Paulo; d. Goiás; right phallomere, dorsal (2 mm). e., f., g. São Paulo; h. Goiás; left phallomere, dorsal (2 mm). i, j, k. São Paulo; l. Goiás.

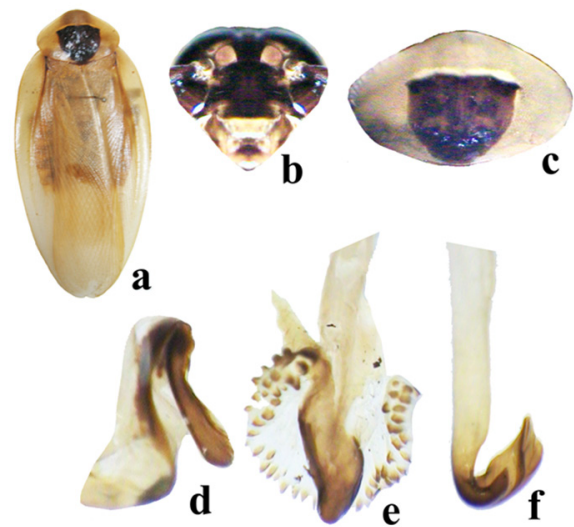


Figure 25. Brazilian group. *Blaberus nigrocephalicus* sp. nov.: a. habitus (70 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (19 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

Comment. The species is similar to *B. matogrossensis* from the atropos group, differing in the pronotum coloration, the configuration of the right phallomere and the arrangement of spines on the prepuce.

Etymology. The name of the species is related to coloration of the head.

Blaberus scutatus Saussure & Zehntner, 1894

B. scutatus Saussure & Zehntner, 1894: 119 (*Blabera*); Princis, 1963: 132; Rocha e Silva-Albuquerque, 1964:5; Roth, 1969: 220-221, 228; Vanschuyetbroeck, 1969: 6; Roth, 1970: 312, 319; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>; Pellens & Grandcolas, 2008:44.

The species was well depicted by Roth (1969) (Figure 26a-g). Drawing upon the data and figures provided by Roth, six variations were analyzed. The head is black having ocellus and clypeus yellowish-brown (Figure 27a-f). The pronotum shows a nearly black central disc with a yellowish-brown spot with no definite shape (Figure 27 g-l). In the male genitalia the right phallomere has a hook-like shape with a marked pre-apical incision (Figure 28a-g), the left phallomere laminate and sclerotized (Figure 28h-m) and the median sclerite with a sclerotized apex directed toward the apex, covered by the prepuce which bears more than one row of small spines and a crest on both sides (Figure 28n-t).

Material examined: 2 ♂, Paraguay: Asunción; 1 ♂ Brazil: Sergipe, Santo Amaro das Brotas; 2 ♂, Bahia: Estação Biológica do Raso da Catarina, SEMA, Mata da Pororoca; 1 ♂, Ceará, Timbaúbas, Mangabeira; 1 ♂, Rio de Janeiro; 1 ♂ and 1 ♀, Piauí, Serra Branca; 1 ♀, without locality.

Geographical distribution: Brazil (Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Sergipe, Bahia, Rio de Janeiro), Peru, Paraguay.

New records: Brazil (Ceará, Piauí, Sergipe, Bahia, Rio de Janeiro), Paraguay.

Blaberus valleyanus sp. nov.

General coloration light yellowish brown, shiny (Figure 29a). Brown head with darker eyes; yellowish ocellar spots and clypeus (Figure 29b). Dark-brown antennae and palpi golden-tomentose. Yellowish pronotum with dark-brown center-basal spot being of a 'peculiar shape' and with details in low relief, this spot with a narrow yellowish outline (Figure 29c). Clear tegmen with initial stem of all veins dark brown. Brown legs with ventro-basal parts of thighs

light; yellowish-brown pulvilli. Light yellowish-brown abdomen with sternites showing dark spots in low relief next to lateral edges.

Dimensions (mm). Total length 63.0; length of pronotum 13.0; width of pronotum 17.0; length of tegmen 53.0; width of tegmen 19.0.

Subtriangular head with roundish lateral-apical outline; vertex covered by pronotum in dorsal view; narrow interocular space,

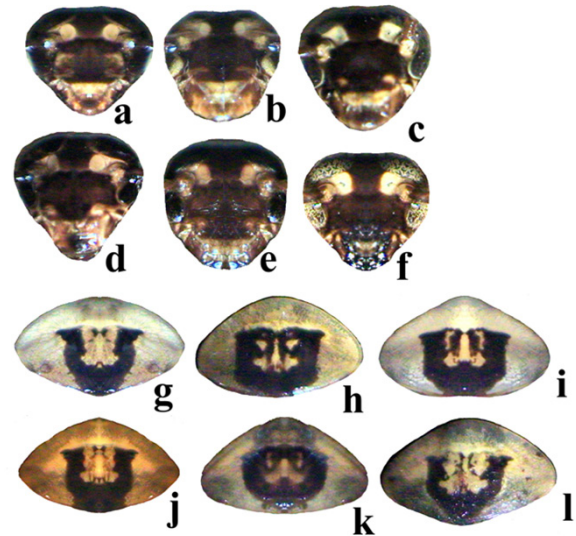


Figure 27. Brazilian Group. *B. scutatus*. head: a. Bahia (7.4 mm); b. Paraguay (7.0 mm); c. Sergipe (7.0 mm); d. Bahia (7.0 mm); e. Ceará (6.7 mm); f. Rio de Janeiro (7.0 mm). pronotum: g. Bahia (12.0 mm); h. Paraguay (10.5 mm); i. Sergipe (11.0 mm); j. Bahia (12.5 mm); k. Ceará (11.5 mm); l. Rio de Janeiro (11.5 mm).

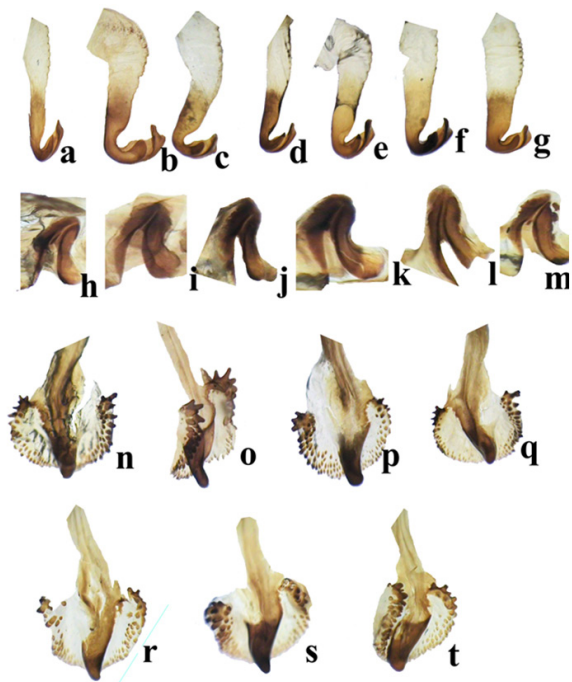


Figure 28. Brazilian Group. *B. scutatus*: right phallomere, dorsal (2 mm). a. Bahia; b. Paraguay; c. Bahia; d. Rio de Janeiro; e. Sergipe; f. Ceará; g. Piauí; left phallomere, dorsal (2 mm). h. Bahia; i. Paraguai; j. Bahia; k. Sergipe; l. Ceará; m. Piauí; median sclerite, dorsal (2 mm). n. Bahia; o. Paraguay; p. Sergipe; q. Bahia; r. Ceará; s. Rio de Janeiro; t. Piauí.

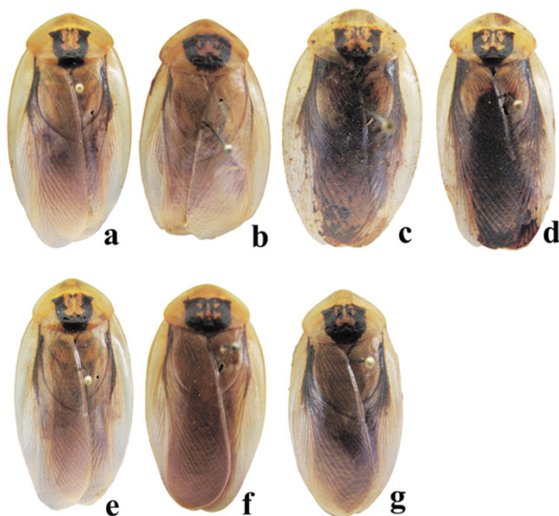


Figure 26. Brazilian group. *B. scutatus*. habitus: a. Bahia (55.3 mm); b. Ceará (50.5 mm); c. Rio de Janeiro (52.0 mm); d. Piauí (49.2 mm); e. Bahia (52.3 mm); f. Paraguay (44.8 mm); g. Sergipe (48.4 mm).

measuring about one-fifth of distance between bases of antennal insertion; large and rounded ocellar spots; long antennae extending over apex of abdomen; developed and slightly prominent post-clypeus; maxillary palpi with third article slightly larger than others, fourth and fifth articles dilated and tomentose.

Thorax. Elliptical, transverse pronotum with slight convexity showing median-apical region having a slightly prominent surface in relief. Strong and developed legs; cephalic femur with ventro-cephalic margin armed with four robust spines from base to middle, followed by dense row of ciliform spines extending to apex plus robust apical spine. Middle and posterior femurs with ventro-cephalic margin with spaced ciliform spines plus robust apical spine, ventro-caudal margin with dense row of ciliform spines extending to apex, with robust apical spine. Robust geniculate spine present on middle and posterior femurs. Tibias spiny, with apical outline forming crown of robust spines. Large pulvilli on all tarsal articles; symmetric and simple nails; arolium absent.

Long, spear-like tegmina exceeding apex of cerci in length; narrow marginal field; elongated scapular field with longitudinal venule arrangement. Developed wings; small apical triangle and anal field folded fanlike.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere in two narrow laminas (Figure 29d), linguiform internal sclerotized structure. Recurved median sclerite which tapers toward strongly sclerotized apex; prepuce with row of spines on left side, and right side with two to three rows of rounded spines which decrease in size medially (Figure 29e). Right phallomere long and hook-shaped with large pre-apical indentation; apex wide and acute (Figure 29f).

Material examined. Holotype ♂, Peru, Monson Valley, Tingo Maria, XII/1954, E.I. Schinger & E.S. Ross cols.

Comment: Species similar to *B. colosseus*, differing in coloration of the pronotum and in the arrangement of the spines on the prepuce of the median sclerite.

Etymology: The species is named after the collection locality.

3) Giganteus Group

Blaberus giganteus (Linnaeus, 1758)

B. giganteus Linnaeus, 1758: 242; Bruijning, 1959: 3, 7-8; Princis, 1963: 122; Rocha e Silva-Albuquerque, 1964:5; Roth, 1969: 220-223; Vanschuyetbroeck, 1969:5; Roth, 1970: 310-311,

318; Rocha e Silva-Albuquerque, 1972:3; Jurberg et al., 1977:542; Pellens & Grandcolas, 2008:44; Beccaloni, 2012: <http://blattodea.speciesfile.org>

B. giganteus (Figure 30a) is characterized by its black head with distinct ocellar spots and light-yellow clypeus (Figure 30b) and pronotum with compact black spot and two small white spots medially (Figure 30c). Few bristles on tegmina. In abdomen, genitalia long, and left phallomere formed of two narrow laminas that touch each other basally (Figure 30d), Median sclerite with tumor-like structure, non-continuous with prepuce, and preputial spines numerous and small, in several rows (Figure 30e); right phallomere hook-shaped with sharp pre-apical indentations, and developed apex usually recurved upwards (Figure 30f).

Material examined: 1 ♂, Peru; Brazil: 1 ♂ Amazonas; 1 ♂ and 1 ♀ Pará; 1 ♀ Rondônia; 2 ♀ Mato Grosso; 1 ♀ Minas Gerais; 1 ♂ Espírito Santo; 1 ♀ Bahia.

Geographical distribution: U.S.A., West Indies, French Guiana, Panama, Mexico, Guatemala, Trinidad, Guyana, Suriname, Dominican Republic, Costa Rica, Nicaragua, Canada, Peru, Colombia, Venezuela, Brazil (Amapá, Amazonas, Pará, Pernambuco, Minas Gerais).

New records: Brazil (Rondônia, Mato Grosso, Espírito Santo, Bahia).

Blaberus nigromaculatus sp. nov.

General coloration light brown with blackened central spot on tegmina (Figure 31a). Head and antennae dark brown; ocellus, apex of clypeus and base of labrum light brown (Figure 31b). Pronotum brown with dark-brown center-basal spot (Figure 31c). Light-brown tegmina have an initial stem of veins, a small lateral part of anal area and transverse range at base of dark-brown discoidal area. Light brown pulvilli; thighs with light brownish-yellow ventral faces. Sternites with transverse apical range and lateral points in blackish-brown low relief.

Dimensions (mm): Holotype ♂ - Total length: 67.0; length of pronotum: 13.0; width of pronotum: 19.0; length of tegmen: 61.0; width of tegmen: 21.0.

Head triangular, eyes reniform, vertex totally covered by pronotum, narrow interocular space measuring about one-eighth of distance between the bases where antennae are inserted; well-marked ocellus deflected in relation to head. Tomentose palpi.

Thorax with elliptical pronotum, transversum with two diverging furrows on central disc; lateral and apical edges deflected. Long tegmina, exceeding apex of cerci; long and narrow marginal field;

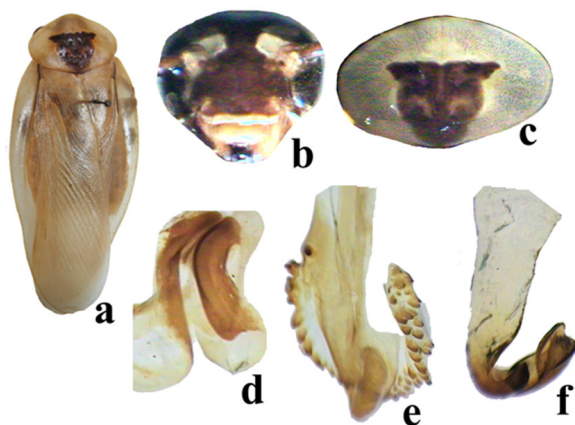


Figure 29. *Blaberus valleyanus* sp. nov.: a. habitus (63 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (13 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

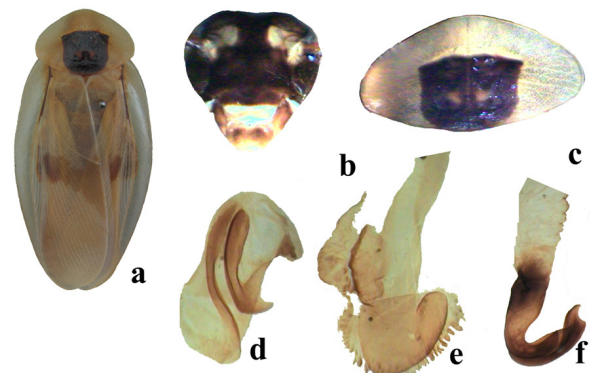


Figure 30. *Giganteus* group: *B. giganteus*. habitus: a. (70 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (21 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (3 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

narrow scapular field; discoidal field with veins longitudinally arranged, slightly angular; ample anal field with nine axillary veins. Strong legs. Thigh with lateral-apical expansion on ventral surface; fore femur having ventro-cephalic margin with four small robust spines extending from base to middle, followed by dense row of cilia extending to apex, plus strong apical spine; ventro-caudal margin having sparse cilia and two small strong spines, one on apical third and the other apical. Middle and hind femurs, ventro-cephalic margin with sparse cilia and one strong apical spine, and ventro-caudal margin of middle femur with two spines, one on apical third and the other apical; hind femur without apical spine on ventro-caudal margin; pulvilli on all tarsal articles; symmetrical nails with no specialization; arolium absent.

Abdomen. Supra-anal and subgenital plates typical of the genus. Left phallomere with two narrow arms (Figure 31d). Median sclerite with small tumor-like structure continuous with prepuce, and many small preputial spines arranged in several rows (Figure 31e). Right phallomere long and hook-like, having very sharp pre-apical recesses, the apex is slightly widened and pointed (Figure 31f). Internal sclerotized linguiform structure.

Type Material: Holotype ♂, Brazil, Pará, Cachoeira do Arari, Ilha de Marajó, XI/1965, collector not identified.

Etymology: The name of the species is derived from the dark-brown spots on the tegmina.

Comment: *B. nigromaculatus* sp. nov. is distinguished from *B. giganteus* by the external coloration of the tegmina and head, and by the configuration of the median sclerite and right and left phallomeres.

4) Macurus Group (new group)

Blaberus macurus sp. nov.

General bright yellowish-brown coloration with dark-brown areas (Figure 32a). Head dark brown; ocellus, apex of clypeus and base of labrum yellowish (Figure 32b); palpi golden-tomentose; antennae dark, with first 15 articles shiny and others opaque. Pronotum light-colored, with dark-brown central disk on base (Figure 32c). Tegmina light-colored, with initial stem of all veins almost black; scapular field, base of discoidal field, and apex of anal field all dark brown. Dark legs; internal ventral surface of thighs lighter-colored; light brown pulvilli. Abdomen brown with lighter outline.

Dimensions (mm). Holotype ♀. Total length: 88.0; length of pronotum: 19.0; width of pronotum: 25.0; length of tegmen: 76.0; width of tegmen: 27.0.

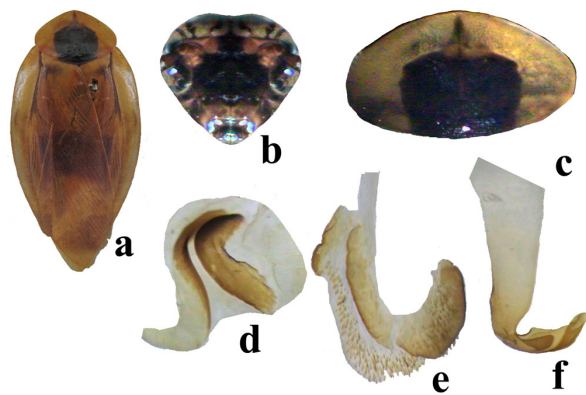


Figure 31. Giganteus group. *Blaberus nigromaculatus* sp. nov. a. habitus (67 mm); b. head, ventral (6 mm); c. pronotum, dorsal (18 mm); d. left phallomere, dorsal (2 mm); e. median sclerite, dorsal (2 mm); f. right phallomere, dorsal (2 mm).

Elliptical transverse pronotum having convexity more evident latero-apically. The head has the vertex totally covered by the pronotum; eyes reniform; narrow interocular space measuring about one-fifth distance between bases of antennae; large ocellus; antennae long, reaching midlength of abdomen. Maxillar palpi with third and fifth articles larger than others; fourth article dilated at apex, and apical article dilated and more tomentose. Tegmina long, exceeding apex of cerci; long, narrow and deflected marginal field; narrow scapular field; discoidal field long and wide, with longitudinal veins; ample anal field, with 12 axillary veins. Robust legs, thighs with outer ventral face bearing widened laminar apical projection. Fore femur with ventro-cephalic margin having three small spines, followed by dense row of minute cilia extending to apex, and strong apical spine; ventro-caudal margin with two small robust spines, one in apical third and the other apical; middle and hind femur with ventro-cephalic margin bearing sparse cilia plus one small, robust apical spine; ventro-caudal margin with dense row of cilia; middle femur with two apical spines, hind femur with no apical spines. Nails symmetrical, with no specialization; pulvilli present on all tarsal articles; arolia absent.

Abdomen. Supra-anal (Figure 32d) and subgenital (Figure 32e) plates typical of female *Blaberus*. Valves subequal in both shape and size, third pair larger than the others (Figure 32f).

Material examined: Holotype ♀, Venezuela, Macuro (Paria Peninsula), Edo. Sucre, 29/V/1964.

Etymology: The name of species is derived from the collection locality.

Comment: *B. macurus* sp. nov. is unique in its shape, size and color, although only the female is known. These differences allow us to allocate the species to a new group presented here (macurus group).

Discussion

The variety in general coloration of the individuals of *Blaberus* sometimes makes the study of the genus difficult. In the present study, these features were assessed and analyzed in parallel with the study of the genitalia, which allowed us to combine individuals with small variations in coloration on the tegmina, head or pronotum into a single species, drawing upon the analysis of their respective genital structures.

In *B. atropos* (Figure 2), the total length may range from 55 to 70 mm and the pronotum is typical in all samples of the atropos

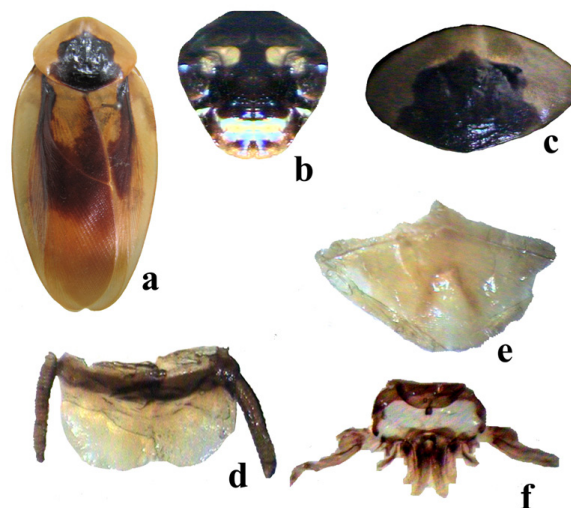


Figure 32. Macurus group. *Blaberus macurus* sp. nov. (♀) a. habitus (88 mm); b. head, ventral (7 mm); c. pronotum, dorsal (25 mm); d. supra-anal plate, dorsal (12 mm); e. subgenital plate, ventral (20 mm); f. valves, dorsal (12 mm).

group. A small variation from the general configuration was observed concerning the total length and the general coloration, in which the brown spot on the anal field of tegmen may extend or not. On the pronotum the compact central spot in all samples studied is straight anteriorly or slightly apically projected, as in Figure 4. The head coloration is homogeneous in all samples, but on the ocellus it may be more evident, as in Figure 3. In the male genitalia the general configuration is homogeneous, with a slight variation in the number of spines on the prepuce. On the right phallomere the degree of apical acuteness may vary, as in Figure 6. The configuration of the left phallomere does not vary.

The individuals identified as *B. parabolicus* (Figures 9-11) are very similar, with a small variation in total length (from 64 to 70 mm) and in the coloration of the head and the pronotum, where a slight projection is observed (Figure 10). The morphology of the median sclerite and the right and left phallomere allows us to state that the samples belong to the same species.

In the brasiliensis group, *B. affinis* (Figure 17) includes specimens with total length from 46 to 53 mm, whose coloration is brown with darker veins in the tegmen; the pronotum has a central spot extending latero-apically. The specimens in Figures 18c and 18d are similar in the coloration of the head, with slight variation in the coloration of the clypeus region. The habitus of the specimen shown in Figure 17d is not illustrated because the specimen was assembled with spread wings. The heads shown in Figures 18a and 18b differ slightly in coloration and in the configuration of the right phallomere (Figures 18m and 18n) and the apex of the median sclerite is somewhat acute (Figures 18q and 18s); however, this character is not considered sufficient to identify these as separate species.

The specimens of *B. neofusiformis* (Figure 20) have total lengths ranging from 45 to 52 mm and a pronotum with a more marked median apical protuberance, which characterizes them as belonging to the brasiliensis group. The coloration of the head and the pronotum differs slightly among the specimens (Figures 21a-e). However, the configuration of the median sclerite (Figures 21p-t) and other genital structures supports their retention within the species (Figures 21k-o and 21u-z).

In *B. parafusiformis* (Figure 22), the total length ranges from 46 mm to 52 mm, and the central spot of the pronotum shows the same configuration in all the specimens studied. The head is darker, and the ocellus, although visible, is indistinct in its coloration (Figures 23b and 23c). The habitus of the specimens corresponding to the heads (Figures 23c and 23d) is not shown because they were assembled with spread wings. However, the configuration of the genital structures of all specimens is identical (Figures 24a-d, 24e-h, i-l).

The specimens characterized as *B. scutatus* (Figure 26) have total lengths ranging between 45 and 52 mm. Seven variations of the species were distinguished. The coloration of the pronotum differs (Figure 27g-l), but the coloration of the head (Figures 27a-f) and the configuration of the genital structures leave no doubt that they belong to the same species (Figures 28a-g, h-m, n-t). Neither the head and the pronotum nor the left phallomere of all specimens are presented.

B. valleyanus sp. nov. (Figure 29a) corresponds to the species recorded by Roth (1969: 244) as *Blaberus* sp. (brasiliensis group) from Tingo Maria, Peru.

Acknowledgments

We thank Dr. Solange Costa Garrido for translating the text into English, and Dr. Janet W. Reid for editing.

References

- BECCALONI, G.W. 2012. Blattodea Species File Online. version 1.2/3.3. <http://Blattodea.SpeciesFile.org> (último acesso em 20/05/2008).
- BRUNNER DE WATTENWYL, C. 1865. Nouveau système des Blattaires. Soc. I.R. Zool. Bot., Vienna, 426p.
- BURMEISTER, H. 1838. Blattina. In Handbuch der Entomologie. I.C.F. Enslin, Berlin, v.2, n.2, p.469-517.
- GURNEY, A.B., KRAMER, J.P. & STEYSKAL, G.C. 1964. Some Techniques for the Preparation, Study and Storage in Microvials of Insect Genitalia. Ann. Entomol. Soc. Am. 57(2):240-242.
- HEBARD, M. 1917. The Blattidae of North America north of the Mexican boundary. Mem. Am. Entomol. Soc. 2:1-284.
- JURBERG, J., ROCHA E SILVA-ALBUQUERQUE, I., REBORDÕES, A.M.P., GONÇALVES, M.P. & FELIPPE, M.L. 1977. Contribuição ao conhecimento de alguns Blaberidae da Coleção do Museu Nacional do Rio de Janeiro com um estudo morfológico da Genitália (Blattaria, Dictyoptera). Rev. Bras. Biol. 37(3):539-555.
- KAMBHAMPATI, S. 1995. A phylogeny of cockroaches and related insects based on DNA sequence of mitochondrial ribosomal RNA genes. Proc. Natl. Acad. Sci. 92:2017-2020. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.92.6.2017>
- KLASS, K.D. & MEIER, R. 2006. A phylogenetic analysis of Dictyoptera (Insecta) based on morphological characters. Entomol. Abh. 63(1-2):3-50.
- LEFÉVRE, C. 1960. A propos de *Blabera craniifer* Burmeister 1838 (Insecte Dictyoptere). Bull. Soc. Sci. Bretagne 35 : 145-161.
- LOPES, S.M. & OLIVEIRA, E.H. 2000. Espécie nova de *Eublaberus* Hebard, 1919 do Estado de Goiás, BRASIL e notas sobre *E. marajoara* Rocha e Silva-Albuquerque, 1972 (Blaberidae, Blaberinae). Bol. Mus. Nac. Nova Sér. Zool., 433:1-5.
- McKITTRICK, F.A. 1964. Evolutionary studies of cockroaches. Memoir Cornell Univ. Agric. Exp. Stn. 389:1-197.
- PELLENS, R. & GRANDCOLAS, P. 2008. Catalogue of Blattaria (Insecta) from Brazil. Zootaxa 1709:1-109.
- PRINCIS, K. 1946. Drei neue neotropische Blattoden. Kungliga Fysiografiska Sällskapets I Lund Förhandlingar 16(17):159-166.
- PRINCIS, K. 1963. Blattaria. In Orthopterorum Catalogus (M. Beier, ed.) W. Junk, Gravenhage, Pars 3, 4, 6, 7, 8, 11, 13, 14, 1224p.
- ROCHA E SILVA-ALBUQUERQUE, I. 1964. Check-List dos Blattaria Brasileiros. Bol. Mus. Par. Emilio Goeldi Zool. 41:1-37.
- ROTH, L.M. 1969. The evolution of male tergal glands in the Blattariae. Ann. Entomol. Soc. Am. 62:176-208.
- ROTH, L.M. 1970. The male genitalia of Blattaria IV. Blaberidae: Blaberinae. Psyche, 77(2):217-236. <http://dx.doi.org/10.1155/1970/14743>
- ROTH, L.M. 1976. The male genitalia of Blattaria. I. *Blaberus* spp. (Blaberidae: Blaberinae). Psyche 76:217-250. <http://dx.doi.org/10.1155/1969/31394>
- ROTH, L.M. 2003. Systematics and Phylogeny of Cockroaches (Dictyoptera, Blattaria). Oriental Insects, 37:1-186. <http://dx.doi.org/10.1080/00305316.2003.10417344>
- SAUSSURE, H. & ZEHNTNER, L. 1894. Insecta, Orthoptera, Blattidae. Biol. Centrali-Am. 1:13-123.
- SERVILLE, J.G.A. 1831. Revue méthodique des insectes de l'ordre des Orthoptères. Ann. Sci. Nat. Zool. Biol. Anim. 22:166-167.
- VANSCHUYTBROECK, P. 1969 Catalogue des Blattarie conservés dans les collections Entomologiques de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Bull. Inst. r. Sci. Nat. Belg. 46:1-20.

Received 09/10/2012

Revised 05/14/2013

Accepted 06/14/2013

Predation effects of *Melanoides tuberculatus* (Müller 1774) on periphytic biofilm colonization: an experimental approach

Janiele França Vasconcelos^{1,4}, José Etham de Lucena Barbosa², Evaldo de Lira Azevêdo²,

Daniele Jovem da Silva Azevêdo² & Maria José Pinheiro Anacleto³

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos, Universidade Estadual de Maringá – UEM, Av. Colombo, 5790, Jardim Universitário, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brasil. www.uem.br

²Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Rua Baraúnas, 351, Universitário, CEP 58429-500, Campina Grande, PB, Brasil. www.uepb.edu.br

³Departamento de Biologia, Complexo Laboratorial de Pesquisa Três Marias, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Rua Baraúnas, 351, Sala 15, 1º andar, Universitário, CEP 58429-500, Campina Grande, PB, Brasil. www.uepb.edu.br

⁴Corresponding author: Janiele França Vasconcelos, e-mail: janiele.biologa@gmail.com

VASCONCELOS, J.F., BARBOSA, J.E.L., AZEVÊDO, E.L., AZEVÊDO, D.J.S. & ANACLETO, M.J.P. **Predation effects of *Melanoides tuberculatus* (Müller 1774) on periphytic biofilm colonization: an experimental approach.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn03613022013>

Abstract: The present study evaluated the predation effects of the gastropod *Melanoides tuberculatus* on the taxa richness and density of the periphyton community. A laboratory experiment was conducted with two treatments: control (without *M. tuberculatus*) and with *M. tuberculatus*, each treatment being replicated four times. For periphyton colonization, glass slides were placed in 3.5 L of water from the environment of the gastropods. The analysis of species richness and density of the periphyton community on these artificial substrates showed significant differences ($p < 0.05$) between treatments. In the treatment with *M. tuberculatus*, taxa richness and density were lower, with a predominance of *Chantrasia macrospora* in the last days of the experiment. It follows that predation by *M. tuberculatus* destabilizes the course of periphyton colonization, suggesting the possibility of disruption of natural food chains, however, more studies are needed in this perspectives.

Keywords: invasive species, herbivory, laboratory experiment, *Melanoides tuberculatus*, periphyton.

VASCONCELOS, J.F., BARBOSA, J.E.L., AZEVÊDO, E.L., AZEVÊDO, D.J.S. & ANACLETO, M.J.P. **Efeitos da predação de *Melanoides tuberculatus* (Müller 1774) sobre a comunidade perifítica: uma abordagem experimental.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn03613022013>

Resumo: O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da predação de *Melanoides tuberculatus* sobre a riqueza de táxons e densidade da comunidade perifítica. Foi realizado experimento em laboratório, com dois tratamentos: controle (ausência de *M. tuberculatus*) e com *M. tuberculatus*, sendo cada tratamento replicado quatro vezes. Para a colonização da comunidade perifítica foram colocados 3,5 L de água do ambiente de origem dos gastrópodes, em cada tratamento e 49 cm² de substrato previamente colonizado e 20 lâminas como substratos artificiais, durante 24 dias. A análise da riqueza de táxons e densidades da comunidade perifítica nos substratos artificiais mostrou diferença ($p < 0,05$) entre os tratamentos. Os tratamentos com *M. tuberculatus* apresentaram menor riqueza e densidade, com predominância da *Chantrasia macrospora* nos últimos dias do experimento. Conclui-se que a predação do *M. tuberculatus* desestabiliza o curso da colonização do perifiton e consequentemente pode causar a ruptura das cadeias naturais, contudo mais estudos nessa perspectiva são necessários.

Palavras-chave: espécies invasoras, herbivoria, experimento em laboratório, *Melanoides tuberculatus*, perifiton.

Introduction

Invasive species have been widely discussed from ecological, agricultural and economic aspects, particularly with regard to the negative effects of these organisms on native species (Pointier et al. 1998). These effects are related to competition, parasitism, predation (Facon et al. 2005), decrease of local biodiversity and transformation of habitats (Santos et al. 2007).

The red-rimmed melania *Melanoides tuberculatus* is an Afro-Asian Thiaridae gastropod (Pilsbry & Bequaert 1927), which was introduced into Latin America in the late 1960s and is now widespread in almost all regions (Brown 1994, Fernandez et al. 2003). The first record of this species in Brazil was in 1967, in Santos, state of São Paulo (Vaz et al. 1986), probably introduced along with fish and ornamental plants from Africa (Santos & Eskinazi-Sant'Anna 2010). This snail has a high capacity for colonization and adaptation to new habitats, and can limit or exclude the native species (Guimarães et al. 2001, Giovanelli et al. 2003). *M. tuberculatus* is frequently found associated with biofilm because of its preference for feeding on green algae and organic matter (Beeston & Morgan 1979).

The periphyton biofilm is established on hard substrates of aquatic ecosystems and plays an important role as primary producers, food source for invertebrates, and bio-indicators of environmental quality (Szabó et al. 2008). During the colonization process, the periphyton community is affected by many factors such as area of the substrate, and the physical, chemical and morphological features of the aquatic system (Moschini-Carlos et al. 2000). Predation may have a significant negative effect on the dynamics of periphyton colonization (Blanchet et al. 2008). *M. tuberculatus* had a substantial success colonizing Brazilian aquatic ecosystems (Santos & Eskinazi-Sant'Anna 2010), but low information has been produced about the your predation effects on dynamic of algae community and the consequences for the other trophic levels.

This study analyzed the effects of *M. tuberculatus* on periphyton biofilm colonization. We hypothesized that the presence of *M. tuberculatus* affects the taxa richness, and density of the periphyton biofilm.

Material and Methods

The effect of *M. tuberculatus* on periphyton biofilm colonization was tested in aquariums, under laboratory conditions. The experiment

was conducted during 24 days, between February and March of 2012, in the Laboratório de Ecologia Aquática of the Universidade Estadual da Paraíba (LEAQ/UEPB).

The experimental design was composed by two treatments, replicated four times: control, without (TC) and with *M. tuberculatus* (TM). The aquariums were arranged in rows (Figure 1), and kept at a temperature of 25 °C and 12/12-h photoperiod. Glass slides (25) were arranged on the sides of the aquariums for periphyton colonization (Figure 1). The aquariums were filled with natural water (3.5 L) from the Bodocongó Reservoir, enriched with N (1.25 mL NaNO₃ [10,000 mg N.L⁻¹]) and P (1.25 mL KH₂PO₄ [1,600 mg P.L⁻¹]), at the start of the experiment and in the 3rd week. In the TM treatments, 22 adult individuals of *M. tuberculatus*, with a total biomass of 7.56 mg, were placed in each TM aquarium.

1. Samples and data analyses

Samples were taken every three days for four weeks, and consisted of randomly chosen glass slides. The periphyton was removed from the slides with the aid of stainless-steel blades and jets of distilled water. The material was stored in PVC bottles, and fixed and preserved with acetic Lugol for quantitative analysis. Periphytic algae were counted under a inverted microscope, using method of Utermöhl (1958). Random fields were counted to achieve stabilization of the curve (species rarefaction), up to a total of 100 individuals of the most common species (Bicudo 1990). The density of periphytic algae was calculated according to equation of Ros (1979). At the end of the experiment, the individuals of *M. tuberculatus* were counted and the final biomass was determined.

A Kruskal-Wallis test was performed to determine the differences in species richness, density, and diversity of periphytic algae in the treatments and among the days of colonization. This analysis was executed in the software Statistica 7.1. An nMDS was used to determine the differences in species composition between the treatments, and an ANOSIM to confirm the ordination patterns in nMDS, using PRIMER-PERMANOVA software.

Results

The periphytic algae from the two treatments represented a total of 35 taxa from the following divisions: Chlorophyceae (23%),

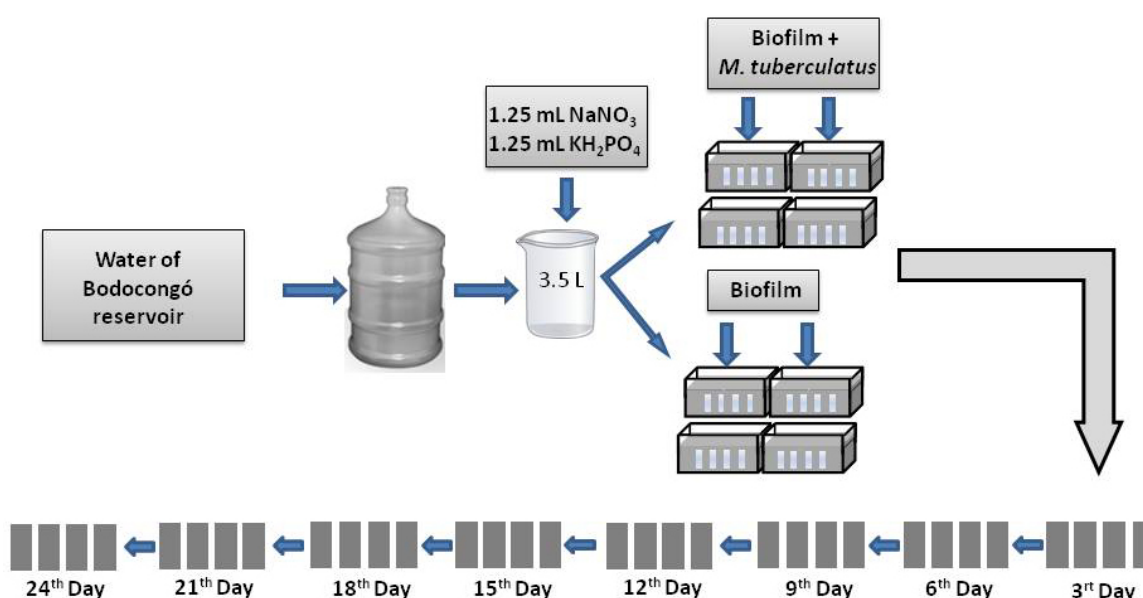


Figure 1. Experimental design with control and treatment with *Melanoides tuberculatus*, February 28 - March 23, 2012.

Cyanobacteria (23%) Bacillariophyceae (34%), Euglenophyceae (11%), Zygnemaphyceae (3%), Oedogoniophyceae (3%) and Florideophyceae (3%). In the control treatment, 32 taxa were recorded, with 18 exclusive taxa; 17 were recorded in the treatment with *M. tuberculatus*, with three exclusive species (Table 1).

Taxa richness showed significant differences between treatments ($p < 0.05$) and between sampling periods for TC ($p < 0.05$). In the early stages of colonization, higher taxa richness was observed for the TM; however, from the 6th day of the experiment, richness decreased, ranged to 4-2 taxa and continued to decline until the end of the experiment. For the control treatment, taxa richness increased until the 9th day, then decreased and a new "surge" of species occurred in the 21th days (Figure 2A).

The density of periphytic algae showed significant differences between treatments ($p < 0.05$), with higher densities in the control treatment. The density increased during the experiments, with lower values in the early stages, exponential growth from day 3th, and peaking at day 12th in the control treatment and on the 9th day in the TM treatment (Figure 2B).

Diatoms were most abundant in the TC (62% of total density), followed by Cyanobacteria (19%) and Chlorophyceae (7%). *Navicula* sp. was dominant at the beginning of colonization (up to day 6) and *Cyclotella meneghiniana* subsequently. The more abundant species were *Planktothrix agardii*, *Leptolyngbya* sp., *Oedogonium* sp. and *Spirogyra* sp. (Figure 3A).

Table 1. Composition of periphytic algae in the experiment with control TC and treatment with *Melanoides tuberculatus* TM, February 28 - March 23, 2012.

Taxon	TC	TM
Bacillariophyceae		
<i>Amphipleura</i> sp Kützing 1844	X	
<i>Amphora</i> sp Ehrenberg ex Kützing 1844	X	
<i>Cocconeis</i> sp Ehrenberg 1837		X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing 1844	X	X
<i>Eunotia</i> sp Ehrenberg 1837	X	X
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières 1830	X	X
<i>Navicula</i> sp Bory de Saint-Vincent 1822	X	X
<i>Navicula</i> sp2		X
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson) Ralfs in Pritchard 1861	X	X
<i>Surirella</i> sp Turpin 1828	X	X
<i>Synedra</i> sp Ehrenberg 1830	X	X
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg 1832	X	
Chlorococcaceae		
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck 1890	X	X
<i>Chlorococcum</i> sp Meneghini 1842	X	
<i>Crucigenia</i> sp Morren 1830	X	
<i>Desmodesmus quadricaudatus</i> (Arkansas) Smith 2010	X	
<i>Eutetramorus</i> sp Walton 1918	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i> Komárková-Legnerová in Fott 1969	X	
<i>Oocystis borgei</i> Snow 1903	X	
<i>Schroederia antillarum</i> (Komárek) Hegewald & Schnepf 1986	X	
Cyanophyceae		
<i>Aphanocapsa elegans</i> (Lemmermann) Joosten 2006	X	
<i>Leptolyngbya nodulosa</i> Li & J.Brand 2007	X	X
<i>Lyngbya</i> sp Agardh ex Gomont 1892	X	X
<i>Merismopedia minima</i> Beck 1897	X	
<i>Microcystis protocystis</i> Crow 1923	X	
<i>Oscillatoria</i> sp Vaucher ex Gomont 1892	X	
<i>Planktothrix agardhii</i> Gomont Anagnostidis & Komárek 1988	X	
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949	X	X
Euglenophyceae		
<i>Euglena pusilla</i> Playfair 1921	X	X
<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch 1914	X	
<i>Strombomonas</i> sp Deflandre 1930	X	
<i>Trachelomonas</i> sp Ehrenberg 1835	X	X
Florideophyceae		
<i>Chantransia macrospora</i> Wood 1887		X
Oedogoniophyceae		
<i>Oedogonium</i> sp Link ex Hirn 1900	X	
Zygnematophyceae		
<i>Spirogyra</i> sp Link 1820	X	

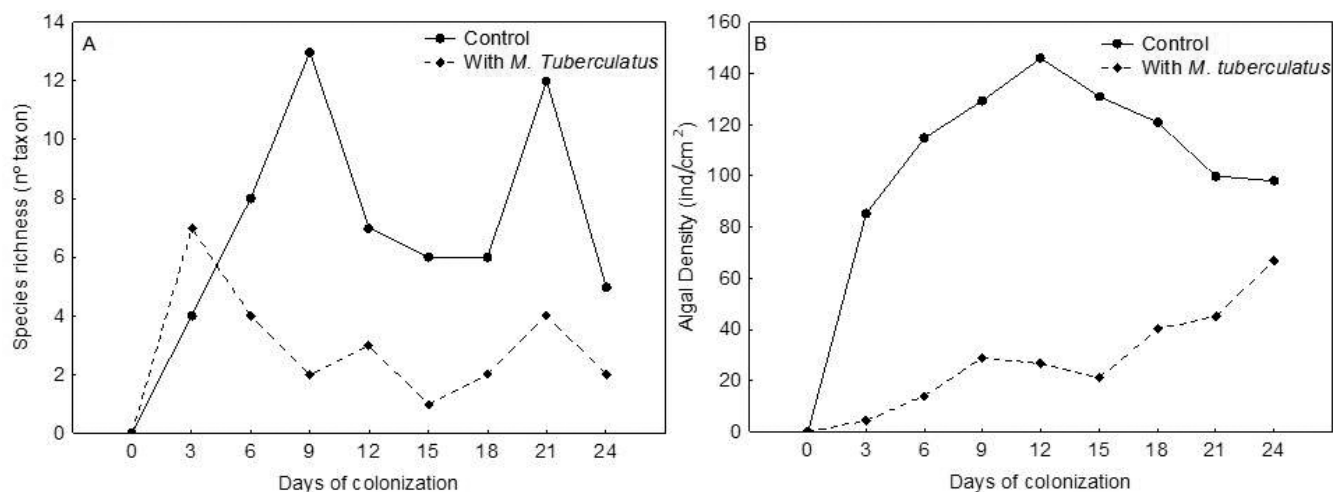
Predation effects of *Melanoides tuberculatus* on periphytic biofilm colonization

Figure 2. Species richness (A) and density (B) of periphytic algae in the experiment, February 28 - March 23, 2012.

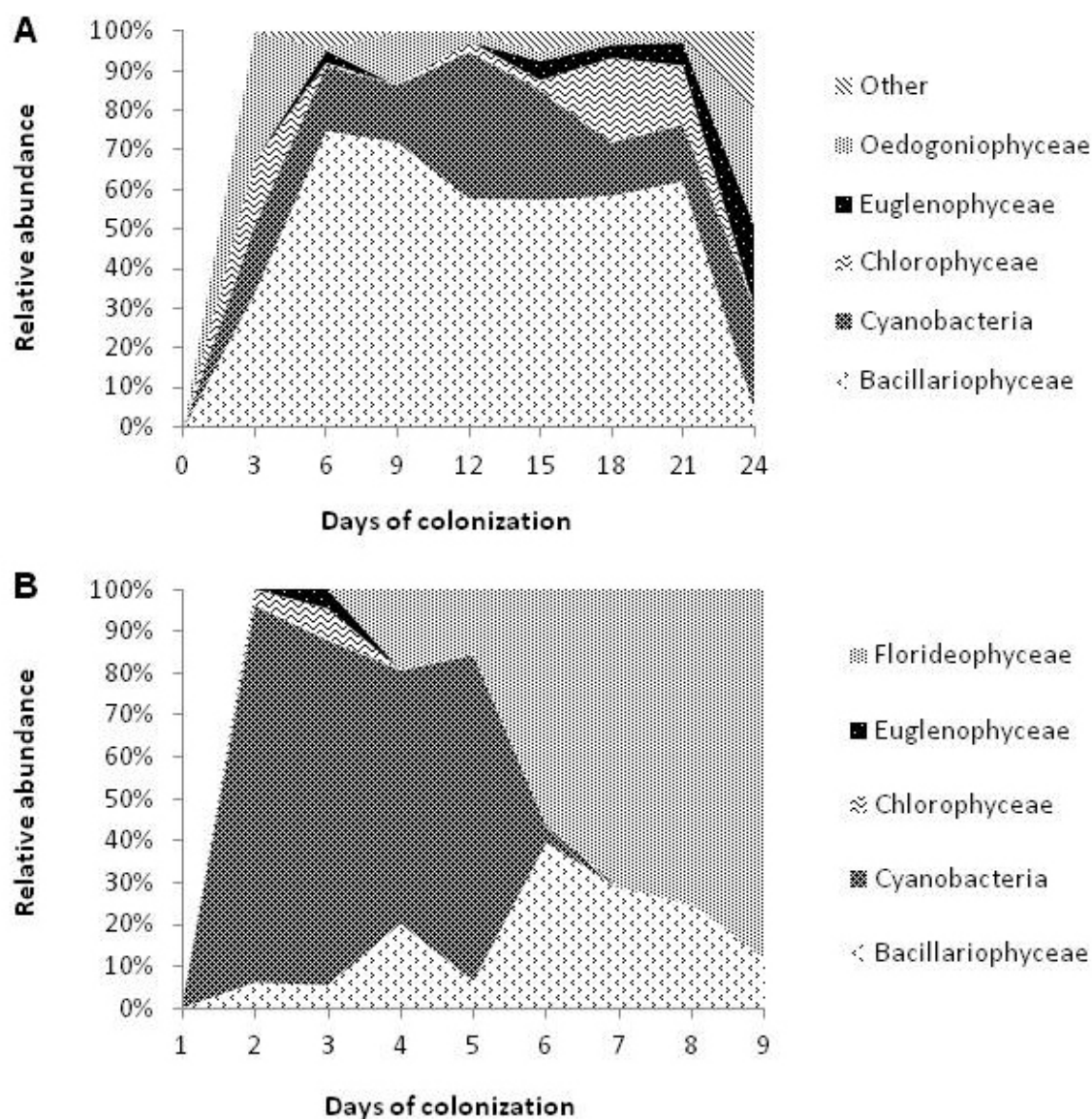


Figure 3. Relative abundance of the most representative classes of algae in the experiment with control (A) and treatment with *Melanoides tuberculatus* (B), February 28 - March 23, 2012.

In the treatment with *M. tuberculatus*, members of Cyanobacteria were the most abundant (56% of the total density) followed by Florideophyceae (27% of the total density). *Leptolyngbya* sp. was dominant in the initial 12 days of colonization, and *Chantransia macrospora* in subsequent days (Figure 3B). The pressure exerted by the herbivory by *M. tuberculatus* significantly affected the colonization and community structure of periphyton. The biomass of *M. tuberculatus* showed significant growth during the experiment, with an average increase of 2.3% of the initial biomass. The individuals spawned during the experiment comprised 0.5% of the final biomass.

The ordering of the nMDS showed significant differences between treatments and time of exposure of the substrate (Figure 4). There was separation of the two cases relating to treatments and between periods, which demonstrated differences in community structure between the period between 1-12 and 15-24 days of colonization for the control treatment, and the period between 1-9 and 12-24 days for the treatment with *M. tuberculatus* (Figure 4). ANOSIM analyses confirmed the significant differences between the periods (Global R= 0.37; $p < 0.05$) and treatments (Global R= 0.33; $p < 0.05$).

Discussion

The periphytic algal community is a key element in aquatic ecosystems. This community can contribute about 90% of total primary production of the ecosystem (Wetzel 1990). In addition, periphyton is a base food for food webs, being rich in protein, vitamins and minerals (Fernandes & Esteves 1996), and a food source for fish and benthic invertebrates (Morley et al. 2008).

Jones & Sayer (2003) showed that periphyton biomass is determined by predation by benthic invertebrates. In our study, the density of periphyton decreased when exposed to *M. tuberculatus*. As noted by Putz (1997) for a study in the Rio Negro, periphytic diatoms are under pressure by many invertebrates feeding on them. Our study showed that the low density of diatoms in the experiment containing *M. tuberculatus* resulted from the feeding of this mollusk. The occurrence of exclusive taxa in the control experiment can be explained by the influence of *M. tuberculatus* on their development, since from the beginning of the experiment, these snails eat the very species that promote subsequent colonization by other taxa.

The significant increase in biomass of *M. tuberculatus* was provided both by the weight gain of the adults and the birth of young individuals. Keller et al. (2007) found that each adult *M. tuberculatus* could produce around 365 juveniles per year. The high rate of population growth is one reason for the adaptive success of *M. tuberculatus*, not least because these organisms are parthenogenetic.

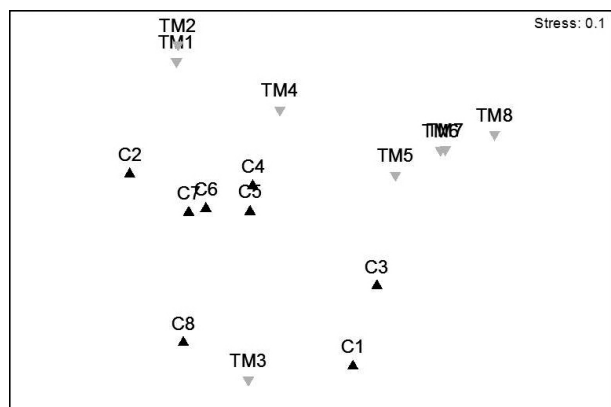


Figure 4. nMDS analysis showing segregation between days of experiment and the treatments.

The decrease in the diversity and richness of the periphyton is explained by the predation pressure exerted by this mollusk. This suggests that in the natural environment, the presence of *M. tuberculatus* decreases ecological quality (Rosenberg & Resh 1993), since it caused the disappearance of some species of periphyton, causing other species to become dominant, such as *Chantransia* and *Leptolyngbya*. Thus, predation pressure on the periphyton community can alter the trophic dynamics in aquatic ecosystems.

Interestingly, in the first days of the experiment, species richness increased in the treatments with *M. tuberculatus*. This can be explained by the probable presence of periphyton on the shell of the mollusk. This hypothesis is supported by a study of Vasconcelos et al. (In preparation) which showed the association of *Chantransia* ('macrospora'), an exotic species to the semi-arid northeast, with the shell of *M. tuberculatus*. Another likely reason for this dominance is the occurrence of *Chantransia* ('macrospora') only in the treatment containing *M. tuberculatus*.

The presence of exotic mollusks in aquatic ecosystems is of concern because it threatens local biodiversity, and may cause health problems, for instance, these snails are a host of exotic trematodes such as *Centrocestus formosanus* (Souto et al. 2011). In addition to predation pressure on periphyton, this snail competes for resources with native gastropods, causing the reduction or disappearance of their populations (Cowie 2001, Prenter et al. 2004). *M. tuberculatus* was reported causing reduction in populations of *Biomphalaria glabrata*, a native mollusk, because species competing for habitat and food resources (Rocha-Miranda & Martins-Silva 2006, Tuan 2009). In the present study, *M. tuberculatus* reduced the taxa richness and of the periphyton and also affected the density of this community. Since these organisms feed mainly on periphytic algae (Pointier et al. 1991), one can extrapolate this observation to natural environments. However, more studies are needed to explain the consequences of the predation on food chain.

References

- BEESTON, D.C. & MORGAN, E. 1979. A crepuscular rhythm of locomotor activity in the freshwater prosobranch, *Melanoides tuberculata* (Müller). *Anim. Behav.* 27:284-291. [http://dx.doi.org/10.1016/0003-3472\(79\)90148-9](http://dx.doi.org/10.1016/0003-3472(79)90148-9)
- BICUDO, D.C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnol. Bras.* 3:459-475.
- BLANCHET, S., LOOT, E.G. & DODSON, J.J. 2008. Competition, predation and flow rate as mediators of direct and indirect effects in a stream food chain. *Oecologia* 157:93-104. PMID:18465148. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-008-1044-8>
- BROWN, D.S. 1994. Freshwater snails of Africa and their medical importance. 2. ed. Taylor & Francis, London, 608p.
- COWIE, R.H. 2001. Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *Int. J. Pest Manag.* 1:23-40. <http://dx.doi.org/10.1080/09670870150215577>
- FACON, B., GENTON, B.J., SHYKOFF, J., JARNE, P., ESTOUP, A. & DAVID, P. 2005. A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends Ecol. Evol.* 21:130-135. PMID:16701488. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.012>
- FERNANDES, V.O. & ESTEVES, F.A. 1996. Temporal variation of dry weight, organic matter, chlorophyll a + phaeopigments and organic carbon of the periphyton on leaves of *Typha domingensis*. *Arch. hydrobiol. Suppl.bd. Algol. Stud.* 81:85-98.
- FERNANDEZ, M.A., THIENGO, S.C. & SIMONE, L.R.L. 2003. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. *Nautilus* 117:78-82.

- GIOVANELLI, A., VIEIRA, M.V. & DA SILVA, C.L.P.A.C. 2003. Apparent Competition Through Facilitation between *Melanoides tuberculatus* and *Biomphalaria glabrata* and the Control of Schistosomiasis. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 98:429-431. PMID:12886429. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762003000300025>
- GUIMARÃES, C.T., SOUZA, C.P. & SOARES, D.M. 2001. Possible Competitive Displacement of Planorbids by *Melanoides tuberculatus* in Minas Gerais, Brazil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 96(Suppl.):173-176. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762001000900027>
- JONES, J.I. & SAYER, C.D. 2003. Does the fish-invertebrateperiphyton cascade precipitate plant loss in shallow lakes? Ecology 84:2155-2167. <http://dx.doi.org/10.1890/02-0422>
- KELLER, R.P., DRAKE, J.M. & LODGE, D.M. 2007. Fecundity as a basis for risk assessment of nonindigenous freshwater mollusks. Conserv Biol. 21:191-200. PMID:17298525. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00563.x>
- MORLEY, L., LEACH, F. & LUGG, R. 2008. Democratising Higher Education in Ghana and Tanzania: Opportunity Structures and Social Inequalities. Int. J. Educ. Dev. 29:56-64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijedudev.2008.05.001>
- MOSCHINI-CARLOS, V., HENRY, R. & POMPÊO, M.L.M. 2000. Seasonal variation of biomass and productivity of the periphytic community on artificial substrata in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). Hydrobiologia 434:35-40. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1004086623922>
- PILSBRY, H.A. & BEQUAERT, J. 1927. Aquatic Mollusks of Belgian Congo. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 53:59-602.
- POINTIER, J.P., TOFFART, J.L. & LEFÈVRE, M. 1991. Life tables of freshwater snails of the genus *Biomphalaria* (*B. glabrata*, *B. alexandrina*, *B. straminea*) and of one of its competitors *Melanoides tuberculata* under laboratory conditions. Malacologia 33:43-54.
- POINTIER, J.P., SAMADI, S., JARNE, P. & DELAY, B. 1998. Introduction and spread of *Thiara granifera* (Lamarck, 1822) in Martinique, French West Indies. Biodivers. Conserv. 7:1277-1290. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008887531605>
- PRENTER, J., MacNEIL, C., DICK, J.T.A. & DUNN, A.M. 2004. Roles of parasites in animal invasions. Trends Ecol. Evol. 7:385-390. PMID:16701290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2004.05.002>
- PUTZ, R. 1997. Periphyton communities in Amazonian black and whitewater habitats: community structure, biomass and productivity. Aquat. Sci. 59:74-93. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02522552>
- ROCHA-MIRANDA, F. & MARTINS-SILVA, M.J. 2006. First record of the invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the Paraná River basin, GO, Brazil. Braz. J. Biol. 4:1109-1115. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000600018>
- ROS, J. 1979. Pr cticas de Ecologia. Ed. Omega, Barcelona, 181p.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, 488p.
- SANTOS, C.M. & ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. 2010. The introduced snail *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian Semiarid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). Braz. J. Biol. 70:1-7. PMID:20231954. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000100003>
- SANTOS, S.B., MIYAHIRA, I.C. & LACERDA, L.E.M. 2007. First record of *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774) and *Biomphalaria tenagophila* (d'Orbigny, 1835) on Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. Biota Neotrop. 7:361-364. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032007000300037>
- SOUTO, L.S., BRITO, M.F.G. & ROSA, L.C. 2011. *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774): a new threat to the conservation of aquatic species in Sergipe, Brasil. Scient. Plena 7:1-6.
- SZABÓ, K., MAKK, J., KISS, K.Q., EILER, A.,  VA, A., TOTH, B., KISS, A.K. & BERTILSSON, S. 2008. Sequential colonization of river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. Freshw. Biol. 1-13.
- VAZ, J.F., TELES, H.M.S., CORREA, M.A. & LEITE, S.P.S. 1986. Ocorrência no Brasil de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (O.F. Muller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Platyhelminthes). Rev. Saúde Pública 20:318-322.
- TUAN, R. 2009. Distribuição e diversidade de espécies do gênero *Biomphalaria* em microrregi  es localizadas no Médio Paran pama, São Paulo, SP, Brasil. Biota Neotrop. 1:279-283.
- UTERM HL, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton: methodik. Int. Ver. Theor. Limnol. 9:1-38.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Verh. Int. Ver. Limnol. 24:6-24.

Received 06/22/2012

Revised 04/03/2013

Accepted 06/19/2013

Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil

Herison Medeiros¹, Wendeson Castro^{2,4}, Cleber Ibraim Salimon³, Izaias Brasil da Silva³ & Marcos Silveira³

¹Programa de Pós-graduação em Botânica, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro – JBRJ, Rua Pacheco Leão, 915, CEP 22460-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

²Programa de Pós-graduação Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre – UFAC, BR 364, Km 4, Distrito Industrial, CEP 69915-900, Rio Branco, AC, Brasil

³Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre – UFAC, BR 364, Km 4, Distrito Industrial, CEP 69915-900, Rio Branco, AC, Brasil

⁴Corresponding author: Wendeson Castro, e-mail: wendesoncastro@gmail.com

MEDEIROS, H., CASTRO, W., SALIMON, C.I., SILVA, I.B. & SILVEIRA, M. **Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn00613022013>

Abstract: Forest fragmentation affects the structure and dynamics of plant communities, leading to biodiversity loss in forest remnants. In this paper we show that in a bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) dominated forest fragment in southwestern Amazonia edge effect may be confounded by bamboo effect, which also occur inside the forest. We measured growth, mortality and recruitment rate of trees with DBH ≥ 10 cm, in a fragment of bamboo dominated open forest in southwestern Amazonia, state of Acre, Brazil, in 15 plots at the forest edge and 15 plots inside the forest fragment, 500 m away from the border. Time interval between censuses was 1.8 years. The average diameter growth rate differed significantly between edge (3.82 ± 0.10 mm a^{-1}) and interior (2.39 ± 0.18 mm a^{-1}); but there were no differences in annual mortality rate (edge = $3.8 \pm 2.5\%$ a^{-1} CV = 65.7%; interior = $3.6 \pm 2.6\%$ a^{-1} CV = 72.2%) or in annual recruitment rate (edge = $7.1 \pm 3.2\%$ a^{-1} CV = 45%; interior = $8.9 \pm 7.9\%$ a^{-1} CV = 88.7%). Diameter growth rate, particularly of pioneer and fast-growing trees, is favored by the environmental conditions of the edge, where bamboo abundance is higher. However, the absence of an edge effect on mortality and recruitment could be due to the particular dynamics of bamboo patches, which could be mimicking forest edges and therefore masking possible edge effect in this fragment. We speculate that the mortality and recruitment patterns in fragmented forests of southwestern Amazonia is different from other areas in Amazonia and that bamboo is one of the key controllers of successional processes in these fragments.

Keywords: forest fragmentation, edge effect, open forest with bamboo, plant communities, forest succession, tropical forest dynamic.

MEDEIROS, H., CASTRO, W., SALIMON, C.I., SILVA, I.B. & SILVEIRA, M. **Mortalidade, recrutamento e crescimento arbóreo em um fragmento florestal dominado por bambu no sudoeste da Amazônia, Brasil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn00613022013>

Resumo: A fragmentação florestal afeta a estrutura e dinâmica das comunidades vegetais, levando a perda da biodiversidade nos remanescentes florestais. Neste trabalho nós mostramos que em um fragmento florestal dominado por bambu (*Guadua weberbaueri* Pilger) no sudoeste da Amazônia, o efeito de borda deve ser confundido pelo efeito do bambu, que também ocorre no interior da floresta. Nós medimos as taxas de incremento diamétrico, mortalidade e recrutamento de árvores com DAP (diâmetro a altura do peito) ≥ 10 cm, em um fragmento dominado por floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia, estado do Acre, Brasil, em 15 parcelas na borda da floresta e 15 a 500 m da borda no interior do fragmento florestal. O intervalo de tempo entre os censos foi de 1,8 anos. A taxa anual de incremento diamétrico médio diferiu significativamente entre borda ($3,82 \pm 0,10$ mm a^{-1}) e interior ($2,39 \pm 0,18$ mm a^{-1}); mas não houve diferenças na taxa anual de mortalidade (borda = $3,8 \pm 2,5\%$ a^{-1} CV = 65,7%; interior = $3,6 \pm 2,6\%$ a^{-1} CV = 72,2%) e na taxa anual de recrutamento (borda = $7,1 \pm 3,2\%$ a^{-1} CV = 45%; interior = $8,9 \pm 7,9\%$ a^{-1} CV = 88,7%). A taxa de incremento diamétrico, especialmente de espécies arbóreas de estágios iniciais de sucessão ecológica e crescimento rápido, é favorecida pelas condições ambientais da borda, onde a abundância de bambu é maior. Porém, a ausência de efeito de borda sobre a mortalidade e recrutamento, pode ser devido a própria dinâmica das manchas de bambu, que podem estar imitando as bordas das florestas, e portanto, mascarando o efeito de borda neste fragmento. Nós especulamos que os padrões de mortalidade e recrutamento em florestas fragmentadas no Sudoeste da Amazônia são diferentes de outras partes da bacia Amazônica e que o bambu nessas florestas é um dos principais atores controlando a sucessão florestal nesses fragmentos.

Palavras-chave: fragmentação florestal, efeito de borda, floresta aberta com bambu, comunidade vegetal, sucessão florestal, dinâmica de florestas tropicais.

Introduction

Because of the key role of the Amazon in maintaining the global climate and biodiversity (Malhi et al. 2008, Salati & Vose 1984, Phillips et al. 1998, Fearnside 1999, Laurance et al. 2010), it becomes more and more important to understand edge effects on plant communities and ecosystem processes, as a result of landscape fragmentation caused mainly by the expansion of agriculture, cattle ranching (Barona et al. 2010), construction and by building the infrastructure need for the production and distribution of products associated with development projects (Soares-Filho et al. 2006). Between 2001 and 2010, the Brazilian Amazon lost an average of $16.153 \pm 7.500 \text{ km}^2/\text{year}$ of mature forest (Instituto... 2010), which is the equivalent of 10% of Acre State total area. As a direct consequence, the remaining forests have been gradually fragmented and isolated within a matrix dominated by pasture, annual monocultures or secondary forest patches at different successional stages.

In addition to habitat loss and changes in biological populations, changes in land cover decrease the effectively preserved area, due to edge effects (Nascimento & Laurance 2006), which include modifications in physical, chemical and biological parameters caused by the contact between the fragment and the matrix (Wiens et al. 1993, Murcia 1995, Primak & Rodrigues 2001). Fragment edges are strongly affected by external disturbances in many important ecosystem processes (Laurance et al. 2002), such as total photosynthetic rate (MacDougall & Kellman 1992), density of individuals, primary productivity and floristic diversity (Didhan & Lawton 1999).

In the Central Amazon, Laurance & Yensen (1991), Laurance et al. (1998a, b, 2000), Murcia (1995) and (Kapos 1989) observed that the edge effect changes species composition and affects diameter growth, mortality and recruitment, due to several factors, such as the reduction of water supply in the soil, increase in light penetration in the border, even after decades of the fragmentation processes (Oliveira Filho et al. 1997).

Southwestern Amazon has also undergone a process of fragmentation and vegetation loss, especially due to the expansion of cattle raising, agriculture, logging (Baitz et al. 2008) and road paving (Brown et al. 2002). Nevertheless, western Amazonia is known for the extensive cover ($165,000 \text{ km}^2$) of open forests dominated by bamboos of the genus *Guadua* (Smith & Nelson 2011). These bamboos strongly affect the structure and dynamics of these forests, causing a decrease in tree density, total basal area, floristic richness and in functional groups (Oliveira 2000, Smith 2000, Silveira 2005, Griscom & Ashton 2003, Griscom et al. 2007).

We speculate that where forests are dominated by bamboo, forest dynamics might be different, since bamboo does influence forest structure elsewhere in western Amazonia (Griscom & Ashton 2003). Due to a lack of knowledge of the impact of forest fragmentation on edge effects in southwestern Amazonia, we measured tree growth, mortality rate and recruitment on the edge and in the interior of a bamboo dominated forest fragment to address this hypothesis.

Material and Methods

1. Study area

Catuaba Experimental Farm possesses a forest fragment with ca. 1,200 ha located in Senador Guiomard, state of Acre ($10^{\circ}04' \text{ S}$ and $67^{\circ}37' \text{ W}$). It has a gently rolling topography with predominance of oxisols and to a lesser extent ultisols (Acre 2006); the A and B horizons are predominantly formed by sand (62 and 47%, respectively) and the pH is approximately 4.0 (Sousa et al. 2008). The fragment is at an average altitude of 214 m a.s.l. and is 0.8-7.4 km

away from neighboring remnants. The area is covered by bamboo dominated open rainforest, in which understory vines and culms of *Guadua weberbaueri* Pilger are very abundant. The dominant trees are *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae), *Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl. (Lecythidaceae), *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart (Burseraceae) and *Carapa guianensis* Aubl. (Meliaceae). Canopy height is between 20 and 40 m, with emergent trees up to 45 m (Silveira 2005). Mean annual rainfall is 1,958 mm, varying from 846 mm in the wettest quarter (January to March) to 197 mm in the driest quarter (July to September). The average annual temperature is 25.3°C , ranging from 17 to 32.7°C (Duarte 2006).

2. Tree community sampling

We randomly selected three areas, and in each area two $500 \times 10 \text{ m}$ transects were set parallel to 500 m apart from each other: one at the edge, 10 m from the non-forested matrix, and one inside the forest, 500 m from the first area. On each transect five $100 \times 10 \text{ m}$ plots were delimited, where all live trees, as well as lianas and palms, were permanently marked with aluminum tags at 1.60 m and referenced by x/y coordinates. All individuals ($\text{DBH} \geq 10 \text{ cm}$) had their diameter measured at 1.3 m; buttressed trees were measured 50 cm above the end of the roots according RAINFOR field protocols. The RAINFOR field protocols are available at <http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/rainforfield manual.doc>.

The first census was carried out between October and November 2007, and a second census was carried out in September 2009; all individuals were checked for DBH on both occasions. Dead individuals were counted, and individuals that met the minimal criterion of inclusion 1.8 years after the first measurement were marked as recruits and measured.

The annual diameter growth for each individual was calculated using the formula $(\text{DBH}_1 - \text{DBH}_0) / t$, where DBH_0 represents the initial diameter, DBH_1 represents the diameter measured in the second census, and t represents the time interval between measurements. There were 191 individuals excluded (15% of total) from our analyses, due to very high buttresses or other bark characteristics which caused measuring errors ($n = 58$ border; $n = 53$ interior, not statistically different) and others because they were dead ($n = 48$ border; 32 interior, not statistically different). Since the differences in excluded trees were not significantly different, such exclusion was probably not a bias in our results.

Mortality (M) and Recruitment (R) rates were calculated following Sheil & May (1996), using the formulas below, where N_0 is the initial number of individuals, m is the number of dead individuals, r is the number of recruits, and t the elapsed time between censuses (Equations 1 and 2):

$$M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100 \quad (1)$$

$$R = \{[(N_0 + r)/N_0]^{1/t} - 1\} \times 100 \quad (2)$$

To test the influence of size on diameter growth and mortality, individuals were categorized in three DBH classes: 10-30 cm, 30.1-50 cm and over 50 cm. Data was normal and homocedastic and we used a one-way ANOVA to test differences among diameter classes.

Results

1. Diameter growth rate

Out of the 1,291 individuals sampled, the total number recorded in the edge (498.6 ind./ha) differed significantly (ANOVA: $F = 7.7$ $p = 0.022$) from the interior (362 ind. ha^{-1}). The average annual growth

rate at the edge ($3.82 \pm 0.10 \text{ mm.a}^{-1}$) was significantly ($p < 0.001$) higher than in the interior ($2.39 \pm 0.18 \text{ mm a}^{-1}$), Table 1.

Diameter growth at 10-30 cm DBH at the edge was significantly (ANOVA: $F = 3.8$ $p = 0.05$) higher than the forest interior. However, the difference was not significant for trees with DBH 30-50 cm (ANOVA: $F = 0.03$ $p = 0.86$) and DBH > 50 cm (ANOVA: $F = 0.35$ $p = 0.55$). Such positive relationship between DBH and growth rate was also observed separately in the edge (10-30 cm = $3.63 \pm 2.07 \text{ mm a}^{-1}$; 30.1-50 cm = $4.6 \pm 4.0 \text{ mm a}^{-1}$; and > 50 cm = $7.52 \pm 12.44 \text{ mm a}^{-1}$) and in the interior (10-30 cm = $2.34 \pm 1.47 \text{ mm a}^{-1}$; 30.1-50 cm = $3.29 \pm 3.08 \text{ mm a}^{-1}$; and > 50 cm = $6.28 \pm 8.08 \text{ mm a}^{-1}$).

2. Mortality and Recruiting rates

Total mortality rate was $3.77 \pm 2.55\% \text{ a}^{-1}$. The number of individuals in each census and their respective mortality rates are presented in Table 1. Annual mortality rate was not difference between edge ($3.89 \pm 2.58\% \text{ a}^{-1}$) and interior forest ($3.65 \pm 2.60\% \text{ a}^{-1}$). Total average mortality rate (edge plus interior) for plants with DBH 10-30 cm ($4.13 \pm 3.20\% \text{ a}^{-1}$) was significantly higher ($p = 0.002$, Mann-Whitney U Test) than in the class 30.1-50 cm ($3.45 \pm 6.38\% \text{ a}^{-1}$). In the edge this rate differed significantly ($p = 0.015$ Mann-Whitney U test) between the classes of DBH 10-30 ($4.09\% \text{ a}^{-1}$) and 30.1-50 cm ($3.41\% \text{ a}^{-1}$). In the interior, although the mortality rate was higher in the class 10-30 ($4.17\% \text{ a}^{-1}$) than in the class 30.1-50 ($3.48\% \text{ a}^{-1}$), the difference was not significant. There was also no significant difference between edge and interior for the DBH classes of 10-30 cm ($p = 0.945$) and 30.1-50 cm ($p = 0.966$).

Although between 2007 and 2009 no mortality of individuals with DBH over 50 cm was recorded, 80 individuals died in the other two classes, and 176 individuals were included in the second census as recruits, which resulted in a recruitment rate of $7.22\% \text{ a}^{-1}$ (Table 1). In the edge, the recruitment rate was $7.16 \pm 3.29\% \text{ a}^{-1}$, and in the interior it was $8.98 \pm 7.96\% \text{ a}^{-1}$; nevertheless this difference was not significant ($p = 0.397$).

Discussion

1. Diameter growth

The average diameter growth rate observed in the present study (3.10 mm a^{-1}) is similar to the rates reported by Selhorst (2005) (3.6 mm a^{-1}) and Vieira (2003) (3.9 mm a^{-1}), in assessments of the same area four and two years respectively. Despite the small variation, these rates are higher than the rates measured in others dense forests of Amazon basin (1.8 mm a^{-1} by Silva et al. 2002, 1.6 mm a^{-1} by Higuchi et al. 2003, 2.0 mm a^{-1} by Carvalho et al. 2004, and 1.4 mm a^{-1} by Laurance et al. 2004). Thus, trees in southwestern Amazonia grow up to twice as fast as the ones in Oriental Amazon, which could

result from variations in chemical and physical properties of the soil (Malhi et al. 2004, Quesada et al. 2009 & Quesada et al. 2010) and also by the dominant functional group – fast growing light-weighted species.

The significant difference in diameter growth rate between edge and interior probably occurs due to changes in microclimatic conditions (Camargo & Kapos 1995, Kapos et al. 1997, Laurance et al. 1998a, 2001), which are more favorable in the edge to the establishment of pioneer species, which grow faster and have a shorter life cycle (Lieberman & Lieberman 1987). Furthermore, bamboos are known to influence the structure of the forest (Silveira 2005, Oliveira 2000, Griscom & Ashton 2003, 2006). Griscom & Ashton (2006), showed that the bamboo control succession forest and thus can act as a filter, particularly for some species characteristic of early stages succession, which in general tend to exhibit rapid growth (Silveira 2005, Oliveira 2000, Griscom et al. 2007). In addition, bamboo density at the edge ($3394 \pm 1121 \text{ culms ha}^{-1}$) is two times higher than in the interior forest ($1269 \pm 824.49 \text{ culms ha}^{-1}$) (Castro et al. 2013). Thus, even without concrete evidence, we believe that the higher growth rate at the edge could be influenced by a combination of edge plus bamboo effects; which is not reported in the literature so far.

2. Mortality and tree recruitment

Not only the total mortality rates ($3.77\% \text{ a}^{-1}$) is more than three times higher than the rates observed in Central Amazon by Higuchi et al. (1997; 1.03%), Rocha (2001; 0.86%), and Teixeira et al. (2007; 1.13%), but also no edge effect was detected for this process. In Central Amazon, mortality rate is higher in the edge, and is related mainly to a combination of microclimatic conditions, wind turbulence and liana loads (Ferreira & Laurance 1997, Laurance et al. 1998a, 2000, Nascimento & Laurance 2006). Tree mortality is also higher for larger individuals (Hubell & Foster 1990, Laurance et al. 1998a, 2000).

In present study, in addition to the combination of those factors, the disturbance caused by bamboos (Silveira 2005, Griscom & Ashton, 2003) should also be considered. Tree mortality could be related more to bamboo density than to the edge effect. We suggest that the higher mortality in forests with bamboos, mainly in smaller size classes, is related to the disturbance regime imposed by *G. weberbaueri* (Silveira 2005, Griscom & Ashton 2006), favoring the establishment and growth of pioneer species that, due to their shorter life cycle, contribute more to the increase in mortality rate than the species that are characteristic of later successional stages (Silveira 1999, Swaine & Whitmore 1988). And since there is a greater bamboo abundance in edge plots, this may be the cause for our results.

Contrary to what was observed by Laurance et al. (1998a, b, 2001) and Bierregaard et al. (2001), the recruitment rate in the present study did not differ significantly between edge and interior. Again, this similarity between edge and interior might be attributed to

Table 1. Tree mortality, recruitment and diameter growth in a forest fragment in southwestern Amazon, state of Acre, Brazil. N_0 : number of individuals in 2007 and N_1 : number of individuals in 2009.

Variables	Edge	Interior	General
N_0 (ind ha^{-1})	498,6	362	430,3
N_1 (ind ha^{-1})	529,3	395,3	462,3
Survivors	701	510	1211
Dead	48	32	80
Recruits	93	81	174
Diameter growth (mm a^{-1})	$3,82 \pm 0,10$	$2,39 \pm 0,18$	$3,10 \pm 0,98$
Annual mortality rate ($\% \text{ a}^{-1}$)	$3,89 \pm 2,58$	$3,65 \pm 2,60$	$3,77 \pm 2,55$
Annual recruitment rate ($\% \text{ a}^{-1}$)	$7,16 \pm 3,29$	$8,98 \pm 7,96$	$8,10 \pm 6,09$

bamboo dominance, which occurs in both areas. Griscom & Ashton (2006), in an experiment with 'artificial trees', showed that in plots dominated by bamboos (*G. sarcocarpa* Londoño & P.M. Peterson and *G. weberbaueri*), the frequency of damage and weight load can be up to eight times higher than in plots without bamboos. Despite the lack of difference between interior and edge, the average recruitment rate was 40% higher than the mortality rate. This can be related to the open architecture of the canopy, which favors the recruitment of early successional plant species, such as pioneers and small gap specialists, which are tolerant to microclimatic conditions of open environments (Williams-Linera 1990, Laurance et al. 1998b).

Recruitment rate among interior forest plots varies widely (CV = 88%) and we think that bamboo can be favoring the recruitment of some species characteristic of early successional stages (Silveira 2005, Griscom & Ashton 2003, 2006, Griscom et al. 2007). Although the results shown here are not very robust in terms of replication, and that mortality and recruitment did not show the same trend as growth, bamboo is likely to be selecting pioneer and small gap specialists (sensu Denslow 1980) such as *Acacia polyphylla* DC. and *Castilla ullei* Warb., which regenerate and re-sprout within bamboo patches (Griscom & Ashton 2006, Silveira 2005).

Thus, we suggest that in fragments dominated by bamboo, the edge effect may not be the single major factor responsible for tree mortality and recruitment and bamboos might be masking some probable but not detectable edge effect on tree mortality and recruitment. Such results show that the area studied is still in a process of re-establishment and regeneration after the last synchronous mortality of bamboos (approximately 30 years ago). In addition, we speculate that bamboo patches of different ages might impose different effects on forest dynamics in southwestern Amazonia. Therefore, further and longer studies are important to address the influence of bamboo and edge at the same time and therefore corroborate or refute our preliminary results.

Acknowledgements

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico for funding the project 'Efeitos de borda sobre um remanescente florestal na Amazônia sul-ocidental: Acre-Casadinho (620236/2006-0)' and for granting a scholarship to Herison Medeiros and Wendeson Castro (PIBIC/CNPq); Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia (LBA); Superintendência da Zona Franca de Manaus (Convênio:100/07 Suframa-UFAC) and the team of the Laboratory of Botany and Plant Ecology, in particular, Edilson Consuelo, Flávio Obermüller and Livia Souza who helped us with field work. We also thank Bruce Nelson for comments and discussion on bamboo patches of different sizes.

References

- ACRE. Governo do Estado. 2006. Zoneamento ecológico-econômico do Acre fase II. SEMA, Rio Branco, 356p.
- BAITZ, W., PEREIRA, D. & LENTINI, M. 2008. O setor madeireiro da Amazônia brasileira. In O manejo da paisagem e a paisagem do manejo (N. Bensusan & G. Armstrong, coords.). Instituto Internacional de Educação do Brasil, Brasília, 312p.
- BARONA, E., KUTTY, N.R., HYMAN, G. & COOMES, O.T. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. Environ. Res. Lett. 5:024002. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/5/2/024002>
- BIERREGAARD, R.O., GASCON, C., LOVEJOY, T.E. & MESQUITA, R. 2001. Lessons from Amazonia: ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, London.
- BROWN, I.F., BRILHANTE, S., MENDOZA, E. & OLIVEIRA, I. 2002. The highway from Rio Branco, Acre, Brazil to Pacific ports: How to maximize the benefits and minimize the adverse impacts for sustainable development of southwestern Amazonia. Encuentro Internacional de Integración Regional - Bolivia, Brasil y Perú. Arequipa, Peru, 2 a 4 de setembro de 2001. Editora CEPEI (Centro Peruano de Estudios Internacionales), Lima.
- CAMARGO, J.L.C. & KAPOV, V. 1995. Complex edges effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian Forest. J. Trop. Ecol. 11:205-221. <http://dx.doi.org/10.1017/S026646740000866X>
- CARVALHO, J.O.P., SILVA, J.N.M. & LOPES, J.C.A. 2004. Growth rate of terra firm rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. Acta Amazon. 34(2):209-217. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672004000200009>
- DENSLOW, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. Biotropica 12:47-51. <http://dx.doi.org/10.2307/2388156>
- DIDHAN, R.K. & LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica 31:17-30.
- DUARTE, A.F. 2006. Aspectos da climatologia do Acre, Brasil, com base no intervalo 1971-2000. Rev. Bras. Meteorol. 21(3b):308-317.
- FEARNSIDE, P.M. 1999. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. Environ. Conserv. 26:305-321. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892999000429>
- FERREIRA, L.V. & LAURANCE, W.F. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Mortality and Damage of Selected Trees in Central Amazonia. Conserv. Biol. 11(3):797-801. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96167.x>
- GRISCOM, B.W. & ASHTON, P.M.S. 2003. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern Peru. For. Ecol. Manage. 175:445-454. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00214-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00214-1)
- GRISCOM, B.W. & ASHTON, P.M.S. 2006. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a Neotropical forest. J. Trop. Ecol. 22:587-597. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467406003361>
- GRISCOM, B.W., DALY, D.C. & ASHTON, P.M. 2007. Floristics of bamboo-dominated stands in lowland terra-firma forests of southwestern Amazonia. J. Torrey Bot. Soc. 134(1):108-125. [http://dx.doi.org/10.3159/1095-5674\(2007\)134\[108:FOBSIL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.3159/1095-5674(2007)134[108:FOBSIL]2.0.CO;2)
- HIGUCHI, N., SANTOS, J., RIBEIRO, R.J., FREITAS, J.V., VIEIRA, G., CÔIC, A. & MINETTE, L.J. 1997. Crescimento e Incremento de uma Floresta Amazônica de Terra-Firme Manejada Experimentalmente. In Relatório Final do Projeto bionte. Biomassa e Nutrientes Florestais - MCT/INPA. Manaus, p. 89-131.
- HIGUCHI, N., CHAMBERS, J.Q., SILVA, R.P., MIRANDA, E.V., SANTOS, J., LIDA, S., PINTO, A.C.M., ROCHA, R.M. & SOUZA, C.A.S. 2003. Uso de bandas metálicas e dendrômetros automáticos para a definição do padrão de crescimento individual das principais espécies arbóreas da floresta primária da região de Manaus, Amazonas, Brasil. In Projeto Jacaranda Fase II: Pesquisas Florestais na Amazônia Central. p. 55-68.
- HUBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1990. Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In GENTRY, A.H., ed. Four neotropical rainforests. Yale University Press, New Haven, p.522-541.
- HUBELL, S.P., FOSTER, R.B., O'BRIEN, S.T., HARMS, K.E., CONDIT, R., WECHSLER, B., WRIGHT, S.J. & LOO DE LAO, S. 1999. Light gap-disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. Science 283:554-557. <http://dx.doi.org/10.1126/science.283.5401.554>
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. 2010. Projeto Prodes Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html> (último acesso em 15/02/2010).
- KAPOV, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. J. Trop. Ecol. 5:173-185. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400003448>

- KAPOS, V., CAMARGOS, J.L.C. & DANDE, G. 1997. Edge related changes in environment and plant response due to forest fragmentation in Central Amazonia. In *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities* (W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, eds.). University of Chicago Press, Chicago, p.45-54.
- LAURANCE, W.F. & YENSEN, E. 1991. Predistincting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.* 55:77-92. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE-MERONA, J.M. & LAURANCE, S. G. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6):2032-2040. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2032:RFFATD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2032:RFFATD]2.0.CO;2)
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE MERONA, J.M., LAURANCE, S.G., HUTCHINGS, R. & LOVEJOY, T.E. 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conserv. Biol.* 12(2):460-464. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.97175.x>
- LAURANCE, W.F., DELAMÔNICA, P., LAURANCE, S.G., VASCONCELOS, H.L. & LOVEJOY, T.L. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404:20. <http://dx.doi.org/10.1038/35009032>
- LAURANCE, W.F., PEREZ-SALICRUP, D., DELAMONICA, P., FEARNSIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L. & LOVEJOY, T.E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82:105-116. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0105:RFFATS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0105:RFFATS]2.0.CO;2)
- LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E.M., DIDHAM, R.F., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O., LAURANCE, S.G. & SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16(3):605-618. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- LAURANCE, W.F., NASCIMENTO, H.E.M., LAURANCE, S.G., CONDIT, R., D'ANGELO, S. & ANDRADE, A. 2004. Inferred longevity of Amazonian rain forest trees based on along-term demographic study. *For. Ecol. Manage.* 190:131-143. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2003.09.011>
- LAURANCE, S.G.W., ANDRADE, A. & LAURANCE, W.F. 2010. Unanticipated Effects of Stand Dynamism on Amazonian Tree Diversity. *Biotropica* 42(4):429-434. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00611.x>
- LIEBERMAN, D. & LIEBERMAN, M. 1987. Forest tree growth and dynamics et La Selva, Costa Rica (1969-1982). *J. Trop. Ecol.* 3:347-358. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467400002327>
- MALHI, Y., BAKER, T.R., PHILLIPS, O.L., ALMEIDA, S., ALVAREZ, E., ARROYO, L., CHAVE, J., CZIMCZIK, C.I., DI FIORE, A., HIGUCHI, N., KILLEEN, T.J., LAURANCE, S.G., LAURANCE, W.F., LEWIS, S.L., MONTOYA, L.M.M., MONTEAGUDO, A., NEILL, D.A., VARGAS, P.N., PATIÑO, S., PITMAN, N.C.A., QUESADA, C.A., SALOMAO, R., SILVA, J.N.M., LEZAMA, A.T., MARTINEZ, R.V., TERBORGH, J., VINCEI, B. & LLOYD, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Glob. Chang. Biol.* 10:563-591. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00778.x>
- MALHI Y., ROBERTS, J.T., BETTS, R., KILLEEN T.J., LI, W. & NOBRE, C.A. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* 319:169-172. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1146961>
- MACDOUGALL, A. & KELLMAN, M. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *J. Biogeogr.* 19:667-675. <http://dx.doi.org/10.2307/2845708>
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10:58-62. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- NASCIMENTO, H.E.M. & LAURANCE, W.F. 2006. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazon.* 36(2):183-192. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000200008>
- OLIVEIRA, A. C. A. 2000. Efeitos do bambu *Guadua weberbaueri* Pilger sobre a fisionomia e estrutura de uma floresta no sudoeste da Amazônia. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa na Amazônia, Universidade do Amazonas, Manaus.
- OLIVEIRA FILHO, A.T., MELLO, J.M. & SCOLFORO, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). *Plant Ecol.* 131:45-66. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1009744207641>
- PHILLIPS, O.L., MALHI, Y., HIGUCHI, N., LAURANCE, W.F., NUNEZ, P., VASQUEZ, R., LAURANCE, S.G., FERREIRA, L., STERN, M., BROWN, S. & GRACE, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science* 282:439-442. <http://dx.doi.org/10.1126/science.282.5388.439>
- PRIMAK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina, Midiograf.
- QUESADA, C.A., LLOYD, J., SCHWARZ, M., BAKER, T.R., PHILLIPS, O.L., PATIÑO, S., CZIMCZIK, C., HODNETT, M.G., HERRERA, R., ARNETH, A., LLOYD, G., MALHI, Y., DEZZEO, N., LUIZÃO, F.J., SANTOS, A.J.B., SCHMERLER, J., ARROYO, L., SILVEIRA, M., PRIANTE FILHO, N., JIMENEZ, E.M., PAIVA, R., VIEIRA, I., NEILL, D.A., SILVA, N., PEÑUELA, M.C., MONTEAGUDO, A., VÁSQUEZ, R., PRIETO, A., RUDAS, A., ALMEIDA, S., HIGUCHI, N., LEZAMA, A.T., LÓPEZ-GONZÁLEZ, G., PEACOCK, J., FYLLAS, N.M., ALVAREZ DÁVILA, E., ERWIN, T., DI FIORE, A., CHAO, K.J., HONORIO, E., KILLEEN, T., PEÑA CRUZ, A., PITMAN, N., NÚÑEZ VARGAS, P., SALOMÃO, R., TERBORGH, J. & RAMÍREZ, H. 2009. Regional and large-scale patterns in Amazon Forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences* 6:3993-4057. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-6-3993-2009>
- QUESADA, C.A., LLOYD, J., SCHWARZ, M., PATIÑO, S., BAKER, T.R., CZIMCZIK, C., FYLLAS, N.M., MARTINELLI, L., NARDOTO, G. B., SCHMERLER, J., SANTOS, A.J.B., HODNETT, M.G., HERRERA, R., LUIZÃO, F.J., ARNETH, A., LLOYD, G., DEZZEO, N., HILKE, I., KUHLMANN, I., RAESSLER, M., BRAND, W.A., GEILMANN, H., MORAES FILHO, J.O., CARVALHO, F.P., ARAUJO FILHO, R.N., CHAVES, J.E., CRUZ JUNIOR, O.F., PIMENTEL, T.P. & PAIVA, R. 2010. Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. *Biogeosciences* 7:1515-1541. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-7-1515-2010>
- ROCHA, R.M. 2001. *Taxas de Recrutamento e Mortalidade da Floresta de Terra Firme da Bacia do Rio Cuieiras na Região de Manaus-AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 49p.
- SALATI, E. & VOSE, P.B. 1984. Amazon basin: a system in equilibrium. *Science* 225:129-138. <http://dx.doi.org/10.1126/science.225.4658.129>
- SELHORST, D. 2005. *Distribuição etária e incremento diamétrico arbóreo no Sudoeste da Amazônia: subsídios para o manejo florestal*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Acre, Rio Branco.
- SILVA, R.P., SANTOS, J., TRIBUZY, E.S., CHAMBERS, J.Q., NAKAMURA, S. & HIGUCHI, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 166:295-301. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00678-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00678-8)
- SHEIL, D. & MAY, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *J. Ecol.* 84:91-100. <http://dx.doi.org/10.2307/2261703>
- SILVEIRA, M. 1999. Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazonia: an ethnosciences perspective. *Ecotropica* 5:213-216.
- SILVEIRA, M. 2005. *A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia. Padrões e processos em múltiplas escalas*. ADUFAC, Rio Branco.
- SMITH, M. 2000. *Efeito de perturbações sobre a abundância, biomassa e arquitetura de Guadua weberbaueri Pilg. (Poaceae - Bambusoideae) em uma floresta dominada por bambu no Sudoeste da Amazônia*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa na Amazônia, Universidade do Amazonas, Manaus.

- SMITH, M. & NELSON, B.W. 2011. Fire favours expansion of bamboo-dominated forests in the south-west Amazon. *J. Trop. Ecol.* 27:59-64. <http://dx.doi.org/10.1017/S026646741000057X>
- SOARES-FILHO, B.S., NEPSTAD, D.C., CURRAN, L.M., CERQUEIRA, G.C., GARCIA, R.A., RAMOS, C.A., VOLL, E., McDONALD, A., LEFEBVRE, P. & SCHLESINGER, P. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 430:520-523. <http://dx.doi.org/10.1038/nature04389>
- SOUSA, E.S., SALIMON, C.I., VICTORIA, R.L., KRUSCHE, A.V., ALIN, S.R. & LEITE, N.K. 2008. Dissolved inorganic carbon and $p\text{CO}_2$ in two small streams draining different soil types in Southwestern Amazonia, Brazil. *Rev. Ambi-Água* 3(2):37-50. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.51>
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75:81-86. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00044629>
- TEIXEIRA, L.M., JEFFREY, Q., CHAMBERS, J.Q., SILVA, A.R., LIMA, A.J.N., CARNEIRO, V.M.C., SANTOS, J. & HIGUCHI, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta Amazôn.* 37(3):377-384. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672007000300009>
- VIEIRA, S.A. 2003. Mudanças globais e taxas de crescimento arbóreo na Amazônia. Tese de Doutorado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- WIENS, J.A., STENSETH, N.C., VAN HORNE, B. & IMS, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66:369-380. <http://dx.doi.org/10.2307/3544931>
- WILLIAMS-LINERA, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *J. Ecol.* 78:356-373. <http://dx.doi.org/10.2307/2261117>

Received 09/21/2011

Revised 02/21/2013

Accepted 04/10/2013

Bats in forest remnants of the Cerrado savanna of eastern Mato Grosso, Brazil

Ricardo Firmino de Sousa^{1,2}, Paulo Cesar Venere^{2,3} & Karina de Cassia Faria^{1,2,4}

¹Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brazil. <http://www.unemat.br>

²Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brazil. <http://www.unemat.br/prppg/ppgec/>

³Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, CEP 78698-000, Pontal do Araguaia, MT, Brazil. <http://araguaia.ufmt.br>

⁴Corresponding author: Karina de Cassia Faria, e-mail: karinafaria@unemat.br

SOUSA, R.F., VENERE, P.C. & FARIA, K.C. **Bats in forest remnants of the Cerrado savanna of eastern Mato Grosso, Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn03313022013>

Abstract: In the state of Mato Grosso, studies aiming to investigate the diversity and richness of bats are still scarce. In the present study, the chiropteran fauna of eastern Mato Grosso (Brazil) was investigated at four sites representing the Cerrado savanna biome with different degrees of anthropogenic impact, in the municipality of Nova Xavantina. Surveys were conducted between January and December, 2010, with a total of 48 nights of mist-netting. A total of 423 bats were captured, representing 25 species distributed in five families. A greater abundance of individuals was recorded at all sites during the rainy season, with considerable variation being observed over the course of the year in species richness and composition, and the abundance of bats. Species richness and bat abundance were higher in the better preserved habitats in comparison with the impacted areas. The timing of foraging activities appeared to vary among the specimens and there was a progressive increase in activity until 19:30 h, with a marked decline after 22:30 h. The ecological diversity (Shannon-Wiener index) of the bat community within the study area was $H' = 2.37$.

Keywords: Chiroptera, conservation, species richness, diversity.

SOUSA, R.F., VENERE, P.C. & FARIA, K.C. **Morcegos em remanescentes florestais de Cerrado do leste de Mato Grosso, Brasil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn03313022013>

Resumo: No estado de Mato Grosso, os estudos visando investigar a diversidade e riqueza de morcegos ainda são escassos. Neste estudo, a quiropteroфаuna da região leste mato-grossense foi investigada por meio de capturas em quatro áreas remanescentes de Cerrado com diferentes índices de conservação, no município de Nova Xavantina. As capturas ocorreram de janeiro a dezembro de 2010, totalizando 48 noites de amostragem. Foram capturados 423 indivíduos, distribuídos em 25 espécies e cinco famílias. Os quatro ambientes apresentaram maior abundância na estação chuvosa e, ao longo dos meses e entre as estações do ano a composição, riqueza e abundância de morcegos variaram. As áreas mais preservadas apresentaram maior riqueza e maior abundância de morcegos em relação às áreas degradadas. Foi possível verificar que o horário de forrageamento variou entre os espécimes capturados, ocorrendo um pico crescente de atividade até às 19:30h e uma redução acentuada por volta das 22:30h. A diversidade calculada pelo índice de Shannon-Wiener (H') para as áreas foi de $H' = 2,37$.

Palavras-chave: Chiroptera, conservação, riqueza, diversidade.

Introduction

The Cerrado biome occupies almost a quarter (23%) of Brazilian territory (Ribeiro & Walter 2008), and is composed of a mosaic of forests, savannas and grasslands, the distribution of which are determined primarily by relief, soils, and climatic factors, the interaction of which creates a considerable diversity of habitats (Sano 2011). The biological diversity of the Cerrado is also substantial, due in part to the size of biome, although this wealth of natural resources is poorly studied in general (Chaveiro et al. 2011).

At the present time, 101 bat species are known to occur in the Brazilian Cerrado, which corresponds to almost 60% of the total number of species found in Brazil. These species belong to 42 genera distributed in eight families – Emballonidae, Noctilionidae, Mormoopidae, Phyllostomidae, Furipteridae, Vespertilionidae, Molossidae, and Thyropteridae. The family Phyllostomidae is the most diverse, with a total of 55 species, followed by the Molossidae, with 20 species, and the Vespertilionidae, with 12 (Paglia et al. 2012, Reis et al. 2013).

Few detailed studies of the bat fauna of Mato Grosso are available, which hampers any attempt to define the true diversity of the state's bat fauna (Gonçalves & Gregorin 2004). Among the first surveys for the state are Pelzelin (1883) and Miranda-Ribeiro (1914), which recorded respectively 23 and 12 species. Up to now 84 bat species have been recorded in the state (Peracchi et al. 2011, Paglia et al. 2012, Reis et al. 2013), although these data are derived from widely-scattered localities, separated by extensive areas for which no data are available whatsoever.

In fragmented landscapes, bat communities tend to decline in abundance and species richness, and suffer considerable modifications of species composition. In particular, species with relatively restricted

geographic ranges that are relatively intolerant of habitat disturbance tend to decline and disappear under the effects of anthropogenic impacts (Granjon et al. 1996, Cosson et al. 1999). The present study analyzed the species composition and richness, and abundance of the bat species recorded in remnants of Cerrado of eastern Mato Grosso, Brazil, representing different degrees of habitat disturbance.

Material and Methods

The study area is located in the municipality of Nova Xavantina, in eastern Mato Grosso. This region corresponds to a transition zone between the Cerrado and Amazon Forest domains. Vegetation is predominantly Cerrado intercalated with extensive tracts of cerrado woodland and typical Amazon forest (Marimon-Junior & Haridasan 2005). The local climate is of Köppen's *Aw* type, with a mean annual temperature of 24 °C, and precipitation of approximately 1,500 mm (Silva et al. 2008). Nova Xavantina is considered to be a priority area for the conservation of the Cerrado, given the diversity of species found within its geographic limits (Cavalcanti 2002).

Four sites were selected for the collection of specimens in remnants of cerrado habitats characterized by different levels of anthropogenic impact (Figure 1): site 1 (14° 38' 14" S and 52° 21' 49" W) is a relatively well-preserved area of cerrado woodland; site 2 (14° 40' 23" S and 52° 19' 31" W) is an area of typical cerrado savanna with low levels of disturbance and partly surrounded by pastures; site 3 (14° 40' 12" S and 52° 21' 52" W) is typical cerrado savanna in the vicinity of the Rio das Mortes, which is suffering increasing impact from agricultural settlements, and site 4 (14° 40' 48" S and 52° 19' 31" W) is a highly degraded gallery forest surrounded by pastures and homesteads.

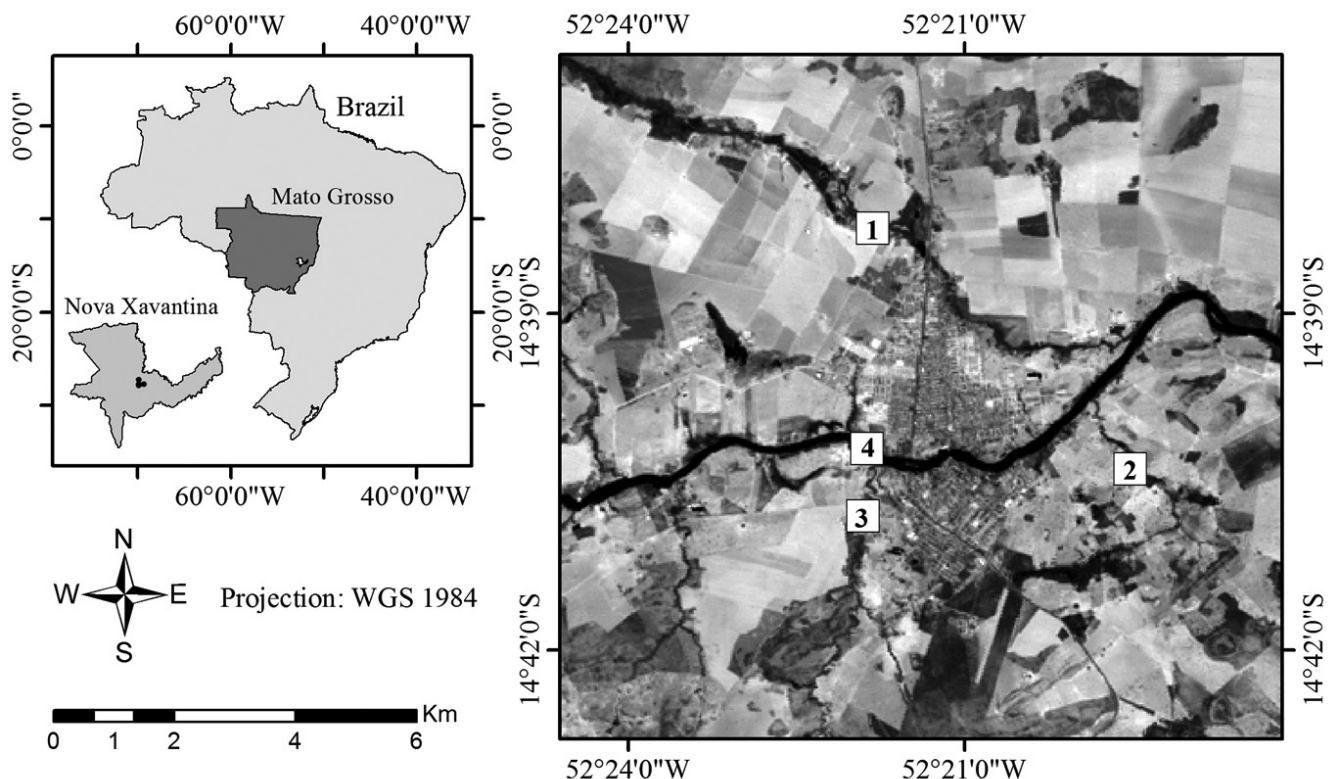


Figure 1. Map of the municipality of Nova Xavantina, state of Mato Grosso, showing the location of the four sites sampled. 1: Site 1 (14° 38' 14" S and 52° 21' 49" W), 2: Site 2 (14° 40' 23" S and 52° 19' 31" W), 3: Site 3 (14° 40' 12" S and 52° 21' 52" W) and 4: Site 4 (14° 40' 48" S and 52° 19' 31" W).

Twelve nights of sampling each site were performed between January and December, 2010, with a total of 48 nights of field work. Five mist-nets (four of 9 m × 3 m and one 12 m × 3 m, with a 20 mm mesh) were used and they were set between 18:00 h and 24:00 h, and they were monitored at 30-minute intervals for the removal of captured bats, which were placed in cotton bags. The ambient temperature was measured during each visit with an analogical thermometer.

The bats captured in the mist-nets were identified based on the specialized literature, in particular Vizotto & Taddei (1973), Eisenberg & Redford (1999), Gregorin & Taddei (2002) and Gardner (2007). The specimens that could not be identified were taken to the Nova Xavantina campus of the Mato Grosso State University (license number 18276-1 – IBAMA/SISBIO/MT) for examination in the Genetics Laboratory, and were deposited in this laboratory's chiropteran collection (collection numbers: RM 63-75; 80-86; 92-97; 102-108; 122-124; 131-137; 160-164; 181-183; 185-195; 205). In some cases, specialists were consulted in order to confirm the taxonomic identification of the specimens. Nomenclature was based on Paglia et al. (2012).

Species richness and abundance was computed for each site and season. The reliability of the estimates of species richness was evaluated using the Jackknife I richness estimator, run in the Estimates program (Colwell 2008). The Chi-square test (χ^2) was used to evaluate differences in the number of individuals captured in the rainy and dry seasons. The sampling effort was based on the proposal of Straube & Bianconi (2002). Ecological diversity was estimated using the log-based Shannon-Wiener index, or H' (Krebs 1999). All analyses were run in Microsoft Office Excel 2007.

Results

During the study, a total of 423 bats were captured, representing 25 species belonging to five families (Table 1). The Phyllostomidae was the most diverse family, with a total of 18 species (72% of the total captured), followed by the Molossidae, with three species (12%), Vespertilionidae, with two species (8%), and Emballonuridae and Mormoopidae with one species each (4%).

Species richness and bat abundance were higher in the better preserved habitats (sites 1 and 2) in comparison with the impacted areas (sites 3 and 4). The largest number of individuals (158) was captured at site 1, although the number of species (18) recorded at this site was only the second highest of the four sites. A total of 55 individuals was captured during the dry season, and 103 in the rainy season ($\chi^2 = 14.58$, d.f. = 1, $P < 0.001$), with a predominance of females ($n = 89$). The most abundant species were *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), with 36.7% of the specimens captured, *Artibeus lituratus* (Olfers, 1918), with 20.2%, *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy, 1810), with 10.1%, and *Artibeus planirostris* (Spix, 1823), with 7.6%. *Phyllostomus elongatus* (E. Geoffroy, 1810) (one male and one female) and *Vampyrus spectrum* (Linnaeus 1758) (a male) were captured only at this site in the dry season.

The highest species richness (20 species) was recorded at site 2, and the second highest number of individuals (96), of which, 34 were captured during the dry season, and 62 during the rainy season ($\chi^2 = 8.16$, d.f. = 1, $P < 0.005$), once again with a predominance of females ($n = 58$). The most abundant species were *A. lituratus*, with 20.8% of the individuals captured, *A. planirostris*, with 16.7%, *C. perspicillata*, with 16.7%, and *Molossops temminckii* (Burmeister, 1854), with 9.4%. Six species were recorded only at this site – *Chiroderma villosus* Peters, 1860, *Cynomops abrasus* (Temminck, 1872), *Lophostoma brasiliense* Peters, 1866, *Molossus molossus* (Pallas, 1766), *Uroderma bilobatum* Peters, 1866, and *Eptesicus diminutus* Osgood, 1915. In all cases, one female was captured in the rainy season, except for *U. bilobatum*, with a male

and female captured in the rainy season, and *E. diminutus*, with a female captured in the dry season.

Site 3 was characterized by the lowest species richness (10 species recorded), with 33 individuals captured during the dry season and 57 in the rainy season ($\chi^2 = 6.41$, d.f. = 1, $P < 0.01$). In all, 56 females and 34 males were captured. The most abundant species were *A. lituratus*, with 36.7% of the individuals captured, *Glossophaga soricina* (Pallas, 1766), with 12.2%, and *C. perspicillata* and *P. lineatus*, both with 11%. One species – *Rhynchonycteris naso* (Wied-Neuwied, 1820) – was recorded only at this site, with three females and a male being captured during the dry season.

Site 4 was characterized by the second lowest species richness and the lowest abundance. Eleven species were recorded, with 27 individuals being captured in the dry season, and 52 in the rainy season ($\chi^2 = 7.91$, d.f. = 1, $P < 0.005$), and once again, the majority of specimens were female ($n = 52$). The most abundant species were *P. lineatus*, with 27.8% of the individuals captured, *C. perspicillata* and *A. lituratus* with 20.2% each, and *A. planirostris*, with 12.7%. None of the species were unique to this site.

Overall, *A. lituratus* ($n = 101$) was the most abundant species, corresponding to 23.9% of the total number of individuals captured, followed closely by *C. perspicillata* ($n = 100$ or 23.6%), *P. lineatus* with 12.5% of the total ($n = 53$), *A. planirostris* with 11.1% ($n = 47$), and *G. soricina*, with 7.3% ($n = 31$) (Table 1). Together, these species represent 78.5% ($n = 332$) of the total number of individuals captured. Of the other species, which accounted for 21.5% of the records ($n = 91$), did not exceed 17 individuals (Table 1).

Total sampling effort for the four sites was 41,472 m².h. The number of species recorded during the first six months of the study period accumulated rapidly to 17, that is, with half of the total sampling effort (20,736 m².h). A further eight species were added to the inventory during the second half of the study, including three (*C. villosus*, *M. molossus*, and *U. bilobatum*) in the last three months, when more than 83% of the total sampling effort had been completed. Estimated species richness by Jackknife I was 32.3 species, which indicates that only around 77.3% of the species that occur within the study area may have been captured during the study. The cumulative species curve did reach the asymptote (Figure 2).

During the dry season (April to September), a total of 149 individuals representing 16 species were captured, increasing to 274 individuals and 20 species during the rainy season (October-

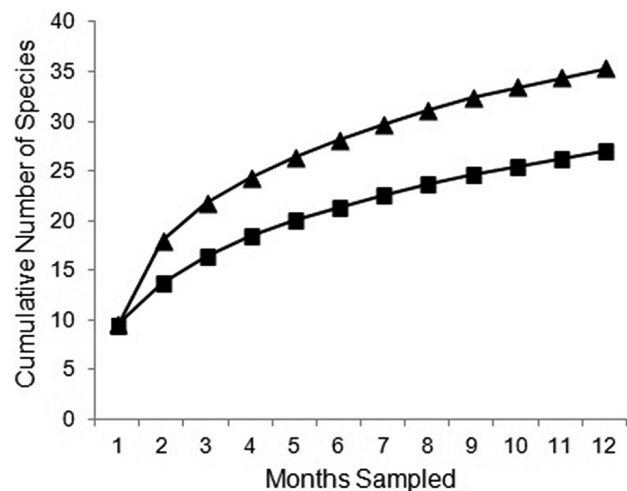


Figure 2. Accumulation curve of bats species (■) calculated using sampling effort employed during the period of capture and estimated richness (▲) by nonparametric Jackknife I estimator, between January and December 2010, at four sites representing the Cerrado savanna de Nova Xavantina, Mato Grosso.

March). Twelve species were recorded in both seasons, whereas eight were captured only during the rainy season, and five during the dry season (Table 1). The number of specimens captured increased progressively to peak at 19:30 h, and then oscillated before declining after 22:30 h (Figure 3).

Shannon-Wiener's diversity index (H') for the study area as a whole was $H' = 2.37$. Site 1 presented the highest diversity ($H' = 2.40$), while the other sites were considerably less diverse, and also more similar to one another (site 2: $H' = 2.10$; site 3: $H' = 2.03$; site 4: $H' = 2.08$).

Discussion

Inventories of bats in a number of different areas of the Cerrado have recorded between 11 and 25 species (Willig 1983, Gonçalves & Gregorin 2004, Bordignon 2006, Anacleto et al. 2008, Camargo et al. 2009, Bezerra & Marinho-Filho 2010, Ferreira et al. 2010, Zortéa et al. 2010, Silva & Anacleto 2011). The number of species recorded in the present study represents 26.2% of the total

known to occur in the Cerrado biome, and 29.8% of those recorded in Mato Grosso (Peracchi et al. 2011).

A relatively high abundance of *A. lituratus*, *C. perspicillata*, *P. lineatus*, and *G. soricina* was also recorded at a Cerrado site in Mato Grosso by Gonçalves & Gregorin (2004). Similar results were obtained in Cerrado in Minas Gerais by Knecht et al. (2005) and in Mato Grosso do Sul by Ferreira et al. (2010). In the present study, there was a tendency for diversity to be lower at the more disturbed sites, although diversity at site 2 was similar to that of the disturbed sites, due to the marked abundance of *C. perspicillata* and *A. lituratus*, which together accounted for 56% of the individuals captured.

Eight species (*A. lituratus*, *A. planirostris*, *C. perspicillata*, *M. temminckii*, *G. soricina*, *L. silvicolus*, *P. hastatus* and *P. lineatus*) occurred at all four sites, indicating their generalist habits, which enable them to adapt to the different conditions found within the study area. Of these species, only *L. silvicolus* is thought to have a preference for well-preserved habitats (Nogueira et al. 2007b), while the other species are known to inhabit forest formations,

Table 1. Bat species and number of captured individuals in the four sites sampled in remnants of the Cerrado savanna, in the municipality of Nova Xavantina, state of Mato Grosso, in the rainy season (R) and dry season (D).

Family/ Subfamily/ Species	Sites								Total	Frequency
	1		2		3		4			%
	R	D	R	D	R	D	R	D		
Emballorunidae										
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	-	-	-	-	-	4	-	-	4	0.9
Molossidae										
<i>Cynomops abrasus</i> (Temminck, 1826)	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	2	1	8	1	4	-	1	-	17	4.0
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2
Mormoopidae										
<i>Pteronotus parnellii</i> (Gray, 1843)	-	1	-	1	-	-	-	-	2	0.5
Phyllostomidae										
Desmodontinae										
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	5	4	-	1	-	-	-	1	11	2.6
Glossophaginae										
<i>Anoura caudifer</i> (E. Geoffroy, 1818)	1	-	1	-	2	-	-	-	4	0.9
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	2	5	3	4	4	7	1	5	31	7.3
<i>Lonchophylla</i> sp. Thomas, 1903	1	-	-	-	-	-	1	-	2	0.5
Phyllostominae										
<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1866	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2
<i>Lophostoma silviculum</i> d'Orbigny, 1836	1	1	1	-	4	-	-	2	9	2.1
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0.2
<i>Phyllostomus elongatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	2	-	-	-	-	-	-	-	2	0.5
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	3	2	1	-	2	1	3	-	12	2.8
<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0.2
Carollinae										
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	34	24	8	8	7	3	12	4	100	23.6
Sternodermatinae										
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	21	11	14	6	22	11	11	5	101	23.8
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	12	-	14	2	8	1	9	1	47	11.1
<i>Chiroderma villosus</i> Peters, 1860	-	-	1	-	-	-	-	-	1	0.2
<i>Platyrrhinus incarum</i> (Thomas, 1912)	3	1	2	2	-	-	-	-	8	1.9
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	14	2	3	2	4	6	14	8	53	12.5
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	-	1	1	5	-	-	-	-	7	1.7
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	-	-	2	-	-	-	-	-	2	0.5
Vespertilionidae										
<i>Eptesicus diminutus</i> Osgood, 1915	-	-	-	1	-	-	-	-	1	0.2
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	2	-	-	1	-	-	-	1	4	0.9
	103	55	62	34	57	33	52	27	423	100

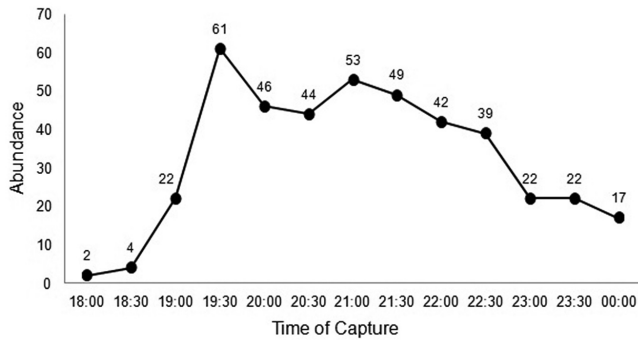


Figure 3. Number of bats captured at 30-minute intervals, during the six hours of exposure of the mist-nets in each of the 48 nights of field work, from January to December 2010, in remnants of the Cerrado savanna, in the municipality of Nova Xavantina, Mato Grosso.

tree holes, caves, and even urban areas (Ortêncio Filho et al. 2007, Nogueira et al. 2007a, b, Zortéa 2007).

Nine of the species recorded in the present study (*C. villosum*, *C. abrasus*, *P. discolor*, *P. elongatus*, *L. brasiliense*, *Platyrrhinus incarum* (Thomas, 1912), *Pteronotus parnellii* (Gray, 1843), *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810) and *V. spectrum*) were only captured in well-preserved habitats, that is, sites 1 and 2. *P. discolor* and *S. lilium* have been recorded in anthropogenic habitats (Evelyn & Styles 2003, Nogueira et al. 2007b). The other seven species are all found in primary or secondary forest (Reis & Peracchi 1987), where they may roost in tree holes and crowns, palm leaves, and cracks in rocks (Fabián & Gregorin 2007, Nogueira et al. 2007a, b, Zortéa 2007). The only species found exclusively in anthropogenic habitats was *R. naso*, although this does not appear to reflect a preference for disturbed environments, but may simply be related to the tendency for the species to be found near bodies of water (Peracchi & Nogueira 2007), given that site 3, where the species was captured, is close to the Rio das Mortes.

In the Cerrado, resources such as fruit and insects tend to increase in abundance with the onset of the rainy season (Marinho-Filho & Sazima 1998). The seasonal pattern in bat diversity and abundance recorded in the present study is typical of areas with well-defined seasons (Pedro & Taddei 1997). Bats were especially abundant between October and December, when feeding resources (fruit, nectar, and insects) tend to be more available in the Cerrado (Ribeiro & Walter 2008). Sipinski & Reis (1995), Kneigt et al. (2005), Zanon & Reis (2007), and Tomaz & Zortéa (2008) all recorded an increased abundance of bats in the rainy season.

The peak of activity observed during the first hours of the nocturnal period (and the subsequent decline in captures) in the present study is typical of the pattern recorded in most other studies, such as those of Reis (1981), Marques (1985), Reis & Peracchi (1987), Sipinski & Reis (1995) and Zanon & Reis (2007). The activity pattern of bats is related primarily to their foraging behavior, although other factors may also be important, such as the reproductive or social status of the individual, as well as intra- and inter-specific competition for feeding resources (Fleming et al. 1972). Esbérard (2003) concluded that $H' = 2.0$ was a typical value for the Shannon-Wiener index for bat communities in the Neotropical region. The value recorded in Nova Xavantina ($H' = 2.37$) is, as expected for the region, higher than the results of surveys of southern portions of the biome (Bordignon 2006, Zortéa & Alho 2008, Camargo et al. 2009, Ferreira et al. 2010, Zortéa et al. 2010). Gregorin et al. (2011) recorded $H' = 2.86$ in preserved areas of the northern Cerrado.

The data obtained in this study, which had focused on forest remnants of Cerrado, characterized by different degrees of habitat disturbance, demonstrates the importance of preserved environments in maintaining the bat fauna of the region and contribute to the knowledge of the bats in the eastern portion of the state of Mato Grosso. However, knowledge about the bat fauna of Mato Grosso is still incipient and future studies in different areas and biomes of the state may significantly increase the species richness for the Mato Grosso.

Acknowledgements

The authors wish to thank FAPEMAT (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso) and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for financial support. The biologists Carlos Kreutz, Giovana Zilli and Yulie Shimano for their help in fieldwork.

References

- ANACLETO, T.C.S., SANTOS, D.L.S.M. & KÖPPE, V.C. 2008. Inventário da mastofauna da planície de inundação do Rio das Mortes, MT. In Fauna e Flora da planície de inundação do Rio das Mortes – MT (H.S.R. Cabette, ed.). Unemat, Nova Xavantina, p.81-88.
- BEZERRA, A.M.R. & MARINHO-FILHO, J. 2010. Bats of the Paraná River Valley, Tocantins and Goiás states, Central Brazil. *Zootaxa* 2725:41-56.
- BORDIGNON, M. 2006. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Complexo Apor-Sucuriú, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23(4):1002-1009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000400004>
- CAMARGO, G., FISCHER, E., GONÇALVES, F., FERNANDES, G. & FERREIRA, S. 2009. Morcegos do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Chiropt. Neotrop.* 15(1):417-424.
- CAVALCANTI, R.B. 2002. Cerrado e Pantanal. In Biodiversidade Brasileira: Avaliao e identificao de áreas e ao prioritárias para a conservao, utilizao sustentável e repartio dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros (C.M. Maury, ed.). MMA/SBF, Brasília, p.55-64.
- CHAVEIRO, E.F., SILVA, L.G. & LIMA, S.C.O. 2011. Cerrado na perspectiva dos povos indígenas de Goiás: A arte da vida do povo Tupua do Carretão-GO. *Cienc. Cult.* 3(1):39-41.
- COLWELL, R.K. 2008. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. version 8.0. <http://www.purl.oclc.org/estimates>.
- COSSON, J., PONS, J. & MASSON, D. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *J. Trop. Ecol.* 15(4):515-534. <http://dx.doi.org/10.1017/S026646749900098X>
- EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics. University of Chicago Press, Chicago.
- ESBERARD, C.E.L. 2003. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 5(2):189-200.
- EVELYN, M.J. & STILES, D.A. 2003. Roosting requirements of two frugivorous bats (*Sturnira lilium* and *Artibeus intermedius*) in fragmented Neotropical forest. *Biotropica* 35(3):405-418.
- FABIÁN, M.E. & GREGORIN, R. 2007. Família Molossidae. In Morcegos do Brasil (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélio R. dos Reis, Londrina, p.149-166.
- FERREIRA, C.M.M., FISCHER, E. & PULCHRIO-LEITE, A. 2010. Fauna de morcegos em remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul. *Biota Neotrop.* 10(3):155-160. <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/en/abstract?article+bn02910032010> (ltimo acesso em 25/02/2013).
- FLEMING, T.H., HOOPER, E.T. & WILSON, D.E. 1972. Three Central American Bat Communities: Structure, Reproductive Cycles, and Movement Patterns. *Ecology* 53(4):556-569. <http://dx.doi.org/10.2307/1934771>

- GARDNER, A.L. 2007. Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- GONÇALVES, E. & GREGORIN, R. 2004. Quirópteros da Estação Ecológica da Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil, com o primeiro registro de *Artibeus gnomus* e *A. anderseni* para o Cerrado. *Lundiana* 5(1):143-149.
- GRANJON, L., COSSON, J.F., JUDAS, J. & RINGUET, S. 1996. Influence of tropical rainforest fragmentation on mammal communities in French Guiana: early trends. *Acta Ecol.* 17(6):673-684.
- GREGORIN, R. & TADDEI, V.A. 2002. Chave artificial para a identificação de Molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *J. Neotrop. Mammal.* 9(1):13-32.
- GREGORIN, R., GONÇALVES, E., AIRES, C.C. & CARMIGNOTTO, A.P. 2011. Morcegos (Mammalia: Chiroptera) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: composição específica e considerações taxonômicas. *Biota Neotrop.* 11(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn03811012011> (último acesso em 30/04/2013).
- KNEGT, L.V., SILVA, J.A., MOREIRA, E.C. & SALES, G.L. 2005. Morcegos capturados no município de Belo Horizonte, 1999-2003. *Arq. Bras. Med. Vet. Zool.* 57(5):576-583. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-09352005000500002>
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2. ed. Benjamin/Cummings, New York.
- MARIMON-JUNIOR, B.H. & HARIDASAN, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 19(4):913-926. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062005000400026>
- MARINHO-FILHO, J. & SAZIMA, I. 1998. Brazilian bats and conservation biology: a first survey. In *Bat biology and conservation* (T.H. Kunz & P.A. Racey, eds). Smithsonian Institution, Washington, p.282- 294.
- MARQUES, S.A. 1985. Novos registros de morcegos do Parque Nacional da Amazônia (Tapajós), com observação do período de atividade noturna e reprodução. *Bol. Mus. Paraense Emilio Goeldi, Ser. Zool.* 2(1):71-83.
- MIRANDA-RIBEIRO, A. 1914. *Zoologia. Comissão de linhas telegráficas estratégicas de Mato Grosso ao Amazonas*. Hoehne, Rio de Janeiro.
- NOGUEIRA, M.R., DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2007a. Subfamília *Glossophaginae*. In *Morcegos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.45-60.
- NOGUEIRA, M.R., PERACCHI, A.L. & MORATELLI, R. 2007b. Subfamília *Phyllostominae*. In *Morcegos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.61-98.
- ORTÊNCIO FILHO, H., LIMA, I.P. & FOGAÇA, F.N.O. 2007. Subfamília *Carollinae*. In *Morcegos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.99-105.
- PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., HERRMANN, G., AGUIAR, L.M.S., CHIARELLO, A.G., LEITE, Y.L.R., COSTA, L.P., SICILIANO, S., KIERULFF, M.C.M., MENDES, S.L., TAVARES, V.C., MITTERMEIER, R.A. & PATTON, J.L. 2012. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. 2nd ed. *Conservação Internacional do Brasil*, Belo Horizonte.
- PEDRO, W.A. & TADDEI, V.A. 1997. Taxonomic assemblages of bats from Panga Reserve, Southeastern Brazil: abundance patterns and trophic relations in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Bol. Mus. Bio. Mello Leitão* 6(3):3-21.
- PELZELN, A. 1883. *Brasilische Säugethiere. Resultate von Johann Natterer's Reisen in den Jahren 1817 bis 1835. Suppl.*, Vienna.
- PERACCHI, A.L. & NOGUEIRA, M.R. 2007. Família Emballonuridae. In *Morcegos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.27-36.
- PERACCHI, A.L., LIMA, I.P., REIS, N.R., NOGUEIRA, M.R. & ORTENCIO FILHO, H. 2011. Ordem Chiroptera. In *Mamíferos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.155-234.
- REIS, N.R. 1981. Estudos ecológicos dos quirópteros de matas primárias e capoeiras da região de Manaus, Amazonas. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- REIS, N.R. & PERACCHI, A.L. 1987. Quirópteros da região de Manaus, Amazonas, Brasil (Mammalia, Chiroptera). *Bol. Mus. Paraense Emilio Goeldi, Ser. Zool.* 3(2):161-182.
- REIS, N.R., FREGONEZI, M.N., PERACCHI, A.L. & SHIBATTA, O.A. 2013. *Morcegos do Brasil: Guia de campo*. Technical Books, Rio de Janeiro.
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In *Cerrado: Ecologia e Flora* (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds). Embrapa Cerrados, Brasília, p.151-212. PMID:18977172.
- SANO, S.M. 2011. A oferta ambiental do Cerrado e seu uso. *Cienc. Cult.* 3(1):37-38.
- SILVA, S.G. & ANACLETO, T.C.S. 2011. Diversidade de morcegos entre áreas com diferente grau de alteração na área urbana do município de Nova Xavantina, MT. *Chirop. Neotrop.* 17(2):1003-1012.
- SILVA, F.A.M., ASSAD, E.D. & EVANGELISTA, B.A. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. In *Cerrado: Ecologia e Flora* (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds). Embrapa Cerrados, Brasília, p.69-88.
- SIPINSKI, E.A.B. & REIS, N.R. 1995. Dados ecológicos dos quirópteros da Reserva Volta Velha, Itapoá, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 12(3):519-528. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000300006>
- STRAUBE, F.C. & BIANCONI, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chirop. Neotrop.* 8(1):1-2.
- TOMAZ, L.G. & ZORTÉA, M. 2008. Composição faunística e estrutura de uma comunidade. In *Ecologia de Morcegos* (N.R. Reis, A.L. Peracchi & G.A.S.D. Santos, eds). Technical Books, Rio de Janeiro, p.200-216.
- VIZOTTO, L.D. & TADDEI, V.A. 1973. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. *Rev. Facul. Fil. Cienc. Let. São José do Rio Preto – Bol. Cienc.* 1:1-72.
- WILLIG, M.R. 1983. Composition, microgeographic variation, and sexual dimorphism in Caatingas and Cerrado bat communities from Northeastern Brazil. *Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist.* 23:1-131.
- ZANON, C.M.V. & REIS, N.R. 2007. Família Mormoopidae. In *Morcegos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.129-132.
- ZORTÉA, M. 2007. Subfamília Stenodermatinae. In *Morcegos do Brasil* (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro & I.P. Lima, eds). Nélío R. dos Reis, Londrina, p.107-128.
- ZORTÉA, M. & ALHO, C.J.R. 2008. Bat diversity of a Cerrado habitat in Central Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17(4):1-15. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9318-3>
- ZORTÉA, M., MELO, F.R., CARVALHO, J.C. & ROCHA, Z.D. 2010. Morcegos da Bacia do rio Corumbá, Goiás. *Chirop. Neotrop.* 16(1):611-617.

Received 02/28/2013

Revised 05/25/2013

Accepted 06/12/2013

A new genus and species of Lasiopteridi (Diptera, Cecidomyiidae) associated with *Myrciaria delicatula* (Myrtaceae) from Brazil, with identification keys of tribes and unplaced genera

Alene Ramos Rodrigues^{1,3}, Valéria Cid Maia¹,

Cristina Rodrigues Wenzel² & Milton de Souza Mendonça Junior²

¹*Departamento de Entomologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Quinta da Boa Vista, s/n, São Cristóvão, CEP 20940-040, Rio de Janeiro, RJ, Brazil*

²*Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Av. Bento Gonçalves, 9500, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brazil*

³*Corresponding author: Alene Ramos Rodrigues, e-mail: alenerodrigues@yahoo.com.br*

RODRIGUES, A.R., MAIA, V.C., WENZEL, C.R. & MENDONÇA JUNIOR, M.S. **A new genus and species of Lasiopteridi (Diptera, Cecidomyiidae) associated with *Myrciaria delicatula* (Myrtaceae) from Brazil, with identification keys of tribes and unplaced genera.** *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?identification-key+bn02213022013>

Abstract: *Fernandesia meridionalis* Rodrigues & Maia, a new genus and species of Cecidomyiidae associated with *Myrciaria delicatula* O. Berg (Myrtaceae) is described and illustrated (male, female, pupa, and larva) based on material from Rio Grande do Sul, Brazil. The new genus belongs to Lasiopteridi, but it cannot be placed to tribe. A key to the tribes of Lasiopteridi and one to the unplaced genera of Neotropical Lasiopteridi are given.

Keywords: *Myrciaria*, galler insect, taxonomy, Rio Grande do Sul.

RODRIGUES, A.R., MAIA, V.C., WENZEL, C.R. & MENDONÇA JUNIOR, M.S. **Um novo gênero e espécie de Lasiopteridi (Diptera, Cecidomyiidae) associado à *Myrciaria delicatula* (Myrtaceae) do Brasil, com chaves de identificação para tribos e gêneros não posicionados.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?identification-key+bn02213022013>

Resumo: *Fernandesia meridionalis* Rodrigues & Maia, um novo gênero e espécie de Cecidomyiidae associado à *Myrciaria delicatula* O. Berg (Myrtaceae) é descrito e ilustrado (macho, fêmea, pupa e larva) baseado em material do Rio Grande do Sul, Brasil. O novo gênero pertence a Lasiopteridi, mas não pode ser posicionado em tribo. Uma chave para as tribos de Lasiopteridi e uma chave para os gêneros neotropicais não posicionados de Lasiopteridi são dadas.

Palavras-chave: *Myrciaria*, inseto galhador, taxonomia, Rio Grande do Sul.

Introduction

Myrtaceae in the Neotropics are hosts of an extremely rich fauna of galling species, especially Cecidomyiidae (Diptera), as indicated in taxonomic catalogues of these insects (Gagné 1994, Maia 2005). In Brazil, it is the most attacked host plant family in restinga areas of the Southeastern region (Monteiro et al. 2004, Maia et al. 2008), and the second one in South region (Mendonça Junior 2007).

Myrciaria O.Berg is a genus of shrubs and small trees, which occurs from Mexico and the Caribbean to northern Argentina, including an estimate of up to 30 species in Brazil, mainly in the southeast (Landrum & Kawasaki 1997). In the Rio Grande do Sul State, there are five reported species of this genus (Marchiori & Sobral 1997). Three Cecidomyiidae species have been recorded as galls inducer on this plant genus: *Dasineura myrciariae* Maia 1996, *Myrciariamyia bivalva* Maia 1995 and *Myrciariamyia fernandesii* Maia 2004; the first two species are associated with leaves of *Myrciaria floribunda* (H. West ex Willd.) O. Berg and the other species induce bud galls on *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg (Gagné 2010, Maia 1995a, 1996, 2004).

Myrciaria delicatula O. Berg is present in the biomes: Cerrado, Mata Atlântica, Pampa; and it is geographically distributed in the following regions of Brazil: Midwest, Southeast (Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro States) and South (Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul States) (Sobral et al. 2012).

In the present work, a new genus and new species of gall midge is described - *Fernandesia meridionalis* gen. et spec. nov. galling *Myrciaria delicatula* O. Berg.

The new genus belongs to the supertribe Lasiopteridi, characterized by two synapomorphies: the weaker aedeagus relative to that of the Cecidomyiidi and the pair of mediobasal gonocoxite lobes that laterally clasp and appear to lend support to the aedeagus (Gagné 2010).

This supertribe is divided into nine tribes, eight present in the Neotropics: Alycaulini, Camptoneuromyiini, Dasineurini, Lasiopteridi, Ledomyiini, Oligotrophini, Rhopalomyiini, and Trotterini. Among them, six are defined by apomorphies, and two (Dasineurini, and Oligotrophini) represent practical groups which are designated by convenience. They are listed and characterized below: Alycaulini (enlarged dorsal longitudinal ridges on the basal half of the ovipositor and interrupted to form rows of sclerotized and rounded bumps); Camptoneuromyiini (terminal papillae with one pair shorter than the remaining three); Dasineurini (male flagellomeres with definite necks, wing with R5 joining C at least slightly before the wing apex, a protrusible ovipositor, female eighth abdominal tergite as long or longer than seventh and tending to divide longitudinally, and male genitalia with mediobasal gonocoxite lobes that gradually taper from base to apex and are nearly as long as the aedeagus); Lasiopterini (lateral group of enlarged and flattened setae present just distal of the eighth tergite and hooked setae and a glabrous sclerotized area on the fused cerci); Ledomyiini (largely divided mediobasal gonocoxite lobes: one part is setulose, the other, usually longer and glabrous, except for apical setae); Oligotrophini (all the species associated with Cupressaceae, simple tarsal claws with very long empodia); Rhopalomyiini (sexual dimorphism with male legs and wings longer than those of the female, the female eighth tergite, when elongated, is not longitudinally divided into separate tergites, and the mediobasal gonocoxite lobes are short and blunt); and Trotterini (elongate postocciput that covers the dorsal part of the head so that the eyes and antennae are displaced ventrad, the elongate antennal scape and pronotum, and the greatly enlarged hind femora) (Gagné 1994, 2010).

By not having any of the sets of features above, *Fernandesia* cannot be placed to tribe. Lasiopteridi comprise 59 genera which are also unplaced to tribe, being 21 Neotropical (Gagné 2010). An identification key of tribes Lasiopteridi and a key to segregate the Neotropical genera are provided, as well, to better characterize the new genus.

Material and Methods

Samples were taken from the National Forest of São Francisco de Paula (FLONA - SFP; 29° 25' 22,4"S and 50° 23' 11,2" W), in the Highlands region (900 m altitude a.s.l.) of northeastern Rio Grande do Sul state. Vegetation is mixed broadleaf-*Araucaria* forest (WWF ecoregion NT0101, *Araucaria moist forests* Da Silva 2000). Samples occurred from August 2007 to February 2009. Galls found were taken to the laboratory; half of them were open to single out immature and the other half was kept in Petri dishes with wet filter paper under room temperature, checked daily until adult emergence.

All specimens were first preserved in 96% alcohol and later mounted on slides following the methodology of Gagné (1994). The material (including the types) was incorporated in the Diptera collection of Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brazil. The terminology of the adult and immature stages follows Gagné (2009).

Field work and gall midge rearing were done by C. R. Wenzel and M. S. Mendonça, Jr. and the descriptions of the new taxa were done by A. R. Rodrigues and V. C. Maia.

The key of Lasiopteridi tribes was based on diagnoses of Gagné (2010). The key of unplaced genera of Neotropical Lasiopteridi were done based on original descriptions (Brethes 1917, Felt 1922, Kieffer 1913a, b, Kieffer & Herbst 1909, 1911, Kieffer & Jörgensen 1910, Gagné 1994, Maia 1994, 1995b, 2001, 2007, Maia et al. 1996, 2005, Rübsaamen 1905, 1916, Tavares 1909, 1917) is presented, excepting *Angeomyia* Kieffer & Herbst 1909, known only from the larva.

Results and Discussion

Fernandesia Rodrigues & Maia, gen. nov.

Diagnosis. Adult: male circumfila irregular, made up of many short loops; palpi four-segmented; wing: R_s straight and shorter than wing, Sc and R_s absent, M_3 present, Cu forked; tarsal claws one-toothed curved after midlength, empodia longer than bend in claws; male terminalia: cercus, hypoproct and aedeagus shorter than gonocoxites, hypoproct bilobed, mediobasal gonocoxite lobes well-developed; ovipositor barely protrusible, female cerci fused. **Pupa:** antennal base only slightly modified into a right angle at its anteromesal corner; prothoracic spiracle elongated; abdominal segments without dorsal spines; terminal segment bilobed. **Larva:** prothoracic spatula with two apical teeth; two groups of three and two lateral papillae; terminal segment bilobed, full complement of terminal papillae, with four corniform papillae on each lobe.

Description:

Adult. Head: males with 24+? flagellomeres (antennae broken) and females with 28-29 flagellomeres, flagellomeres 1 and 2 connected, male circumfila wavy, male flagellomere necks striated; palpus four-segmented. **Thorax:** R_1 reaching C before wing midlength, R_s straight reaching C before apex, Sc and R_s absent, Cu forked, M_3 present; tarsal claws one-toothed, curved after midlength, empodia longer than bend in claws. **Abdomen:** male tergite 8 not sclerotized, male sternites 2-8 sclerotized, female tergites 1-8 sclerotized, female sternite 8 slightly sclerotized; male cercus ovoid, hypoproct bilobed, aedeagus shorter than gonocoxites, mediobasal

gonocoxite lobes well-developed; ovipositor barely protrusible, female cerci fused.

Pupa. Head: antennal horn reduced; full complement of frontal and facial papillae, two pairs of frontal papillae (one with seta and one bare) and three pairs of facial papillae (one with seta and others two bare). Thorax: prothoracic spiracle elongated. Abdomen: segments without dorsal spines; terminal segment bilobed.

Larva. Prothoracic spatula well-developed with two triangular apical teeth, two lateral papillae groups (one group with two setose papillae and one asetose, and the other group with two setose papillae); terminal segment with two lobes, each one with four corniform terminal papillae.

Type species. *Fernandesia meridionalis*, Rodrigues & Maia, spec. nov.

Etymology. The generic name is a tribute to Dr. Geraldo Wilson Fernandes, by your great contribution with the study of Cecidomyiidae in Brazil.

Remarks. This genus does not fit in any known tribe. There are 21 unplaced Neotropical genera in the supertribe Lasioteridi. Among these, *Fernandesia* is compared to all other genera that have the combination of fused female cerci, short and barely protrusible ovipositor, and toothed tarsal claws (*Guareamyia* Tavares 1909, *Guarephila* Maia 2007, and *Sphaeramyia* Maia 2007) and it is also compared to the other Lasioteridi genera which are associated with *Myrciaria* (*Dasineura* Rondani 1840 and *Myrciariamyia* Maia 1995).

Comparing with the first three genera, the new genus is unique in having antennae with 24-29 flagellomeres (15-16 in *Guareamyia*, 15 in *Guarephila*, unknown in *Sphaeramyia*), male circumfila wavy and palpi with four segments (male circumfila gynecoid in the three known genera, and palpi with one or two segments in the first genus and one in the remainders). Furthermore, it differs from *Guareamyia* and *Sphaeramyia* by the entirely setulose gonocoxites, reduced antennal horns and elongated prothoracic spiracles (both previously described genera have partially setulose gonocoxites, well-developed antennal horns and reduced prothoracic spiracles). *Fernandesia* differs from *Guarephila* in the length of R_s (shorter than wing in the former and as long as wing in the latter) and from *Sphaeramyia* in the shape of female tergite eight, prothoracic spatula and number of terminal papillae (entirely sclerotized tergite 8, two-toothed spatula with thin stalk, and eight terminal papillae in the new genus, and not sclerotized tergite 8, two-toothed spatula with wide stalk and two terminal papillae in *Sphaeramyia*). The larvae of *Guareamyia* and *Guarephila* as well as the pupa of *Guarephila* were not compared with those of the new genus because they are still unknown.

Considering the Lasioteridi genera which are associated with *Myrciaria* (*Dasineura*, *Myrciariamyia* and *Fernandesia*), the new genus is the unique whose larva presents with five pairs of lateral papillae (both genera with six pairs). *Fernandesia* differs to *Dasineura* by having short and barely protrusible ovipositor (elongated and protrusible in the other). And it differs from *Myrciariamyia* in having fused female cerci, R_5 shorter than wing, larva with clove-shaped spatula and eight terminal papillae (cerci separated, R_5 as long as wing, spatula reduced and six terminal papillae in the other genus).

***Fernandesia meridionalis*, Rodrigues & Maia, spec. nov.**

Adult. Body length: 3.46-3.64 mm in male ($n = 2$); 4.31-5.16 mm in female ($n = 6$).

Head (Figure 1). Eye facets circular closely approximated, except at the vertex, without facets. Antenna with scape obconic; pedicel globose; 28-29 flagellomeres in female, (male antennae broken beyond 24th flagellomere); distal flagellomeres gradually shortened

than basal; male flagellomeres with irregular circumfila, made up of many short loops (Figure 2); female flagellomeres with circumfila as two connected rings (Figure 3), with variations as in figures 4 to 8; flagellomere necks short in both sexes, longer and striated in males; flagellomeres 1 and 2 connected. Hypopharynx and labella with a variable number of setae medially, 5-8 and 7-12, respectively. Palpi four-segmented, length of segments gradually increasing from first to last.

Thorax. Wing (Figure 9): length: 2.12-2.35 mm in male ($n = 4$); 2.70-3.00 mm in female ($n = 5$); R_1 reaching C before wing midlength, R_s straight reaching C before apex, Sc and R_s absent, Cu forked, M_3 present. Tarsal claws toothed, curved after midlength, empodia longer than bend in claws (Figure 10).

Abdomen. Male (Figure 11): tergites 1-6 ovoid, with complete row of caudal setae, two basal trichoid sensilla; tergite 7 rectangular weakly sclerotized caudally, with complete row of caudal setae, two basal trichoid sensilla; tergite 8 not sclerotized, with only two basal trichoid sensilla; sternites 2-8 rectangular, with setae more abundant medially, a complete row of caudal setae, two basal trichoid sensilla. Female (Figure 12): tergites 1-8 rectangular, with complete row of caudal setae, two basal trichoid sensilla; sternites 2-7 rectangular, with setae more abundant medially, a complete row of caudal setae, two basal trichoid sensilla; sternite 8 slightly sclerotized. Male terminalia (Figure 13 and 14): gonocoxites ovoid, mediobasal gonocoxite lobes wide and setose, gonostylus slender, tapering gradually to apex; cercus ovoid and setose; hypoproct bilobed slightly longer than cercus; aedeagus longer than hypoproct, rounded at apex. Ovipositor barely protrusible (Figure 12) with several ventral setae, cerci ovoid setose (Figure 15).

Pupa. Body length: 3.92-5.30 mm ($n = 2$). Cephalic region (Figure 16): antennal horn reduced; apical setae with 0.15-0.25 mm in length ($n = 2$); two pairs frontal papillae, one with seta and other bare; three pairs facial papillae, one with seta and other two bare; upper cephalic margin thickened laterally. Thorax: prothoracic spiracle (Figure 16) elongated, slightly curved and sclerotized in the apex, with 0.32-0.39 mm in length ($n = 2$). Abdomen: without dorsal spines; terminal segment bilobed (Figure 17).

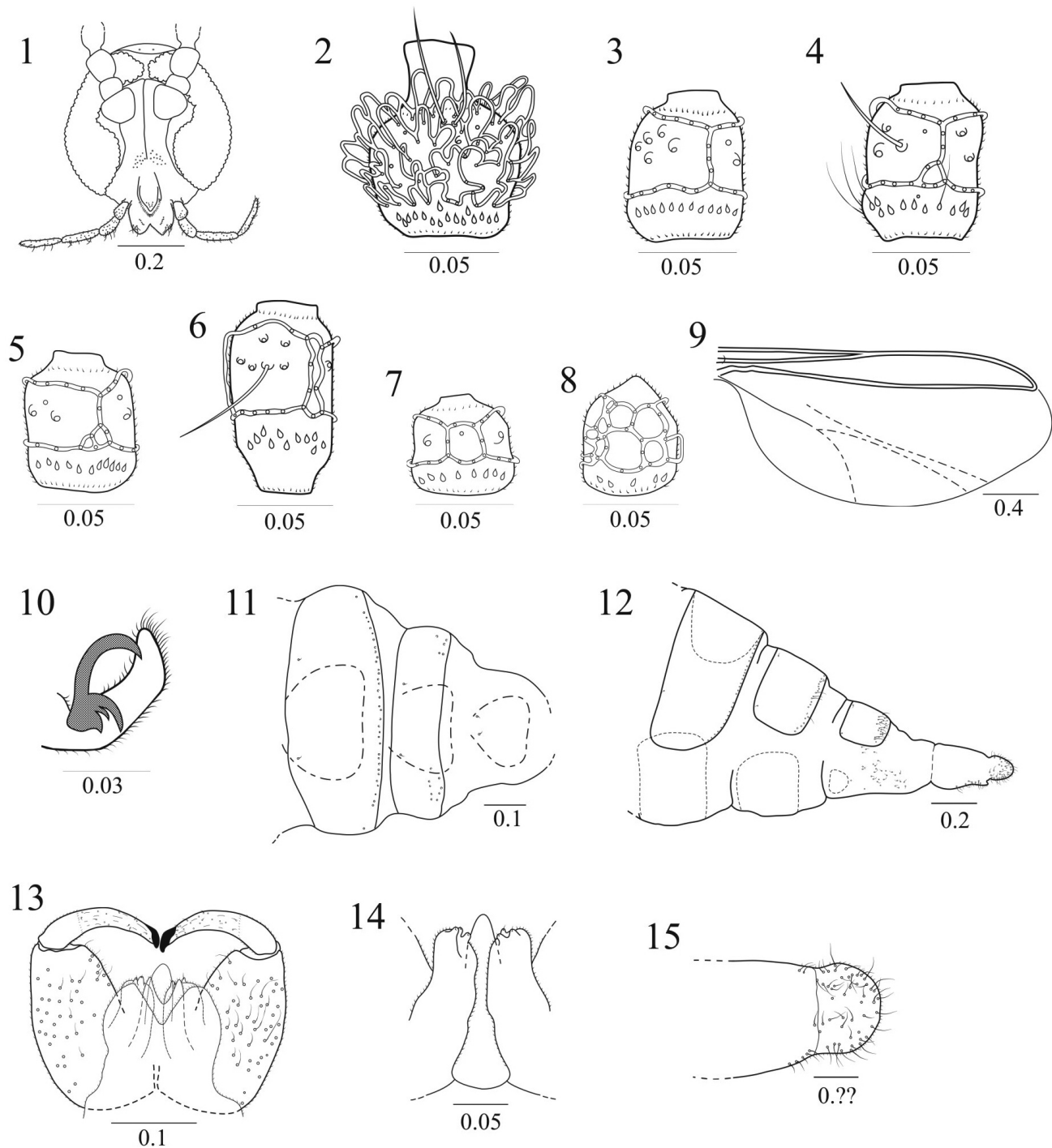
Larva. Body length: 4.37-4.55 mm ($n = 2$). Body elongated and cylindrical tapering to ends (Figure 18); prothoracic spatula with 0.19-0.25 mm in length ($n = 2$), with two well-developed apical teeth (Figure 19); two groups of lateral papillae, one with two setose papillae and the other with three papillae (two setose and one bare) (Figure 20); terminal segment with two lobes, each with four corniform papillae (Figure 20).

Gall (Figure 21). Consists of two main opposite leaves held together by their margins (like a bivalve) but with a bulging shape, nearly spherical. It is 10 mm long overall, and on its base a few small, stunted light green opposite leaves are present. Main leaves are thin and of a rosy color similar to that of young leaves. They are nearly translucent and the larva can be seen against a light source. A single chamber is found, inside which no apparent nutritive tissue develops.

Occurrence. This gall is very rare in FLONA Conservation Unit. It occurred on only one out of 6 trails sampled, in preserved forest, and although sampling covered more than a year, it was found only in October 2007.

Type material. Holotype ♂. BRAZIL, Rio Grande do Sul: São Francisco de Paula, xi.2007, M. Mendonça col. MNRJ. **Paratypes:** same data as holotype, 3 ♂, 6 ♀, 2 pupal exuvia and 2 larvae.

Etymology. The specific name is the genitive of the collection place of the material, in the southern region of the country.

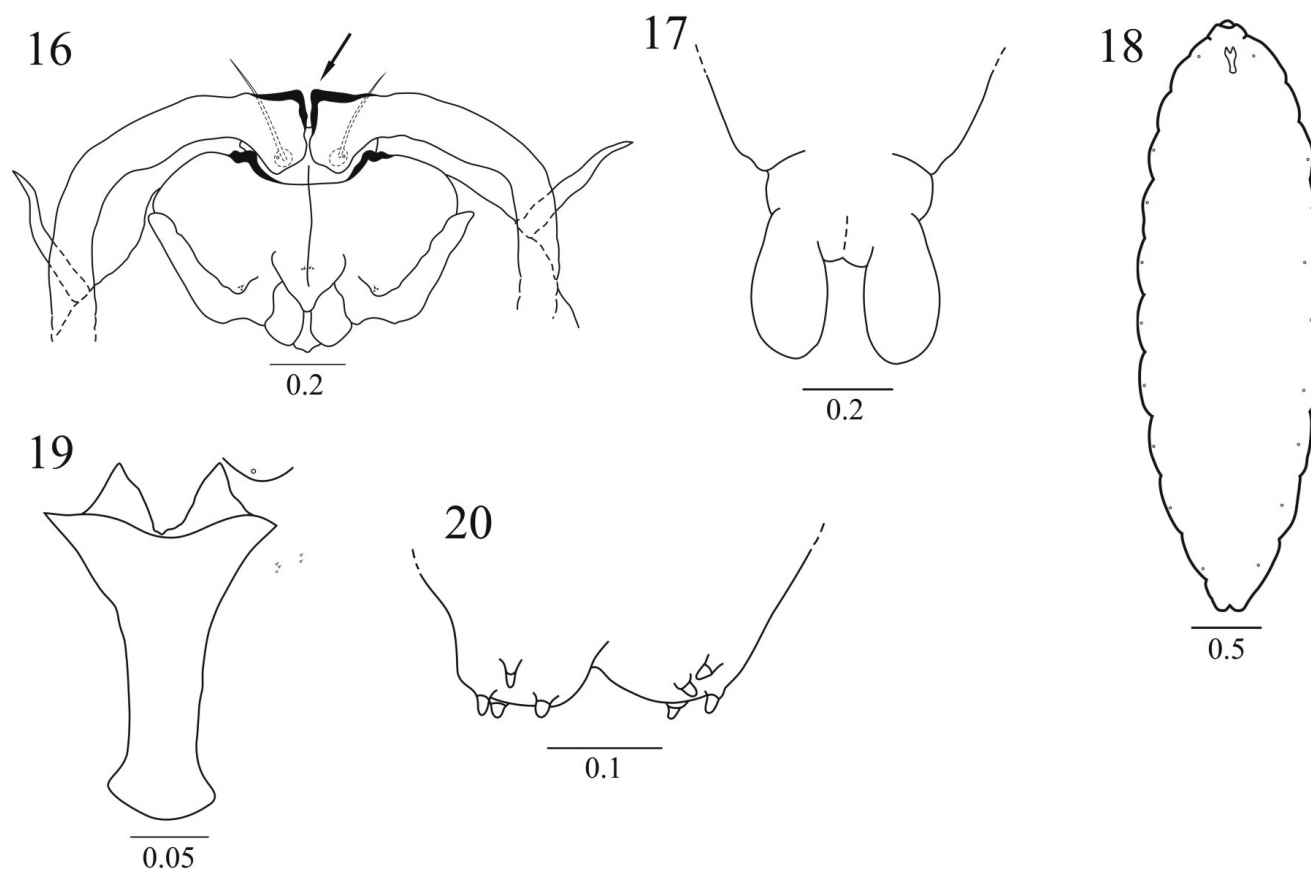


Figures 1-12. *Fernandesida meridionalis* spec. nov. Rodrigues & Maia, – 1: Male head, frontal view; – 2: male flagellomere 5; – 3-8: female flagellomeres, 3: flagellomere 7; 4: flagellomere 9; 5: flagellomere 2; 6: flagellomere 22; 7: flagellomere 28; – 9: male wing; – 10: male tarsal claw and empodium, lateral view; – 11: male abdominal segments 6-8, dorsal view; – 12: female abdominal segments 6-8 and ovipositor, dorsal-lateral view. Scale bars in millimeters.

Key to tribes of Neotropical Lasioteridi

1. Male seventh tergite setose along caudal margin and sclerotized at least posteriorly; basal half of ovipositor with dorsal striae interrupted and enlarged to form series of sclerotized, pigmented bumps Alycaulini
 - Male seventh tergite unsclerotized posteriorly, setae and scales lacking or present only laterally; ovipositor on basal half without series of sclerotized, pigmented bumps 2

2. Larva with four pairs of terminal papillae, one pair shorter than the remaining three; R5 short (one-third to one-half the length of the wing); short antennae in both sexes Camptoneuromyini
 - Larva with a distinct complement of terminal papillae, R5 variable; antennae not short 3
 3. Male flagellomeres with definite necks; R5 joining C slightly before wing apex; protrusible ovipositor; female eighth tergite longer than the seventh and tending to divide longitudinally; male gonocoxite



Figures 13-20. *Fernandesias meridionalis* spec. nov. Rodrigues & Maia, – **13:** Male terminalia, dorsal view; – **14:** detail male terminalia, aedeagus and parameres, ventral view; – **15:** detail ovipositor, cerci, dorsal view. – **16:** pupa, cephalic region, frontal view, arrow indicating antennal base; – **17:** pupa, terminal segments, dorsal view; – **18:** larva, general aspect, ventral view; – **19:** larva, prothoracic spatula and lateral and sternal papillae, ventral view; – **20:** larva, terminal segment and papillae, ventral view. Scale bars in millimeters.

21



Figure 21. Gall in leaves in *Myrciaria delicatula* O.Berg (Myrtaceae).

lobes gradually tapering from base to apex and nearly as long as aedeagus Dasineurini

- Not like that 4

4. Basal half of ovipositor with lateral group of numerous, strong, modified setae; fused cerci with hooked setae Lasiopterini (one Neotropical genus: *Incolasioptera*)

- Basal half of ovipositor without such setae; cerci without hooked setae 5

5. Gonocoxite lobes divided into two parts, one setulose and other usually longer, glabrous except for apical setae; female cerci separate Ledomyiini (one Neotropical genus: *Ledomyia*)

- Gonocoxite lobes entire, cerci variable 6

6. Tarsal claws simple with very long empodia, from Cupressaceae Oligotrophini

- Tarsal claws variable, from other hosts 7

7. Legs and wings with sexual dimorphism (longer in males); gonocoxite lobes short and blunt Rhopalomyiini (one genus: *Rhopalomyia*)

- Legs and wing without sexual dimorphism; gonocoxite lobes not short and blunt 8

8. Elongate postocciput covering the dorsal part of the head; eyes and antennae displaced ventral; elongate scape and pronotum; hind femora greatly enlarged Trotterini (one genus: *Trotteria*)

- Postocciput, eyes, antennae, scape, pronotum and hind femora normal unplaced genera

Key to unplaced genera of Neotropical Lasiopteridi

(*Angeiomyia* was not included because it is known only from larva)

1. Ovipositor not or barely protrusible; female cerci fused; tarsal claws toothed 2

- Ovipositor elongate-protrusible; female cerci separate; tarsal claws simple	5
2. Female tergite eight not sclerotized <i>Sphaeramyia</i> Maia 2007	
- Female tergite eight sclerotized	3
3. Antenna with 15 flagellomeres; R5 as long as wing	
..... <i>Guarephila</i> Tavares 1909	
- Antenna with 15 or more flagellomeres; R5 shorter than wing ..	4
4. Antenna with 15-16 flagellomeres; male circumfila as two connected rings, palpus with one or two segments; gonocoxites partially bare	
..... <i>Guareamyia</i> Maia 2007	
- Antenna with 24-29 flagellomeres; male circumfila wavy, palpus with four segments; gonocoxites completely setulose	
..... <i>Fernandesia</i> gen. nov.	
5. Palpus with one segment; tarsal claws toothed	6
- Palpus with two or more segments; tarsal claws simple	10
6. Ovipositor elongate-protrusible	7
- Ovipositor not or barely protrusible	8
7. R5 shorter than wing	
..... <i>Novocalmonia</i> (Tavares 1917)	
- R5 as long as wing	
..... <i>Scheueria</i> Kieffer & Herbst 1909	
8. Antenna with 24 flagellomeres; antennal horns elongated with serrated margins	
..... <i>Haplopalpus</i> Rübsaamen 1916	
- Antenna with 14-20 flagellomeres; antennal horns elongated or reduced with not serrated margin	9
9. Antenna with 14-18 flagellomeres; R5 as long as wing; gonocoxites completely setulose	
..... <i>Jorgenseniella</i> Maia 2005	
- Antenna with 19-20 flagellomeres; R5 longer than wing; gonocoxites partially bare	
..... <i>Mayteniella</i> Maia 2001	
10. Palpus with two segments	
..... <i>Uleia</i> Rübsaamen 1905	
- Palpus with three or more segments	11
11. Palpus three-segmented	12
- Palpus four-segmented	16
12. Tarsal claws simple	13
- Tarsal claws toothed	14
13. Antenna with 15 flagellomeres; R5 longer than wing	
..... <i>Lyciomyia</i> Kieffer & Jørgensen 1910	
- Antenna with 17 flagellomeres; R5 as long as wing	
..... <i>Pseudomikiola</i> Brèthes 1917	
14. R5 longer than wing; gonocoxites completely setulose	
..... <i>Ficiomyia</i> Felt 1922	
- R5 as long as wing; gonocoxites partially bare	15
15. Female tergite eight entire	
..... <i>Neomitranthella</i> Maia 1996	
- Female tergite eight not sclerotized <i>Paulliniamyia</i> Maia 2001	
16. R5 shorter than wing	
..... <i>Eugeniamyia</i> Maia et al. 1997	
- R5 as long as wing	17
17. Antenna with 20-29 flagellomeres; pupa antennal horns reduced	18
- Antenna with 15-19 flagellomeres; pupa antennal horns well-developed	19
18. Antenna with 23-29 flagellomeres; ovipositor not or barely protrusible; female cerci separate; pupa abdominal segments without dorsal spines	
..... <i>Myrciariamyia</i> Maia 1995	
- Antenna with 20 flagellomeres; ovipositor elongate-protrusible; female cerci fused; pupa abdominal segments with dorsal spines	
..... <i>Pernettyella</i> Kieffer & Herbst 1909	
19. Antenna with 19 flagellomeres; pupa prothoracic spiracle reduced	
..... <i>Xyloperrisia</i> Kieffer 1913	
- Antenna with 15-17 flagellomeres; pupa prothoracic spiracle elongated	20
20. Antenna with 17 flagellomeres; ovipositor not or barely protrusible; female cerci separate; pupa prothoracic spiracle strongly sclerotized	
..... <i>Promikiola</i> Kieffer & Herbst 1911	

- Antenna with 15 flagellomeres; ovipositor elongate-protrusible; female cerci fused; pupa prothoracic spiracle slightly sclerotized	
..... <i>Riveraella</i> Kieffer & Herbst 1911	

Acknowledgments

MMJ and CRW would like to thank C.A. Iserhard for help in the field, Guilherme Ceolin for plant identification, the people of FLONA-SFP for logistic support, and also CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) for financial support (Proc. 472084/2007-0 and 157622/2010-0).

References

- BRETHES, J. 1917. Description d'une cécidie et de sa cécidomyie d'une *Lippia* d'Entre Rios. Physis (3):411-413.
- DA SILVA, J.M.C. 2000. Araucaria moist forests (NT0101). http://www.worldwildlife.org/worldworld/profiles/terrestrial/nt/nt0101_full.html (último acesso em 18/05/2010).
- FELT, E.P. 1922. A new and remarkable fig midge. Florida Entomol. 6:5-6. <http://dx.doi.org/10.2307/3492798>
- GAGNÉ, R.J. 1994. The gall midges of the Neotropical region. Cornell University Press, Ithaca, 352p.
- GAGNÉ, R.J. 2009. Cecidomyiidae (gall midges). In Manual of Central American Diptera: Volume 1 (B.V. Brown, A. Borkent, J.M. Cumming, D.M. Wood, N.E. Woodley & M. Zumbado). NRC Research Press, Ottawa, 714p.
- GAGNÉ, R.J. 2010. Update for a catalog of the Cecidomyiidae (Diptera) of the world. Digital version 1. http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/12754100/Gagne_2010_World_Catalog_Cecidomyiidae.pdf (último acesso em 20/02/2013).
- KIEFFER, J.J. 1913a. Glanures diptérologiques. Bull. Soc. d'Histoire Nat. Metz, 28:45-55.
- KIEFFER, J.J. 1913b. Diptera Fam. Cecidomyiidae. Genera Insectorum, v.152, p.1-346.
- KIEFFER, J.J. & HERBST, P. 1909. Über einige neue Gallen und Gallenerzeuger aus Chile. Central. Bakteriolog. Parasitenk. Infektionskran. 23(2):119-126.
- KIEFFER, J.J. & HERBST, P. 1911. Über Gallen und Gallenerzeuger aus Chile. Central. Bakteriolog. Parasitenk. Infektionskran. 29(2):696-704.
- KIEFFER, J.J. & KÖRGENSEN, P. 1910. Über Gallen und Gallenerzeuger aus Argentinien. Central. Bakteriolog. Parasitenk. Infektionskran. 27(2):362-444.
- LANDRUM, L.R. & KAWASAKI, M.L. 1997. The genera of Myrtaceae in Brazil: an illustrated synoptic treatment and identification keys. Brittonia 49(4):508-536. <http://dx.doi.org/10.2307/2807742>
- MAIA, V.C. 1994. *Myrciariamyia bivalva*, gen. n. e sp. n. (Diptera, Cecidomyiidae, Oligotrophini) associado com *Myrciaria floribunda* (Camb.) Legr. (Myrtaceae) no Brasil. Rev. Bras. Zool. 11(4):635-639. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751994000400007>
- MAIA, V.C. 1995a. *Myrciariamyia bivalva*, gen. n. e sp. n. (Diptera, Cecidomyiidae, Oligotrophini), associado com *Myrciaria floribunda* (Camb.) Legr. (Myrtaceae) no Brasil. Rev. Bras. Zool. 11(4):635-638. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751994000400007>
- MAIA, V.C. 1995b. Dois gêneros novos de Cecidomyiidae (Diptera) associados à Myrtaceae, na Restinga da Barra de Maricá, Rio de Janeiro, Brasil. Rev. Bras. Zool. 12(3):567-574. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000300012>
- MAIA, V.C. 1996. Três espécies novas de *Dasineura* Rondani (Diptera, Cecidomyiidae) associadas a Myrtaceae, na restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro. Rev. Bras. Zool. 12:1001-1008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000400027>
- MAIA, V.C. 2001. The gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil. Rev. Bras. Zool. 18(2):305-656. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752001000200028>

- MAIA, V.C. 2004. A new genus and six new species of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from serra de São José (Minas Gerais State), Brazil. Arq. Mus. Nac. (62):69-82.
- MAIA, V.C. 2005. Catálogo dos Cecidomyiidae (Diptera) do Estado do Rio de Janeiro. Biota Neotrop. 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?inventory+BN00805022005> (último acesso em 03/09/2010).
- MAIA, V.C. 2007. New genera and species of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) associated with *Guarea macrophylla* (Myrtaceae). Rev. Bras. Zool. 24(2):449-456. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000200024>
- MAIA, V.C., CONSTANTINO, P.A.L. & MONTEIRO, R.F. 2005. New gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) associated with two species of *Eugenia* (Myrtaceae). Rev. Bras. Entomol. 49(3):347-352. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262005000300004>
- MAIA, V.C., MAGENTA, M.A.G. & MARTINS, S.E. 2008. Ocorrência e caracterização de galhas de insetos em áreas de restinga de Bertioga (São Paulo, Brasil). Biota Neotrop. 8: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?inventory+bn02408012008>.
- MAIA, V.C., MENDONÇA JUNIOR, M. & ROMANOWSKI, H.P. 1996. *Eugeniomyia Dispar* gen. n. and sp.n. (Diptera, Cecidomyiidae, Lasipteridi) associated with *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) in Brazil. Rev. Bras. Zool. 13(4):1087-1090. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751996000400026>
- MARCHIORI, J.N.C. & SOBRAL, M. 1997. Dendrologia das Angiospermas. Myrtales, Editora UFSM, Santa Maria.
- MENDONÇA JUNIOR, M.S. 2007. Plant diversity and galling arthropod diversity searching for taxonomic patterns in an animal-plant interaction in the Neotropics. Bol. Soc. Argent. Bot. 42(3-4):347-357.
- MONTEIRO, R.F., ODA, R.A.M., NARAHARA, K.L. & CONSTANTINO, P.A.L. 2004. Galhas: diversidade, especificidade e distribuição. In Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba. Ecologia, História Natural e Conservação (C.F.D. Rocha, F.A. Esteves & F.R. Scarano, eds.). RiMa Editora, São Carlos, p.127-142.
- RÜBSAAMEN, E.H. 1905. Beiträge zur Kenntnis aussereuropäischer Zooecidien. II. Betrag: Gallen aus Brasilien und Peru. (Vorläufige Mitteilung) Marcellia 4:65-85.
- RÜBSAAMEN, E.H. 1916. Beiträge zur Kenntnis aussereuropäischer Gallmücken. Sitz.ber. Ges. Nat.forsch. Freunde Berl. 1915: 431-481.
- SOBRAL, M., PROENÇA, C., SOUZA, M., MAZINE, F. & LUCAS, E. 2012. *Myrtaceae* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB010789> (último acesso em 20/02/2013).
- TAVARES, J.S. 1909. Contributio prima ad cognitionem cecidologiae braziliae. Brotéria, Sér. Zool. 8:5-28, pls. I-VIII.
- TAVARES, J.S. 1917. Cecídias brasileiras que se criam em plantas das famílias das Compositae, Rubiaceae, Tiliaceae, Lythraceae e Artocarpaceae. Brotéria, Sér. Zool. 15:113-181, pls. VI-XI.

Received 07/25/2012

Revised 05/03/2013

Accepted 05/22/2013

Gerenciamento de dados marinhos no contexto brasileiro

Luis Américo Conti^{1,4}, Mariana Cabral de Oliveira^{2,4},

Tiago Egger Moellwald Duque Estrada³ & Antônio Carlos Marques^{2,4}

¹Escola de Artes, Ciências e Humanidades – EACH, Universidade de São Paulo – USP,
Av. Arlindo Bettio, 1000, CEP 03828-000, São Paulo, SP, Brasil

²Instituto de Biociências – IB, Universidade de São Paulo – USP, Rua do Matão,
Travessa 14, 321, CEP 05508-900, São Paulo, SP, Brasil

³Programa Biota/FAPESP, Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia,
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, CP 6109, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil

⁴Núcleo de Pesquisa em Biodiversidade Marinha – NP-BioMar, Centro de Biologia Marinha – CEBIMAR,
Universidade de São Paulo – USP, Rod. Manuel Hipólito do Rego, Km 131,5,
CEP 11600-000, São Sebastião, SP, Brasil

⁴Autor para correspondência: Luis Américo Conti, e-mail: lconti@usp.br

CONTI, L.A., OLIVEIRA, M.C., ESTRADA, T.E.M.D. & MARQUES, A.C. **Marine data management in the Brazilian context.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?pointofview=bn00113022013>

Abstract: In a context of rapidly growing demand of information and production of technical and scientific knowledge about biotic and abiotic parameters of marine and coastal environments, the process of design integrated databases programs and geo-portals for disseminating information becomes imperative. Although isolated efforts have been proposed in recent years in Brazil, the creation of broadly accessible databases seems inevitable. Furthermore, the peculiarities of acquisition and processing marine data (expensive, complex and dynamic) demand an optimization of time and resources for new research projects and knowledge basis. In this work we address this issue contextualizing the demands for the implementation and marine data modelling projects, focusing on theoretical and practical aspects providing guidelines and connectivities establishing future efforts towards the dissemination of marine and coastal information in Brazil.

Keywords: *marine and coastal environments, database, geoportals, habitat mapping.*

CONTI, L.A., OLIVEIRA, M.C., ESTRADA, T.E.M.D. & MARQUES, A.C. **Gerenciamento de dados marinhos no contexto brasileiro.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?pointofview=bn00113022013>

Resumo: Em um contexto de franco crescimento de demanda e produção de conhecimento técnico e científico a respeito de parâmetros bióticos e abióticos de ambientes marinhos e costeiros, a concepção de programas de desenvolvimento de bancos de dados e geo-portais de disseminação de informação torna-se imperativa. Embora apenas esforços pontuais tenham sido propostos nos últimos anos, a criação de bases de dados de acesso mais amplo parece inevitável tendo em vista as peculiaridades práticas de aquisição e processamento de dados marinhos: caros, complexos e dinâmicos. Este trabalho pretende abordar tal questão contextualizando as necessidades e demandas para projetos desta natureza, focando aspectos teóricos e práticos da implementação de modelos de dados marinhos propondo diretrizes para que esforços futuros sejam estabelecidos visando a disseminação da informação marinha e costeira no Brasil.

Palavras-chave: *ambiente marinho e costeiro, banco de dados, geoportais, mapeamento de habitats.*

Introdução

O mapeamento e a caracterização sistemática de aspectos bióticos e abióticos das regiões marinhas e costeiras tiveram grande desenvolvimento desde a segunda metade do século XX, acompanhados do crescimento populacional de regiões costeiras e da demanda por recursos naturais marinhos. Avanços na tecnologia da informação aliados ao desenvolvimento de sistemas compartilhados de armazenamento de dados permitem um acesso sem precedentes à informação biogeográfica marinha, em resoluções de uma a três ordens de magnitude maior do que era possível anos atrás (Soberón & Peterson 2004). No entanto, a criação de bases de dados para o estudo da biodiversidade marinha não deve se limitar, simplesmente, à criação de bancos de dados ou inventários, mas, principalmente, buscar abranger o desenvolvimento de métodos e abordagens que permitam a integração de uma grande quantidade de informações de natureza, escala, precisão e estrutura distintas, e que sejam suscetíveis a articulação e interoperabilidade espacial e metodológica.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é apresentar contribuições para o desenvolvimento de uma base teórica que sustente a implementação de projetos voltados à sistematização de dados marinhos, discutindo os aspectos principais de organização e distribuição de dados, incluindo a experiência de programas internacionais. O desenvolvimento deste estudo foi fruto da discussão entre pesquisadores e gerenciadores de bancos de dados marinhos e costeiros em evento realizado na Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), em abril de 2012, no contexto do Programa Biota (*Marine Data Management* - <http://www.fapesp.br/6873>). Naquela oportunidade foram abordadas diversas questões a respeito da situação atual no Brasil frente aos desafios de desenvolvimento de projetos de sistematização e integração de dados oceanográficos e apontadas algumas das questões-chaves que ainda dificultam a adoção e implementação de grandes programas de gerenciamento de dados a saber:

- *Compartilhamento de dados*: vários projetos de pesquisa e de mapeamento de dados marinhos da plataforma continental brasileira foram desenvolvidos nas últimas décadas, gerando uma grande quantidade de informação. Uma parte desta informação foi publicada em trabalhos científicos, porém apenas uma quantidade pequena da mesma foi incluída em bases de dados que servem como plataformas para a disseminação do conhecimento. Estas plataformas são a base para meta-análises que busquem padrões inexplorados, inclusive os relacionados à sinergia entre os dados de diferentes naturezas. Este cenário é parcialmente explicado pela ausência de esforços coordenados entre universidades/centros de pesquisas, órgãos governamentais e não-governamentais que tenham por objetivo, ou praxis, a estruturação e normatização de dados gerados nestas pesquisas. Assim, a realidade atual mostra uma pulverização de informações desconectadas, uma perda substancial de dados primários e a impossibilidade de manipulação e acesso às informações. O prejuízo científico, logístico e financeiro desta realidade é imenso. O cenário brasileiro, nesse sentido, é antagônico às tendências internacionais, que têm incentivado programas de organização e disseminação de informações como base para pesquisas científicas, principalmente no que se refere à disseminação de dados de caráter ambiental. O desenvolvimento destes programas não está circunscrito a inventários, mas relaciona-se à criação de uma nova “mentalidade” no que se refere à necessidade de compartilhamento de dados, sejam eles brutos ou pós processados.
- *Infraestrutura de Dados Espaciais – IDE*: Um aspecto essencial de ações de articulação e interoperabilidade de dados se refere

à necessidade de criação de normas e padrões semânticos que estabeleçam uma base comum aos diferentes projetos, além de reunir aspectos de diversas disciplinas e ramos do conhecimento sob um mesmo guarda-chuva conceitual. Uma IDE é composta por políticas, tecnologias e padrões que interconectam usuários de informação espacial. Portanto, a implementação de um programa de IDE deve visar a organização da informação geográfica, implicando no desenvolvimento de padrões centralizados de gerenciamento e distribuição hierarquizados, em um âmbito local, regional, nacional e supranacional (Phillips & Williamson 1999). Exemplos internacionais de sucesso na implementação de IDEs são notórios, em especial para dados marinhos. Destacam-se, nesse contexto, o INSPIRE (*Infrastructure for Spatial Information in the European Community*; <http://inspire.jrc.ec.europa.eu>), que serviu de base para o programa específico de dados marinhos europeu EMODNet (*European Marine Observation and Data Network*; <http://bio.emodnet.eu/>) (detalhes em Proctor & Howarth 2008, Meiner, 2010). No Brasil, esforços, em um nível nacional, têm sido organizados a partir do processo de implementação do programa INDE/Brasil (Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais; <http://www.inde.gov.br/>), coordenado pela Comissão Nacional de Cartografia (CONCAR), cujo objetivo é a ordenação e gestão de armazenamento e o acesso dos dados e metadados geoespaciais em nível nacional (Brasil, 2008). Entretanto, no âmbito do INDE, não existem diretrizes específicas no que se refere a dados marinhos ou costeiros. É importante salientar que o desenvolvimento de uma IDE não deve se restringir aos aspectos técnicos e operacionais relativos às tecnologias de gerenciamento de dados, mas também a ações políticas e administrativas que propiciem uma ampla abrangência e disseminação de sua essência e documentação (metadados).

- *Programas de Interoperabilidade e Articulação* – Além da normatização e estabelecimento de sistemas de gerenciamento e disseminação de dados (IDES), a implementação de programas de integração de dados marinhos deve ser acompanhada de redes de projetos locais e de organização e cooperação de grupos de trabalho, especialmente em um país com as dimensões do Brasil. O ICAN (*Internacional Coastal Atlas Network*; <http://ican.science.oregonstate.edu/>) é um exemplo de rede de compartilhamento de experiências e normas em uma abordagem multidisciplinar, cujo principal objetivo é criar um meio de compartilhar dados e informações marinhas e costeiras via WEB. Outros exemplos de discussão e normatização de dados costeiros são *Marine Metadata Interoperability Project* (<http://marinemetadata.org/>), *Network Marine Research Institutes and Documents – MARENET* (<http://www.marenet.de/MareNet/>), *NOAA National Marine Data Center* (<http://www.lib.noaa.gov/index.html>). Boa parte destes programas baseia-se na necessidade latente do desenvolvimento de pesquisas interdisciplinares e multi-temporais que sustentem o conhecimento sobre a dinâmica de ambientes marinhos e costeiros frente a um cenário de mudanças ambientais globais e, assim, auxiliem o desenvolvimento de estudos integrados visando ações de conservação e para políticas públicas. A UNESCO também tem desenvolvido um papel fundamental na organização de grupos de trabalho, por meio da Comissão Internacional de Oceanografia (IOC, da sigla em inglês). Dentre seus programas, o IODE (*International Oceanographic Data and Information Exchange*; <http://www.iode.org/>) subsidiando ações de gerenciamento e acesso a dados marinhos provendo suporte técnico, educacional e financeiro visando estabelecer bases sólidas para o desenvolvimento de um sistema de informação global de dados marinhos e costeiros em menos de uma década (Strain et al. 2006).

As três questões (*viz.*, compartilhamento, infraestrutura e interoperabilidade) devem ser abordadas de forma abrangente e objetiva para o desenvolvimento de políticas de disseminação de informações, uma vez que é imperativo que o conhecimento desenvolvido e acumulado ao longo de décadas de estudos marinhos torne-se acessível de maneira clara e eficiente para toda a sociedade. A viabilização de uma política de integração e disponibilização de dados permitirá que a comunidade científica que trabalha com o tema possa desenvolver hipóteses mais abrangentes e consolidadas a partir de programas e projetos de pesquisa multidisciplinares. A seguir são abordados dois aspectos conceituais discutidos no âmbito do Workshop sobre gerenciamento de dados marinhos que pretendem contribuir para a criação de tais programas: o “Planejamento e hierarquização de uma base de dados marinhos” e “A concepção de um programa de banco de dados marinhos”.

Planejamento e Hierarquização de uma Base de Dados Marinhos

A organização de dados pode apresentar diversos níveis escalonados de análise referentes à sua integração (Figura 1).

Em um nível inferior de análise, os dados disponíveis são processados e interpretados de forma interdependente e pouco integrada tanto geograficamente (não articulados) quanto em termos de sua disciplinaridade e especificidade. Tal foco geralmente é sustentado por pesquisas temáticas que possuem pouco ou nenhum instrumento de gerenciamento e compartilhamento de informações. Fundamentalmente toda a pesquisa marinha e costeira no Brasil, até o início do século XXI, baseou-se em uma concepção de valorização de coleta de uma grande quantidade de dados, visando a caracterização de um aspecto específico de pesquisa (e.g. taxonomia, ecologia, geoquímica, geologia) e manutenção destes dados cativos para tais usos. Deste modo, um aspecto prioritário que permeia toda a discussão sobre novos projetos de gerenciamento de dados refere-se à necessidade de levantamento e catalogação de dados associados aos projetos já executados, uma vez que uma pequena parte destes encontra-se publicada, padronizada e disponível em publicações de acesso irrestrito.

Um segundo nível contempla a integração de dados dentro da mesma disciplina, ou em uma articulação de projetos contíguos baseados em coletas ou reunião de dados em um contexto de maior multidisciplinaridade, mesmo não havendo, necessariamente, análises integradas *sensu stricto*. Projetos de Atlas e trabalhos dirigidos como

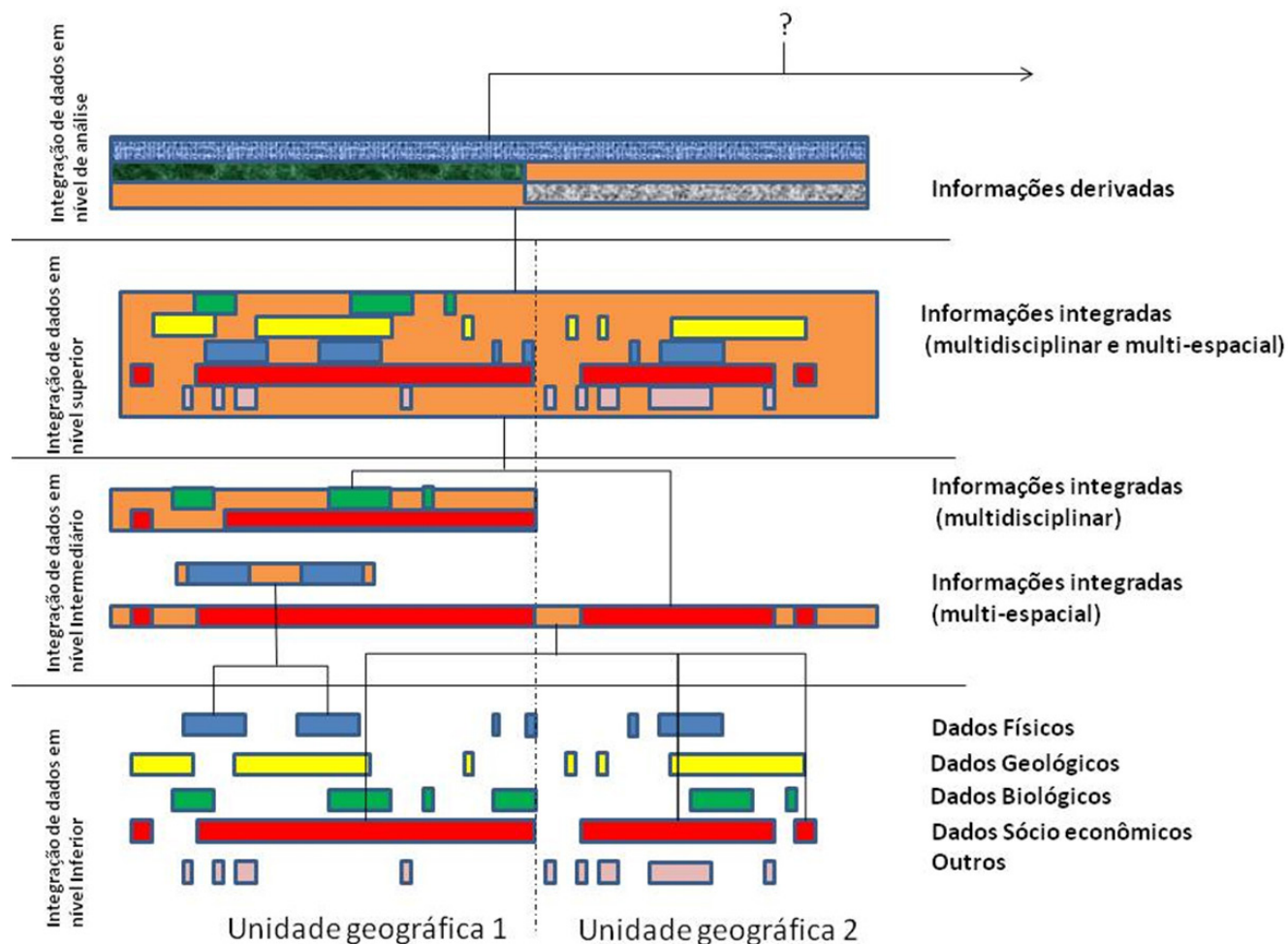


Figura 1. Estrutura conceitual de integração de dados marinhos e costeiros. Áreas geográficas estão dispostas no eixo X e sucessivos graus de interação dos dados no eixo Y. As cores representam diferentes áreas do conhecimento.

Figure 1. Conceptual Structure for marine and coastal data integration. Geographic areas is represented by the X axis where interaction degrees are represented by Y axis. Different colors indicate knowledge areas.

o “Atlas Sedimentológico do Estado de São Paulo” (Rodrigues et al. 2001) ou do “Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas do Brasil” (IBGE, 2011) englobam articulação de áreas contíguas em bases cartográficas comuns em diversos níveis de informações e, embora ofereçam, em algum nível, integração de dados de diferentes naturezas, normalmente são de uso e acesso restrito às suas instituições geradoras e mantenedoras, além de que, normalmente são divulgados somente os produtos finais (i.e. mapas, relatórios, artigos técnicos).

Um terceiro nível baseia-se em dados multidisciplinares e multiespaciais (articulados) em um estágio de análise superior, onde informações completamente distintas podem ser correlacionadas e disponibilizadas espacialmente – é o caso da maioria dos sistemas de inventários e bancos de dados espaciais baseados em Geoportais. Atualmente, a maior parte das discussões em torno dos aspectos técnicos e práticos de implementação de bancos de dados espaciais marinhos e costeiros encontra-se neste nível. Talvez os exemplos mais disseminados, em nível internacional de bancos de dados espaciais, sejam o OBIS (*Ocean Biogeographic Information System*; <http://www.iobis.org/>) e o MGDA (*Marine Geophysical Data Access*; <http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/geodas>). Em geral, tais bases são mantidas e geridas por universidades, centros de pesquisas ou agências governamentais, possibilitando acesso livre tanto aos dados brutos quanto às informações processadas. Iniciativas brasileiras com as mesmas características podem ser igualmente citadas, como o Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO), Banco de Dados Ambientais para a Indústria do Petróleo (Banpetro; <http://www.banpetro.on.br>), o SinBiota, Sistema de Informação Ambiental para o Programa Biota/FAPESP (<http://sinbiota.biota.org.br>) entre outras. A adoção destas bases pode ser uma solução eficiente para o resgate dos dados ora indisponíveis. Porém, a maior parte destes programas ainda não prevê a integração com bases de dados ambientais distintos, impossibilitando, por exemplo, uma correlação de dados geológicos, biológicos e hidrodinâmicos com o objetivo de planejamento e manejo de áreas marinhas protegidas, principalmente em escalas locais e regionais.

Em um nível mais alto, são incluídos os programas totalmente integrados, em que não há apenas uma normatização e organização de dados, mas também o desenvolvimento efetivo de ferramentas de análises de geoprocessamento combinadas que produzem, necessariamente, informações novas derivadas dos dados originais. Um exemplo de projetos deste caráter em áreas marinhas é o MESH (*Mapping European Seabed Habitats* – <http://www.searchmesh.net>), que teve por objetivo a determinação e classificação de habitats bentônicos em todas as regiões da plataforma continental europeia. Seus produtos vão além do mapeamento e disponibilização de dados da biodiversidade porque visam a produção de novas informações ambientais baseadas na relação (muitas vezes não-lineares e diretamente correlacionáveis) entre padrões de níveis inferiores.

O pleno uso dos dados é alcançado apenas no nível mais elevado, uma vez que informações de diversas fontes e escalas de análises podem ser integradas e processadas, visando à geração de modelos preditivos complexos e altamente estruturados. Poucos exemplos mundiais têm tal nível de integração, mas estas bem sucedidas exceções têm se mostrado promissoras no que se refere a uma tentativa de compreensão do caráter extremamente diversificado do ambiente marinho e da interconexão dos processos atuantes. Estes níveis são invariavelmente dependentes de ações colaborativas de entrada de dados e necessitam de uma gerência ativa, não apenas para organizar e normatizar as informações (e necessariamente, precedida de uma base de IDEs) mas, também, para conceber e implementar novas ferramentas de análise. As organizações governamentais e não governamentais que lidam com gerenciamento de dados

ou informações têm apostado no desenvolvimento de diversas ferramentas de compartilhamento no nível de análise para o futuro.

No Brasil, em oposição, a ausência de trabalhos com alto índice de integração para áreas marinhas e costeiras pode ser explicada por três fatores principais: (a) para ambientes marinhos, especialmente em áreas de bacias oceânicas profundas, ainda há ausência de informações básicas como batimetria de detalhe ou cobertura sedimentar, que serviriam de base e suporte para análises mais complexas, como de habitats ou de metapopulações. Além disso, boa parte das informações coletadas tem caráter pouco “espacializável”, isto é, são descrições taxonômicas derivadas de coletas pontuais sem informações geográficas precisas. (b) A ausência de esforços governamentais de integração e gerenciamento de informações, principalmente em função da falta de base institucional para a concepção e execução de projetos de desenvolvimento de sistemas de coleta, organização e gestão de dados e metadados. (c) A falta de uma política clara relacionada à implementação e aplicação de Infraestrutura de Dados Espaciais (IDE) no que se refere a dados ambientais marinhos no Brasil, base para ações de interoperabilidade como padronização de semântica e ontologias.

A Concepção de um Programa de Banco de Dados Marinhos

Dentro do contexto discutido, a concepção de um programa de alto nível de integração de dados marinhos em um banco de dados compartilhado e georreferenciado em ambiente Web deve passar pela criação de, ao menos, três estágios organizados e interconectados de modo a garantir a interoperabilidade e acesso as informações disponibilizadas (Figura 2).

Estágio 1: Organização de dados e construção de um catálogo de metadados.—Esta fase talvez seja a mais trabalhosa em termos de tempo e esforços, uma vez que a necessidade de organização de uma grande quantidade de dados e informações em posse de pesquisadores, entidades públicas e privadas, demanda esforços conjuntos e coordenados. Algumas das dificuldades inerentes à fase de organização de dados são associadas à determinação de parâmetros de metadados, ou de qualidade dos dados (*data quality*), tais como fatores de precisão de posicionamento, descrição de métodos de coleta, de armazenamento, de tratamento em laboratório, e a integridade dos dados. Tais informações, quando existentes, além de catalogadas, devem também ser estruturadas segundo padrões internacionais de metadados por meio de um conjunto de informações essenciais para ajudar na localização, qualificação e entendimento dos dados geoespaciais, ou seja, da implementação de um projeto de infraestrutura de dados espaciais (IDE). Entre as organizações internacionais que se ocupam de trabalhar com padronização de dados referentes ao espaço geográfico, o *Open Geospatial Consortium*

- OGC e a *Global Spatial Data Infrastructure Association* - GSDI têm papéis destacados (Hubner & Oliveira, 2008). Diversos trabalhos têm sido publicados explorando detalhes a respeito da base para o desenvolvimento de IDE (detalhes em Nebert 2001, Granell et al. 2007, Janowicz et al. 2010, e especificamente para dados marinhos e costeiros Strain 2004, Bartlett et al. 2004, Wright 2009, Lavoie et al. 2010, Kulawiak et al. 2010 entre outros).

A estruturação de um catálogo de metadados tem como consequência direta, a identificação de vazios de conhecimento, tanto em termos espaciais quanto em termos conceituais, de modo que, mesmo sem a intenção imediata de construção de um banco de dados, a organização de catálogos de metadados poderia ser utilizada para nortear a temática da pesquisa acadêmica visando o direcionamento de editais de fomento e evitando a coleta de informações redundantes.

Estágio 2: Implementação de bancos de dados e de estratégias de compartilhamento.— O desenvolvimento de bancos de dados

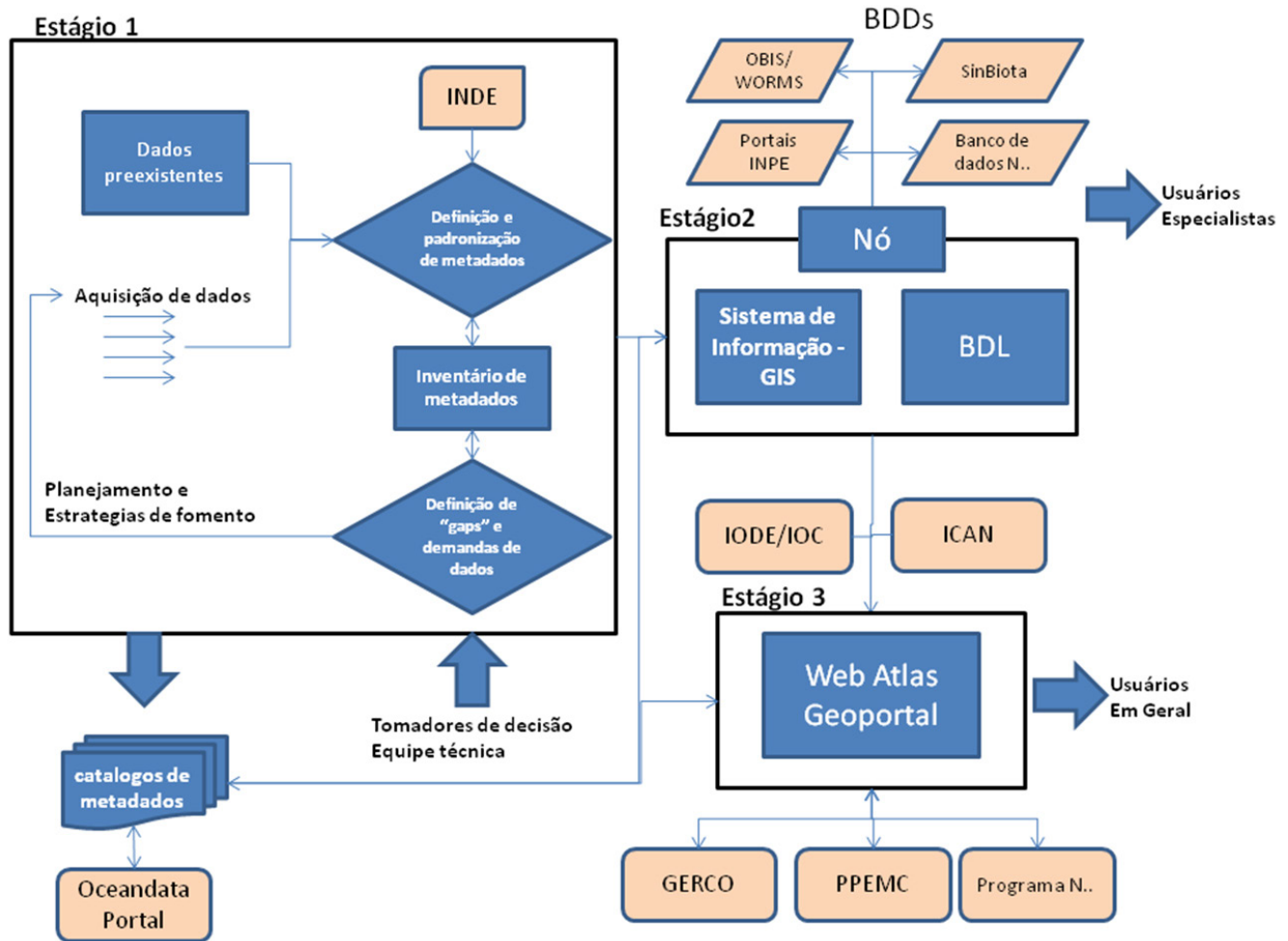


Figura 2. Modelo de um fluxograma para a implementação de um projeto de pesquisa visando a implementação de um programa de integração de dados marinhos para o estado de São Paulo.

Figure 2. An organizational framework for the implementation a research project for Marine and Coastal data integration model at São Paulo State.

georreferenciados distribuídos em rede pode seguir duas formas básicas de estrutura: o que se chama de "Bancos de Dados Localizados" (BDL), em que o conjunto de informação, dados e metadados fica estabelecido fisicamente em um centro (servidor) e os "Bancos de Dados Distribuídos" (BDD), em que a informação é pulverizada em diversos BDLs e agregada em um nó que a codifica e integra. Boa parte dos sistemas concebidos nos últimos anos tem um caráter híbrido, com parte da informação localizada "in house" em servidores e, simultaneamente, agregando informações como um nó. Independente do caráter local ou distribuído, os sistemas de banco de dados georreferenciados compartilhados devem possuir, necessariamente, um sistema de semântica e ontologia de metadados que permita o usuário acessar, manipular e analisar informações geográficas dentro de normas e padrões estabelecidos. Por exemplo, ao buscar um termo "linha de costa" há a possibilidade de retorno de várias informações com níveis de precisão e formatos, como arquivos vetoriais derivados de sistema GEBCO (*General Bathymetric Charts of The Oceans*), linhas digitalizadas a partir de cartas topográficas, linhas de referência (como a da marinha ou do IBGE). Ademais, o termo "linha de costa" deve estar organizado de modo a ser relacionado com referências como "linha costeira", "litoral", assim como os termos em inglês "shoreline" e "coastline".

Ao se estabelecer um banco de dados tipo BDD ou Híbrido, também é necessário que haja um padrão claro de interoperabilidade

com sistemas BDL alimentadores. No caso de um sistema envolvendo a biodiversidade marinha, é imperativo que haja uma coordenação com sistemas internacionais, como o WoRMS (*World Register of Marine Species*) e o OBIS, e nacionais, como o SinBiota.

Estágio 3: Desenvolvimento de um geoportal de divulgação e distribuição da informação.— A partir do estabelecimento de uma infraestrutura de dados e metadados, envolvendo tecnologias, políticas e normas estabelecidas, a distribuição da informação georreferenciada via Internet, a partir de um Web-Atlas, tem sido a base para soluções de compartilhamento e disseminação de informações.

Um portal de Informações Geográficas, ou Web-Atlas, tem como objetivo central facilitar o acesso aos dados espaciais e disseminar o uso da informação, principalmente no que se refere a aspectos como a busca de informações a partir de uma determinada localização na Terra, determinar padrões e critérios de distribuição de variáveis, prover serviços de mapeamento interativo, estabelecimento de demandas e de lacunas nas informações. Exemplos de projetos de grande porte foram desenvolvidos, principalmente, na Europa e nos Estados Unidos, o que também aumentou consideravelmente a acessibilidade de dados espaciais marinhos e costeiros por não-especialistas. Combinado com as necessidades cada vez mais urgentes da população crescente que ocupa as regiões costeiras, isso resultou no crescimento de um grupo de nicho de Web-Atlas marinhos e costeiros ao redor do mundo. O Livro Verde de 2006 sobre a política marítima

futura da União Européia, por exemplo, refere-se aos atlas costeiros e marinhos como um instrumento fundamental de ordenamento de territórios nacionais, ilustrando o crescente reconhecimento internacional do potencial utilidade da sistematização de dados marinhos (O'Dea et al. 2011).

Uma série de projetos de atlas costeiros e marinhos tem se desenvolvido dentro deste contexto, além de ações supranacionais, com amplo apoio da agências ambientais nacionais e locais, envolvendo a integração de dados bióticos e abióticos como base para o estabelecimento de políticas ambientais comuns. Tais esforços focam, principalmente, no desenvolvimento de métodos e abordagens que permitam a integração de uma grande quantidade de informações de natureza, escala, precisão e estrutura distintas. Exemplos como os projetos MIDA (*Marine Irish Coastal Atlas* - <http://mida.ucc.ie/contents.htm>), *Belgian Coastal Atlas* (De Kustatlas - <http://www.kustatlas.be>), *Venice Coastal Atlas* (<http://atlante.silvenezia.it/>), *Oregon Coastal Atlas* (<http://www.coastalatlant.net>) são cada vez mais frequentes e, em muitos casos, servem de suporte ao desenvolvimento de programas mais amplos e diversificados, como o OCEANGIS da NOAA (EUA; <http://www.pmel.noaa.gov/vrl/OceanGIS>).

A criação de um Web-Atlas (e da infraestrutura e da organização de bancos de dados que o precede) permite não apenas a entrega (*delivery*) de dados e informações, mas também a realização de análises e processamento. Embora boa parte dos sistemas atuais ainda apresente um caráter embrionário a este respeito, o consenso dentro da comunidade científica é que a disponibilização de uma quantidade cada vez maior de dados aliado ao desenvolvimento de processos de computação em rede (*cloud computing*) desloque a maior parte das análises e processos de manipulação de dados para a própria rede e, em consequência, os sistemas de Web-Atlas podem servir como base para projetos de pesquisa derivados que visem a análise e aplicação de dados, principalmente no que se refere ao gerenciamento costeiro e programas de conservação, tal como o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (GERCO) ou Programas de Planejamento Espacial Marinho e Costeiro (PPEMC).

Conclusões

Há uma necessidade evidente de definir uma estratégia para a participação efetiva do Brasil no esforço internacional de conhecer melhor e contribuir efetivamente para a descrição, conservação, gerenciamento e aproveitamento racional e sustentado do ambiente marinho. O desenvolvimento de tecnologias de gerenciamento de dados espaciais é um aspecto fundamental para que a comunidade científica brasileira possa ter uma atuação mais ativa e diretamente relevante para o conhecimento da biodiversidade marinha.

Torna-se necessário, desta maneira, uma ampla adequação e estruturação das redes de informações e de dados para que sejam compatíveis com tendências da pesquisa científica global. Grandes programas de pesquisa, como o estudo de genoma de organismos marinhos (e.g., GIGA) e a investigação e monitoramento multidisciplinar de mudanças climáticas necessitam de bancos de dados cada vez mais robustos e sistemas de compartilhamento de informação hierarquizados e abertos em diversos níveis de alimentação e uso. É necessário, em termos estratégicos, que sejam propostas diretrizes que promovam políticas integradas de coleta e organização de dados marinhos em uma ação 'top-down', e tal demanda deve estar em consonância com uma expectativa da comunidade científica ou privada, o que geraria também uma ação 'bottom-up'. Somente a concatenação destes interesses pode garantir uma política sustentável de gerenciamento e acesso aos dados e informações das áreas costeiras e oceânicas do Brasil.

Referências Bibliográficas

- BARTLETT, D., LONGHORN, R. & GARRIGA, M. 2004. Marine and Coastal Data Infrastructures: a missing piece in the SDI puzzle. In 7th Global Spatial Data Infrastructure conference. Bangalore.
- BRASIL. Presidência da República. 2008. Decreto nº 6.666, de 27 de novembro de 2008. Institui a Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais - INDE. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, nov.
- GRANELL, C., GOULD, M., MANSO, M.A. & BERNABÉ, M.A. 2007. Spatial Data Infrastructures. In Handbook of Research on Geoinformatics (H. Karimi, ed.). Information Science Reference, Hershey. INSPIRE Portal. <http://www.ec-gis.org/inspire/>.
- HUBNER, C.E. & OLIVEIRA, F.H. 2008. Gestão da Geoinformação em Implementações Multiusuários. In Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário. UFSC, Florianópolis, 10p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2011. Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. IBGE, Rio de Janeiro.
- JANOWICZ, K., SCHADE, S., BRÖRING, A., KESSLER, C., MAUE, P. & STASCH, C. 2010. Semantic Enablement for Spatial Data Infrastructures. Trans. GIS 14:111-129. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9671.2010.01186.x>
- KULAWIAK, M., CHYBICKI, A. & MOSZYNSKI, M. 2010. Web-based GIS as a tool for supporting marine research. Mar. Geodesy 36(8):1069-1080
- LAVOI, T., MURPHY, J., SATALOFF, G., LONGHORN, R., MEINER, A., UHEL, R., WRIGHT, D.J. & DWYER, E. 2010. Coastal Atlases in the Context of Spatial Data Infrastructures. In Coastal Informatics: Web Atlas Design and Implementation (D.J. Wright, N. Dwyer & V. Cummins, eds.). IGI Global, p.239-255. <http://dx.doi.org/10.4018/978-1-61520-815-9.ch016>
- MEINER, A. 2010. Integrated maritime policy for the European Union - consolidating coastal and maritime information to support maritime spatial planning. J. Coastal Conserv. 14: p. 1-11. <http://dx.doi.org/10.1007/s11852-009-0077-4>
- NEBERT, D.D. 2001. Developing Spatial Data Infrastructures: The SDI Cookbook. version 1.0 (GSDI-Technical Working Group). <http://www.gsdi.org/pubs/cookbook/cookbook0515.pdf>.
- O'DEA, L., DWYER, N., CUMMINS, V. & WRIGHT, D. 2011. Potentials and limitations of coastal web atlases. J. Coastal Conserv. 15(4):607-627. <http://dx.doi.org/10.1007/s11852-011-0150-7>
- PHILLIPS, A. & WILLIAMSON, I. 1999. Spatial Data Infrastructure concepts. Aust. Surv. 44(1):20-28.
- PROCTOR, R. & HOWARTH, M.J. 2008. Coastal Observatories and operational oceanography: a European perspective. Mar. Technol. Soc. J. 42(3):10-13. <http://dx.doi.org/10.4031/002533208786842534>
- RODRIGUES, M., FURTADO, V.V., TESSLER, M.G. & MAHIQUES, M.M. (orgs.). 2001. Atlas Sedimentológico da plataforma continental do estado de São Paulo. Ed.Grupo de Oceanografia Geológica, IO-USP, 34 p.
- SOBERÓN, J. & PETERSON, A.T. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. Philos. Trans. Royal Soc. Lond. B. 359:689-698. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1439>
- STRAIN, L., RAJABIFARD, A. & WILLIAMSON, I.P. 2006. Spatial Data Infrastructure and Marine Administration. J. Mar. Policy 30(4):431-444. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2005.03.005>
- WRIGHT, D.J. 2009. Spatial data infrastructures for coastal environments in Remote Sensing and Geospatial Technologies for Coastal Ecosystem Assessment and Management. In Lecture Notes in Geoinformation and cartography (X. Yang, ed.). Springer, Berlin, p.91-112.

Recebido em 06/12/2012

Versão reformulada recebida em 10/05/2013

Publicado em 24/05/2013

A feeding association between Wilson's Storm-petrels *Oceanites oceanicus* (Kuhl, 1820) and Rough-toothed Dolphins *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828)

Fábio Olmos^{1,3}, Elsie Rotenberg² & Edelcio Muscat²

¹Largo do Paissandú 100/4C, CEP 01034-010, São Paulo, SP, Brazil

²Projeto Dacnis, Estrada do Rio Escuro 4954, CEP 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil

³Corresponding author: f-olmos@uol.com.br

OLMOS, F., ROTENBERG, E. & MUSCAT, E. A feeding association between Wilson's Storm-petrels *Oceanites oceanicus* (Kuhl, 1820) and Rough-toothed Dolphins *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828). Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?shortcommunication+bn01013022013>

Abstract: On 06 October 2012 a pod of Rough-toothed Dolphins *Steno bredanensis* (Delphinidae) was observed catching and tearing apart several Castin Leatherjacks *Oligoplites saliens* (Carangidae) near Montão de Trigo Island, northern coast of São Paulo, Brazil. The resulting floating masses of viscera attracted a feeding aggregation of 120-150 Wilson's Storm-petrels *Oceanites oceanicus* (Hydrobatidae), a transequatorial migrant passing through the area during October. This interspecific association has not been recorded before, although it could be expected given that *S. bredanensis* feeds on large fish and *O. oceanicus* is a known scavenger of kills made by cetaceans such as Killer Whales.

Keywords: behaviour, Brazil, feeding association, kleptoparasitism, *Oceanites oceanicus*, *Steno bredanensis*.

OLMOS, F., ROTENBERG, E. & MUSCAT, E. Uma associação alimentar entre almas-de-mestre *Oceanites oceanicus* (Kuhl, 1820) e golfinhos-de-dentes-rugosos *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828). Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?shortcommunication+bn01013022013>

Resumo: Em 06 de outubro de 2012 um grupo de golfinhos-de-dentes-rugosos *Steno bredanensis* (Delphinidae) foi observado capturando e despedaçando diversas guaiviras *Oligoplites saliens* (Carangidae) próximo à ilha Montão de Trigo, litoral norte de São Paulo. As massas de vísceras flutuantes atraíram uma agregação de 120-150 almas-de-mestre *Oceanites oceanicus* (Hydrobatidae), um migrante transequatorial que passa pela região em outubro. Esta associação interespecífica ainda não havia sido reportada, mas seria esperada, uma vez que *S. bredanensis* se alimenta de peixes de maior porte e *O. oceanicus* é atraído pelos restos de presas capturadas por cetáceos como orcas.

Palavras-chave: comportamento alimentar, Brasil, associação interespecífica, cleptoparasitismo, *Oceanites oceanicus*, *Steno bredanensis*.

Introduction

Several seabird species are known to associate with foraging cetaceans to take opportunity of live prey disturbed and pushed closer to the surface (Monteiro-Filho 1992, Au & Pitman 1986, Martin 1986, Clua & Grosvalet 2001, Cremer et al. 2004, Vaughn et al. 2008) or remains that can be scavenged (Evans 1982, Hodges & Woehler 1993, Pitman & Durban 2010). Such associations may provide important food resources for seabirds (Evans 1982, Pierotti 1988, Shealer 2001), some species showing strong association to cetaceans (such as *Procellaria parkinsoni*, see Pitman & Balance 1992).

Although the diets and feeding behaviours of coastal resident and locally migratory seabirds in Brazil are fairly well known (see Branco 2004), this kind of data for pelagic non-breeders such as most Procellariiformes is mostly limited to interactions with fisheries and birds incidentally killed by these activities (Olmos 1997, Colabuono & Vooren 2006, Olmos & Bugoni 2006, Bugoni et al. 2011), with only a few exceptions (Scherer et al. 2010). Opportunistic records of natural feeding events provide a glimpse on the ecology of those seabirds, and here we describe one such observation made near the coast of northern São Paulo, Brazil.

Material and Methods

The coastal shelf of the northern coast of São Paulo includes some of the best studied parts of the Brazilian coast (Rossi-Wongtschowski & Madureira 2006, Pires-Vanin 2008). The study area is in a transition zone between the Argentine (temperate-subtropical) and the Brazilian (tropical) zoogeographic province (Briggs 1974), being under the influence of warm oligotrophic waters from the Brazil Current and cold nutrient-rich waters from the Falklands Current, being also influenced by cold and nutrient-rich water intrusions of the South Atlantic Central Water (SACW) over the shelf, and summer upwelling (Matsuura, 1986, Castro-Filho & Miranda 1998).

The shelf has a gentle slope, the 50 m isobaths around 50 km from shore and the 100 m isobaths over 100 km. In the area in which we carried out our observations, depths generally range from 8 to 40 m, bottoms being mostly sandy with scattered rocky shoals near the islands dotting this part of the coast. Surface water temperatures range between 21–28 °C during the summer and 19–23 °C during the winter, when salinity is also lower (Castro et al. 2008).

The observations reported here were made as part of the Expedições de Avistagem em Alcatrazes, a citizen science project promoted by the Tupinambás Ecological Station together with the Ilhabela and Barra do Una yacht clubs and the Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo aiming to increase the knowledge of the local communities of seabirds and marine mammals by recording sightings along standard routes between the mainland and Alcatrazes island (24°06' S, 45°42' W).

Results and Discussion

Observations were made on 06 October 2012 around 23°52' S and 45°44' W in waters 21.4 m deep, 4.3 km east of Montão de Trigo island and 10.8 km from the mainland. Despite a cold front blowing southern winds, sea conditions were calm but water visibility was poor, under five meters.

A few Wilson's Storm-petrels *Oceanites oceanicus* (Kuhl, 1820) flying west along the coastline were noticed soon after we left port at Barra do Una and headed to Alcatrazes, 38 km away, the first almost at the mouth of the Una river (23°45' S and 45°45' W). At 09:05 we noticed a number of petrels west of our route towards Montão de Trigo and soon realised a small flock was feeding on the surface while several more birds flew around. As we approached we sighted

a pod of at least 13 Rough-toothed Dolphins *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828) and it became clear the petrels were following the cetaceans.

As we drew closer, the dolphins would gather side by side on the surface some distance away from the boat, approach and follow alongside our slow-moving vessel or dive. It was clear the dolphins were fishing, the way some swam side by side (11 were photographed together) reminiscent of the fishing behaviour described by Pitman & Stinchcomb (2002), but it was difficult to discern if the dolphins were hunting in a coordinated way.

Dolphins were seen to come to the surface holding fairly-sized fish at least 40 cm long a minimum of five times, a pair of such fish being identified from observations and photos (Figure 1) as Castin Leatherjacks *Oligoplites saliens* (Bloch, 1793), a common inshore schooling predatory Carangidae reaching 50 cm that has dorsal and anal spines that can inflict painful wounds (Carvalho Filho 1992).

Captured fish were carried along the surface for a while, sometimes towards the other dolphins moving slowly on the surface, perhaps for sharing. Fish were torn into pieces when the dolphins were submerged. Although this behaviour may have been influenced by our presence, we once observed violent splashing and one dolphin with the tail out of the water when two dolphins were either fighting for or tearing a fish apart together (or both). The leatherjacks were obviously too big to be eaten whole and breaking them could help the dolphins avoid wounds from the spines. As a result, floating viscera would pop out where the dolphins fed.

These attracted the immediate attention of the storm petrels. They would gather at the floating mass, up to 18 at a time, until it was totally consumed, sank or was taken by one of two juvenile Magnificent Frigatebirds *Fregata magnificens* also attending the feeding aggregation. The frigates were also seen to take food from storm-petrels twice. A lone juvenile Brown Booby *Sula leucogaster* flying around never attempted to catch the remains. Storm Petrels were seen patting on the surface while feeding, the usual behaviour displayed by this bird (Brooke 2004), and to dive, submerging completely in order to retrieve pieces of food.

Feeding on floating viscera was recorded seven times but is likely to be an underestimation of the number of fish actually taken since we arrived on the scene when the hunt was already on. Judging from the number of birds flying around, between 120 and 150 storm-petrels gathered around the dolphins, an estimate made difficult since the birds remained airborne, only briefly resting on the water.

We followed the dolphins slowly, sometimes holding our position to observe and take pictures, staying with the cetaceans until 09:46. At the end of our observations the dolphins closed ranks, with 11 swimming side by side away from the boat, still followed by some storm-petrels.

Steno bredanensis is a pantropical species (West et al. 2011) found along the Brazilian coast, with regular records along the coast of São Paulo (Martuscelli et al. 1996, Santos et al. 2010). This dolphin has a seemingly diverse diet (West et al. 2011) that includes large fish like 50 cm-long remoras (Echeneidae, Wedekin et al. 2004) and 1.5 m-long Dolphinfish *Coryphaena hippurus* (Coryphaenidae, Pitman & Stinchcomb 2002); the species has been suggested to be specifically adapted to handle such prey (Pitman & Stinchcomb 2002), an affair that requires dismembering and results in scraps that may float into reach of attending seabirds.

Oceanites oceanicus is a transequatorial migrant that, in the Atlantic, nests in Antarctica, sub-antarctic islands such as South Georgia and southernmost South America. This petrel migrates to the north Atlantic up to 60°N for the austral winter, returning to its breeding grounds by October. There it feeds mostly on amphipods,

Storm-petrel and dolphin feeding association

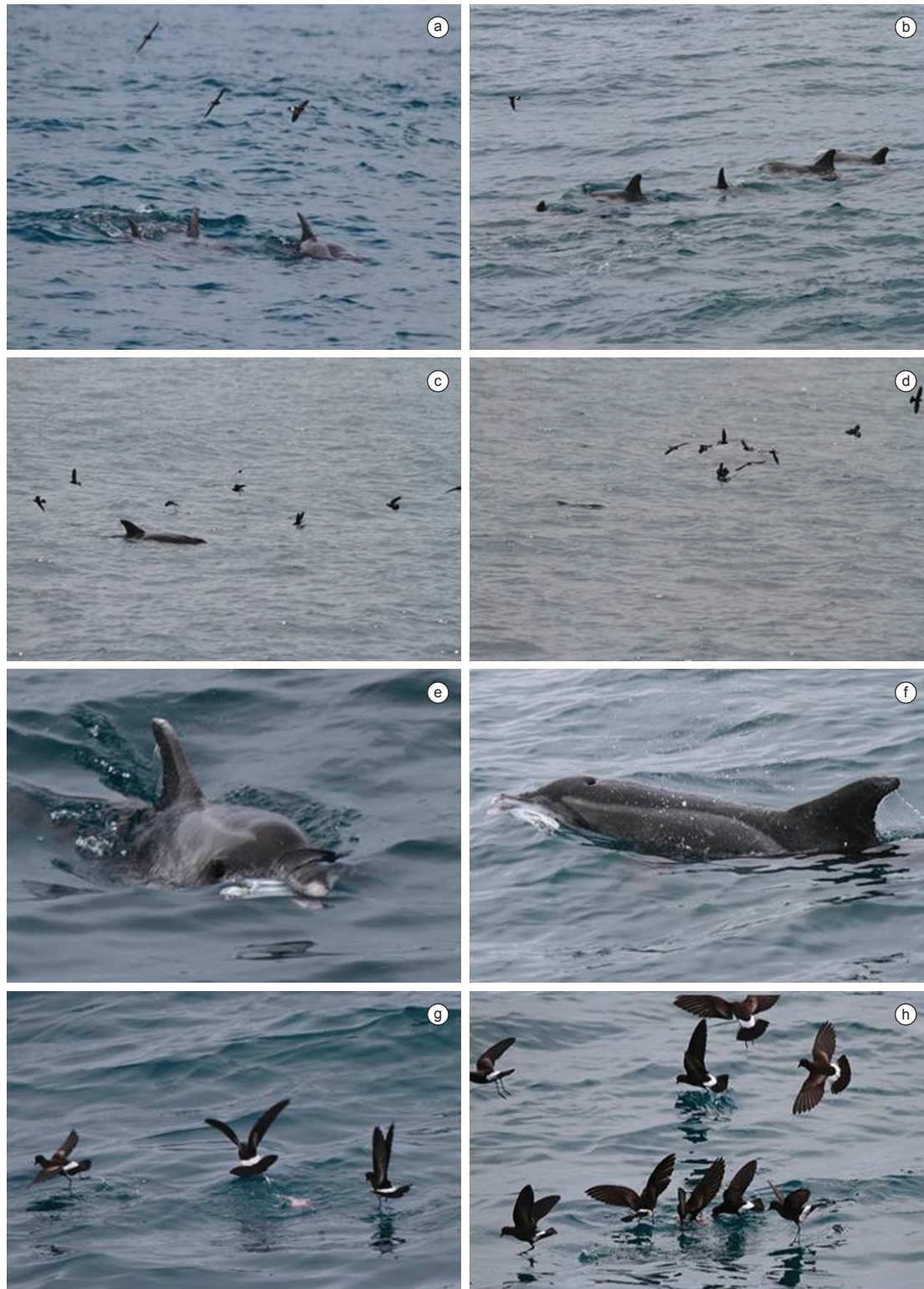


Figure 1. a-b) Rough-toothed Dolphins *Steno bredanensis* swimming side by side being followed by Wilson's Storm-petrels *Oceanites oceanicus*; c) a dolphin emerges as a mass of viscera pops to its right, attracting a storm-petrel; d) more storm-petrels flew to the mass as the dolphin submerges; e-f) dolphins carrying Castin Leatherjacks *Oligoplites saliens*; g-h) storm-petrels feeding on scraps left by the dolphins.

krill and squid, with the occasional myctophid lantern fish or barnacle larvae (Brooke 2004). The diet elsewhere in the Atlantic is poorly known but includes plankton and scavenged items (Brooke 2004, Olmos 1997).

This storm-petrel is also an opportunist known to be readily attracted by slicks left by Killer Whales *Orcinus* spp. when dismembering prey like penguins, seals and whales (Hodges & Woehler 1993, Pitman & Durban 2010, 2011), also attending fishing

boats to feed on discards like floating fish viscera, especially shark livers (Olmos 1997, Gandini & Pon 2007, F. Olmos pers. obs.). Small numbers of *O. oceanicus* have also been observed to be attracted by feeding pods of Atlantic Spotted Dolphins *Stenella frontalis* off the shelf of southern São Paulo (Scherer et al. 2010) but the prey species was not identified. In this case the small number of storm-petrels (only two out of over 70 seabirds) suggests either reduced numbers in the area or poor feeding opportunities because the prey was too small for the dolphins to leave sizable scraps.

A known scavenger of cetacean kills being attracted by the remains of prey left by dolphins catching large fish is to be expected, although the number of birds we observed and their proximity to shore were both remarkable. Since *O. oceanicus* is expected to fly by the Brazilian coast at that time of the year on the way to its nesting grounds – a voyage where they cross large expanses of ocean with poor feeding opportunities for a plankton-eater –, the fortuitous encounter of foraging dolphins may have provided a welcome feeding opportunity for the migrant birds.

Acknowledgements

The observations reported here were recorded during the III Expedição de Avistagem em Alcatrazes. Our thanks to Julio Cardoso for inviting us to take part in these expeditions and the great time aboard the *Ballerina*, to Kelen Leite and the staff of the Estação Ecológica Tupinambás for making this project possible and to Ivan Sazima and Fernando Gibran for confirming the identity of the photographed fish.

References

- AU, D.W.K. & PITMAN, R.L. 1986. Seabird associations with dolphins and tuna in the Eastern Tropical Pacific. *Condor* 88:304-317. <http://dx.doi.org/10.2307/1368877>
- BRANCO, J.O. 2004. Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Editora UNIVALI, Itajaí.
- BRIGGS, J.C. 1974. Marine zoogeography. McGraw-Hill, New York.
- BROOKE, M. 2004. Albatrosses and petrels of the world. Oxford University Press, Oxford.
- BUGONI, L., GRIFFITHS, K. & FURNESS, R.W. 2011. Sex-biased incidental mortality of albatrosses and petrels in longline fisheries: differential distributions at sea or differential access to baits mediated by sexual size dimorphism? *J. Ornithol.* 152:261-268. <http://dx.doi.org/10.1007/s10336-010-0577-x>
- CARVALHO FILHO, A. 1992. Peixes da costa brasileira. Editora Marca D'Água, São Paulo.
- CASTRO, B.M., MIRANDA, L.B., SILVA, L.S., FONTES, R.F.C., PEREIRA, A.F. & COELHO, A.L. 2008. Processos físicos: hidrografia, circulação e transporte. In *Oceanografia de um ecossistema subtropical* (A.M.S. Pires-Vanin, org.). EDUSP, São Paulo, p.59-122.
- CASTRO-FILHO, B.M. & MIRANDA, L.B. 1998. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf between 4°N and 34°S. In *The Global Coastal Oceans: Processes and Methods* (Brink, K. H. & A. R. Robinson, eds.). John Wiley & Sons, Inc., New York, p.209-251, v.10.
- CLUA, E. & GROSVALET, F. 2001. Mixed-species feeding aggregations of dolphins, large tunas and seabirds in the Azores. *Aquat. Living Resour.* 14:11-18. [http://dx.doi.org/10.1016/S0990-7440\(00\)01097-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0990-7440(00)01097-4)
- COLABUONO, F.I. & VOOREN, C.M. 2006. Hábitos alimentares de alguns albatrozes e petréis na região Sul do Brasil. In *Aves oceânicas e suas interações com a pesca na Região Sudeste-Sul do Brasil* (T. S. Neves, L. Bugoni & C. L. D. B. Rossi-Wngtschowski, orgs.). Instituto Oceanográfico-USP, São Paulo, p.83-102.
- CREMER, M.J., LOPES, P.C.S. & PIRES, J.S.R. 2004. Interações entre aves marinhas e *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 6:103-114.
- EVANS, P.G.H. 1982. Associations between seabirds and cetaceans: a review. *Mamm. Rev.* 12:187-206. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2907.1982.tb00015.x>
- GANDINI, P.A. & PON, J.P.S. 2007. Seabird assemblages attending longline vessels in the Argentinean economic exclusive zone. *Ornitologia Neotropical* 18: 553-561.
- HODGES, C.L. & WOHLER, E.J. 1993. Associations between seabirds and cetaceans in the Australian sector of the southern Indian Ocean. *Mar. Ornithol.* 22:205-212.
- MARTIN, A. R. 1986. Feeding association between dolphins and shearwaters around the Azores Islands. *Can. J. Zool.* 64:1372-1374. <http://dx.doi.org/10.1139/z86-205>
- MARTUSCELLI, P., OLMOS, F., SILVA, R., MAZARELA, I.P., PINO, F.V., RADUAN, E. N., MILANELO, M. & PAIVA, R. 1996. Cetaceans of São Paulo, southeastern Brazil. *Mammalia* 60(1):125-139. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.1996.60.1.125>
- MATSUURA, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciênc. Cul.* 38:1439-1450.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1992. Feeding associations between dolphins and seabirds. *Rev. Bras. Zool.* 9:29-37. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751992000100005>
- OLMOS, F. 1997. Seabird flocks attending bottom long-line fishing off southeastern Brazil. *Ibis* 139:685-691. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.1997.tb04692.x>
- OLMOS, F. & BUGONI, L. 2006. Agregações de aves marinhas associadas à pesca de espinhel-de-fundo na região Sudeste-Sul do Brasil. In *Aves oceânicas e suas interações com a pesca na Região Sudeste-Sul do Brasil* (T. S. Neves, L. Bugoni & C. L. D. B. Rossi-Wngtschowski, orgs.). Instituto Oceanográfico-USP, São Paulo, p.69-81.
- PIEROTTI, R. 1988. Associations between marine birds and mammals in the northwest Atlantic ocean. In *Seabirds and other marine vertebrates: competition, predation and other interactions* (J. Burger, ed.). Columbia University Press, New York, p.31-58.
- PIRES-VANIN, A.M.S. 2008. Oceanografia de um ecossistema subtropical. EdUSP, São Paulo.
- PITMAN, R.L. & STINCHCOMB, C. 2002. Rough-Toothed Dolphins (*Steno bredanensis*) as predators of Mahimahi (*Coryphaena hippurus*). *Pac. Sci.* 56(4):447-450. <http://dx.doi.org/10.1353/psc.2002.0043>
- PITMAN, R.L. & DURBAN, J.W. 2010. Killer whale predation on penguins in Antarctica. *Polar Biol.* 33:1589-1594. <http://dx.doi.org/10.1007/s00300-010-0853-5>
- PITMAN, R.L. & DURBAN, J.W. 2011. Cooperative hunting behavior, prey selectivity and prey handling by pack ice killer whales (*Orcinus orca*), type B, in Antarctic Peninsula waters. *Mar. Mamm. Sci.* 28:16-36. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1748-7692.2010.00453.x>
- PITMAN, R.L. & BALANCE, L.T. 1992. Parkinson's Petrel Distribution and Foraging Ecology in the Eastern Pacific: Aspects of an Exclusive Feeding Relationship with Dolphins. *Condor* 94:825-835. <http://dx.doi.org/10.2307/1369280>
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. & MADUREIRA, L.S.P. 2006. O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil. EdUSP, São Paulo.
- SANTOS, M.C.O., SICILIANO, S., VICENTE, A.F.C., ALVARENGA, F.S., ZAMPIROLI, E., SOUZA, S.P. & MARANHO, A. 2010. Cetacean records along São Paulo state coast, southeastern Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 58:123-142. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592010000200004>
- SCHERER, A.L., PETERSEN, E.S., SCHUH, M.H., CRISTOFOLI, S.I., TAVARES, C.L.M., DUARTE, A., PETRY, M.V. & SANDER, M. 2010. Interação entre aves marinhas (Procellariiformes) e golfinhos-pintados-do-atlântico *Stenella frontalis* (Cetacea: Delphinidae) em águas oceânicas do sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Ornitol.* 18:234-236.

- SHEALER, D.A. 2001. Foraging behavior and food of seabirds. In Biology of marine birds (E.A. Schreiber & J. Burger, eds). CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, p.137-177.
- VAUGHN, R.L., WÜRSIG, B., SHELTON, D.S., TIMM, L.L. & WATSON, L.A. (2008). Dusky dolphins influence prey accessibility for seabirds in Admiralty Bay, New Zealand. J. Mammal. 89:1051-1058. <http://dx.doi.org/10.1644/07-MAMM-A-145.1>
- WEDEKIN, L.L., FREITAS, A., ENGEL, M.H. & SAZIMA, I. 2004. Rough-Toothed Dolphins (*Steno bredanensis*) catch diskfishes while interacting with Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) off Abrolhos Bank breeding ground, Southwest Atlantic. Aquat. Mamm. 30:327-329. <http://dx.doi.org/10.1578/AM.30.2.2004.327>
- WEST, K.L., MEAD, J.G. & WHITE, W. 2011. *Steno bredanensis* (Cetacea: Delphinidae). Mamm. Species. 43:177-189. <http://dx.doi.org/10.1644/886.1>

Received 11/05/2010

Revised 02/19/2013

Accepted 04/19/2013

Frugivory by the White-bearded Manakin (*Manacus manacus*, Pipridae) in restinga forest, an ecosystem associated to the Atlantic forest

César Cestari^{1,2,3} & Marco Aurélio Pizo²

¹Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Av. 24A, 1515, Bela Vista, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil

²Departamento de Zoologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Av. 24A, 1515, Bela Vista, CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil. <http://www.rc.unesp.br/ib/zoologia>

³Corresponding author: César Cestari, e-mail: cesar_cestari@yahoo.com.br

CESTARI, C. & PIZO, M.A. Frugivory by the White-bearded Manakin (*Manacus manacus*, Pipridae) in restinga forest, an ecosystem associated to the Atlantic forest. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn03813022013>

Abstract: Manakins (Pipridae) are one of the most abundant fruit-eaters and seed dispersers in the understory of neotropical forests. We describe the fruit diet of the White-bearded Manakin (*Manacus manacus*) based on a two-year study of its foraging behavior on fruiting plants, collecting seeds from feces and regurgitations of trapped individuals, and from lekking males' courts in restinga forests at the southern coast of the state of São Paulo, Brazil. *Manacus manacus* consumed 58 species of fruits from 30 different plant families. Fruits were taken at 3.5 ± 1.9 m height and 1.5 ± 1.6 m below the forest canopy using mainly sally-strike and glean manoeuvres. Most of the fruits were berries ranging from 3.1 to 17 mm in diameter and containing from 1 to 86 seeds. Fruits up to 12 mm in diameter were swallowed whole. Ripe and unripe fruits were equally consumed. Our results corroborate with the great variety of small fruits consumed by manakin species, and indicate that *M. manacus* is an important seed disperser, potentially contributing to recruitment of plants in restinga.

Keywords: dispersion, fruits, animal-plant interaction, seeds.

CESTARI, C. & PIZO, M.A. Frugivoria pela rendeira (*Manacus manacus*, Pipridae) em floresta de restinga, um ecossistema associado à Mata Atlântica. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn03813022013>

Resumo: Os tangarás (Pipridae) são um dos grupos de aves frugívoras e dispersoras de sementes mais abundantes em estratos baixos das florestas neotrópicas. Neste trabalho descrevemos os frutos consumidos pela rendeira (*Manacus manacus*) amostrados durante dois anos de estudo sobre o comportamento de forrageamento desta espécie em plantas frutíferas, coletando sementes de fezes e regurgitos de indivíduos capturados em rede de neblina e coletando sementes em arenas de machos que fazem lek para atração de fêmeas em áreas de restinga do litoral sul do estado de São Paulo. *Manacus manacus* consumiu 58 espécies de frutos de 30 famílias de plantas. Os frutos foram retirados a 3.5 ± 1.9 m de altura do solo e 1.5 ± 1.6 m abaixo do dossel florestal usando principalmente as manobras dos tipos sally-strike (retirada de frutos em voos curtos) e glean (retirada de frutos quando pousados em galhos). A maioria dos frutos eram bagas com diâmetros entre 3.1 a 17 mm e 1 a 86 sementes. Frutos com diâmetro até 12 mm foram engolidos inteiros. Frutos maduros e imaturos foram igualmente consumidos. Nossos resultados corroboram com a alta variedade de pequenos frutos consumidos por espécies de tangarás e indicam que *M. manacus* é um importante dispersor de sementes, sendo potencialmente importante para o recrutamento nas comunidades de plantas na restinga.

Palavras-chave: dispersão, frutos, interação animal-planta, sementes.

Introduction

Most woody plants rely on frugivores to disperse their seeds in tropical forests (Gentry 1982). The number of fruit species consumed, the patterns of fruit removal, and the seed treatment given by a frugivore may influence seed dispersal effectiveness, and, ultimately, plant recruitment (Schupp 1993, Schupp et al. 2010). Manakins (Pipridae) are small frugivorous passerines abundant in the understory of primary and secondary neotropical forests (Blake & Loiselle 2002, Loiselle et al. 2007). Manakins have broad diets, eating whole a great variety of small fruits, thus potentially exerting important role as seed dispersers (Worthington 1982, Blake & Loiselle 2002, Snow 2004).

In *restinga* forests in southeastern Brazil, an ecosystem associated to the Atlantic forest biome, the White-bearded Manakin *Manacus manacus* (Linnaeus, 1766) is one of the most common passerines. In the present study, our objective is to describe the fruit diet and fruit consumption behavior of *M. manacus* in well-preserved patches of *restinga* forests in the southern portion of São Paulo state. More specifically, we assessed: (1) the number of plant species whose fruits were eaten by *M. manacus*, (2) the ripeness and biometrics of these fruits, and (3) the fruit removal manoeuvres and fruit handling techniques used by *M. manacus*. We suggest that the broad frugivorous diet of *M. manacus* contribute to the dispersal and recruitment of a variety of plants in *restinga* forest, which is nowadays heavily impacted by urbanization (Sampaio 2005).

Material and Methods

1. Study area

The study was conducted in the lowland forests of Itanhaém (24° 10' 11.9" S and 46° 55' 32.81" W), Peruibe (24° 15' 10.81" S and 46° 55' 16.94" W), and Juréia Itatins Ecological Station (Iguape, 24° 28' 07.4" S and 47° 07' 13.17" W), in the state of São Paulo, southeastern Brazil. The regional climate is subtropical and humid. Mean annual rainfall is 2,278 mm with the rainy season occurring from October to April, and the dry season from May to September. Mean annual temperature is 21.4° C, with maximum and minimum temperatures averaging 25.8° C and 19.0° C, respectively (Tarifa 2004). Study areas are still predominantly covered by *restinga*, a structurally simple vegetation composed by halophytic herbs and shrubs growing in the vicinity of the sea, and more complex vegetation in lowland and lower mountain forests as one moved further into the continent (Sampaio 2005). The most speciose plant families in the region are Myrtaceae, Leguminosae, Rubiaceae, Melastomataceae, Lauraceae, and Annonaceae (Mamede et al. 2004). The bird community of the region includes 314 species. Tanagers (Thraupidae) and flycatchers (Tyrannidae) are the most speciose bird families (Develey 2004).

2. Bird species

Manacus manacus is a small frugivorous (15-18 g weight; 8 cm wide gape size) and lekking passerine from lowland forests in the Neotropics. It has a widespread geographic distribution from Colombia to NE Argentina, inhabiting continuous and fragmented Amazonian and Atlantic forests in Brazil (Sick 1997, Snow 2004). In *restinga*, *M. manacus* is one of the most common manakin species (other common species is the Swallow-tailed Manakin *Chiroxipha caudata*). It is sympatric with nearly 76 frugivorous bird species (C. C., pers. obs.). Secondary forests with high abundance of fruits are the preferred habitat of *M. manacus* (Snow 1962). Resident males of this species concentrate in lek areas composed by 2 to 70 oval courts of 0.15-0.9 m in diameter set on the ground of the forest wherein they display individually to attract potential mates (Snow 1962).

3. Data collection

To describe the diet of *M. manacus*, we conducted direct observations of its foraging behavior on plant species, collected seeds from feces and regurgitations of mist-netted individuals from April 2009 to March 2011, and collected seeds in 21 courts used by resident males in five lek areas from March 2010 to February 2011 in Itanhaém, Peruibe, and Iguape municipalities. The foraging behavior of *M. manacus* was characterized considering the height of the fruits eaten, the foraging manoeuvres according to Remsen Junior & Robinson (1990), and the fruit handling behavior (fruits swallowed whole or piecemeal). Considering that manakins may take several fruits during a feeding bout, we recorded only the first feeding event of individuals to quantify the species' foraging behavior. Characteristics of the fruit species such as fruit type, ripeness (assessed visually by inspecting their coloration and consistency: greenish and harder fruits were considered unripe; yellowish, darkish, and softer fruits were considered ripe), length and width (measured with a digital caliper), and number of seeds were accessed in the field. Mist-netted individuals were kept in cages with foam-lined walls for 30 min before being released, and all spontaneous regurgitated or defecated seeds collected within this period were considered a sample. Seeds collected on courts and its immediate vicinity (0.70 m² of total sampled area per court) were accumulated monthly to a final number of species per court. We considered these seeds as most likely regurgitated and defecated by *M. manacus* due the substantial time that they spent near their courts (see Cestari 2010, Cestari & Pizo 2012), although we cannot discard the possibility that some of the seeds have been deposited by other frugivores. All the seeds were identified to the lowest taxonomic level possible by comparison with a reference collection assembled during the study, and also consulting the literature and specialists. We followed the botanical nomenclature from Missouri Botanical Garden's electronic databases (www.tropicos.org).

4. Data analyses

We evaluated the degree of completeness of the fruit sampling in the diet of *M. manacus* by plotting accumulation curves of plant species consumed according to each of the methods employed to sample diet.

The monthly frequency of feeding events on ripe and unripe fruits by *M. manacus* was compared using Wilcoxon test. We employed Bioestat 5.0 (Ayres et al. 2004) for all analyses. Significance was accepted at $P \leq 0.05$.

Results

Manacus manacus consumed fruits of 49 plant species which were taken at 3.5 ± 1.9 m height (range: 0.2 – 9 m; $N = 194$) and 1.5 ± 1.6 m below the forest canopy (range: 0 – 6.5 m). Birds frequently used sally-strike (59% of foraging manoeuvres, $N = 194$) and glean (35%) manoeuvres to take fruits, followed by reach (4%) and sally-hover (2%). Fruits were preferentially swallowed whole (89%). There was no difference in monthly frequency of ingestion of ripe (54% of feeding bouts) and unripe fruits (46%) ($Z = 0.62$, $df = 24$, $P = 0.53$; Figure 1). Seeds from 21 plant species were recorded from birds held in cages, while 45 species were collected below courts of male manakins. Overall, *M. manacus* consumed fruits (mainly of the berry type) of 58 plants species and 30 plant families that contained from 0 to 86 seeds, and varied from 3.1 to 12 mm in diameter (Table 1). Species accumulation curves revealed that new species might be added to our sampling (Figure 2). Myrtaceae (10 spp.), Melastomataceae (5 spp.), and Rubiaceae were the most consumed plant families.

Table 1. Plant species with fruits consumed by *Manacus manacus* in restinga forests in southeastern Brazil. Recording methods: foraging observations of *M. manacus* (FO), seeds collected in the courts (C), seeds defecated (D) or regurgitated (R) by mist-netted individuals. Fruit types: drupe (Dr), aril (Ar), berry (Be), catkin (Ca), endocarp (En), syconium (Sy). Fruit maturation: ripe (Ri), unripe (Un). Ingestion mode: whole (W), pieces (P). Fifteen fruits of each plant species were measured. “--” indicates not collected and “SD” indicates standard deviation. We followed the botanical nomenclature from Missouri Botanical Garden’s electronic databases.

Family	Species	Registration method	Fruit type	Maturation	Length (±SD)	Width (±SD)	Number of seeds	Ingestion mode
Anacardiaceae	<i>Schinus</i> sp.	C	--	--	--	--	--	--
Annonaceae	<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	FO, C	Dr	Ri/Un	10.70 ± 0.36	6.36 ± 0.36	1.00	W
	<i>Xylopia</i> sp.	C	Ar	--	8.87 ± 0.65	6.35 ± 0.54	--	W
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. Ex Reissek	FO, C, D	Be	Ri	5.35 ± 0.47	5.36 ± 0.53	2.26	W
	<i>I. brevicaups</i> Reissek	FO	Be	Ri	4.08 ± 0.25	5.16 ± 0.25	4.06	W
	<i>I. paraguayensis</i> St. Hil.	FO, C	Be	Ri	3.99 ± 0.29	4.99 ± 0.32	3.93	W
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	FO, C, R	Be	Ri/Un	7.27 ± 0.69	9.28 ± 1.27	2.00	W
	<i>S. morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerh & Frodin.	FO, C	Be	Un	--	--	--	W
Family	Species	Registration method	Fruit type	Maturation	Length (±SD)	Width (±SD)	Number of seeds	Ingestion mode
Araceae	<i>Anthurium sellowianum</i> Kunth	FO	Dr	Un	--	--	--	W
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	C	Dr	--	--	--	1.00	--
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	C	Dr	--	--	--	1.00	--
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachia</i> Trécul.	FO	Ca	Ri	--	--	--	P
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	FO, C, R	Ar	Ri	8.74 ± 0.78	5.31 ± 0.47	1.33	W
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	C	Ar	Ri	--	--	--	W
Chlorantaceae	<i>Hedyosmium brasiliensis</i> Mart. Ex Miq.	FO, C	Be	Ri	6.28 ± 0.73	6.31 ± 0.70	3.27	W
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	FO, C, R	Ar	Ri	5.33 ± 0.47	5.57 ± 0.49	1.00	W
	<i>Doliocarpus</i> sp.	FO, C	Be	Un	15.35 ± 1.23	16.99 ± 1.52	1.53	P
Ericaceae	<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	FO, R	Be	Ri	6.43 ± 0.67	7.58 ± 0.54	7.93	W
Family	Species	Registration method	Fruit type	Maturation	Length (±SD)	Width (±SD)	Number of seeds	Ingestion mode
Erythroxilaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St. Hil.	FO, C, R	Dr	Ri	7.38 ± 0.99	4.46 ± 0.70	1.00	W
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	FO	--	--	--	--	--	W
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. Ex Baill.	FO, C	Ar	Ri	6.03 ± 0.3	4.25 ± 0.14	3.00	W
Lacistemaceae	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	FO	En	Ri	--	--	0.00	P
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	FO, C, R	Dr	Ri/Un	9.49 ± 0.47	5.37 ± 0.28	1.00	W
Lorantaceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.	FO	Dr	Ri	--	--	1.00	W
	<i>Sruthanthus</i> sp.	FO	Be	Un	2.32 ± 0.33	4.32 ± 0.53	0.86	W
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	FO	Dr	Un	5.65 ± 0.62	6.08 ± 0.72	1.00	W
Melastomataceae	<i>Miconia hymenonervia</i> (Raddi) Cogn.	FO, C	Be	Ri/Un	3.55 ± 0.21	4.0 ± 0.35	1.00	W
	<i>M. ridigiuscula</i> Cogn.	FO, C, D	Be	Ri/Un	3.20 ± 0.37	3.54 ± 0.29	2.46	W

Table 1. Continued...

Family	Species	Registration method	Fruit type	Maturation	Length (±SD)	Width (±SD)	Number of seeds	Ingestion mode
Meliaceae	<i>M. cubatanensis</i> Hoehne	FO, C	Be	Ri/Un	3.66 ± 0.41	5.66 ± 0.87	3.53	W
	<i>Miconia</i> sp.	FO	Be	Un	7.48 ± 0.46	6.15 ± 0.47	38.00	W
	<i>Ossaea</i> sp.	FO, C, R	Be	Ri	3.49 ± 0.41	4.71 ± 0.92	1.67	W
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	FO, C	Ar	Ri	12.59 ± 2.55	7.26 ± 0.89	--	W
	<i>Ficus enornis</i> (Mart. ex. Miq.) Miq.	FO, D	Sy	Ri	12.53 ± 0.97	11.99 ± 0.95	86.20	W
Moraceae	<i>Rapanea parviflora</i> (A. DC.) Mez	FO, C, R	Dr	Ri/Un	4.80 ± 0.25	4.48 ± 0.24	1.00	W
	<i>R. ferruginea</i> (Ruiz & Pav.)	FO, C, R	Dr	Ri/Un	3.25 ± 0.17	3.12 ± 0.19	1.00	W
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	FO, C, R	Be	Ri	5.08 ± 0.68	5.49 ± 0.52	1.72	W
	<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	FO, C, R	Be	Ri	5.72 ± 0.49	6.49 ± 0.83	2.27	W
	<i>Calyptanthus</i> sp.	C	--	--	--	--	--	--
Family	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	FO, C	Be	Ri	7.23 ± 0.69	6.9 ± 0.75	3.56	W
Family	Species	Registration method	Fruit type	Maturation	Length (±SD)	Width (±SD)	Number of seeds	Ingestion mode
Nyctaginaceae	<i>E. sulcata</i> Spring	FO, C, R	Be	Ri	7.08 ± 1.08	8.92 ± 1.55	1.00	W
	<i>E. umbelliflora</i> O. Berg.	FO, C	Be	Ri/Un	13.15 ± 2.27	8.47 ± 1.21	1.00	W
	<i>Myrcia bicarinata</i> (O. Berg) D. Legrand	FO, C	Be	Un	5.66 ± 0.60	6.84 ± 0.85	1.81	W
	<i>Myrcia</i> sp.	C	Be	--	--	--	--	--
	<i>Pimenta cf pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	FO, C, R	Be	Un	6.62 ± 0.68	5.28 ± 0.72	1.13	W
Pentaphyllaceae	<i>Siphonogena guilfoyleana</i> C. Proença	FO, C	Be	Ri	3.93 ± 0.47	4.31 ± 0.45	3.36	W
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	FO, C, R	Dr	Ri	7.36 ± 0.94	5.11 ± 0.56	1.00	W
	<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	FO, C, R	Ar	Ri	7.97 ± 0.28	3.84 ± 0.30	5.10	W
	<i>Chiococa alba</i> (L.) Hitchc.	FO, C, R	Be	Ri	6.80 ± 0.60	6.28 ± 0.67	1.80	W
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	FO, C, R	Dr	Ri	5.61 ± 0.38	5.92 ± 0.6	1.00	W
Family	Species	Registration method	Fruit type	Maturation	Length (±SD)	Width (±SD)	Number of seeds	Ingestion mode
Santalaceae (Viscaceae)	<i>Psychotria</i> sp.	FO, C	Be	Ri	6.61 ± 0.49	6.07 ± 0.65	126	W
	<i>Psychotria</i> sp. 2	FO, C	Be	Ri	7.06 ± 1.19	7.04 ± 0.64	4.00	W
	<i>Rudgea</i> sp.	FO, C, R	Be	Ri	8.86 ± 0.96	7.91 ± 0.59	2.00	W
Sapindaceae	<i>Phoradendron</i> sp.	FO, C	Be	Ri	1.88 ± 0.11	2.78 ± 0.14	1.00	W
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	C, R	Ar	Ri	9.2 ± 0.79	6.69 ± 0.24	1.00	W
Smilacaceae	<i>Smilax rufescens</i> Griseb.	FO, C	Be	Ri	7.51 ± 0.63	7.95 ± 1.26	1.93	W
	<i>Paulinia</i> sp.	FO, C, R	Ar	Ri	6.02 ± 0.72	6.33 ± 0.69	1.00	W
Symlocaceae	<i>Symplocos variabilis</i> Mart.	FO	Be	Ri	5.20 ± 0.35	3.87 ± 0.28	--	W
	Unidentified sp. 1	--	--	--	6.04 ± 0.40	5.50 ± 0.32	--	W

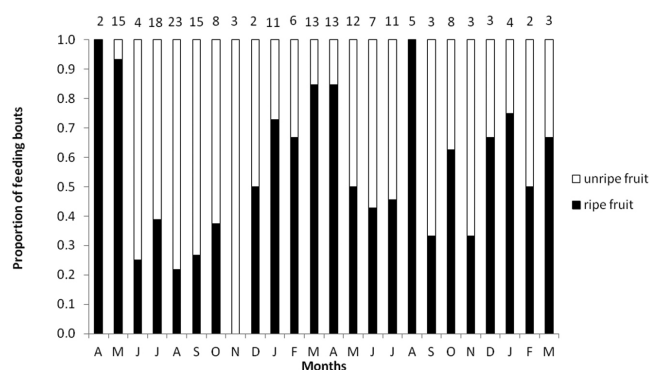


Figure 1. Monthly proportion of feedings on ripe and unripe fruits by *Manacus manacus* in *restinga* forests from southeastern Brazil. Data were collected from April 2009 to March 2011. Numbers above bars indicate the total number of feeding events at each month.

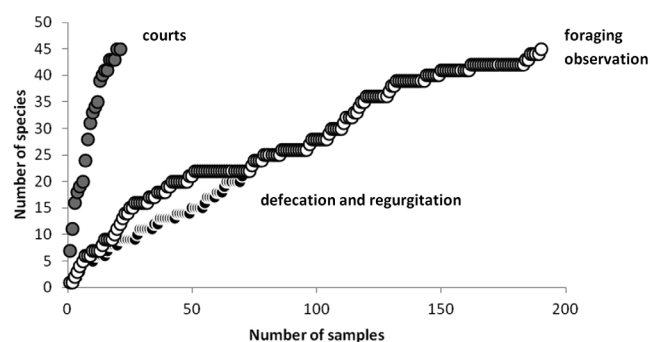


Figure 2. Accumulation curves of the number of plant species eaten by *Manacus manacus* in *restinga* forests from southeastern Brazil. Samples vary according to the method used (i.e., number of plants observed during bird foraging observations, number of defecations or regurgitations collected from caged birds, and number of courts inspected for seeds).

Discussion

Although forests may differ markedly in plant species diversity and researchers may use different sampling methods to collect data on bird diets, our results focused on the fruit diet of *M. manacus* in *restinga* forests corroborated data from other studies that showed a great variety of fruits consumed by manakin species in the understory of neotropical forests. We recorded 58 species of plants consumed by *M. manacus* and more plant species will likely be added if we continued sampling. Snow (1962) recorded 105 species of fruits consumed by *M. manacus* in Trinidad Island. Worthington (1982) recorded at least 62 species of plants whose fruits were fed by Golden-collared Manakin *Manacus vitellinus* (Gould, 1843) and Red-capped Manakin *Pipra mentalis* (P.L. Sclater, 1857) in Barro Colorado Island. Loiselle et al. (2007) recorded seeds of 70 and 39 plant species in feces of *P. mentalis* and White-ruffed Manakin *Corapipo altera* (P.L. Sclater, 1863), respectively, in Costa Rica, plus seeds of 49 plant species in feces of Blue-crowned Manakin *Lepidothrix coronata* (Spix, 1825), 27 plant species for Golden-headed Manakin *Pipra erythrocephala* (Linnaeus, 1758), 33 plant species for Wire-tailed Manakin *P. filicauda* (Spix, 1825), and 44 plant species for White-crowned Manakin *P. pipra* (Linnaeus, 1758) in Ecuador.

Manacus manacus and other manakins have a wide gape in relation to their body size, which allows them to swallow whole fruits that cannot be swallowed by larger birds such as some tanagers (Snow 1962). In our study, *M. manacus* had no difficulty to swallow fruits up

to 12 mm width; fruits up to 16 mm width (e.g., *Coussarea paniculata* M. Vahl Standl.) were swallowed by this species in Trinidad (Snow 1962). *Manacus manacus* was also recorded consuming all types of available fruits, including unripe ones. According to Levey (1987a), the less rigorous fruit selection by manakins may be a consequence of their fruit-handling technique and foraging manoeuvres that enable them to swallow fruits whole in such a way that does not permit the detection of fruit taste once birds rarely come into contact with any part of a fruit except skin surface. Additionally, manakins apparently do not suffer negative effects of toxic secondary compounds usually present in unripe fruits. Foster (1977) recorded a high frequency of unripe fruits eaten by the Long-tailed Manakin (*Chiroxiphia linearis*) during a period of fruit scarcity in Costa Rica, and detected no difference in the body mass of individuals between periods of normal availability and scarcity of ripe fruits.

From the bird's perspective, the gulper behavior of manakins may be disadvantageous because birds accumulate seeds in their guts (Levey 1987b). However, because their high metabolic rate (see Barske et al. 2011), studies indicated that some manakins (including *Manacus* spp.) evolved behavioral and physiological adaptations such as rapid passage of fruits (and seeds) through their guts, high assimilation of nonstructural carbohydrates, selective regurgitation, and rapid elimination of bulky seeds that allow them to ingest a high rate of fruits compared to larger birds (see Worthington 1989). In another study, we estimated an average of four defecations (or regurgitations) containing 1.3 seeds per defecation (or regurgitation) at each 5 min (Cestari & Pizo 2013). This defecation rate is relatively high even compared with other manakin species (Worthington 1989).

In conclusion, the consumption of fruits of a great variety of plant species and, judging by other manakin species (Loiselle et al. 2007), the gentle treatment of ingested seeds makes *M. manacus* a prominent seed disperser in *restinga* forests, an ecosystem often degraded by urban expansion for which restoration efforts are urgently needed. As an abundant species that disperse a variety of seeds and move widely through *restinga* forests (Cestari & Pizo 2013), *M. manacus* is an important helper of restoration efforts.

Acknowledgements

We are grateful to Ílson L. Prado, Rubens R. do Prado, Sr. Plínio and all the staff of Juréia Ecological Station. We thank Rodrigo Tsuji for helping in identification of plant species and two anonymous reviewers. CC and MAP receive research grants from the Brazilian Research Council (CNPq). FAPESP (proc. No. 2009/17577-3) provided financial support to buy materials used on the field. CAPES (proc. No. 9729-11-9) supported the stay of CC in USA as part of PhD sandwich program.

References

- AYRES, M.M., AYRES, J.R., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2004. BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq, Conservation International, Belém.
- BARSKE, J., FUSANI, L., WIKELSKI, M. & SCHLINGER, B. 2011. Heart rate as an index of increased metabolic output in a bird with a complex courtship display. *Integr. Comp. Biol.* 51(suppl 1):e6.
- BLAKE, J.G. & LOISELLE, B.A. 2002. Manakins (Pipridae) in second-growth and old-growth forests: Patterns of habitat use, movement, and survival. *Auk* 119(1):132-148.
- CESTARI, C. 2010. Anting behavior by the White-bearded Manakin (*Manacus manacus*, Pipridae): na example of functional interaction in a frugivorous lekking bird. *Biota Neotrop.* 10:339-342. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400038>

- CESTARI, C. & PIZO, M.A. 2012. Lek phenology of the White-bearded Manakin (*Manacus manacus*, Pipridae) in a subtropical region. *J. Nat. Hist.* 46:2999-3009. <http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2012.727485>
- CESTARI, C. & PIZO, M.A. 2013. Seed dispersal by the lek-forming white-bearded manakin (*Manacus manacus*, Pipridae) in the Brazilian Atlantic forest. *J. Trop. Ecol.* In press.
- DEVELEY, P. 2004. As aves da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In *Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna* (O.A.V. Marques & M. Duleba, eds.). Holos, Ribeirão Preto, p.278-295.
- FOSTER, M.S. 1977. Ecological and nutritional effects of food scarcity on a tropical frugivorous bird and its fruit source. *Ecology* 58(1):73-85. <http://dx.doi.org/10.2307/1935109>
- GENTRY, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant-species diversity. *Evol Biol.* 15:1-85. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1
- LEVEY, D.J. 1987a. Sugar-tasting ability and fruit selection in tropical fruit-eating birds. *Auk* 104:173-179.
- LEVEY, D.J. 1987b. Seed size and fruit-handling techniques of avian frugivores. *Am. Nat.* 129(4):471-485. <http://dx.doi.org/10.1086/284652>
- LOISELLE, B., BLENDINGER, P.G., BLAKE, J. & RYDER, T.B. 2007. Ecological redundancy in seed dispersal system: a comparison between manakins (Aves:Pipridae) in two tropical forests. In: *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. (A.J. Dennis, E.W. Schupp, R. Green, & D.W. Westcott, eds.). CABI Publishing, Wallingford, p.178-195.
- MAMEDE, M.C.H., CORDEIRO, I., ROSSI, L., MELO, M.M.R.F. & OLIVEIRA, R.J. 2004. Mata Atlântica. In *Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna* (O.A.V. Marques & M. Duleba, eds.). Holos, Ribeirão Preto, p.115-132.
- REMSEN JUNIOR, J.V. & ROBINSON, S.K. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. *Stud. Avian Biol.* 13:144-160.
- SAMPAIO, D. 2005. Restinga. In *Árvores da restinga: guia de identificação* (D. Sampaio, V.C. Souza, A.A. Oliveira, J., Paula-Souza & R.R. Rodrigues, eds). Neotrópica, São Paulo, p.25-30.
- SCHUPP, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 108(1):15-29.
- SCHUPP, E.W., JORDANO, P. & MARIA GOMEZ, J. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytol.* 188:333-353. PMID:20673283. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03402.x>
- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SNOW, D. 1962. A field study of the Black and White Manakin, *Manacus manacus*, in Trinidad. *Zoologica*. 47:65-104.
- SNOW, H. 2004. Family Pipridae (Manakins). In *Handbook of the Birds of the World: Cotingas to Pipits and Wagtails*. (J. del Hoyo, A., Elliot & D.A. Christie, eds). Lynx Editions, Barcelona, p.110-169.
- TARIFA, J.R. 2004. Unidades climáticas dos maciços litorâneos da Juréia-Itatins. In *Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna* (O.A.V. Marques & M. Duleba, eds). Holos, Ribeirão Preto, p.42-50.
- WORTHINGTON, A. 1982. Population size and breeding rhythms of two species of manakins in relation to food supply. In *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes* (E.G. Leigh Junior, A.S. Rand & D.M. Widson, eds). Smithsonian Institution Press, Washington, p.213-225.
- WORTHINGTON, A.H. 1989. Adaptations for avian frugivory: assimilation efficiency and gut transit-time of *Manacus vitellinus* and *Pipra mentalis*. *Oecologia* 80:381-389. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00379040>

Received 11/13/2012

Revised 05/29/2013

Accepted 06/24/2013

Scorpion diversity in two types of seasonally dry tropical forest in the semi-arid region of Northeastern Brazil

Rodrigo Felipe Rodrigues Carmo¹, Heyde Polyana Amorim¹ & Simão Dias Vasconcelos^{1,2}

¹Department of Zoology, Federal University of Pernambuco – UFPE,
Av. Professor Moraes Rego, CEP 50670-420, Recife, PE, Brazil

²Corresponding author: Simão Dias Vasconcelos, e-mail: simaovasconcelos@yahoo.com.br

CARMO, R.F.R., AMORIM, H.P. & VASCONCELOS, S.D. **Scorpion diversity in two types of seasonally dry tropical forest in the semi-arid region of Northeastern Brazil.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn03113022013>

Abstract: Knowledge on arthropod assemblages in the Brazilian semideciduous dry forest (*caatinga*) is scarce, despite the increasing exposure to degradation due to human activities such as logging and intensive agriculture. We performed a short-term survey on the diversity of scorpions in two types of *caatinga* (hipoxerophytic and hiperxerophytic) in Pernambuco State, Northeastern Brazil. A combination of active collection and pitfall traps was used to sample soil scorpions. Six species belonging to two families were registered: *Bothriurus asper*, *Bothriurus rochai* (Bothriuridae), *Tityus stigmurus*, *Tityus pusillus*, *Rhopalurus rochai* and *Ananteris franckei* (Buthidae). There was no significant difference in the richness and the abundance of scorpions in the two types of *caatinga*. *Bothriurus asper* was the most abundant species in both environments. Regarding constancy, all species were classified as accidental.

Keywords: Arachnida, *caatinga*, conservation, Pernambuco, *Scorpiones*.

CARMO, R.F.R., AMORIM, H.P. & VASCONCELOS, S.D. **Diversidade de escorpiões em dois tipos de floresta tropical sazonalmente seca na região semiárida do nordeste do Brasil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn03113022013>

Resumo: O conhecimento sobre assembleias de artrópodos na floresta seca semidecídua brasileira (*caatinga*) é escasso apesar de sua crescente exposição à degradação devido a atividades humanas como agricultura intensiva e desmatamento. Foi realizada uma pesquisa de curta duração sobre a diversidade de escorpiões em dois tipos de *caatinga* (hipoxerófila e hiperxerófila) no Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. Uma combinação de coleta ativa e armadilhas de queda foi usada para amostrar os escorpiões de solo. Seis espécies pertencentes a duas famílias foram registradas: *Bothriurus asper*, *Bothriurus rochai* (Bothriuridae), *Tityus stigmurus*, *Tityus pusillus*, *Rhopalurus rochai* e *Ananteris franckei* (Buthidae). Não houve diferença significativa na riqueza e abundância de escorpiões nos dois tipos de *caatinga*. *Bothriurus asper* foi a espécie mais abundante em ambos os ambientes. Quanto à constância, todas as espécies foram classificadas como acidentais.

Palavras-chave: Arachnida, *caatinga*, conservação, Pernambuco, *Scorpiones*.

Introduction

The seasonally dry tropical forest located in the semi-arid region of Brazil, known as *caatinga*, is the least studied of all Brazilian biomes. It covers an estimated area of $6-9 \times 10^5 \text{ km}^2$ and corresponds to *ca.* 10% of the Brazilian territory (Figure 1). It is characterized by semi-arid climate, high potential evapotranspiration throughout the year ($1,500-2,000 \text{ mm}^{-1}$), and low and erratic rainfall (Sampaio 1995). Droughts are frequent – in 2012 the region experienced the most severe drought in the last decades, which poses challenges to the local biota and also to human populations (Organização... 2013). The climate, geomorphology, and vegetation of the *caatinga* are very heterogeneous, which may respond for marked differences in local biological communities (Andrade-Lima 1981).

Biodiversity conservation in the *caatinga* is hindered by the fragile efforts to create a system of protected natural areas (it currently covers 0.87% of the *caatinga*) and by intensive economic activities that can degrade large portions of this ecosystem (Santos & Tabarelli 2002). Protection of local biodiversity is further threatened by the scarcity on ecological data on native species, particularly invertebrates, so that the actual richness of terrestrial arthropod species is likely to be underestimated. Also, observations on the ecology and geographical distribution of cryptic species, such as scorpions, frequently lack empirical support. Considering that the composition of arachnid assemblages can be influenced by the degree of human activity and also by the size of forest fragments (Miyashita et al. 1998, Shochat et al. 2004), it is unclear how these features may affect scorpion diversity.

The Order Scorpiones comprises approximately 1,500 species distributed worldwide, of which approximately 50% have been registered in the Neotropical region (Porto et al. 2010). So far, 130 species have been described in Brazil, of which 22 species belonging to two families are believed to occur in the *caatinga* biome (Porto et al. 2010).

In this context, we performed a short-term inventory on scorpion diversity in forest fragments in the *caatinga*. Specifically we aimed to: **i)** compare the diversity of species in forest fragments with different levels of aridness, vegetation cover and proximity to human settlements; and **ii)** infer about the presence of medically important scorpions and the conservation status of local species. We tested the hypothesis that the scorpion assemblage would differ in the two types of *caatinga* due to differences in biotic characteristics such as relative humidity, overall temperature and rainfall pattern.

Material and Methods

This study was performed in two areas in the State of Pernambuco, Northeastern Brazil (Figure 1) differentiated mostly by size, vegetation cover, rainfall pattern and land use, and separated from each other by approximately 275 km. The fragment of hipoxerophytic *caatinga* (40 ha, 554 m of altitude) is located *ca.* 5 km from the municipality of Caruaru ($8^{\circ}15'S$; $35^{\circ}58'W$, pop. 325,000), where services and industries are the main economic activities. It is characterized by mean temperature of 22.5°C , annual rainfall of 610 mm, shallow and moderately drained soils. The diverse vegetation consists of a mixture of xeric and mesic species and includes shrubs, native and introduced trees and occasionally subsistence crops. Surrounding human activities include agriculture, livestock (cattle) and wood extraction. The degree of conservation and protection from human presence is moderate, as the neighboring area is inhabited. Severe droughts rarely last over a year due to the proximity of rainforest enclaves.

The fragment of hiperxerophytic *caatinga* (820 ha, altitude of 440 m) was located *ca.* 30 km from the municipality of Serra Talhada ($7^{\circ}57'S$ and $38^{\circ}22'W$, pop. 80,000), whose economic activity is based on agriculture. It is characterized by mean temperature of 25.2°C (easily reaching over 40°C) and annual rainfall of 430 mm; soils are shallow with limited water retention. Vegetation is composed of xeric shrub species, with the predominance of Cactaceae

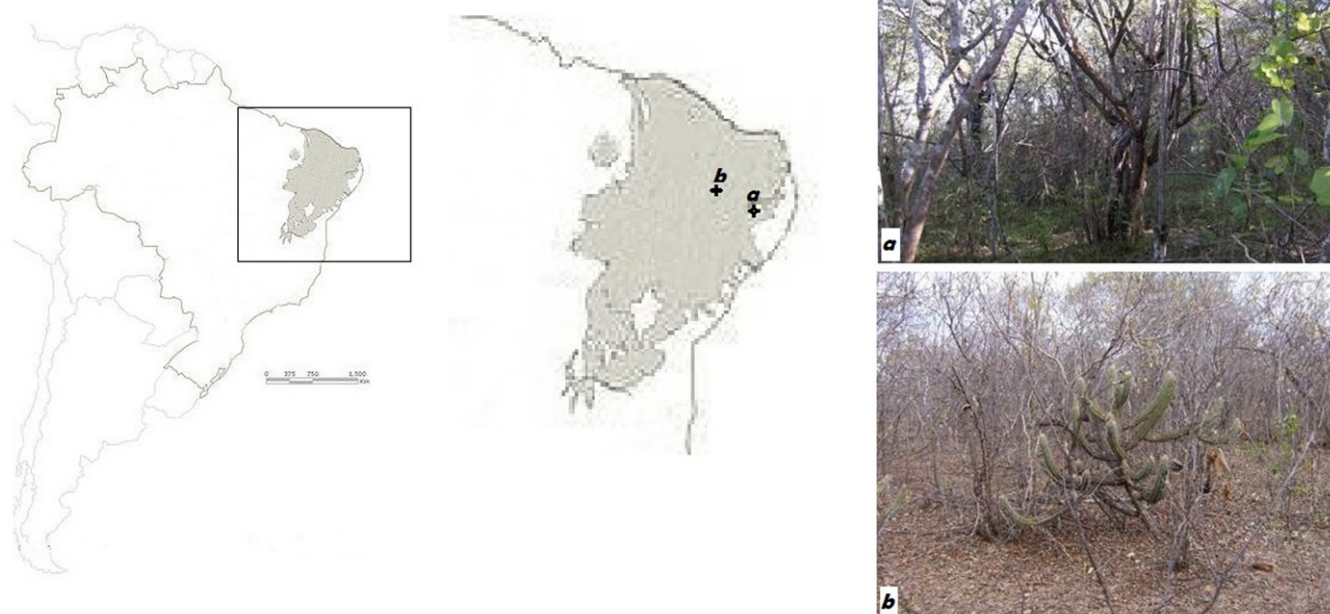


Figure 1. Location of the caatinga, Northeastern Brazil, with emphasis on the sampling sites: (a) hipoxerophytic caatinga and (b) hiperxerophytic caatinga.

and sparsely distributed trees (e.g., Fabaceae, Anacardiaceae). Surrounding activities include livestock (goats, pigs). The degree of conservation and protection from human presence is high, as its owner uses the property for ecological restoration and environmental education projects. Droughts are cyclic and last 3-7 years.

Sampling was performed in December 2009 (dry season) and in April 2010 (rainy season). Two collecting methods were used: active collection and pitfall traps. For logistical reasons, active collection was performed during the day, by carefully searching on microhabitats such as under logs, stones, crevices on the soil, and others. Each sample consisted of a 30 minutes collection performed in areas separated from one another by at least 500 m. A total of 16 samples were performed in each area, on different days. Pitfall traps consisted of 500 mL plastic cups buried at soil level, containing 200 mL of 70% alcohol. Traps were displayed in a 7 × 7 arrangement, with each trap separated equidistantly from one another by 10 m. Each 7 × 7 grid corresponded to one sample. Pitfall traps were left in the field for 216 hours, and were emptied at every 48 hours, with replacement of alcohol. Three independent areas (replicates) separated from one another by at least 500 m were chosen in each forest type and were sampled by both methods in each season. Scorpions were stored in glass vials containing 70% alcohol and identified using the taxonomical keys of Lourenço (2002) and Souza et al. (2009).

For each scorpion species the abundance, dominance and constancy were estimated. Constancy was calculated as follows: $C = (p \times 100)/N$, where C = constancy in % for each species; p = number of samples in which the species is present; N = total number of samples. Species were classified as constant (when present in > 50% of samples), accessory (present in 25% to 50%) or rare (<25% of samples). Dominance was calculated following Palissa et al. (1979) as $D\% = (i/t) \times 100$, where: i = abundance of species A and t = total abundance. In this case, species were classified as eudominant (when dominance was higher than 10%), dominant ($5\% < D \leq 10\%$), subdominant ($2\% < D \leq 5\%$), recessive ($1\% < D \leq 2\%$) or rare ($D < 1\%$). Shannon-Wiener's diversity index was calculated for each type of caatinga. Differences in the abundance between the two fragments and between dry and rainy seasons were calculated using a Chi-square test, with 5% significance level.

Results and Discussion

Six species belonging to two families were registered throughout the trial: *Bothriurus asper* Pocock, 1893, *Bothriurus rochai* Mello-Leitão, 1932 (Bothriuridae), *Ananteris franckei* Lourenço, 1982, *Rhopalurus rochai* Borelli, 1910, *Tityus pusillus* Pocock, 1893 and *Tityus stigmurus* (Thorell, 1876) (Buthidae). Because of the low abundance registered throughout the experiment, collections from dry and rainy season are shown together (Table 1). Low abundances

have been a common feature of scorpion populations in Brazil when pitfall traps were the only capture method used. For example, in a 24 month study performed in a *caatinga* fragment, Araújo et al. (2010) recorded only 104 individuals of four species, all of which are reported here. Also, Dias et al. (2006) reported only 72 specimens belonging to four species in an urban rainforest fragment in Northeastern Brazil.

The richness varied little between the hiperxerophytic and the hipoxerophytic *caatinga* (4 and 6 species, respectively). Overall, *B. asper* was the most abundant species reaching 45.0% of individuals (Table 1). Seasonal scorpion abundance varied differently in the two xeric fragments: while no difference in the number of adults was observed between the dry and the rainy season in the hipoxerophytic *caatinga* ($\chi^2 = 2.81$, d.f. = 1; $P > 0.05$), scorpion abundance was higher in the rainy season in the hiperxerophytic *caatinga* ($c^2 = 29.33$ d.f. = 1; $P > 0.05$). In the highly unpredictable weather conditions of the hiperxerophytic *caatinga*, rapid growth of vegetation following rainfall is associated with an increase in the abundance of insects (Araújo et al. 2010, Vasconcellos et al. 2010), which are the main component in the diet of scorpions.

Overall abundance was higher in the hipoxerophytic *caatinga* ($c^2 = 4.41$; $P < 0.05$), which is due to higher number of individuals of the species *B. rochai* and *R. rochai* collected in that biome. All species from both hipoxerophytic and hiperxerophytic *caatinga* were classified as accidental. This explained by the fact that most pitfall traps contained no individuals. Regarding dominance, *Bothriurus asper* was eudominant in both fragments. The low numbers of captured individuals may result from the lack of nocturnal collection or from biological and ecological features of the taxa, such as low fecundity and the cryptic habit of many species (Polis 1990). Also, several species seem to exhibit a spatially-limited foraging behavior that limits their capture in pitfall traps. Diversity indices were low to moderate and varied little between the two types of *caatinga* ($H' = 2.12$ for the hipoxerophytic and $H' = 1.63$ for the hiperxerophytic *caatinga*). No marked differences were observed between the two fragments, although *T. stigmurus* was found only in the hipoxerophytic fragment.

Of the six species registered, *Tityus stigmurus* is the only one involved in lethal accidents in Pernambuco (Brasil 2009). This species is known to occur in several biomes in the Northeastern region (Porto et al. 2012). The remaining species have not yet been involved in serious accidents to human populations, although recently, *T. pusillus* was registered causing envenomation symptoms in Northeastern Brazil (Albuquerque et al. 2009). Also, reports of stings by *R. rochai* have been documented by local farmers in the *caatinga* (personal observation).

The number of accidents involving scorpions has risen 110% in six years in Northeastern Brazil, where 46.5% of all scorpionism cases in the country were registered (Brasil 2011). The medical

Table 1. Diversity, abundance (N), constancy (C) and dominance (D) of scorpions in two types of forest fragments in the Brazilian *caatinga*. RF = relative frequency.

Species	Hipoxerophytic			Hiperxerophytic			Total	RF (%)
	N	C	D	N	C	D		
<i>Ananteris franckei</i>	4	Accidental	Dominant	1	Accidental	Recessive	5	4.6
<i>Bothriurus asper</i>	21	Accidental	Eudominant	28	Accidental	Eudominant	49	45.0
<i>Bothriurus rochai</i>	4	Accidental	Dominant	15	Accidental	Eudominant	19	17.4
<i>Rhopalurus rochai</i>	4	Accidental	Dominant	22	Accidental	Eudominant	26	23.9
<i>Tityus pusillus</i>	2	Accidental	Subdominant	0	-	-	2	1.8
<i>Tityus stigmurus</i>	8	Accidental	Eudominant	0	-	-	8	7.3
Total	43			66			109	100
RF (%)	39.4			60.6			100	

Table 2. Scorpion species collected in the *caatinga*, related to their medical importance, conservation status and previous record on their environmental distribution. UZ = urban zone, CA = *caatinga*, CE = *cerrado*, RF = rainforest, AM = Amazon forest, AG = agro-ecosystems, OI = Oceanic Island.

Species	Medical Importance	Conservation and/or Invasive Status	Environmental Distribution
<i>Ananteris franckei</i>	Low	Not endangered, despite low populations in the field	CA, RF
<i>Bothriurus asper</i>	Low	Not endangered, usually dominant in xeric environments	CA, CE, RF, AG
<i>Bothriurus rochai</i>	Low	Not endangered	CA, CE, RF, UZ
<i>Rhopalurus rochai</i>	Low	Not endangered; species with some degree of environmental plasticity	CA, CE, RF, UZ AG
<i>Tityus pusillus</i>	Moderate	Not endangered	CA, RF, UZ
<i>Tityus stigmurus</i>	High	Not endangered; species with increasing geographical range, in close contact with human populations	CA, CE, RF, UZ, OI

Sources: Lourenço (2002), Dias et al. (2006), Albuquerque et al. (2009), Brasil (2009) and Araújo et al. (2010).

relevance of scorpions in the *caatinga* is heightened considering that local population is mostly involved in agricultural activities, usually performed without protection such as gloves and boots. Recent studies suggest that the frequency of accidents may be higher than what it is compiled in medical records, due to sub-notification. For instance, almost 80% of farmers based in Tacaratu, a municipality located in the hiperxerophytic *caatinga*, claim to have been stung by scorpions, despite the low notification in the surrounding hospitals (Lima & Vasconcelos 2006). The low toxicity of the venom of local species justifies the scarcity of hospital registers. However, the use of inadequate treatment based on popular knowledge and religious beliefs – which include healing rituals and the use of herb extracts – are popular in the *caatinga* and may produce undesirable side effects (Lima & Vasconcelos 2006).

So far, no scorpion species has been included in the Brazilian National Red List for conservation (Table 2). However, that does not exclude longer-term risks to the species, as alterations in the natural landscape include roads, city development and replacement of native vegetation with agricultural crops, among others. Although the criteria for listing a given species as endangered (including population reduction, limited geographical range, among others) are mostly applied for vertebrates, Cardoso et al. (2010) claim that several taxa, such as arachnids, are likely to be excluded from conservation priorities due to peculiarities of their populations and the limited ecological data. These shortfalls include limited knowledge on the distribution, population changes in space and time and on the species's sensitivity to habitat changes (Cardoso et al. 2010).

While it is early to infer about pressures for population reduction of the species registered here, Porto et al. (2010) performed a comprehensive study on scorpion diversity in the neighbor state of Bahia and concluded that three species, *Tityus kuryi*, *Rhopalurus lacrau* and *Troglophopalus translucidus* should be included in the “vulnerable” category, given their endemism, restricted distribution, and exposure to human presence. On the other hand, some opportunistic species could even be benefitted by a moderate degree of anthropogenic actions. For example, *Tityus stigmurus* seems to be expanding its geographical distribution; besides being recorded in urban zones, rainforest, *cerrado* and *caatinga*, it has been found in oceanic islands in Brazil, a fact that poses interesting questions on human mediated dispersal of medically important species (Freitas & Vasconcelos 2008). *T. stigmurus* has been recorded with increasing frequency in urban environments in Northeastern Brazil and caused 42 deaths in Pernambuco state in the 2000-2010 period (Brasil 2011).

Lourenço (2002) argues that the diversity of scorpions in Brazil is relatively poor. So far, only 13 species have been registered in Pernambuco State: *Ananteris franckei*, *A. mauryi*, *Bothriurus asper*,

B. rochai, *Isometrus maculatus*, *Physoctonus debili*, *Rhopalurus agamemnon*, *R. rochai*, *Tityus anneae*, *T. brazilaie*, *T. neglectus*, *T. pusillus* and *T. stigmurus* (Albuquerque et al., 2009). The diversity of scorpions recorded here is considered to be high given the fact that the survey was carried out in one of the driest areas of the *caatinga* biome, for a short period. It is possible that unknown species are described if more exhaustive field collections are accomplished, as evidenced by the recent description of *Tityus alba* in Northeastern Brazil (Candido et al. 2005).

The dearth of ecological and behavioral studies in the *caatinga* and the peculiarities of this biome raise interesting questions regarding the survival and dispersal in long periods of drought. Results presented here confirm the strong association of scorpion species to xeric environments and suggest that, so far, the composition and structure of scorpion assemblages does not vary markedly in conserved fragments of different phytophysiognomies. It is early to affirm that local species are experiencing a major risk of extinction, but given the rate of human mediated changes to which several areas of the *caatinga* have been recently exposed, endemic species should be the priority target for long-term ecological and behavioral studies.

Acknowledgements

We thank CNPq (Ministry of Science and Technology, Brazil) for the scholarship to the first author, Mr. Homembom Magalhaes for access to the experimental area, and Joao Aleixo, Rivaneide Matias and Renata Akemi for logistical support. The corresponding author has a productivity grant from CNPq.

References

- ALBUQUERQUE, C.M.R., PORTO, T.J., AMORIM, M.L. & SANTANA NETO, P.L. 2009. Escorpionismo por *Tityus pusillus* Pocock, 1893 (Scorpiones; Buthidae) no Estado de Pernambuco. Rev. Soc. Bras. Med. Trop. 42:1-3. <http://dx.doi.org/10.1590/S0037-86822009000200023>
- ANDRADE-LIMA, D. 1981. The Caatingas Dominion. Rev. Bras. Bot. 4:149-163.
- ARAÚJO, C.S., CANDIDO, D.M., ARAÚJO, H.F.P., DIAS, S.C. & VASCONCELLOS, A. 2010. Seasonal variations in scorpion activities (Arachnida: Scorpiones) in an area of Caatinga vegetation in Northeastern Brazil. Zoologia 27:372-376. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702010000300008>
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Epidemiológica. 2009. Manual de controle de escorpiões. Brasília.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. 2011. Sistema de Informação de Agravos de Notificação. http://portalsaude.saude.gov.br/portalsaude/arquivos/obitos_escorpioes_br_gd_reg_2000_2011.pdf (último acesso em 29/12/2012).

- CANDIDO, D.M., LUCAS, S., SOUZA, C.A.R., DIAZ, D. & LIRA-DA-SILVA, R.M. 2005. Uma nova espécie de *Tityus* C.L. Koch, 1836 (Scorpiones, Buthidae) do estado da Bahia, Brasil. *Biota Neotr.* 5:193-200. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000200018>
- CARDOSO, P., ERWIN, T.L., BORGES, P.A.V. & NEW, T.R. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Cons.* 144:2647-2655. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>
- DIAS, S.C., CANDIDO, D.M. & BRESOVIT, A.D. 2006. Scorpions from Mata do Buraquinho, João Pessoa, Paraíba, Brazil, with ecological notes on a population of *Ananteris mauryi* Lourenço (Scorpiones, Buthidae). *Revta. Bras. Zool.* 23:707-710. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000300014>
- FREITAS, G.C.C. & VASCONCELOS, S.D. 2008. Scorpion fauna of the island of Fernando de Noronha, Brazil: first record of *Tityus stigmurus* (Thorell, 1877) (Arachnida, Buthidae). *Biota Neotr.* 8:235-237.
- LIMA, K.E. & VASCONCELOS, S.D. 2006. Acidentes com animais peçonhentos: um estudo de caso com agricultores de Tacaratu, sertão de Pernambuco. *Sitient. Ciên. Biol.* 6:138-144.
- LOURENÇO, W.R. 2002. Scorpions of Brazil. Les Éditions de l'If, Paris.
- MIYASHITA, T., SHINKAI, A. & CHIDA, T. 1998. The effect of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biol. Cons.* 86:357-364. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00025-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00025-1)
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. 2013. Pior Seca dos últimos 50 anos no nordeste brasileiro confirma estatística da ONU sobre escassez. <http://www.onu.org.br/pior-seca-dos-ultimos-50-anos-no-nordeste-brasileiro-confirma-estatisticas-da-onu-sobre-escassez/> (último acesso em 03/05/2013).
- PALISSA, A.E., WIEDENROTH, M. & KLIMT, K. 1979. Anleitung zum ökologischen Geländepraktikum. Wissenschaftliches Zentrum der Pädagogischen Hochschule Potsdam, Potsdam, 186p.
- POLIS, G.A. 1990. The Biology of Scorpions. Stanford University Press, Stanford.
- PORTO, T.J., BRAZIL, T.K. & LIRA-DA-SILVA, R.M. 2010. Scorpions, state of Bahia, Northeastern Brazil. *CheckList.* 6:292-297.
- SAMPAIO, E.V.S.B. 1995. Overview of the Brazilian caatinga. In *Seasonally Dry Tropical Forests* (S.H. Bullock, H.E. Mooney & E. Medina, eds.). Cambridge University Press, Cambridge. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511753398.003>
- SANTOS, A.M. & TABARELLI, M. 2002. Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the caatinga vegetation of Brazil. *Braz. J. Biol.* 62:897-905. PMID:12659042. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842002000500020>
- SHOCHAT, E., STEFANOV, W.L. & WHITEHOUSE, M.E.A. 2004. Urbanization and spider diversity: Influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecol. Appl.* 14:268-280. <http://dx.doi.org/10.1890/02-5341>
- SOUZA, C.A.R., CANDIDO, D.M., LUCAS, S.M. & BRESOVIT, A.D. 2009. On the *Tityus stigmurus* complex (Scorpiones, Buthidae). *Zootaxa* 5:1-38.
- VASCONCELLOS, A., ANDREAZZE, R., ALMEIDA, A.M., ARAUJO, H.F.P., OLIVEIRA, E.S. & OLIVEIRA, U. 2010. Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54:471-476. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262010000300019>

Received 01/29/2013

Revised 05/25/2013

Accepted 06/07/2013

Diversidade e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em remanescentes de Mata Atlântica na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, SP

Silvia Sayuri Suguituru¹, Débora Rodrigues de Souza¹, Catarina de Bortoli Munhae²,

Renata Pacheco³ & Maria Santana de Castro Morini^{1,4}

¹Núcleo de Ciências Ambientais –NCA, Laboratório de Mirmecologia,
Universidade de Mogi das Cruzes – UMC, Av. Dr. Cândido Xavier de Almeida e Souza, 200,
CEP 08701-970, Mogi das Cruzes, SP, Brasil. www.umc.br

²Centro de Estudos de Insetos Sociais, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
CEP 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil. www.unesp.br

³Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia – UFU,
CEP 38400-90, Uberlândia, MG, Brasil. www.ufu.br

⁴Autor para correspondência: Maria Santana de Castro Morini, e-mail: morini@umc.br

SUGUITURU, S.S., SOUZA, D.R., MUNHAE, C.B., PACHECO, R. & MORINI, M.S.C. **Ant species richness and diversity (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic Forest remnants in the Upper Tietê River Basin.** Biota Neotrop. 13 (2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn00813022013>

Abstract: The objective of this study was to describe the diversity, composition and similarity of the ant fauna in seven remnants of Atlantic Forest of Upper Tietê River Basin. Two of these remnants belong to Conservation Units, four are under the protection and a fragment belongs to a private property. In each area, 50 m² litter samples were collected, which underwent mini-Winkler extractors, where they remained for 48 h. All collections occurred during the rainy season. In total were recorded 11 subfamilies, 44 genera and 158 morphospecies/species of ants. The most frequent species in all areas were *Pheidole* sp.7, *Solenopsis* sp.1, *Hypoponera* sp.1 and *Strumigenys denticulata*. The highest α diversity value was recorded in the conservation unit with characteristic Atlantic Forest floristic composition, the lowest value in forests with anthropogenic influence. The variation in species composition between areas indicates the replacement of species among remnants of dense rain forest of the Alto Tietê River Basin, which suggests the importance of preserving these areas for the conservation of the regional ant fauna.

Keywords: communities of ants, Serra do Itapeti, litter, Rain Forest, inventory.

SUGUITURU, S.S., SOUZA, D.R., MUNHAE, C.B., PACHECO, R. & MORINI, M.S.C. **Diversidade e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em remanescentes de Mata Atlântica na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, SP.** Biota Neotrop. 13 (2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn00813022013>

Resumo: O objetivo deste estudo foi descrever a diversidade, composição e a similaridade da fauna de formigas entre sete remanescentes de Floresta Ombrófila Densa da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Dois desses remanescentes pertencem à Unidades de Conservação, quatro estão sob proteção e um fragmento pertence à propriedade particular. Em cada área foram coletadas 50 m² de serapilheira, que foram submetidas à extratores do tipo mini-Winkler, onde permaneceram por 48 h. Todas as coletas ocorreram no período chuvoso. No total foram registradas 11 subfamílias, 44 gêneros e 158 morfoespécies/espécies de formigas. As espécies mais frequentes em todas as áreas foram *Pheidole* sp.7, *Solenopsis* sp.1, *Hypoponera* sp.1 e *Strumigenys denticulata*. O maior valor de diversidade α foi registrado na unidade de conservação com composição florística de Mata Atlântica; o menor valor em florestas com influência antrópica. A variação na composição de espécies entre as áreas indica a substituição de espécies entre os remanescentes de Floresta Ombrófila Densa da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, o que sugere a importância da preservação dessas áreas para a conservação da diversidade regional da fauna de formigas.

Palavras-chave: comunidades de formigas, Serra do Itapeti, serapilheira, Floresta Ombrófila Densa, inventário.

Introdução

O Estado de São Paulo possui atualmente cerca de 3,5 milhões de ha de cobertura vegetal natural, o que corresponde a 13,94% de sua superfície (Xavier et al. 2008). A Mata Atlântica brasileira, que já cobriu cerca de um milhão e duzentos mil quilômetros quadrados, está reduzida a 12% de sua área original (Ribeiro et al. 2009) e apenas 20% está protegida (Câmara 2003). Considerada um dos *hot spots* em biodiversidade mais ameaçados do planeta (Fundação... 1998, Myers et al. 2000), a Mata Atlântica apresenta fauna e flora com altos níveis de endemismo (Martini et al. 2007, Carnaval et al. 2009, Metzger et al. 2009), formando um complexo de ecossistemas pertencentes ao Domínio Atlântico, dentre eles a fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa (Joly et al. 1999). No Estado de São Paulo, a Floresta Ombrófila pode ser dividida em três formações: as matas de planície litorânea, as matas de encosta e as matas de altitude (Joly et al. 1992). Na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê do Rio Tietê, a Floresta Ombrófila Densa ainda predomina na Serra do Mar e nas encostas da Serra do Itapeti, apesar de toda a pressão antrópica presente na região (Cetesb 1995, 1999, Marceniuk & Hilsdorf 2010).

O Alto Tietê desempenha papel estratégico do ponto de vista ambiental, pois 64% de seu território estão inseridos em área de mananciais e seus municípios fazem parte da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da cidade de São Paulo (Pagani 2012). Dentre as áreas de conservação presente na região, encontram-se a Área de Proteção Ambiental da Várzea do Rio Tietê, a Área de Proteção da Serra do Itapeti, o Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê, a Estação Biológica de Boracéia, a Estação Ecológica de Itapeti e o Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello. Além da concentração de áreas para conservação ambiental, existem locais destinados ao lazer, turismo e produção agrícola. Tais atividades fazem do Alto Tietê uma importante região de serviços ecossistêmicos, econômicos e sociais que são fundamentais para a sustentabilidade da metrópole de São Paulo, como é o caso do abastecimento de água para milhões de pessoas (Candido et al. 2010).

Diversas funções são desempenhadas pelas formigas nos ecossistemas, como a ciclagem de nutrientes (Hölldobler & Wilson 1990, Folgarait 1998), manutenção da morfologia do solo (Mckey et al. 2010) e interação com outros organismos (Del-Claro & Oliveira 1999). Ao atuarem como engenheiras (Folgarait 1998, Sanders & Van Veen 2011), as formigas alteram as propriedades estruturais e químicas do solo por meio da construção de galerias, aumentando a porosidade, drenagem, aeração, volume e incorporação da matéria orgânica (Hole 1981, Lavelle et al. 1997, Risch & Jurgensen 2008, Sanders & Van Veen 2011). Essas mudanças influenciam positivamente a taxa de decomposição e produtividade do sistema (Sanders & Van Veen 2011).

As formigas possuem características importantes em estudos de biodiversidade por apresentarem alta diversidade, dominância numérica e de biomassa em quase todos os habitats, facilidade na amostragem e identificação em morfoespécies e presença de ninhos estacionários, que permitem a re-amostragem ao longo do tempo (Alonso & Agosti 2000). Além disso, muitos estudos mostram o papel de Formicidae como bioindicadores, por serem sensíveis às mudanças que ocorrem no ambiente (Majer 1983, Andersen & Majer 2004, Stephens & Wagner 2006, Majer et al. 2007, Pais & Varanda 2010). Nas florestas tropicais até 50% da fauna de formigas podem estar associados à serapilheira (Delabie & Fowler 1995), onde apresentam altos níveis de diversidade taxonômica, morfológica e funcional (Kaspari 1996, Agosti et al. 2000, Ward 2000, Silva & Brandão 2010). Nesse estrato, as formigas encontram recursos para forrageamento e nidificação e um microclima favorável a seus requisitos ambientais (Andersen 1983, Carvalho & Vasconcelos 1999,

Kaspari & Weiser 2000, Campos et al. 2003, Armbrrecht et al. 2004, Philpott & Foster 2005).

Considerando que as estratégias para a conservação e conhecimento da biodiversidade são baseadas principalmente em composição florística e riqueza de espécies (Nogueira et al. 2008), que os levantamentos biológicos são fundamentais para promover a conservação de remanescentes florestais e as formigas como importantes componentes da biodiversidade tropical, este trabalho objetivou descrever a diversidade, composição e a similaridade da fauna de formigas entre diferentes remanescentes de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Além disso, pretendemos apresentar uma lista das espécies de formigas de serapilheira da região.

Material e Métodos

1. Áreas de estudo

O trabalho foi realizado em sete remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, localizados na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê; especificamente nos municípios de Salesópolis, Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes (Figura 1, Tabela 1). Os remanescentes das Barragens de Paraitinga, Biritiba Mirim, Ponte Nova e Ribeirão do Campo se localizam nas adjacências das áreas inundadas e pertencem à Serra do Mar. A fiscalização das três primeiras Barragens é realizada pelo Departamento Autônomo de Água e Esgoto (DAAE); da quarta Barragem pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). A entrada em todas as Barragens é permitida apenas para pesquisa, sendo controlada pelos referidos órgãos. O Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello, localizado na Serra do Itapeti, é uma Unidade de Conservação (Lei 6.220 de 29/12/2008) sob a égide da Prefeitura Municipal de Mogi das Cruzes. O Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê, localizado na Serra do Mar, é uma Unidade de Conservação (Decretos Estaduais 29.181/88 e 37.701/93) sob a administração do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). A entrada em ambos os Parques é permitida para projetos de educação ambiental, pesquisadores e visitantes. A Fazenda Santo Alberto corresponde a uma propriedade particular onde ocorre criação de gado e plantio de eucalipto; está localizada na encosta norte da Serra do Itapeti e o fragmento de Mata Atlântica da propriedade não é fiscalizado.

2. Coleta de dados

As coletas foram realizadas no período chuvoso da região (Minuzzi et al. 2007), e em cada área foi demarcado um transecto de 1.200 m de comprimento, a partir de 200 m da borda do fragmento. Foram realizados 25 pontos amostrais ao longo desse transecto, distantes 50 m entre si. Em cada ponto coletou-se duas amostras de serapilheira, uma à esquerda e outra à direita do transecto, distantes 20 m uma da outra. Em cada ponto foi demarcada uma parcela de 1 m² onde a serapilheira foi raspada, peneirada e colocada em sacos de tecido devidamente identificados. O material peneirado foi introduzido em mini-Winkler por 48 h (Agosti & Alonso 2000, Bestelmeyer et al. 2000) para a extração das formigas.

O material foi inicialmente separado em subfamílias de acordo com a proposta de Bolton (2003), identificado em nível de gêneros e nomeado de acordo com Bolton et al. (2006); exceto para o grupo de gêneros de *Prenolepis* que segue a classificação de LaPolla et al. (2010). Em seguida, o material foi separado em morfoespécies comparando os espécimes com os da coleção de Formicidae do Alto Tietê (Universidade de Mogi das Cruzes). A sequência de numeração dos táxons segue a referida coleção. As espécies foram identificadas por comparação com exemplares depositados no Museu de Zoologia

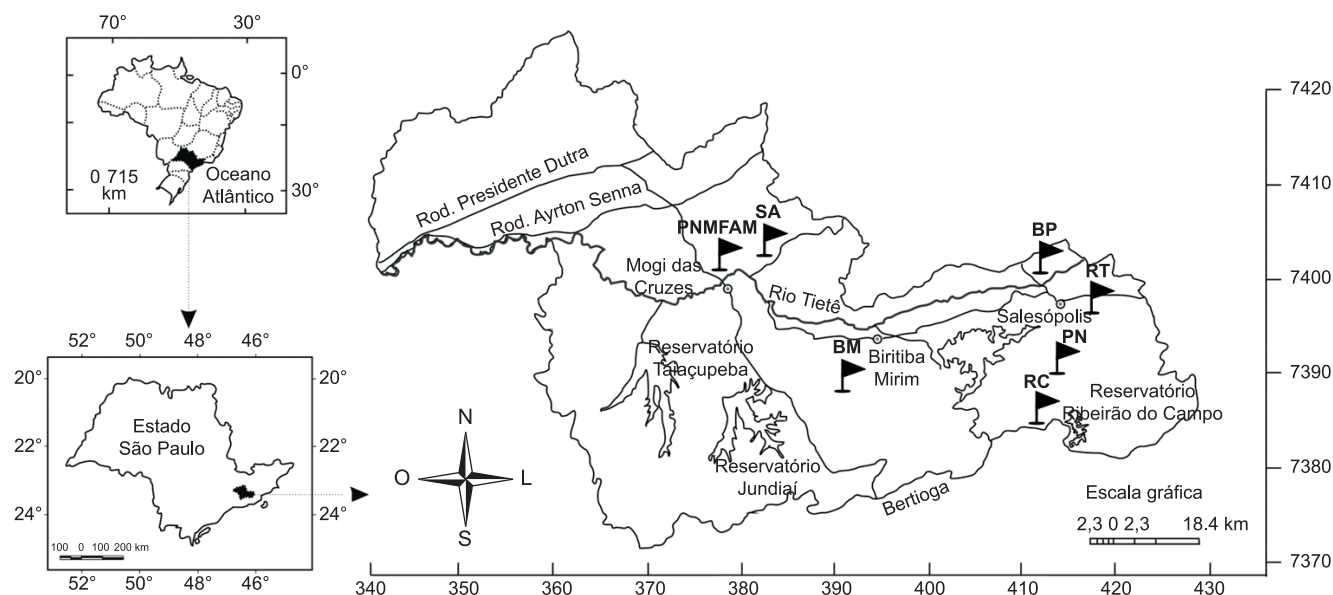


Figura 1. Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, sendo destacados os remanescentes de Mata Atlântica onde o trabalho foi realizado. (BP) Barragem de Paraitinga; (BM) Barragem de Biritiba Mirim; (PN) Barragem de Ponte Nova; (PNMFAM) Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello; (RT) Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê; (RC) Barragem de Ribeirão do Campo e (SA) Fazenda Santo Alberto.

Figure 1. Geographical location of Upper Tietê River Basin, highlighting the Atlantic Forest remnants where the study was performed. (BP) Paraitinga Dam; (BM) Biritiba Mirim Dam; (PN) Ponte Nova Dam; (PNMFAM) Municipal Natural Park Francisco Affonso de Mello; (RT) State Park Nascentes do Rio Tietê; (RC) Ribeirão do Campo Dam and (SA) Santo Alberto Farm.

Tabela 1. Locais de coleta com os respectivos códigos, localização geográfica e altitude.

Table 1. Sampling sites with respective codes, geographical location and altitude.

Município	Local	Código de coleta	Localização geográfica		Altitude (m)	Tamanho (ha)*
Salesópolis	Barragem de Paraitinga	BP	Serra do Mar	S 23°31'9"; O 46°56'8"	823	200
	Barragem de Ponte Nova	PN		S 23°36'4"; O 45°58'10"	812	200
	Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê/UC**	RT		S 23°34'17"; O 45°44'59"	804	134
	Barragem de Ribeirão do Campo	RC		S 23°34'10"; O 45°49'57"	753	200
Biritiba Mirim	Barragem de Biritiba Mirim	BM		S 23°29'22"; O 46°11'55"	800	200
Mogi das Cruzes	Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello/UC**	PNMFAM	Serra do Itapeti	S 23°29'22"; O 46°11'55"	810	350
	Fazenda Santo Alberto	SA		S 23°25'05"; O 46°10'48"	690	130

*tamanho aproximado da área do remanescente; **Unidade de Conservação.

da Universidade de São Paulo (MZSP), e com literatura pertinente. Os vouchers foram depositados na Universidade de Mogi das Cruzes (SP) e MZSP.

3. Análise de dados

A riqueza de formigas entre os remanescentes foi comparada por meio de curvas de rarefação (Gotelli 2009), baseadas no número de ocorrência das espécies. O número esperado de espécies, em cada remanescente, foi determinado usando o estimador de riqueza Chao 2; em ambas as análises foi usado o programa EstimateS, versão 8.2 (Colwell 2009). O teste de Kruskal-Wallis (Ayres et al. 2007) foi usado para comparar o número de espécies por m² de serapilheira entre os diferentes remanescentes. A diversidade β foi avaliada pelo índice de Jaccard, usando o pacote Vegan (Oksanen et al. 2011), que explora as relações de similaridade na composição de espécies de formigas entre os remanescentes e é influenciado pelo número

de espécies de cada área (diversidade α) e da região (diversidade γ); pela razão entre diversidade local (α) e diversidade regional (γ) (Chase et al. 2011) e, também, pelo índice de Whittaker (Whittaker 1960), que avalia a troca espacial de composição de espécies entre as comunidades locais. Este índice varia de 0, quando duas amostras não apresentam nenhuma diferença na composição de espécies e 2, quando esta diferença é máxima, sendo calculado pela fórmula: $\beta = (c/a) - 1$, onde: c = total de espécies nos remanescentes amostrados; a = média do número de espécies dos remanescentes amostrados.

Resultados

Foram registradas em 350 m² de serapilheira, 11 subfamílias, 43 gêneros e 158 morfoespécies/espécies (diversidade γ ou regional) de formigas (173 espécies estimadas); tendo sido encontrada uma nova espécie (*Strumigenys* sp.9) (Tabela 2). Myrmicinae foi a subfamília

Tabela 2. Número de ocorrência, Frequência relativa (%), riqueza e estimativa de riqueza das espécies de formigas de serapilheira capturadas com extrator de mini-Winkler em remanescentes de Mata Atlântica localizados no Alto Tietê (SP). (BP) Barragem de Paraitinga; (BM) Barragem de Biritiba Mirim; (PN) Barragem de Ponte Nova; (PNMFAM) Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello; (RT) Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê; (RC) Barragem de Ribeirão do Campo e (SA) Fazenda Santo Alberto.

Table 2. Number of occurrence and relative frequency (%) of species of litter ants caught using mini-Winkler extractor in remnants of Atlantic Forest located in the Upper Tietê (São Paulo State). (BP) Paraitinga Dam; (BM) Biritiba Mirim Dam; (PN) Ponte Nova Dam; (PNMFAM) Municipal Natural Park Francisco Affonso de Mello; (RT) State Park Nascentes do Rio Tietê; (RC) Ribeirão do Campo Dam and (SA) Santo Alberto Farm.

Subfamílias/espécies	BP	BM	PN	PNMFAM	RT	RC	SA
Amblyoponinae							
<i>Prionopelta antillana</i> Forel, 1909	-	3 (0,39)	1 (0,14)	2 (0,36)	-	-	-
<i>Stigmatomma elongatum</i> Santschi, 1912	-	2 (0,26)	-	-	-	-	-
<i>Stigmatomma armigera</i> Mayr, 1887	-	1 (0,13)	-	-	-	1 (0,17)	-
Cerapachyinae							
<i>Cerapachys</i> sp.1	-	-	-	-	3 (0,69)	-	-
Dolichoderinae							
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	-	-	2 (0,28)	1 (0,18)	-	4 (0,66)	-
<i>Linepithema neotropicum</i> Wild, 2007	6 (0,81)	3 (0,39)	2 (0,28)	5 (0,9)	1 (0,23)	5 (0,83)	-
Ecitoninae							
<i>Eciton burchelli</i> Westwood, 1842	-	3 (0,39)	-	-	-	-	-
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	-	-	-	2 (0,36)	2 (0,46)	-	-
<i>Labidus praedator</i> (Smith F., 1858)	-	-	-	1 (0,18)	3 (0,69)	-	-
Ectatomminae							
<i>Gnamptogenys continua</i> (Mayr, 1887)	2 (0,28)	2 (0,26)	2 (0,28)	1 (0,18)	-	-	1 (0,18)
<i>Gnamptogenys reichenspergeri</i> (Santschi, 1929)	-	-	-	1 (0,18)	-	2 (0,34)	-
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	18 (2,45)	21 (2,73)	33 (4,89)	16 (2,90)	15 (3,43)	25 (4,17)	15 (2,75)
<i>Gnamptogenys minuta</i> (Emery, 1896)	-	1 (0,13)	-	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.6	-	-	-	-	-	-	4 (0,74)
<i>Typhlomymex rogenhoferi</i> Mayr, 1862	-	1 (0,13)	-	-	4 (0,9)	-	-
<i>Typhlomymex major</i> Santschi, 1923	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
Formicinae							
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	1 (0,14)	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)	-	1 (0,13)	-	3 (0,54)	2 (0,46)	-	-
<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guérin-Ménéville, 1838)	-	-	1 (0,14)	2 (0,36)	-	-	-
<i>Camponotus</i> (<i>Taenamymex</i>) sp.1	-	-	-	1 (0,18)	2 (0,46)	-	-
<i>Camponotus</i> sp.2	-	-	-	-	-	1 (0,17)	-
<i>Camponotus</i> sp.6	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp.8	1 (0,14)	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp.9	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp.10	-	1 (0,13)	-	3 (0,54)	-	3 (0,5)	-
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	18 (2,45)	6 (0,78)	18 (2,61)	29 (5,3)	5 (1,14)	16 (2,67)	11 (2,02)
<i>Brachymyrmex incisus</i> Forel, 1912	1 (0,14)	5 (0,65)	5 (0,72)	2 (0,36)	16 (3,67)	10 (1,67)	14 (2,57)
<i>Brachymyrmex luederwaldti</i> Santschi, 1923	-	-	1 (0,14)	-	1 (0,23)	-	-
<i>Brachymyrmex micromegas</i> Emery, 1923	-	1 (0,13)	-	1 (0,18)	-	-	2 (0,36)
<i>Brachymyrmex pictus</i> Mayr, 1887	18 (2,45)	23 (2,99)	4 (0,58)	17 (3,10)	5 (1,14)	19 (3,16)	17 (3,12)
<i>Myrmelachista arthuri</i> Forel, 1903	-	-	-	2 (0,36)	-	-	-
<i>Myrmelachista catharinae</i> Mayr, 1887	1 (0,14)	-	1 (0,14)	1 (0,18)	-	-	-
<i>Myrmelachista</i> sp.4	-	-	-	1 (0,18)	-	1 (0,17)	-
<i>Nylanderia fulva</i> Mayr, 1862	11 (1,50)	18 (2,34)	27 (3,92)	12 (2,17)	21 (4,9)	17 (2,84)	1 (0,18)
Heteroponerinae							
<i>Heteroponera dentinodis</i> (Mayr, 1887)	4 (0,55)	1 (0,13)	2 (0,28)	1 (0,18)	3 (0,69)	5 (0,83)	3 (0,55)
<i>Heteroponera dolo</i> (Roger, 1860)	-	-	1 (0,14)	-	-	-	-
<i>Heteroponera mayri</i> Kempf, 1962	1 (0,14)	10 (1,3)	5 (0,72)	6 (1,08)	10 (2,31)	20 (3,31)	-
Myrmicinae							
<i>Acanthognathus ocellatus</i> (Mayr, 1887)	-	2 (0,26)	4 (0,60)	-	-	-	-
<i>Acanthognathus rudis</i> Brown e Kempf, 1969	5 (0,68)	6 (0,78)	-	3 (0,54)	3 (0,69)	3 (0,5)	3 (0,55)

*- espécie não descrita.

Tabela 2. Continuação...

Subfamílias/espécies	BP	BM	PN	PNMFAM	RT	RC	SA
<i>Acromyrmex crassispinus</i> (Forel, 1909)	-	-	-	2 (0,36)	-	1 (0,17)	-
<i>Acromyrmex niger</i> (Smith F., 1858)	3 (0,41)	1 (0,13)	1 (0,14)	1 (0,18)	1 (0,23)	1 (0,17)	-
<i>Apterostigma</i> sp.1	-	2 (0,26)	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.2	-	-	11 (1,60)	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.3	-	-	-	-	1 (0,23)	2 (0,34)	3 (0,55)
<i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758)	-	2 (0,26)	-	1 (0,18)	-	-	3 (0,55)
<i>Basiceros disciger</i> (Mayr, 1887)	-	3 (0,39)	-	2 (0,36)	-	-	-
<i>Basiceros rugiferum</i> (Mayr, 1887)	15 (2,05)	21 (2,75)	11 (1,60)	18 (3,25)	4 (0,92)	9 (1,5)	1 (0,18)
<i>Basiceros spectabile</i> (Kempf, 1962)	-	-	2 (0,28)	-	-	-	-
<i>Basiceros stenognathum</i> (Brown e Kempf, 1960)	13 (1,77)	27 (3,51)	20 (2,90)	17 (3, 10)	6 (1,37)	19 (3,16)	1 (0,18)
<i>Basiceros</i> sp.4	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> sp.1	1 (0,14)	-	10 (1,45)	-	-	12 (2)	1 (0,18)
<i>Crematogaster</i> (<i>Neocrema</i>) <i>magnifica</i> Santschi, 1925	-	-	2 (0,28)	1 (0,18)	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.1 (Gr. <i>Orthocrema</i>)	8 (1,09)	3 (0,39)	3 (0,43)	13 (2,35)	1 (0,23)	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.2 (Gr. <i>Orthocrema</i>)	-	-	1 (0,14)	1 (0,18)	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.3	-	-	3 (0,43)	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.5	-	-	1 (0,14)	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.7	-	-	-	-	4 (0,92)	5 (0,83)	1 (0,18)
<i>Cyphomyrmex strigatus</i> Mayr, 1887	1 (0,14)	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> pr <i>strigatus</i>	2 (0,28)	-	-	2 (0,36)	-	-	1 (0,18)
<i>Hylomyrma balzani</i> (Emery, 1894)	13 (1,77)	5 (0,65)	-	3 (0,54)	11 (2,54)	8 (1,34)	18 (3,3)
<i>Hylomyrma reitteri</i> (Mayr, 1887)	14 (1,91)	26 (3,41)	19 (2,76)	6 (1,08)	9 (2,1)	22 (3,67)	7 (1,28)
<i>Lachnomyrmex plaumanni</i> Borgmeir, 1957	4 (0,55)	2 (0,26)	-	2 (0,36)	-	4 (0,67)	-
<i>Lachnomyrmex</i> sp.1	1 (0,14)	-	-	-	-	7 (1,17)	-
<i>Megalomyrmex goeldii</i> Forel, 1912	16 (2,18)	11 (1,43)	-	2 (0,36)	-	-	5 (0,92)
<i>Megalomyrmex iheringi</i> Forel, 1911	-	1 (0,13)	20 (2,90)	-	-	-	-
<i>Mycetarotes senticosus</i> Kempf, 1960	-	1 (0,13)	2 (0,28)	-	-	-	-
<i>Mycetosoritis</i> sp.1	24 (3,28)	36 (4,68)	29 (4,21)	20 (3,61)	16 (3,69)	19 (3,16)	28 (5,14)
<i>Oxyepoecus myops</i> Alburquerque & Brandão, 2009	3 (0,41)	12 (1,57)	11 (1,60)	8 (1,45)	2 (0,46)	-	-
<i>Oxyepoecus rastratus</i> (Mayr, 1887)	-	-	1 (0,14)	-	-	-	-
<i>Pheidole aberrans</i> Mayr, 1868	-	-	1 (0,14)	1 (0,18)	-	1 (0,17)	-
<i>Pheidole</i> sp.4	-	-	-	1 (0,18)	1 (0,23)	2 (0,34)	-
<i>Pheidole</i> sp.5	-	-	-	1 (0,18)	30 (6,92)	28 (4,67)	-
<i>Pheidole</i> sp.6	-	11 (1,43)	1 (0,14)	6 (1,08)	2 (0,46)	13 (2,17)	21 (3,85)
<i>Pheidole</i> sp.7	50 (6,83)	36 (4,68)	41 (6,0)	34 (6,15)	1 (0,23)	8 (1,34)	19 (3,49)
<i>Pheidole</i> sp.8	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.9	2 (0,28)	-	2 (0,28)	1 (0,18)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.10	-	-	4 (0,58)	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.11	-	-	-	3 (0,54)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.12	-	-	4 (0,58)	-	13 (3,00)	8 (1,34)	-
<i>Pheidole</i> sp.13	27 (3,68)	36 (4,68)	5 (0,72)	20 (3,61)	1 (0,23)	5 (0,83)	16 (2,93)
<i>Pheidole</i> sp.14	2 (0,28)	10 (1,3)	1 (0,14)	10 (1,8)	-	8 (1,34)	-
<i>Pheidole</i> sp.15	2 (0,28)	2 (0,26)	9 (1,31)	5 (0,9)	7 (1,62)	2 (0,34)	27 (4,95)
<i>Pheidole</i> sp.16	27 (3,68)	7 (0,91)	4 (0,58)	7 (1,26)	5 (1,14)	5 (0,83)	12 (2,2)
<i>Pheidole</i> sp.17	-	-	-	-	-	2 (0,34)	-
<i>Pheidole</i> sp.18	1 (0,14)	4 (0,52)	-	1 (0,18)	-	1 (0,17)	1 (0,18)
<i>Pheidole</i> sp.19	-	-	-	1 (0,18)	-	1 (0,17)	1 (0,18)
<i>Pheidole</i> sp.20	3 (0,41)	-	3 (0,43)	5 (0,9)	2 (0,46)	-	-
<i>Pheidole</i> sp.21	1 (0,14)	-	-	2 (0,36)	-	2 (0,34)	1 (0,18)
<i>Pheidole</i> sp.22	15 (2,05)	10 (1,3)	3 (0,43)	7 (1,26)	1 (0,23)	3 (0,5)	8 (1,47)
<i>Pheidole</i> sp.23	3 (0,41)	-	7 (1,01)	2 (0,36)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.24	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-

*- espécie não descrita.

Tabela 2. Continuação...

Subfamílias/espécies	BP	BM	PN	PNMFAM	RT	RC	SA
<i>Pheidole</i> sp.26	-	-	2 (0,28)	2 (0,36)	-	-	1 (0,18)
<i>Pheidole</i> sp.28	-	-	8 (1,16)	4 (0,72)	-	6 (1,0)	-
<i>Pheidole</i> sp.29	1 (0,14)	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.30	4 (0,55)	2 (0,26)	1 (0,14)	2 (0,36)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.31	-	7 (0,91)	6 (0,87)	1 (0,18)	-	2 (0,34)	-
<i>Pheidole</i> sp.32	2 (0,28)	-	-	1 (0,18)	-	7 (1,17)	-
<i>Pheidole</i> sp.33	1 (0,14)	-	-	2 (0,36)	-	1 (0,17)	-
<i>Pheidole</i> sp.34	-	-	-	-	3 (0,69)	2 (0,34)	-
<i>Pheidole</i> sp.35	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.36	1 (0,14)	-	1 (0,14)	1 (0,18)	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.38	4 (0,55)	1 (0,13)	-	1 (0,18)	-	1 (0,17)	-
<i>Pheidole</i> sp.39	3 (0,41)	1 (0,13)	3 (0,43)	1 (0,18)	3 (0,69)	8 (1,34)	-
<i>Pogonomyrmex naegeli</i> Gallardo, 1932	-	-	-	-	-	1 (0,17)	-
<i>Pogonomyrmex</i> sp.2	-	-	-	-	-	1 (0,17)	-
<i>Procryptocerus</i> pr. <i>schmalzi</i>	-	-	1 (0,14)	1 (0,18)	1 (0,23)	-	-
<i>Strumigenys appretiatus</i> (Borgmeir, 1954)	-	-	-	3 (0,54)	-	1 (1,17)	3 (0,55)
<i>Strumigenys crassicornis</i> Mayr, 1887	20 (2,73)	30 (3,9)	20 (2,90)	7 (1,26)	10 (2,31)	8 (1,34)	15 (2,75)
<i>Strumigenys denticulata</i> Mayr, 1887	47 (6,42)	46 (5,98)	47 (6,82)	4 (0,72)	30 (6,92)	16 (2,67)	36 (6,6)
<i>Strumigenys eggersi</i> (Emery, 1890)	1 (0,14)	-	1 (0,14)	-	-	-	1 (0,18)
<i>Strumigenys elongata</i> Roger, 1863	-	3 (0,39)	11 (1,60)	8 (1,45)	3 (0,69)	1 (0,17)	6 (1,1)
<i>Strumigenys louisianae</i> Roger, 1863	7 (0,95)	2 (0,26)	1 (0,14)	11 (1,99)	-	-	-
<i>Strumigenys schmalzi</i> Emery, 1906	8 (1,09)	2 (0,26)	9 (1,31)	-	-	1 (0,17)	-
<i>Strumigenys splendens</i> (Borgmeir, 1954)	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.6	1 (0,14)	-	1 (0,14)	2 (0,36)	-	1 (0,17)	-
* <i>Strumigenys</i> sp.9	-	-	-	2 (0,36)	2 (0,46)	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.11 (Gr. <i>Smithistruma</i>)	7 (0,95)	1 (0,13)	-	2 (0,36)	-	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.12	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.15	-	-	-	-	-	4 (0,67)	-
<i>Rophalothrix</i> sp.1	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis saevissima</i> (Smith, 1855)	-	-	-	5 (0,9)	-	-	-
<i>Solenopsis wasmannii</i> Emery, 1894	24 (3,28)	28 (3,64)	15 (2,18)	14 (2,53)	23 (5,31)	22 (3,67)	20 (3,67)
<i>Solenopsis</i> sp.1	50 (6,83)	49 (6,43)	45 (6,53)	48 (8,68)	33 (7,6)	33 (5,4)	49 (9)
<i>Solenopsis</i> sp.4	35 (4,78)	32 (4,16)	37 (5,15)	16 (2,90)	13 (3,0)	20 (3,3)	42 (7,71)
<i>Solenopsis</i> sp.5	1 (0,14)	-	-	-	-	4 (0,67)	-
<i>Solenopsis</i> sp.7	-	-	-	-	-	1 (0,17)	-
<i>Solenopsis</i> sp.8	18 (2,45)	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.1 (Gr. <i>Septentrionales</i>)	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Wasmannia</i> sp.3	46 (6,28)	44 (5,72)	18 (2,61)	26 (4,70)	15 (3,43)	17 (2,84)	28 (5,14)
Ponerinae							
<i>Anochetus altisquamis</i> Mayr, 1887	3 (0,41)	1 (0,13)	1 (0,14)	1 (0,18)	1 (0,23)	3 (0,5)	-
<i>Anochetus neglectus</i> Emery, 1894	-	2 (0,26)	1 (0,14)	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.1	41 (5,60)	38 (4,94)	35 (5,18)	19 (3,43)	7 (1,62)	14 (2,34)	38 (6,97)
<i>Hypoponera</i> sp.2	2 (0,28)	13 (1,69)	13 (1,88)	2 (0,36)	-	2 (0,34)	6 (1,1)
<i>Hypoponera</i> sp.3	-	5 (0,65)	6 (0,87)	5 (0,9)	1 (0,23)	1 (0,17)	4 (0,74)
<i>Hypoponera</i> sp.4	14 (1,91)	4 (0,52)	6 (0,87)	10 (1,8)	7 (1,62)	8 (1,34)	11 (2,02)
<i>Hypoponera</i> sp.5	3 (0,41)	2 (0,26)	3 (0,43)	1 (0,18)	-	1 (0,17)	1 (0,18)
<i>Hypoponera</i> sp.6	1 (0,14)	7 (0,91)	2 (0,28)	5 (0,9)	6 (1,37)	15 (2,5)	8 (1,47)
<i>Hypoponera</i> sp.7	1 (0,14)	7 (0,91)	5 (0,72)	4 (0,72)	7 (1,62)	14 (2,34)	4 (0,74)
<i>Hypoponera</i> sp.8	1 (0,14)	37 (4,81)	17 (2,47)	2 (0,36)	31 (7,12)	35 (5,71)	5 (0,92)
<i>Hypoponera</i> sp.9	16 (2,18)	11 (1,43)	6 (0,87)	4 (0,72)	6 (1,37)	3 (0,5)	7 (1,28)
<i>Hypoponera</i> sp.10	-	1 (0,13)	-	1 (0,18)	1 (0,23)	1 (0,17)	-
<i>Hypoponera</i> sp.11	1 (0,14)	-	2 (0,28)	-	-	1 (0,17)	-
<i>Hypoponera</i> sp.12	-	-	-	-	7 (1,62)	4 (0,67)	1 (0,18)
<i>Hypoponera</i> sp.13	2 (0,28)	-	-	-	1 (0,23)	5 (0,83)	-

*- espécie não descrita.

Tabela 2. Continuação...

Subfamílias/espécies	BP	BM	PN	PNMFAM	RT	RC	SA
<i>Hypoconera</i> sp.14	-	-	-	-	-	1 (0,17)	-
<i>Hypoconera</i> sp.15	-	2 (0,26)	-	-	-	-	-
<i>Hypoconera</i> sp.16	1 (0,14)	-	-	-	-	-	-
<i>Odontomachus affinis</i> Guérin-Méneville, 1844	1 (0,14)	-	3 (0,43)	-	-	-	1 (0,18)
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	14 (1,91)	5 (0,65)	1 (0,14)	-	-	-	8 (1,47)
<i>Pachycondyla constricta</i> (Mayr, 1884)	1 (0,14)	-	-	-	3 (0,69)	1 (0,17)	-
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)	-	1 (0,13)	-	-	8 (1,85)	-	-
<i>Pachycondyla laevigata</i> (Smith F., 1858)	-	-	-	1 (0,18)	-	-	-
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, 1858	1 (0,14)	1 (0,13)	3 (0,43)	1 (0,18)	-	1 (0,17)	-
Proceratiinae							
<i>Discothyrea neotropica</i> Bruch, 1919	-	-	2 (0,28)	-	-	1 (0,17)	-
<i>Discothyrea sexarticulata</i> Borgmeier, 1954	4 (0,55)	4 (0,52)	14 (2,03)	1 (0,18)	-	1 (0,17)	4 (0,74)
Pseudomyrmecinae							
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	-	-	-	1 (0,18)	1 (0,18)	-	-
<i>Pseudomyrmex oculatus</i> (Smith, 1855)	-	-	-	1 (0,18)	1 (0,18)	-	-
Riqueza/remanescente (diversidade α)	81	73	81	105	62	83	53
Riqueza total (diversidade γ)				158			
Estimativa de riqueza/remanescente	123,63	82,52	93,3	149,25	76,7	114,85	104,45
Estimativa de riqueza total				173			

*- espécie não descrita.

mais rica em todos os remanescentes, com 93 espécies no total. Foram registradas 24 espécies para Ponerinae e 18 para Formicinae. Os gêneros mais ricos foram *Pheidole* e *Hypoconera*, com 34 e 16 espécies, respectivamente. *Solenopsis* sp.1 e *Strumigenys denticulata* exibem forte dominância na serapilheira dos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa do Alto Tietê (Figura 2).

A diversidade α variou de 53 a 105 espécies. O Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello possui a maior riqueza com 105 espécies (70,4% do esperado) (Figura 3), seguido da Barragem de Ribeirão do Campo, com 83 espécies (71,4% do esperado) (Tabela 2). Os remanescentes com menor riqueza pertencem ao Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê, com 62 espécies (80,8% do esperado) de formigas, e à Fazenda Santo Alberto, com 53 espécies (50,7% do esperado). Nos demais remanescentes foram registradas 81 espécies (Barragem de Paraitinga; 65,4% do esperado), na Barragem de Ponte Nova (81 espécies; 85,7% do esperado) e na Barragem de Biritiba Mirim (73 espécies; 88,5% do esperado). Houve diferença significativa no número de espécies por m² de serapilheira entre os remanescentes (Kruskal-Wallis = 95,6034, $df = 6$, $p < 0,05$); o número médio de espécies por m² de serapilheira/área variou de 9,23 ($dp \pm 3,23$) a 15,32 ($dp \pm 4,70$), sendo menor no Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê e maior na Barragem de Biritiba Mirim (Figura 4).

A troca espacial de composição de espécies entre as comunidades locais é baixa, variando de 0,28 a 0,43 (Tabela 3). Remanescentes que estão sob proteção ambiental abrigam de 46 a 66% do total de espécies da região; a razão entre diversidade α e γ varia entre 33 a 39% em florestas com interferência antrópica atual (Fazenda Santo Alberto) ou no passado (Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê), respectivamente. Ocorre compartilhamento acentuado de espécies entre a maior Unidade de Conservação da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e as áreas de barragens (PNMFAM X BP: 62 espécies; PNMFM X PN: 61 espécies; PNMFM X RC: 60 espécies) (Tabela 3). As áreas de Floresta Ombrófila Densa da Barragem de Ribeirão do Campo e do Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê são similares em relação à composição de espécies. Para as demais

áreas, a maior similaridade está entre as formigas do Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello e as Barragens de Ponte Nova, Paraitinga e Biritiba Mirim. As comunidades de formigas de serapilheira do fragmento de Floresta Ombrófila Densa pertencente à Fazenda Santo Alberto são as mais dissimilares (Figura 5).

Discussão

Os resultados aqui apresentados indicam que a riqueza de formigas de serapilheira é semelhante a outros remanescentes de Floresta Ombrófila Densa que pertencem à Serra do Mar: Estação Ecológica de Boracéia (94 espécies) (Yamamoto 1999); Núcleo Juréia (73 espécies) (Tavares 2002), Núcleo Cubatão (69 espécies) (Tavares 2002), Núcleo Cunha (79 espécies) (Tavares 2002); Parque Estadual Carlos Botelho (110 espécies) (Silva & Brandão 2010) e Parque das Neblinas, que é uma Reserva Privada do Patrimônio Natural (87 espécies) (Suguituru et al. 2011). A comparação do número de espécies é diretamente possível, pois, em todos os remanescentes, as coletas foram efetuadas usando o mesmo protocolo.

Fatores como produtividade primária (Kaspari et al. 2000), complexidade e heterogeneidade do ambiente expressa pela riqueza e composição das comunidades de plantas (Ribas et al. 2003, Lassau & Hochuli 2004), temperatura e umidade (King et al. 1998, Sabu et al. 2008) e topografia (Vasconcelos et al. 2003) podem ser responsáveis pela variação da riqueza observada nas diferentes localidades. Entretanto, em nenhuma área de Floresta Ombrófila Densa foi registrado um número tão baixo de espécie como é o caso da Fazenda Santo Alberto, localizada na Serra do Itapetiti. Por outro lado, na Serra do Itapetiti, também registramos a maior riqueza de espécies (Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello), incluindo uma espécie ainda não descrita de predador especializado (*Strumigenys* sp.9). A alta diversidade α de formigas de serapilheira no Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello está, possivelmente, relacionada à riqueza da vegetação na área do Parque e suas adjacências (Tomasulo 2012). A estrutura da vegetação é frequentemente um dos determinantes da estrutura de

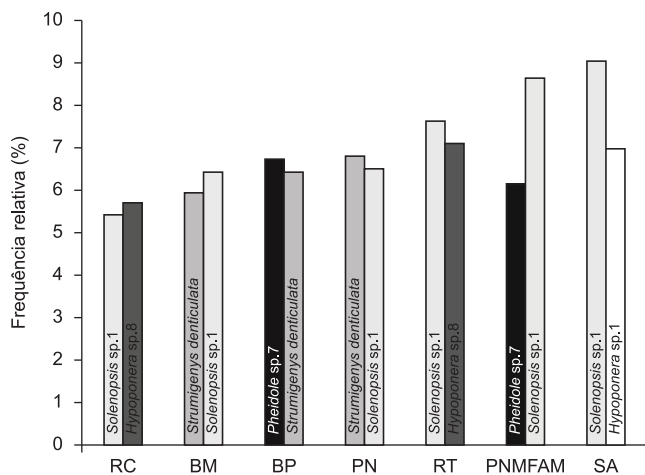


Figura 2. Espécies de formigas de serapilheira mais frequentes nos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.

Figure 2. Litter ant species most frequent in the remnants of Rain Forest of the Upper Tietê River Basin.

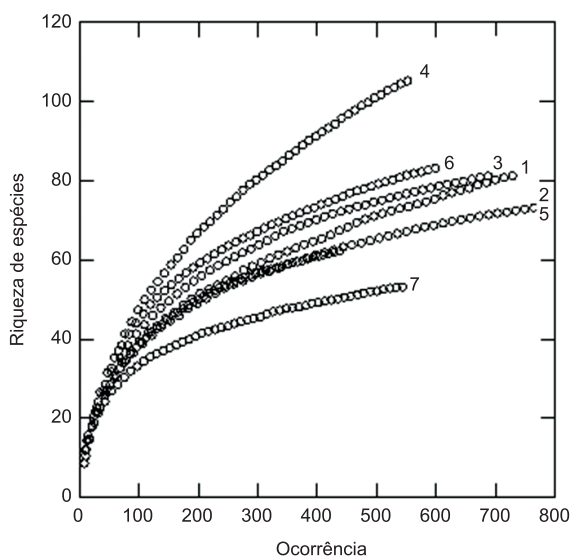


Figura 3. Comparação entre a riqueza de espécies entre os remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. (1) Barragem de Paraitinga; (2) Barragem de Biritiba Mirim; (3) Barragem de Ponte Nova; (4) Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello; (5) Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê; (6) Barragem de Ribeirão do Campo e (7) Fazenda Santo Alberto.

Figure 3. Comparison of species richness among forest remnants of Rain Forest of the Upper Tietê River Basin. (1) Paraitinga Dam; (2) Biritiba Mirim Dam; (3) Ponte Nova Dam; (4) Municipal Natural Park Francisco Affonso de Mello; (5) State Park Nascentes do Rio Tietê; (6) Ribeirão do Campo Dam and (7) Santo Alberto Farm.

comunidades de formigas (Ribas & Schoereder 2002, Cardoso et al. 2010, Resende et al. 2011).

O Parque Estadual das Nascentes do Rio Tietê, apesar de representar um local de elevado valor ecológico, pois protege diversas nascentes que irão formar o mais importante rio do Estado de São Paulo, possui uma baixa diversidade e a menor densidade de espécies. Sugerimos que dois fatores são determinantes dos processos locais: (1) a recente implementação da área da nascente do Rio Tietê como Unidade de Conservação e (2) a maior parte do local é constituída

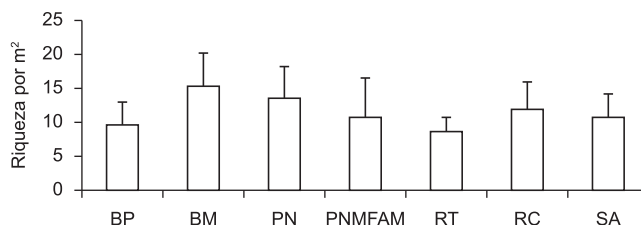


Figura 4. Número médio ($\pm$ dp) de espécies de formigas por m² de serapilheira de acordo com os remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. (BP) Barragem de Paraitinga; (BM) Barragem de Biritiba Mirim; (PN) Barragem de Ponte Nova; (PNMFAM) Municipal Natural Park Francisco Affonso de Mello; (RT) State Park Nascentes do Rio Tietê; (RC) Barragem de Ribeirão do Campo e (SA) Fazenda Santo Alberto. A barra vertical em cada coluna corresponde ao desvio padrão.

Figure 4. Mean number ($\pm$ sd) of ant species per m² of litter according to the remnants of Rain Forest of the Upper Tietê River Basin. (BP) Paraitinga Dam; (BM) Biritiba Mirim Dam; (PN) Ponte Nova Dam; (PNMFAM) Municipal Natural Park Francisco Affonso de Mello; (RT) State Park Nascentes do Rio Tietê; (RC) Ribeirão do Campo Dam and (SA) Santo Alberto Farm. Vertical bar at each column corresponds to standard deviation.

por *Eucalyptus* spp., com diferentes níveis de subboscque, o que leva a formação de uma serapilheira com elevados teores de tanino e um efeito negativo na composição de artrópodes de solo (Pozo et al. 1997).

Delabie et al. (2000) estudando sistemas agroflorestais de plantio de cacau, e com o mesmo protocolo de coleta de formigas de serapilheira, registraram de 5 a 12 espécies por m², o que é similar aos resultados observados para o Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê. Entretanto, o número de espécies por m² registrado em todos os remanescentes do Alto Tietê foi menor quando comparado às áreas de Mata Atlântica estudadas por Silva & Brandão (2010). Esses autores encontraram valores que variaram de $16,76 \pm 3,72$ a $20,78 \pm 4,19$ espécies/m², sendo que em São Bento do Sul (Santa Catarina) foram registradas até 30 espécies/m². Contudo, independentemente da localidade, *S. denticulata* aparece como uma das espécies mais frequentes, o que corrobora Silva & Brandão (2010).

Espécies com morfologia e biologia especializadas (Brandão et al. 2009), com diversidade reduzida em ambientes antropizados (Pacheco et al. 2009), também foram registradas, porém não em todas as áreas. Na área de mata de Biritiba Mirim encontra-se o maior número de espécies especialistas, com mandíbulas modificadas para predação de dipluros campodeídeos (*Prionopelta antillana*), Myriapoda (*Stigmatomma armigera* e *Stigmatomma elongatum*) e ovos de artrópodes (*Discothyrea sexarticulata*) (Delabie et al. 2000, Brown Junior 2000). Na Fazenda Santo Alberto, apenas uma espécie, *D. sexarticulata*, foi registrada. Porém, outras técnicas de coleta devem ser empregadas nas áreas de floresta do Alto Tietê para registrar táxons especialistas da região. Por exemplo, a lista de espécie apresentada neste trabalho deve ser acrescentada *Acanthostichus quadratus*, que foi registrada no Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello usando armadilhas subterrâneas (Morini et al. 2004), ou então, *Labidus mars* (Zara et al. 2003); ambas são espécies criptobióticas (Pacheco & Vasconcelos 2012).

Outros estratos também devem ser analisados, como sementes (Silva et al. 2009) e troncos/galhos caídos na serapilheira (Carvalho & Vasconcelos 2002, Fernandes et al. 2012). Determinadas espécies especialistas nidificam nesses locais, como é o caso de *Typhlomymex rogenhoferi* (Lacau et al. 2004, Delabie et al. 2007, Brandão et al. 2009) registrada na serapilheira das áreas de Floresta Ombrófila Densa da Barragem de Biritiba Mirim e do Parque Estadual Nascentes do

Tabela 3. Resultados do índice de Whittaker obtidos com os dados do inventário de formigas na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.**Table 3.** Results obtained from Whittaker index of inventory data of ants in the upper Tietê River Basin.

	BP	BM	PN	PNMFAM	RT	RC	SA
BP	-						
BM	0,35 (51)	-					
PN	0,29 (52)	0,31 (53)	-				
PNMFAM	0,29 (62)	0,28 (57)	0,33 (61)	-			
RT	0,39 (38)	0,32 (41)	0,42 (40)	0,40 (50)	-		
RC	0,32 (47)	0,32 (47)	0,41 (48)	0,35 (60)	0,35 (47)	-	
SA	0,38 (39)	0,36 (39)	0,43 (37)	0,43 (44)	0,37 (35)	0,38 (43)	-

Entre parênteses, o número de espécies compartilhadas entre os remanescentes.

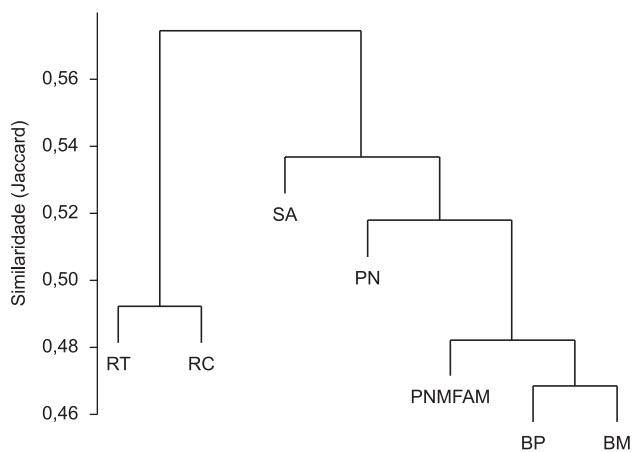


Figura 5. Similaridade entre as comunidades de formigas de serapilheira nos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. (BP) Barragem de Paraitinga; (BM) Barragem de Biritiba Mirim; (PN) Barragem de Ponte Nova; (PNMFAM) Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello; (RT) Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê; (RC) Barragem de Ribeirão do Campo e (SA) Fazenda Santo Alberto.

Figure 5. Similarity among litter ant communities in remnants of Rain Forest of the Upper Tietê River Basin. (BP) Paraitinga Dam; (BM) Biritiba Mirim Dam; (PN) Ponte Nova Dam; (PNMFAM) Municipal Natural Park Affonso de Mello; (RT) State Park Nascentes do Rio Tietê; (RC) Ribeirão do Campo Dam and (AS) Santo Alberto Farm.

Rio Tietê. Espécies de *Myrmelachista*, um gênero arborícola que faz parte da diversidade da serapilheira da Mata Atlântica da Serra do Mar (Suguituru et al. 2011), foram registradas em galhos caídos na serapilheira na Barragem de Ponte Nova, Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello e Parque Estadual Nascentes do Rio Tietê (Nakano et al. 2012).

Na serapilheira dos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê não foi registrada nenhuma espécie exótica. Todos os remanescentes de Mata Atlântica estão cercados por propriedades rurais ou pelas cidades de Salesópolis, Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes, o que facilita o acesso de espécies que possuem o potencial de reduzir a fauna nativa, como é o caso de *Paratrechina longicornis* e *Pheidole megacephala* (Nafus 1993, Harris & Barker 2007, Vanderwoude et al. 2000, Hoffmann 2010). Essas espécies exóticas são frequentes nas áreas urbanas das cidades do Alto Tietê (Kamura et al. 2007, Munhae et al. 2009, Souza et al. 2012). Por outro lado, ocorre uma forte dominância de *Solenopsis* sp.1 em 86% dos remanescentes. Este gênero é composto por espécies muito agressivas, inclusive na serapilheira (Delabie & Fowler 1995). Essa dominância pode estar relacionada às mudanças na estrutura

da vegetação natural (Resende et al. 2011), o que possivelmente se deve às fortes pressões ambientais que o Alto Tietê está sofrendo; em especial do setor imobiliário e moradias clandestinas (Bruna et al. 2012). Vários estudos demonstram que a fragmentação causa uma redução na riqueza de espécies e mudanças profundas na composição de espécies (Vasconcelos 2003).

Nossos resultados mostram que a composição de espécies entre os remanescentes é semelhante, o que possivelmente está relacionado à similaridade florística e a distância entre as áreas (Wolda 1996). Os valores de espécies compartilhadas mostram a importância dos remanescentes estudados para a conservação da diversidade de formigas da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Neste caso, destaca-se o remanescente de Floresta Ombrófila Densa onde se localiza o Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello, que detém os maiores valores de diversidade α e β e, por consequência, alta contribuição para a diversidade γ (Chase et al. 2011).

Os nossos resultados expandem o atual conhecimento sobre as espécies de formigas de serapilheira da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê e medidas que visem à conservação, proteção e conectividade dos recursos naturais (Brasil 2000) devem ser efetuadas, principalmente no Parque Estadual das Nascentes do Rio Tietê, que ainda possui muitos eucaliptos e apresenta baixos valores de diversidade α e β . Os resultados também mostram (1) o Parque Natural Municipal Francisco Affonso de Mello como o mais rico remanescente de Floresta Ombrófila Densa da região, corroborando diversos trabalhos apresentados por Morini & Miranda (2012); (2) a importância das áreas de Floresta Ombrófila Densa localizadas nas adjacências das barragens para a manutenção da biodiversidade de formigas; biodiversidade essa ameaçada pelo cenário socioambiental vigente na região (Candido et al. 2010) e (3) a substituição de espécies entre os remanescentes, o que indica a importância dessas áreas para a conservação da fauna regional de formigas da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.

Agradecimentos

À FAPESP (Processos n. 98/14509-0 e 05/58556-8), à FAEP/UMC, ao Cnpq (Processo n. 301151/2009-1) pelo auxílio financeiro e ao Dr. Rogério Rosa Silva pela identificação das espécies.

Referências

- AGOSTI, D. & ALONSO, L.E. 2000. The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.204-206.
- AGOSTI, D., MAJER, J.D., ALONSO, L.E. & SCHULTZ, T.R. 2000. The biodiversity Challenge. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.17-19.

- ALONSO, L.E. & AGOSTI, D. 2000. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.1-8.
- ANDERSEN, A.N. 1983. Species diversity and temporal distribution of ants in the semi-arid mallee region of northwestern Victoria. *Austral J. Ecol.* 8:127-137. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1983.tb01600.x>
- ANDERSEN, A.N. & MAJER, J.N. 2004. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Front. Ecol. Environ.* 2:291-298. [http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0292:ASTWDU\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWDU]2.0.CO;2)
- ARMBRECHT, I., PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. 2004. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science* 304:284-286. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1094981>
- AYRES, M., AYRES, M.J., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2007. BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá - IDS/MCT/CNPq, 364 p.
- BESTELMEYER, B.T., AGOSTI, D., ALONSO, L.E., BRANDÃO, C.R.F., BROWN JR, W.L., DELABIE, J.H.C. & SILVESTRE, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.22-144.
- BOLTON, B. 2003. Synopsis and classification of Formicidae. *Memoirs AEI* 71:1-370.
- BOLTON, B., ALPERT, G., WARD, F.S. & NASKRECKI, P. 2006. Bolton's catalogue of ants of the world: 1758-2005. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. <http://gap.entclub.org/>.
- BRANDÃO, C.R.F., SILVA, R.R. & DELABIE, J.H.C. 2009. Formigas (Hymenoptera). In *Bioecologia e Nutrição de Insetos: base para o manejo integrado de pragas* (A.R. Panizzi & J.R.P. Parra). Embrapa Tecnológica, Brasília, 1164p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2000. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, 19 jul. 2000.
- BROWN JUNIOR, W.L. 2000. Diversity of ants. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.45-79.
- BRUNA, G.C., ALMEIDA, M.A.P., SANTOS, M.V.M. & YAMAMOTO, S.L. 2012. Degradação da Serra do Itapeti. In *Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos* (M.S.C. Morini & V.F.O. Miranda, org.). Editora Canal6, Bauru, p.59-73.
- CÂMARA, I.G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic forest. In *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook* (C. Galindo-Leal & I.G. Câmara, eds.). Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, p. 31-42.
- CAMPOS, R.F., SCHOEREDER, J.H. & SPERBER, C.F. 2003. Local determinants of species richness in litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 41:357-367.
- CANDIDO, M.S., FONSECA, A.C.R., & DANTAS, V.M. 2010. Protocolo em defesa da recuperação da qualidade socioambiental da bacia hidrográfica do alto Tietê Cabeceiras, 94p.
- CARDOSO, D.C., SOBRINHO, T.G. & SCHOEREDER, J.H. 2010. Ant community composition and its relationship with phytophysognomies in a Brazilian Restinga. *Insects Soc.* 57:293-301. <http://dx.doi.org/10.1007/s00040-010-0084-3>
- CARNAVAL, A.C., HICKERSON, M.J., HADDAD, C.F.B., RODRIGUES, M.T. & MORITZ, C. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* 323:785-789. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1166955>
- CARVALHO, K.S. & VASCONCELOS, H.L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonian and its effects on litter-dwelling ants. *Biol. Conserv.* 20:151-157. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00079-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00079-8)
- CARVALHO, K.S. & VASCONCELOS, H.L. 2002. Comunidade de formigas que nidificam em pequenos galhos da serapilheira em floresta da Amazônia Central, Brasil. *Ver. Bras. Entomol.* 46:115-121. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262002000200002>
- CETESB. 1995. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. Série de Relatório, n.2-3.
- CETESB. 1999. Estabelecimento de valores de referência de qualidade e de intervenção para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo. Documentos Ambientais, n.1 e 2.
- CHASE, J.M., KRAFT, N.J.B., SMITH, K.G., VELLEND, M. & INOUE, B. 2011. Using null models to disentangle variation in community from variation in α -diversity. *Ecosphere* 22:1-11.
- COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. version 8.2. (último acesso em 08/07/2012).
- DELABIE, J.H. & FOWLER, H.G. 1995. Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahian cocoa plantations. *Pedobiologia* 39:423-433.
- DELABIE, J.H., AGOSTI, D. & NASCIMENTO, I.C. 2000. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain Forest region. In *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Curtin University, School of Environmental Biology Bulletin 18, Perth, p.1-17.
- DELABIE, J.H.C., JAHYNY, B., NASCIMENTO, I.C., MARIANO, S.F., LACAU, S., CAMPIOLO, S., PHILPOTT, S.M. & LEPONCE, M. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 16:2359-2384. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9190-6>
- DEL-CLARO, K. & OLIVEIRA, P.S. 1999. Ant-homoptera interactions in a Neotropical Savanna: the honeydew-producing treehopper, *Guayaquila xiphias* (Membracidae), and its associated ant fauna on *Didymopanax vinosum* (Araliaceae). *Biotropica* 31:135-144.
- FERNANDES, T.T., SILVA, R.R., SOUZA, D.R., ARAUJO, N. & MORINI, M.S.C. 2012. Undecomposed twigs in the leaf litter as nest-building resources for ants (Hymenoptera: Formicidae) in areas of the Atlantic Forest in the southeastern region of Brazil. *Psyche*. (no prelo).
- FOLGARAIT, P.J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodivers. Conserv.* 7:1221-1244. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. 1998. Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio Mata Atlântica no período 1990-1995. INPE, São Paulo.
- GOTELLI, N.J. 2009. Ecologia. Editora Planta, Londrina, Paraná, 287p.
- HOLE, F.D. 1981. Effects of animals on soil. *Geoderma* 25:75-112. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061\(81\)90008-2](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(81)90008-2)
- HARRIS, R.J. & BARKER, G. 2007. Relative risk of invasive ants (Hymenoptera: Formicidae) establishing in New Zealand. *New Zealand J. Zool.* 34:161-178. <http://dx.doi.org/10.1080/03014220709510075>
- HOFFMANN, B.D. 2010. Ecological restoration following the local eradication of an invasive ant in Northern Australia. *Biol. Invasions* 12:959-969. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9516-2>
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E.O. 1990. The ants. Belknap Press, Cambridge, Massachusetts, 732p.
- JOLY, C.A., AIDAR, M.P.M., KLINK, C.A., McGRATH, D.G., MOREIRA, A.G., MOUTINHO, P., NEPSTAD, D.C., OLIVEIRA, A.A., POTT, A., RODAL, M.J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciênc. Cult.* 51:331-348.
- JOLY, C.A., LEITÃO-FILHO, H.F. & SILVA, S.M. 1992. O patrimônio florístico. In *Mata Atlântica* (I.G. Câmara, coord.). Index, Rio de Janeiro, p.96-128.

- KAMURA, C.M., MORINI, M.S.C., FIGUEIREDO, C.J., BUENO, O.C. & CAMPOS-FARINHA, A.E.C. 2007. Ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in an urban ecosystem near the Atlantic Rainforest. *Braz. J. Biol.* 67:635-641. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400007>
- KASPARI, M. 1996. Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos* 76:443-454. <http://dx.doi.org/10.2307/3546338>
- KASPARI, M. & WEISER, M.D. 2000. Ant activity along moisture gradients in a Neotropical forest. *Biotropica* 32:703-711. [http://dx.doi.org/10.1646/0006-3606\(2000\)032\[0703:AAAMGI\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1646/0006-3606(2000)032[0703:AAAMGI]2.0.CO;2)
- KASPARI, M., O'DONNELL, S. & KERCHER, J.R. 2000. Energy, density, and constraints to species richness: ant assemblages along a productivity gradient. *Am. Nat.* 155:280-293. <http://dx.doi.org/10.1086/303313>
- KING, J.R., ANDERSEN, A.N. & CUTTER, A.D. 1998. Ant as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiv. Conserv.* 7:1627-1638. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008857214743>
- LACAU, S., VILLEMANT, C. & DELABIE, J.H.C. 2004. *Typhlomyrmex meire*, a remarkable new species endemic to Southern Bahia, Brazil (Formicidae: Ectatomminae). *Zootaxa* 678:1-23.
- LAPOLLA, J., BRADY, S. & SHATTUCK, S. 2010. Phylogeny and taxonomy of the *Prenolepis* genus group of ants (Hymenoptera: Formicidae). *Syst. Entomol.* 35:118-131. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3113.2009.00492.x>
- LASSAU, S.A. & HOCHULI, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblage. *Ecography* 27:157-164. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03675.x>
- LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS, V., ROGER, P., INESON, P., HEAL, O.W. & DHILLION, S. 1997. Soil functions in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European J. Soil Biol.* 33:159-193.
- MAJER, J.D. 1983. Ants: bioindicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environ. Manage.* 7:375-383.
- MAJER, J.D., BRENNAN, K.E.C. & MOIR, M.L. 2007. Invertebrates and the restoration of a forest ecosystem: 30 years of research following bauxite mining in Western Australia. *Restor. Ecol.* 15:104-115. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01866920>
- MARCENIUK, A.P. & HILSDORF, A.W.S. 2010. Peixes: das cabeceiras do rio Tietê e Parque das Neblinas. Editora Canal6, Bauru, SP, 160p.
- MARTINI, A.M.Z., FIASCHI, P., AMORIM, A.M. & PAIXÃO, J.L. 2007. A hot-point within a hotspot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodivers. Conserv.* 16:3111-3128. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9166-6>
- McKEY, D., ROSTAIN, S., IRIARTE, J., GLASER, B., BIRK, J.J., HOLST, I. & RENARD, D. 2010. Pre-columbian agricultural landscapes, ecosystem engineers, and self-organized patchiness in Amazonia. *PNAS* 107:7823-7828. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0908925107>
- METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., DIXO, M., BERNACCI, L.C., RIBEIRO, M.C., TEIXEIRA, A.M.G. & PARDINI, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* 142:1166-1177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- MINUZZI, R.B., SEDIYAMA, G.C., BARBOSA, E.M. & MELO JUNIOR, J.C.F. 2007. Climatologia do comportamento do período chuvoso da região sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Meteorol.* 22:338-344.
- MORINI, M.S.C. & MIRANDA, V.F.O. 2012. Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos. Editora Canal6, Bauru, p.398.
- MORINI, M.S.C., YASHIMA, M., ZENE, F.Y., SILVA, R.R. & JAHYNY, B. 2004. Observations on the *Acanthostichus quadratus* (Hymenoptera: Formicidae: Cerapachyinae) visiting underground bait and fruits of the *Syagrus romanzoffiana*, in an area of the Atlantic Forest, Brazil. *Sociobiology* 43:573-578.
- MUNHAE, C.B., BUENO, Z.A.F.N., MORINI, M.S.C. & SILVA, R.R. 2009. Composition of the ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in public squares in Southern Brazil. *Sociobiology* 53:455-472.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- NAFUS, D.M. 1993. Movement of introduced biological control agents onto nontarget butterflies, *Hypolimnna* spp. (Lepidoptera: Nymphalidae). *Environ. Entomol.* 22:265-272.
- NAKANO, M.A., FEITOSA, R.M., MORAES, C.O., ADRIANO, L.D.C., HENGLES, E.P., LONGUI, L.E. & MORINI, M.S.C. 2012. Assembly of *Myrmelachista* Roger (Formicidae: Formicinae) in twigs fallen on the leaf litter of Brazilian Atlantic Forest. *J. Nat. Hist.* <http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2012.707247>
- NOGUEIRA, I.S., NABOUT, J.C., OLIVEIRA, J.E. & SILVA, K.D. 2008. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplancônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea* 35:219-233.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. 2011. Vegan: community ecology package. Version 1.17-11. <http://vegan.r-force.r-project.org/>.
- PACHECO, R. & VASCONCELOS, H.L. 2012. Subterranean pitfall traps: is it worth including them in your ant sampling protocol? *Psyche*. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/870794>
- PACHECO, R., SILVA, R.R., MORINI, M.S.C. & BRANDÃO, C.R.F. 2009. A comparison of the leaf-litter ant fauna in a secondary Atlantic forest with an adjacent pine plantation in southeastern Brazil. *Neotrop. Entomol.* 38:55-65. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2009000100005>
- PAGANI, M.I. 2012. Preservação da Serra do Itapeti. In Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos (M.S.C.Morini & V.F.O.Miranda, org.). Editora Canal6, Bauru, p.45-58.
- PAIS, M.P. & VARANDA, E.M. 2010. Arthropod recolonization in the restoration of a semideciduous forest in southeastern Brazil. *Neotrop. Entomol.* 39:198-206. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2010000200009>
- PHILPOTT, S.M. & FOSTER, P.F. 2005. Nest-site limitation in coffee agroecosystems: artificial nest promote maintenance of arboreal ant diversity. *Ecol. Appl.* 15:1478-1485. <http://dx.doi.org/10.1890/04-1496>
- POZO, J., GONZÁLES, E., DÍEZ, J.R., MOLINERO, J. & ELÓSEGUI, A. 1997. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16:602-611. <http://dx.doi.org/10.2307/1468147>
- RESENDE, J.J., SANTOS, G.M.M., NASCIMENTO, I.N., DELABIE, J.H.C. & SILVA, E.M.S. 2011. Communities of ants (Hymenoptera: Formicidae) in different Atlantic Rain Forest phytophysionomies. *Sociobiology* 58:779-798.
- RIBAS, C.R. & SCHOEREDER, J.H. 2002. Are all mosaics caused by competition? *Oecologia* 131:606-611. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-002-0912-x>
- RIBAS, C.R., SCHOEREDER, J.H., PIE, M. & SOARES, S.M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecol.* 28:305-314. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x>
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F. & HIROTA, M.M. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141-1153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- RISCH, A.C. & JURGENSEN, M.F. 2008. Ants in the soil system – a hydrological, chemical and biological approach. *J. Appl. Entomol.* 132:265. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2008.01296.x>
- SABU, T.K., VINEESH, P.J. & VINOD, K.V. 2008. Diversity of forest litter-inhabiting ants along elevations in the Wayanad region of the Western Ghats. *J. Ins. Sci.* 8:1-14. <http://dx.doi.org/10.1673/031.008.6901>
- SANDERS, D. & VAN VEEN, F.F. 2011. Ecosystem engineering and predation: the multi-trophic impact of two ant species. *J. Animal Ecol.* 80:569-576. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01796.x>

- SILVA, R.R. & BRANDÃO, C.R.F. 2010. Morphological patterns and community organization in leaf-litter assemblages. *Ecol. Monog.* 80:107-124. <http://dx.doi.org/10.1890/08-1298.1>
- SILVA, F.R., BEGNINI, R.M., Klier, V.A., SCHERER, K.Z., LOPES, B.C. & CASTELLANI, T.T. 2009. Utilização de sementes de *Syagrus romanzoffiana* (Arecaceae) por formigas em floresta secundária no sul do Brasil. *Neotrop. Entomol.* 38:873-875. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2009000600025>
- SOUZA, D.R., MUNHAE, C.B., KAMURA, C.M., PORTERO, N.S. & MORINI, M.S.C. 2012. Formigas em áreas urbanizadas da Serra do Itapeti. In *Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos* (M.S.C. Morini & V.F.O. Miranda, org.). Editora Canal6, Bauru, p.301-310.
- STEPHENS, S.S. & WAGNER, M.R. 2006. Using ground foraging ant (Hymenoptera: Formicidae) functional groups as bioindicators of forest health in Northern Arizona ponderosa pine forests. *Environ. Entomol.* 35:937-949. <http://dx.doi.org/10.1603/0046-225X-35.4.937>
- SUGUITURU, S.S., SILVA, R.R., SOUZA, D.R., MUNHAE, C.B. & MORINI, M.S.C. 2011. Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest. *Biota Neotrop.* 11:1-8. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000100034>
- TAVARES, A.A. 2002. Estimativas da diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em quatro remanescentes de floresta ombrófila densa e uma restinga no estado de São Paulo, Brasil. Tese de doutorado, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, Entomologia, São Paulo.
- TOMASULO, P.L.B. 2012. Flora fanerogâmica da Serra do Itapeti. In *Serra do Itapeti: aspectos históricos, sociais e naturalísticos* (M.S.C. Morini & V.F.O. Miranda, org.). Editora Canal6, Bauru, p.107-125.
- VANDERWOUDE, C., LOBRY DE BRUYN, L.A. & HOUSE, A.P.N. 2000. Response of an open-forest ant community to invasion by the introduced ant, *Pheidole megacephala*. *Austral Ecol.* 25:253-259. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01021.x>
- VASCONCELOS, H.L. 2003. Formigas do solo nas florestas da Amazônia: padrões de diversidade e respostas aos distúrbios naturais e antrópicos (F.M.S. Moreira, J.O. Siqueira & L. Brussard, eds.). Editora da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, p.323-343.
- VASCONCELOS, H.L., MACEDO, A.C.C. & VILHENA, J.M.S. 2003. Influence of topography on the distribution of ground-dwelling in a Amazonian forest. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 38:115-124. <http://dx.doi.org/10.1076/snfe.38.2.115.15923>
- WARD, P.S. 2000. Broad-scale patterns of diversity in a leaf litter ant communities. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.99-121.
- WHITTAKER, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol. Monog.* 30:279-338. <http://dx.doi.org/10.2307/1943563>
- WOLDA, H. 1996. Between-site similarity in species composition of a number of Panamanian insect group. *Miscell. Zool.* 19:39-50.
- XAVIER, A.F., BOLZARI, B.M. & JORDÃO, S. 2008. Unidade de conservação da natureza no Estado de São Paulo, unidade 3. In *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo* (R.R. Rodrigues & V.L. Bononi, org.). Instituto de Botânica, p.24.
- YAMAMOTO, C.I. 1999. Fauna de formigas de serapilheira de Mata Atlântica: levantamento quantitativo na estação biológica de Boracéia (Salesópolis, SP). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 95p.
- ZARA, F.J., MORINI, M.S.C. & KATO, L.M. 2003. New record for the army ants *Labidus mars* (Formicidae: Ecitoninae) in atlantic rain forest in São Paulo State, Brazil. *Sociobiology* 42:443-448.

Recebido em 20/04/2011

Versão reformulada recebida em 07/02/2013

Publicado em 15/04/2013

Morcegos em área de Floresta Montana, Visconde de Mauá, Resende, Rio de Janeiro

Júlia Lins Luz^{1,4}, Luciana de Moraes Costa^{1,2}, Tássia Jordão-Nogueira³,

Carlos Eduardo Lustosa Esbérard¹ & Helena de Godoy Bergallo³

¹Laboratório de Diversidade de Morcegos, Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ, Km 47 da antiga estrada Rio-São Paulo, CP 74507, CEP 23890-000, Seropédica, RJ, Brasil

²Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rua São Francisco Xavier, 524, CEP 20559-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

³Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rua São Francisco Xavier, 524, CEP 20559-900, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

⁴Autor para correspondência: Julia Lins Luz, e-mail: julialinsluz@yahoo.com.br

LUZ, J.L., COSTA, L.M., JORDÃO-NOGUEIRA, T., ESBÉRARD, C.E.L. & BERGALLO, H.G. **Bats from a Montane Forest, Visconde de Mauá, Resende, Rio de Janeiro.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn02513022013>

Abstract: The goal of this study is to provide a list of bats from Visconde de Mauá, municipality of Resende, Rio de Janeiro State, located 1,300 m above sea level. Fieldwork was carried out during seven nights in November 2005, with captures along flyways, feeding sites, and roosts. A total of 13 species was recorded (10 Phyllostomidae, two Vespertilionidae, and one Molossidae). Seven species are frugivores, two nectarivores, one hematophagous, and three insectivores. *Sturnira lilium* was the dominant species, with 79.6% of the captures.

Keywords: high-altitude, Atlantic Rainforest, bat inventory, Chiroptera, Mammalia.

LUZ, J.L., COSTA, L.M., JORDÃO-NOGUEIRA, T., ESBÉRARD, C.E.L. & BERGALLO, H.G. **Morcegos em área de Floresta Montana, Visconde de Mauá, Resende, Rio de Janeiro.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn02513022013>

Resumo: O objetivo deste trabalho é apresentar uma lista de morcegos da região de Visconde de Mauá, município de Resende, Estado do Rio de Janeiro, em área de Floresta Ombrófila Densa Montana, localizada acima de 1.300 m de altitude. Foram realizadas sete noites de captura, em novembro de 2005, com amostragens em áreas de voo e forrageio e em abrigos. O total de 13 espécies foi obtido (10 Phyllostomidae, duas Vespertilionidae e uma Molossidae). Dessas, sete espécies são frugívoras, duas nectarívoras, uma hematófaga e três insetívoras. A espécie dominante foi *Sturnira lilium* com 79,6% das capturas.

Palavras-chave: altitude elevada, Mata Atlântica, inventário de morcegos, Chiroptera, Mammalia.

Introdução

Diversos levantamentos de mamíferos têm sido realizados no sudeste do Brasil e mais especificamente no Estado do Rio de Janeiro (e.g., Olifiers et al. 2007, Modesto et al. 2008, Luz et al. 2011, Delciellos et al. 2012). Porém, ainda existem áreas com pouca ou nenhuma amostragem para os diferentes grupos taxonômicos (Bergallo et al. 2009). As faixas de altitudes mais elevadas estão entre essas áreas pouco amostradas (e.g., Geise et al. 2004, Olifiers et al. 2007), sendo estas de extrema importância, uma vez que os gradientes altitudinais podem influenciar a ocorrência e a abundância das espécies de mamíferos, incluindo os morcegos (Patterson et al. 1998, Geise et al. 2004, McCain 2005, 2007).

No Estado do Rio de Janeiro dois parques nacionais, que apresentam cotas altitudinais elevadas e Floresta Ombrófila Densa Montana, foram estudados quanto à composição da fauna de mamíferos em diferentes altitudes. Geise et al. (2004) registraram 69 espécies de mamíferos terrestres pertencentes a sete ordens e 20 famílias para o Parque Nacional do Itatiaia e seu entorno e Olifiers et al. (2007) registraram 11 espécies de marsupiais e 17 espécies de roedores no Parque Nacional da Serra dos Órgãos. No entanto, esses levantamentos não incluíram a ordem Chiroptera, havendo poucas áreas em altitudes mais elevadas amostradas para esse grupo (Dias et al. 2010).

Alguns levantamentos da fauna de quirópteros foram realizados nas últimas décadas nos remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Montana localizados nas Serras do Mar e da Mantiqueira, em altitudes compreendidas entre os 500 e os 1.500 m (Esbérard et al. 1996, Dias & Peracchi 2008, Modesto et al. 2008, Moratelli & Peracchi 2007, Martins 2011, Delciellos et al. 2012). No entanto, no município de Resende há, até o momento, o registro de apenas duas espécies

de morcegos: *Diphylla ecaudata* Spix, 1823 e *Molossus rufus* E. Geoffroy, 1805 (Esbérard 2004, Dias et al. 2010).

O objetivo deste trabalho é apresentar uma lista de morcegos da região de Visconde de Mauá, município de Resende, Estado do Rio de Janeiro, em área de Floresta Ombrófila Densa Montana, localizada acima de 1.300 m de altitude.

Material e Métodos

A região de Visconde de Mauá, município de Resende, localiza-se em terras altas da Serra da Mantiqueira, que apresentam altitude média de 1.200 m, e dista cerca de 185 km da cidade do Rio de Janeiro (Bauer & Pacheco 2000). Esta região situa-se no entorno do Parque Nacional do Itatiaia e está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) da Serra da Mantiqueira, criada em 1985. A APA apresenta uma área total de 421.804 ha e ocupa parte de 27 municípios dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (Instituto... 2012).

O relevo é bastante acidentado e a altitude da área amostrada varia de 1.350 a 1.750 metros (Vrcibradic et al. 2010). As coletas foram realizadas em uma propriedade particular, a Fazenda Marimbondo (22°22' S e 44°35' W - Figura 1). A localidade encontra-se inserida na Formação de Floresta Ombrófila Densa Montana caracterizada por apresentar um extrato dominante tendo o dossel altura até 25 m (Urrahy et al. 1983).

A amostragem de morcegos ocorreu entre os dias 05 e 11 de novembro de 2005. Foram utilizadas redes de neblina medindo de sete a 12 m de comprimento armadas em diferentes locais a cada noite, incluindo trilhas já existentes, coleções de água e proximidades de refúgios. Foram realizadas sete noites de captura e o número de redes por noite variou de cinco a nove. As redes foram abertas minutos antes do crepúsculo e permaneceram abertas por um período que variou

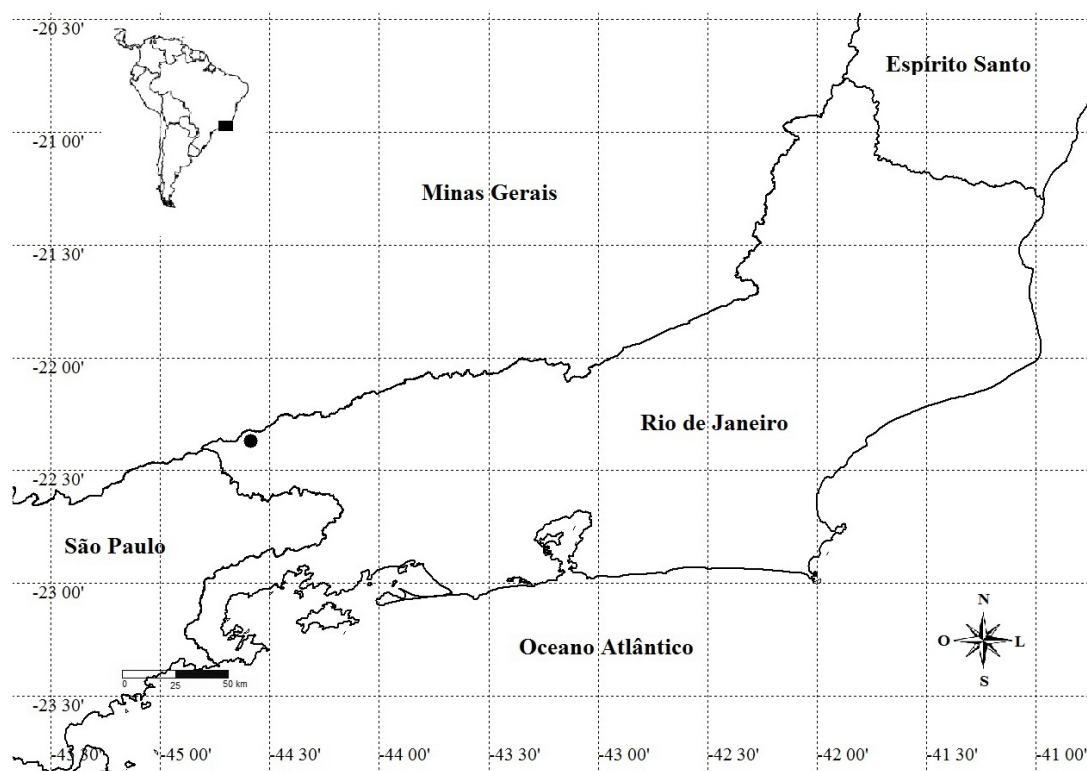


Figura 1. Mapa do Estado do Rio de Janeiro, com a localidade de Visconde de Mauá indicada pelo ponto preto.

Figure 1. Map of Rio de Janeiro State, with the location of Visconde de Mauá indicated by the black dot.

de quatro a 12,5 horas. O esforço foi calculado segundo Straube e Bianconi (2002) e totalizou 10.135 m².h. Foi realizada ainda a captura manual de morcegos, durante o dia, entre as telhas de um dos telhados da propriedade, apontado como refúgio pelo proprietário.

Os morcegos capturados foram identificados, mensurados (massa e antebraço), averiguados quanto ao sexo e soltos no próprio local de captura após receberem furos no dactilopatágio ("punch-marking") (Bonaccorso & Smythe 1972). A nomenclatura das espécies seguiu Simmons (2005). Exemplares testemunhos foram depositados na coleção de referência do Laboratório de Diversidade de Morcegos (Processo 1755/89 – IBAMA/SUPES/RJ) da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Apêndice 1).

As espécies foram classificadas em guildas tróficas (carnívoros, catadores, frugívoros, hematófagos, nectarívoros, insetívoros ou onívoros) segundo Bonaccorso (1979) e foi feita uma curva aleatorizada de acumulação de espécies, com 1.000 iterações no programa Past 2.0, utilizando apenas as capturas em redes de neblina. A riqueza esperada de morcegos foi estimada através do estimador Chao 2 (Chao 1984), que leva em consideração a frequência das espécies.

Resultados

Foram analisados 204 indivíduos dos quais 10 foram recapturados, sendo nove recapturas de *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810) e uma de *Vampyressa pusilla* (Wagner, 1843). O total de 13 espécies foi obtido, sendo 10 da família Phyllostomidae, duas da família Vespertilionidae e uma da família Molossidae. Dessas, sete espécies são frugívoras, duas nectarívoras, uma hematófaga e três insetívoras (Tabela 1).

A espécie dominante foi *S. lilium* com 79,6% das capturas realizadas com redes de neblina. As outras espécies, registradas através das redes de neblina, apresentaram menos de 10 capturas sendo que *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818), *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758), *Myotis riparius* Handley, 1960 e *Sturnira tildae* de la Torre, 1959 foram representadas por apenas uma captura cada (Tabela 1). A curva de acúmulo de espécies não apresentou estabilização (Figura 2) e a riqueza estimada pelo o índice de Chao 2 foi de 21,17.

No refúgio foram capturadas duas espécies que não haviam sido registradas em redes: *Eptesicus furinalis* (d'Orbigny & Gervais, 1847) e *Molossus molossus* (Pallas, 1766).

Discussão

Apesar do pequeno esforço de captura, foram registradas 11,5% das espécies de morcegos reconhecidas para a Mata Atlântica (Paglia et al. 2012) e cerca de 31% das reconhecidas para região (Dias et al. 2010). A curva de acúmulo de espécies sugere que, com o aumento do esforço de coleta no local, mais táxons serão registrados. Segundo o índice de Chao 2 a amostragem representa apenas 61,4% da riqueza esperada. O número de espécies esperado apresenta um alto valor em relação ao observado devido ao curto tempo de inventário, que não foi capaz de descrever, por completo, a fauna de morcegos local.

A captura em refúgio foi responsável por acrescentar duas espécies, da guilda de insetívoros, ao inventário de morcegos, demonstrando a importância de se utilizar mais de um método de captura. Essa guilda, em geral, é sub-amostrada em levantamentos realizados com redes de neblina (Voss & Emmons 1996, Simmons & Voss 1998, Esbérard 2004, Esbérard & Bergallo 2005), pois essas espécies voam acima da copa das árvores e apresentam um sonar mais apurado (Simmons & Voss 1998, Schnitzler & Kalko 2001). No entanto, o uso de telhados de residências e outras construções humanas como abrigo por algumas espécies desta guilda é relatado com frequência (Esbérard et al. 1999, Luz et al. 2009).

A riqueza obtida está de acordo com aquela encontrada em inventários rápidos situados na mesma altitude e formação vegetal (Modesto et al. 2008, Delciellos et al. 2012) e a predominância de *S. lilium*, assim como da guilda de frugívoros, nessas áreas também já havia sido observada (Moratelli & Peracchi 2007, Modesto et al. 2008, Nobre et al. 2009, Martins 2011). No entanto, no presente estudo, a espécie mais abundante representou cerca de dois terços das capturas, apresentando uma abundância relativa acima do encontrado nos outros estudos.

Tabela 1. Lista de espécies, número de capturas e guilda trófica de morcegos da Fazenda Marimbondo, Visconde de Mauá, município de Resende, RJ, capturados em novembro de 2005. As recapturas estão indicadas entre parênteses.

Table 1. Species list, number of captures and trophic guild of bats from Fazenda Marimbondo, Visconde de Mauá, Resende, RJ, captured in November 2005. The recaptures are indicated in parentheses.

Espécies	Capturas em rede	Capturas em refúgio	Guilda descrita
Família Phyllostomidae			
<i>Anoura caudifer</i> (E. Geoffroy, 1818)	7	-	Nectarívoro
<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	8	-	Nectarívoro
<i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838	3	-	Frugívoro
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	1	-	Frugívoro
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	Frugívoro
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	4	-	Hematófago
<i>Platyrrhinus recifinus</i> (Thomas, 1901)	4	-	Frugívoro
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	133 (9)	-	Frugívoro
<i>Sturnira tildae</i> de la Torre, 1959	1	-	Frugívoro
<i>Vampyressa pusilla</i> (Wagner, 1843)	4 (1)	-	Frugívoro
Família Molossidae			
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	-	4	Insetívoro
Família Vespertilionidae			
<i>Eptesicus furinalis</i> (d'Orbigny & Gervais, 1847)	-	33	Insetívoro
<i>Myotis riparius</i> Handley, 1960	1	-	Insetívoro

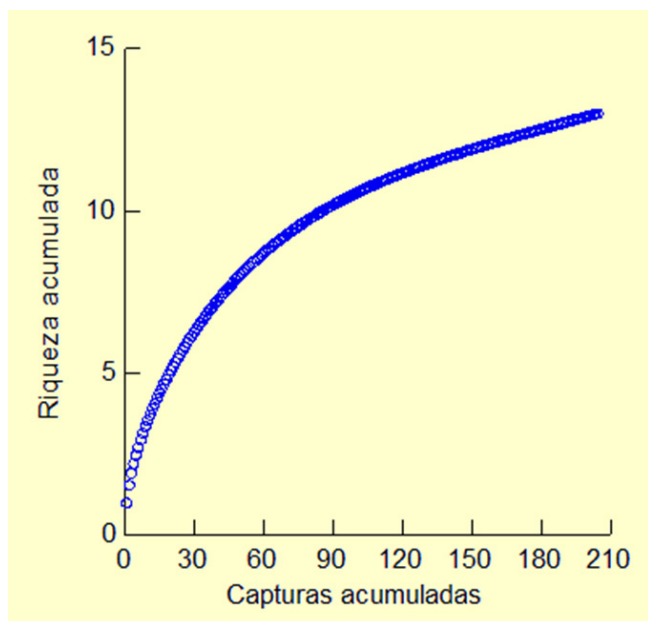


Figura 2. Curva aleatorizada (com desvio padrão) de acúmulo de espécies de morcegos capturados em novembro de 2005, na Fazenda Marimbondo, Visconde de Mauá, município de Resende, RJ.

Figure 2. Randomized accumulation curve (with standard deviation) of bat species captured in November 2005 at Fazenda Marimbondo, Visconde de Mauá, Resende, RJ.

A Conservation International desenvolveu na última década um Programa de Avaliação Rápida (RAP), que consiste na execução de estudos de curta duração, com o objetivo de registrar do maior número de espécies em áreas pouco conhecidas (Alonso et al. 2001, Chermoff et al. 2001, Montambault & Missa 2002). O objetivo desta abordagem não é gerar uma lista completa de espécies para os locais visitados, mas sim fornecer dados primordiais sobre a diversidade de uma área (Martins et al. 2006). Nesse sentido o presente estudo vem contribuir para o conhecimento da fauna de morcegos do município de Resende, no Estado do Rio de Janeiro.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado por Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF) e Aliança para Conservação da Mata Atlântica (Conservation International - Brazil e SOS Mata Atlântica). Agradecemos à equipe do Laboratório de Ecologia de Mamíferos (UERJ) que ajudou no trabalho de campo e ao Instituto Biomas pelo suporte. JLL agradece ao CNPq pela bolsa de doutorado. LMC agradece à FAPERJ pela bolsa de doutorado. CELE agradece ao CNPq a bolsa de produtividade em pesquisa e à FAPERJ a bolsa de Jovem Cientista do Nosso Estado. HGB agradece as bolsas de Produtividade CNPq, Prociência UERJ e Cientista do Nosso Estado FAPERJ.

Referências Bibliográficas

ALONSO, L.E., ALONSO, A., SCHULEMBERG, T.S. & DALLMEIER, F. 2001. Biological and social assessments of the Cordillera de Vilcabamba, Peru. Rapid Assessment Program Bulletin of Biological Assessment, Washington, v.6, p.1-298.

BAUER, C. & PACHECO, J.F. 2000. Lista das aves da região de Visconde de Mauá, Serra da Mantiqueira, no limite dos Estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. Atual. Ornitol. 97:7.

BERGALLO, H.G., FIDALGO, E.C.C., ROCHA, C.F.D., UZEDA, M.C., COSTA, M.B., ALVES, M.A.S., VAN SLUYS, M., SANTOS, M.A., COSTA, T.C.C. & COZZOLINO, A.C.R. 2009. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Instituto Biomas, Rio de Janeiro.

BONACCORSO, F.J. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. Bull. Fla. St. Mus. Biol. Sci. 24(4):359-408.

BONACCORSO, F.J. & SMYTHE, N. 1972. Punch-Marking bats: An Alternative to Banding. J. Mammal. 53:389-390. <http://dx.doi.org/10.2307/1379186>

CHAO, A. 1984. Nonparametric estimation of the numbers of classes in a population. Scand. J. Stat. 11:265-270.

CHERMOFF, B., WILLINK, P.W. & MONTAMBAULT, J.R. 2001. A biological assessment of the Rio Paraguay basin, Alto Paraguay, Paraguay. Rapid Assessment Program Bulletin of Biological Assessment, Washington. v.19, p.1-156.

DELICIELLOS, A.C., NOVAES, R.L.M., LOGUERCIO, M.F.C., GEISE, L., SANTORI, R.T., SOUZA, R.F., PAPI, B.S., RAÍCES, D.S.L., VIEIRA, N.R., FELIX, S., DETOGNE, N., SILVA, C.C.S., BERGALLO, H.G. & ROCHA-BARBOSA, O. 2012. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. Check List 8(4):675-692.

DIAS, D. & PERACCHI, A.L. 2008. Quirópteros da Reserva Biológica do Tinguá, Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Mammalia: Chiroptera). Rev. Brasil. Zool. 25:333-369. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752008000200023>

DIAS, D., PEREIRA, S.N., MAAS, A.C.S., MARTINS, M.A., BOLZAN, D.P. & PERACCHI, A.L. 2010. Quirópteros das regiões Centro-Sul e Médio Paraíba do Estado do Rio de Janeiro (Mammalia, Chiroptera). Chiropt. Neotrop. 16(1):579-585.

ESBERÁRD, C.E.L. 2004. Morcegos no Estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

ESBERÁRD, C.E.L., CHAGAS, A.S., BAPTISTA, M. & LUZ, E.M. 1996. Levantamento de Chiroptera na Reserva Biológica de Araras, Petrópolis, Rio de Janeiro - I - riqueza de espécies. Rev. Cient. C. Pes. 2:65-87.

ESBERÁRD, C.E.L., CHAGAS, A.S. & LUZ, E.M. 1999. Uso de residências por morcegos no Estado do Rio de Janeiro (Mammalia: Chiroptera). Rev. Bras. Med. Vet. 21(1):17-20.

ESBERÁRD, C.E.L. & BERGALLO, H.G. 2005. Research on bats in the state of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. Mastozool. Neotrop. 12(2):237-243.

GEISE, L., PEREIRA, L.G., BOSSI, D.E. & BERGALLO, H.G. 2004. Patterns of elevational distribution and richness of nonvolant mammals in Itatiaia National Park and surroundings, in Southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 64:1-15. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000400007>

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBIO. 2012. APA da Serra da Mantiqueira. <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/mata-atlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica/2177-apa-da-serra-da-mantiqueira.html> (último acesso em 06/11/2012).

LUZ, J.L., COSTA, L.M., LOURENÇO, E.C., GOMES, L.A.C. & ESBERÁRD, C.E.L. 2009. Bats from the Restinga de Praia das Neves, state of Espírito Santos, Southern Brazil. Check List 5(2):364-369.

LUZ, J.L., COSTA, L.M., LOURENÇO, E.C. & ESBERÁRD, C.E.L. 2011. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) da Reserva Rio das Pedras, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. Biota Neotrop. 11(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn01711012011> (último acesso em 17/08/2012)

MARTINS, A.C.M., BERNARD, E. & GREGORIN, R. 2006. Inventários biológicos rápidos de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em três unidades de conservação do Amapá, Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(4):1175-1184. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000400026>

MARTINS, M.A. 2011. Riqueza, diversidade de espécies e variação altitudinal de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MCCAIN, C.M. 2005. Elevational gradients in diversity of small mammals. Ecology 86(2):366-372. <http://dx.doi.org/10.1890/03-3147>

- McCAIN, C.M. 2007. Could temperature and water availability drive elevational diversity? A global case study for bats. *Global Ecol. Biogeogr.* 16:1-13. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00263.x>
- MODESTO, T.C., PESSÔA, F.S., ENRICI, M.C., ATTÍAS, N., JORDÃO-NOGUEIRA, T., COSTA, L.M., ALBUQUERQUE, H.G. & BERGALLO, H.G. 2008. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotrop.* 8(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n4/pt/abstract?article=bn01408042008> (último acesso em 17/08/2012)
- MONTAMBAULT, J.R. & MISSA, O. 2002. A Biodiversity Assessment of the Eastern Kanuku Mountains, Lower Kwitaro River, Guyana. *Rapid Assessment Program Bulletin of Biological Assessment*, Washington, v.26, p.1-88.
- MORATELLI, R. & PERACCHI, A.L. 2007. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In *Ciência e conservação na Serra dos Órgãos* (C. Cronemberger & E.B. Viveiros De Castro, eds.). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, p.193-210.
- NOBRE, P.H., RODRIGUES, A.S., COSTA, A.I., MOREIRA, A.E.S., MOREIRA, H.H. 2009. Similaridade da fauna de Chiroptera (Mammalia), da Serra Negra, municípios de Rio Preto e Santa Bárbara do Monte Verde, Minas Gerais, com outras localidades da Mata Atlântica. *Biota Neotrop.* 9(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/abstract?article=bn03309032009> (último acesso em 17/08/2012)
- OLIFIERS, N., CUNHA, A.A., GRELE, C.E., BONVICINO, C.R., GEISE, L., PEREIRA, L.G., VIEIRA, M.V., D'ANDREA, P.S. & CERQUEIRA, R. 2007. Lista de espécies de pequenos mamíferos não-voadores do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. In *Ciência e conservação na Serra dos Órgãos* (C. Cronemberger & E.B. Viveiros De Castro, eds.). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, p.183-192.
- PAGLIA, A.P., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., HERRMANN, G., AGUIAR, L.M.S., CHIARELLO, A.G., LEITE, Y.L.R., COSTA, L.P., SICILIANO, S., KIERULFF, M.C.M., MENDES, S.L., TAVARES, V.C., MITTERMEIER, R.A. & PATTON, J.L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2. ed. *Occas. Pap. Conserv. Biol.* 6:1-76.
- PATTERSON, B.D., STOTZ, D.F., SOLARI, S., FITZPATRICK, J.W. & PACHECO, V. 1998. Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *J. Biogeogr.* 25:593-607. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.2530593.x>
- SIMMONS N.B. 2005. Order Chiroptera. In *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference* (D.E. Wilson & D.M. Reeder, eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, p.312-529.
- SIMMONS, N.B. & VOSS, R.S. 1998. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna, Part 1. Bats. *B. Am. Mus. Nat. Hist.* 237:1-219.
- STRAUBE, F.C. & BIANCONI, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiropt. Neotrop.* 8(1-2):150-152.
- URURAHY, J.C.C., COLLARES, J.E.R., SANTOS, M.M. & BARRETO, R.A.A. 1983. Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitória, geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. In *Projeto RADAMBRASIL, Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- VOSS, R.S. & EMMONS, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *B. Am. Mus. Nat. Hist.* 230:1-115.
- VRCIBRADIC, D., ARIANI, C.V., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2010. Amphibia, Leptodactylidae, *Paratelmatobius mantiqueira*: Distribution extension. *Check List* 6(1):1-2.

Recebido em 15/12/2012

Versão reformulada recebida em 20/04/2013

Publicado em 24/05/2013

Apêndice

Apêndice 1. Espécimes depositados na Coleção de Referência do Laboratório de Diversidade de Morcegos (LDM), Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro: *Desmodus rotundus* (LDM4136); *Eptesicus furinalis* (LDM4149); *Myotis riparius* (LDM4147); *Molossus molossus* (LDM4160); *Platyrrhinus recifinus* (LDM4141); *Sturnira lilium* (LDM4140); *Vampyressa pusilla* (LDM4144).

Appendix 1. Vouchers deposited in the collection of Laboratório de Diversidade de Morcegos at Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro: *Desmodus rotundus* (LDM4136); *Eptesicus furinalis* (LDM4149); *Myotis riparius* (LDM4147); *Molossus molossus* (LDM4160); *Platyrrhinus recifinus* (LDM4141); *Sturnira lilium* (LDM4140); *Vampyressa pusilla* (LDM4144).

**New records of the southern naked-tailed armadillo
Cabassous unicinctus unicinctus Linnaeus, 1758 (Cingulata: Dasypodidae) in Brazil**

Teresa Cristina da Silveira Anacleto^{1,4}, Leandro Perez Godoy² & Darius Pukenis Tubelis³

¹Laboratório de Mamíferos, Departamento de Biologia, Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, CEP 78690-000, Nova Xavantina, MT, Brasil

²Laboratório de Mamíferos, Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo – USP, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil

³Departamento de Ciências Animais, Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, CEP 59625-900, Mossoró, RN, Brasil

⁴Corresponding author: Teresa Cristina da Silveira Anacleto, e-mail: teresacristina@unemat.br

ANACLETO, T.C.S., GODOY, L.P. & TUBELIS, D.P. **New records of the southern naked-tailed armadillo *Cabassous unicinctus unicinctus* Linnaeus, 1758 (Cingulata: Dasypodidae) in Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn00213022013>

Abstract: The geographic distribution of *Cabassous unicinctus* is poorly known due to the low number of available records. Two subspecies with distributions limited by the Amazonas River were recognized in 1980. *Cabassous u. unicinctus* has been found north of this river, while *C. u. squamicaudis* occurs in areas south of the river. This study aimed to update the distribution records of *C. u. unicinctus* in Brazil. We compiled records from literature, museum collections and field studies. New records of this subspecies were obtained from the Brazilian states of Acre, Pará, Rondônia and Mato Grosso. These records enlarge a geographic distribution of *C. u. unicinctus* to Amazonian and Cerrado biomes, regions located south of the Amazon River.

Keywords: *Xenarthra*, geographic distribution, armadillo, Amazonas, Cerrado, Mato Grosso.

ANACLETO, T.C.S., GODOY, L.P. & TUBELIS, D.P. **Novos registros do tatu-de-rabo-mole *Cabassous unicinctus unicinctus* Linnaeus, 1758 (Cingulata: Dasypodidae) no Brasil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn00213022013>

Resumo: A distribuição geográfica de *Cabassous unicinctus* é pouco conhecida devido ao baixo número de registros disponíveis. Foram reconhecidas na década de 1980 duas subespécies, sendo as distribuições limitadas pelo Rio Amazonas. *Cabassous u. unicinctus* tinha sido encontrado ao norte do rio, enquanto *C. u. squamicaudis* foi encontrado em áreas ao sul deste rio. Este estudo visa atualizar os registros de distribuição de *C. u. unicinctus* no Brasil. Nós compilamos registros de literatura, coleções de museus e estudos de campo. Novos registros dessa subespécie foram obtidos nos seguintes estados brasileiros: Acre, Pará, Rondônia e Mato Grosso. Esses registros ampliam a distribuição geográfica de *C. u. unicinctus* nos biomas Amazônia e Cerrado, em regiões localizadas ao sul do Rio Amazonas.

Palavras-chave: *Xenarthra*, distribuição geográfica, tatu, Amazonas, Cerrado, Mato Grosso.

Introduction

Armadillos of the genus *Cabassous* Mc Murtrie, 1831 are widely distributed, occurring from southern Mexico to Argentina (Wetzel et al. 2007, CONABIO). Four species are currently recognized: *C. centralis* (Miller, 1899), *C. chacoensis* Wetzel, 1980, *C. unicinctus* (Linnaeus, 1758) and *C. tatouay* (Desmarest, 1804). This genus is the second largest in number the species, surpassed by the *Dasyurus* genus. Members of this genus have carapace very flexible with a variable number of movable bands (usually eleven), and a rounded tail that may be unarmored or partially armored with scattered, small scutes and scales (Wetzel 1980, 1985). The naked tail distinguishes this genus from all other armadillos (Eisenberg & Redford 1999).

All four species of *Cabassous* are threatened by illegal hunting and the permanent issue of habitat degradation in countries such as Brazil (Aguar & Fonseca 2008). In addition to these negative factors, there are problems related to mis-identifications of holotypes and the provenance of some *Cabassous* specimens deposited in museum collections. The specimen from British Museum - Natural History BMNH 55.8.28.7 is syntype, not holotype and "St. Catherine's" may be French Guiana (Sainte Catherine) or Brazil (Santa Catarina), see more problems in Cabrera (1958), Wetzel (1980) and Wetzel et al. (2007).

The only taxonomic review of this genus was done by Wetzel (1980). Using qualitative comparisons and statistical analyses, this author reorganized the confusing taxonomy and grouped the numerous synonyms into four species, distinguished two subspecies within *C. unicinctus* and provided a map detailing their distribution, including point localities for *C. u. unicinctus* (Linnaeus, 1758) and *C. u. squamicaudis* (Lund, 1845). The two subspecies were separated by these characters: *C. u. unicinctus* has a larger body and cranium, fewer scutes on the cephalic shield, cheek below eye without scales or with few scales, naked posterior face of pinna and fewer scales on the tail. Otherwise, *C. u. squamicaudis* has a small body and cranium, more scutes on the cephalic shield, more scales on cheek, posterior side of pinna and on the tail. However, Wetzel (1980) did not examine any *C. u. unicinctus* from Brazil.

Few studies have plotted the distribution records of these two subspecies on maps (Wetzel 1980, 1982, 1985). According to the information published nearly thirty years ago, *Cabassous u. unicinctus* appears to be restricted to northern South America, encompasses the east of the Andes, including the Guyanas, Venezuela, Colombia, Ecuador and Peru, with its southernmost occurrence limited by the Amazonas River, north of the Brazil. Wetzel (1980, 1982) described this river as a zone of integration of this subspecies with *C. u. squamicaudis*, which occurs south of the Amazonas River.

This paper provide records of *C. u. unicinctus* in north of Brazil (Acre, Pará and Rondônia states) and the firsts records in central Brazil (Mato Grosso state). These records extend the known range of the species approximately 1,000 km away from the previously known geographic distribution, including Cerrado biome.

Material and Methods

We compiled data points from live animals captured by field researchers between 2006 and 2011 and from animals housed in the following collections: National Institute of Amazonian Research (Instituto Nacional de Pesquisa Amazônica – INPA), Museum of Zoology of the University of São Paulo (MZUSP), National Museum of Natural History (NMNH) and American Museum of Natural History (AMNH). As recognition of data points of animals found in the AMNH and NMNH collections were based on citations of localities on specimen labels, the geographical coordinates of these points were obtained from the gazetteer produced by Gardner (2007). Coordinates of other data points were indicated by the collectors or obtained by investigators during more recent field work. All data points were imported into a GIS platform (Arc View) to generate a distribution map of *C. u. unicinctus*.

The identification of the specimens was based on external diagnostic traits of the species cited by Wetzel (1980), including: scutes of the cephalic shield (37 ± 4.1 $n=8$), cheek below eye without scales or with few scales, naked posterior face of pinna and fewer scales on the tail. Some external measurements were taken from specimen labels of five armadillos (Table 1). Another distinctive characteristics used in this study is the carapace sharply marked laterally by a buffy border, as well as a rosaceous snout and abdomen; these body regions are darker in *C. u. squamicaudis*. Only two other armadillo species have a carapace with a buffy border: the northern naked-armadillo (*C. centralis* Miller, 1899) and the giant armadillo (*Prionomys maximus* Kerr, 1792).

Results and Discussion

We compiled 16 records of *C. u. unicinctus* in the Neotropical region (Table 2). The specimens found in the collections of AMNH ($n=4$) and NMNH ($n=2$) are the same as those analyzed by Wetzel (1980) in his revision of the genus *Cabassous* (Figure 1). These records were limited to the northern region of South America (Venezuela, Guyana and Peru). Other specimens found in museums were collected in the Brazilian states of Acre ($n=1$, INPA) and Pará ($n=1$, MZUSP).

Eight other records involve photos of animals found in the states of Pará, Mato Grosso and Rondônia: 1) two road-killed armadillos from the states of Rondônia (Cacoal) and Pará (Santarém); 2) one individual hunted by sustainable indigenous people in the Tapirapé Indigenous Land, in Confresa, Mato Grosso; 3) five armadillos that were captured and released in Pará (Pauzebas), Rondônia (Porto Velho and Chupinguáia) and Mato Grosso (Paranaíta and Lucas do Rio Verde) (Table 2).

Cabassous armadillos are poorly represented in collections. To review the genus, Wetzel (1980) analyzed 176 specimens housed in the major collections of the world. He visited 34 institutions in 14 countries. His work involved the examination of 37 specimens of *C. u. squamicaudis*, of which only two animals were not from Brazil. Furthermore, all 41 analyzed specimens of *C. u. unicinctus* were from

Table 1. External measurements (in mm) of *Cabassous u. unicinctus*. American Museum of Natural History – AMNH, National Museum of Natural History – NMNH, Instituto de Pesquisas da Amazônia – INPA and Museum of Zoology - University of São Paulo – MZUSP.

Identification	Head + body	Ear	Tail	Foot	Sex	Weight, kg
NMNH 253986	498	-	192	73	M	-
NMNH 296613	400	-	173	79	M	-
AMNH 98459	285	30	165	90	M	-
INPA 2861	355	36	172	76	F	2.00
MZUSP MB5	380	39	165	74	M	3.60

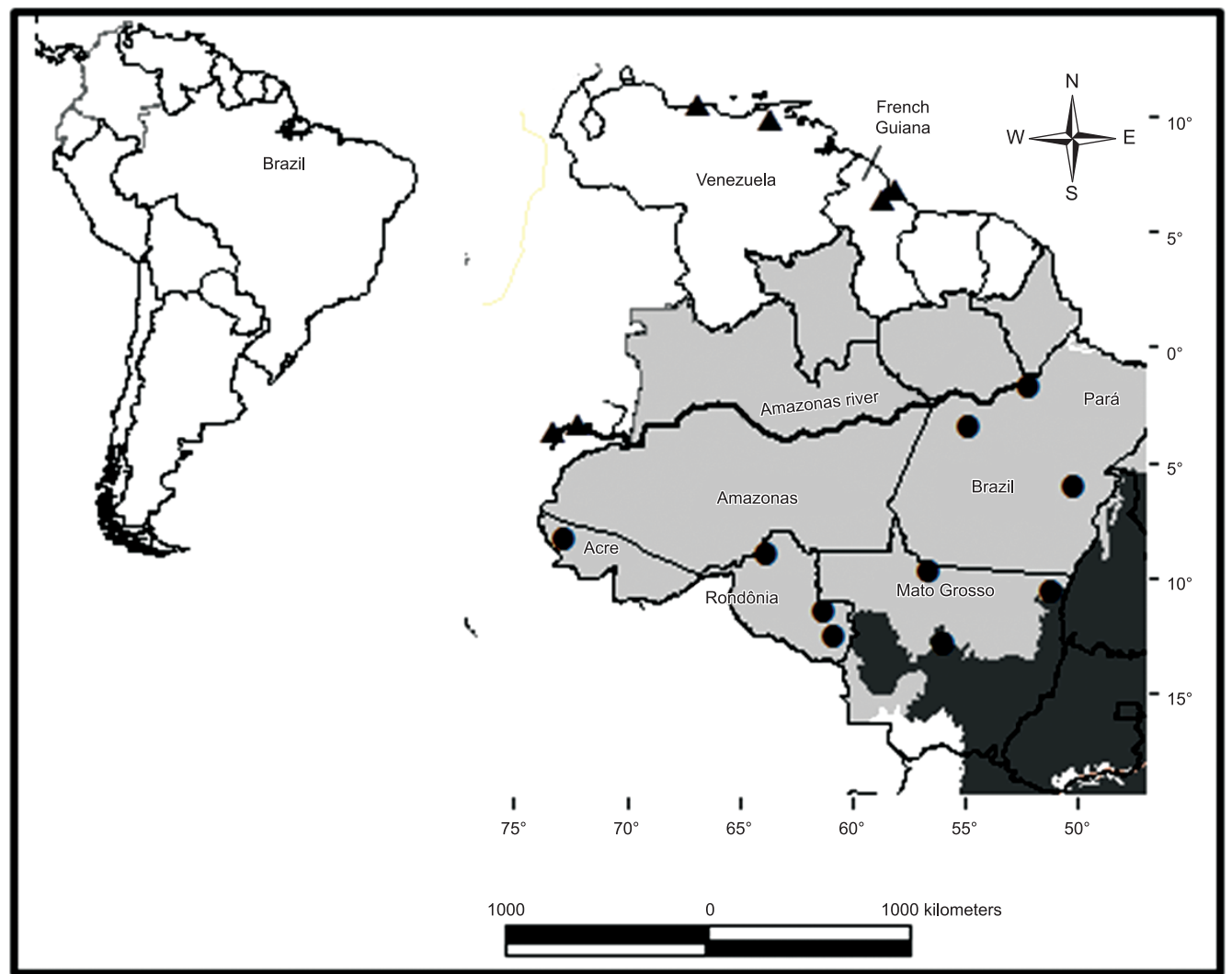


Figure 1. Distribution of *Cabassou u. unicinctus* with 6 records examined for Wetzel (1980), from American Museum of Natural History and National Museum of Natural History (▲), and new records compiled by this study (●). Biomes Amazon (■) and Cerrado (■).

Table 2. Records of *Cabassou u. unicinctus*, with information on the location, geographic coordinates, type of records and identification of collection material and contributors of unpublished data. American Museum of Natural History – AMNH, National Museum of Natural History – NMNH, Instituto de Pesquisas da Amazônia – INPA and Museum of Zoology - University of São Paulo – MZUSP.

Country / Locality	Geographic coordinates	Type of records / identification
Venezuela / San Julian	10°28' S 66°52' W	NMNH 253986
Venezuela / Monagas, Caiçara	09°49' N 63°36' W	NMNH 296613
British Guyana / Georgetown	06°48' N 58°10' W	AMNH 207370
British Guyana / Kartabo	06°23' N 58°41' W	AMNH 142994
Peru / Loreto, Iquitos	03°46' S 73°15' W	AMNH 98459
Peru / Loreto, Orosa	03°26' S 72°08' W	AMNH 74113
Brazil / Acre, Cruzeiro do Sul (Juruá River)	08°22' S 72°49' W	INPA 2861
Brazil / Pará, Parauapebas	06°03' S 50°10' W	Photo/ Karla Leal
Brazil / Pará, Santarém (Br 163)	03°34' S 54°52' W	Photo/ Herbert S. Soares
Brazil / Pará, Porto de Moz (Xingu River)	01°44' S 52°14' W	MZUSP- MB5
Brazil / Rondônia, Cacoal (Br 364)	11°32' S 61°18' W	Photo/ Sérgio G. Silva
Brazil / Rondônia, Porto Velho	08°45' S 63°54' W	Photo/ Leandro P. Godoy
Brazil / Rondônia, Chupinguáia	12°32' S 60°54' W	Photo/ Leandro P. Godoy
Brazil / Mato Grosso, Confresa	10°39' S 51°17' W	Photo/ Herbert S. Soares
Brazil / Mato Grosso, Paranaíta	9°40' S 56°28' W	Photo/ Leandro P. Godoy
Brazil / Mato Grosso, Lucas do Rio Verde	13°03' S 55°55' W	Photo/ Leandro P. Godoy

regions outside of Brazil and the specimen AMNH 95298, from Pará state, was considered as *C. u. squamicaudis*, although the external characters are the *C. u. unicinctus*.

The distribution of *C. u. unicinctus* proposed by Wetzel (1980, 1982) encompasses an area east of the Andes and north of the Amazon, including the Guyanas and parts of Brazil, Venezuela, Colombia, Ecuador and Peru. In Brazil, its distribution is restricted to regions located north of the Amazonas River. This river is described as a zone of integration of this subspecies with *C. u. squamicaudis*, which occurs south of the Amazonas River (Wetzel 1980, 1982). However, there is no explanation of how this zone of integration was established.

With the exception of Wetzel's investigations (1980, 1982, 1985), no studies provided morphological characteristics or maps that show the geographic distribution of *C. u. unicinctus* and *C. u. squamicaudis*. Recently, Smith et al (2011) documented the first specimens of *Cabassous u. squamicaudis* from Paraguay. The available information most often refers to *C. unicinctus* with a morphological description of one of the two subspecies, with maps that show the wide distribution of *C. unicinctus* (Emmons & Feer 1990, Eisenberg & Redford 1999, Gardner 2007, Aguiar & Fonseca 2008).

The information compiled in our study indicates that the range of *C. u. unicinctus* goes beyond the Amazon River, reaching the states of Mato Grosso, Pará and Rondônia. Most of our records (n=8) that were found south of this river occurred in the Amazonian region. On the other hand, we obtained a record in Confresa (Mato Grosso), which lies in a transition area between the Amazon and Cerrado biomes. Another record outside the Amazon region occurred at Lucas do Rio Verde, a Cerrado locality in Mato Grosso, and involved an armadillo using forested areas along the margins of the Verde River. This record expands the known range of occurrence of *C. u. unicinctus* to a biome other than the Amazon, in an area located about 1,000 km away from the previously known geographic distribution. Probably this species was always there and never had been recorded.

The potential distribution of *C. unicinctus* predicted a wide range in Brazil, including the Amazon and the Cerrado (Anacleto et al. 2006). Our study confirms the real occurrence of *C. u. unicinctus* in these two biomes. Investigations that evaluated resources required by *C. unicinctus* argued that there is a restriction in the use of these habitats, and pointed out that the species is rare in forests (Encarnação 1986, Emmons & Feer 1990). More recent studies suggest that *C. unicinctus* occurs in complex vegetation structures, such as forests (Bonato et al. 2008, Abba & Superina 2010). Despite this knowledge about the species, no studies provided information on habitat preferences by the subspecies *C. u. unicinctus*. Our records in the Amazon and in forested areas in the Cerrado and ecotonal zones between these two biomes suggest that the subspecies *C. u. unicinctus* is restricted to forest habitats.

The compilation of records in our study shows that the knowledge on the geographic distribution of *Cabassous* taxa is quite little, and can change substantially with a few additional records. Further investigations are needed on the entire genus and to assess whether the two subspecies are actually to separate species.

Acknowledgements

We kindly thank researchers that gave us permission to present their unpublished records: Biologist M. Sc. Karla Leal, Veterinary

Physician Dr. Herbert S. Soares and Ecologist M. Sc. Sérgio G. Silva. We express our gratitude to Linda K. Gordon and Darrin Lunde (National Museum of Natural History - NMNH) and Eileen Westwig (American Museum of Natural History - AMNH) for providing access to the mammal collections. The manuscript was greatly improved by comments and critical reviews from two anonymous referees. This work was funded by GENPAC Project: Geographic genetic and regional planning for conservation of natural resources in the Cerrado.

References

- AGUIAR, J.M. & FONSECA, G.A.B. 2008. Conservation status of the Xenarthra. In The Biology of the Xenarthra (S.F. Vizcaíno & W.J. Loughry, eds). The University Press of Florida, Gainesville, p.215-281.
- ABBA, A.M. & SUPERINA, M. 2010. The 2009/2010 Armadillo Red List Assessment. *Edentata* 11(1):35-184.
- ANACLETO, T.C.S., DINIZ-FILHO, J.A.F. & VITAL, M.V.C. 2006. Estimating potential geographic ranges of armadillos (Xenarthra, Dasypodidae) in Brazil under niche-based models. *Mammalia* 70(3-4):202-213.
- BONATO, V., MARTINS, E.G., MACHADO, G., SILVA, C.Q. & REIS, S.F. 2008. Ecology of the armadillos *Cabassous unicinctus* and *Euphractus sexcinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in a Brazilian Cerrado. *J. Mammal.* 89(1):168-174. <http://dx.doi.org/10.1644/06-MAMM-A-187.1>
- CABRERA, A. 1958. Catálogo de los Mamíferos de América del Sur. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia Inst. Nac. Invest. Cienc. Nat.* 4(1):1-307.
- COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD - CONABIO. *Cabassous centralis*. http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/cabcen_dcgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgd.html_xsl&_indent=no (último acceso em 20/01/2013).
- EISENBERG, J.F. & REDFORD, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics*. The University of Chicago Press, Chicago, v.3.
- EMMONS, L.H. & FEER, F. 1990. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. The University of Chicago Press, Chicago.
- ENCARNAÇÃO, C.D. 1986. Contribuição à ecologia dos tatus (Xenarthra, Dasypodidae) da Serra da Canastra, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- GARDNER, A.L. 2007. *Mammals of South America. Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats*. The University of Chicago Press, Chicago.
- SMITH, P.A., OWEN, R.D., ATKINSON, K., CASTILLO, H. & NORTHCOLE-SMITH, E. 2011. First records of the southern naked-tailed armadillo *Cabassous unicinctus* (Cingulata: Dasypodidae) in Paraguay. *Edentata* 12(1):53-57.
- WETZEL, R.M. 1980. Revision of the naked-tailed armadillos, genus *Cabassous* McMurtrie. *Ann. Carnegie Mus.* 49(1):323-357.
- WETZEL, R.M. 1982. Systematics, distribution, ecology and conservation of south american edentates. In *Mammalian biology in South America* (M.A. Mares & H.H. Genoways, eds). The University of Pittsburgh Press, Pittsburgh, p.345-375.
- WETZEL, R.M. 1985. The identification and distribution of recent Xenarthra (=Edentata). In *The Evolution and Ecology of Armadillos, Sloths and Vermilinguas* (G.G. Montgomery, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.5-21.
- WETZEL, R.M., GARDNER, A.L., REDFORD, K.H. & EISENBERG, J.F. 2007. Order Cingulata Illiger, 1811. In *Mammals of South America. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats* (A.L. Gardner, ed.). University of Chicago Press, Chicago, p.128-157.

Received 09/08/2012

Revised 02/18/2013

Accepted 04/01/2013

Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome

Paulo Vitor dos Santos Bernardo^{1,3} & Fabiano Rodrigues de Melo^{1,2}

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás –UFG, CEP 74001-970, Goiânia, GO. www.ecoevol.ufg.br

²Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás – UFG, Br 364, Km 192, Parque Industrial, CEP 75801-615, Jataí, GO

³Corresponding author: Paulo Vitor dos Santos Bernardo, e-mail: pauloviti@gmail.com

BERNARDO, P.V.S. & MELO, F.R. **Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn02813022013>

Abstract: Nowadays, the processes of deforestation and loss of habitats represent a major threat to many species of mammals. These processes cause changes in natural landscapes by decreasing area, connectivity, and fragment size, and increasing edge effects and number of fragments. Understanding which and how many species persist in disturbed fragments may indicate the species' minimum requirements and might contribute to their conservation. Here we show how the mammalian fauna of medium and large size (higher than 1 kg) are structured in a semideciduous seasonal forest fragment of 36.5 ha in the urban area of Jataí, Goiás. We performed the sampling with 30 sand track plots (1 x 1 m). We analyzed the relative record frequency and built a collector's curve to demonstrate the sampling effort. With a total effort of 600 track plots × days, we recorded twelve species of mammals with our tracks sampling method, from which only the wild mammals were included in the analyzes (11 species). The estimated species richness reached 13 species (SD (Standard Deviation) = ±1, CI (Confidence Interval) = ±2 (11 – 15 species). The species with the highest relative record frequency was *Didelphis albiventris* and the species with the lowest was *Tamandua tetradactyla*. The fragment size must be a limiting factor to the richness and to the occurrence of species, as it may not be sufficient to allow the persistence of a population or an individual. Disturbances that originated from houses, like domestic animals and movement of people, also contributed to the removal and extinction of species. To conserve the species in the fragment, we suggest the prevention of entrance of people and of domestic animals. We also recommend increased connectivity of the fragment with the landscape external to the urban area in order to allow the movement of the currently present species.

Keywords: Goiás Southwest, habitat fragmentation, habitat loss, mammalian fauna, urban ecology.

BERNARDO, P.V.S. & MELO, F.R. **Composição e caracterização dos mamíferos de médio e grande porte em um fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual no bioma Cerrado.** *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn02813022013>

Resumo: Atualmente, os processos de perda e fragmentação de habitats representam uma das maiores ameaças às espécies de mamíferos, provocando mudanças nas paisagens diminuindo a área natural, a conectividade e o tamanho dos fragmentos e aumentando o número dos fragmentos e o efeito de borda. Entender quais e quantas espécies habitam fragmentos perturbados pode indicar seus requerimentos mínimos contribuindo para sua conservação. Neste trabalho é mostrado como está estruturada a mastofauna de médio e grande porte (>1 kg) em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual de 36,5 ha na área urbana do município de Jataí, Goiás. A coleta foi realizada com o uso de 30 parcelas de areia (1 x 1 m), foi também analisada a frequência de registro e construída uma curva do coletor para demonstrar o esforço de coleta. Com um esforço total de 600 parcelas/dias foram registradas doze espécies de mamíferos, mas somente não domésticas foram incluídas nas análises (onze espécies). A riqueza estimada foi de 13 espécies (DP (Desvio Padrão) = ± 1, IC (Intervalo de Confiança) ± 2 (11 – 15 espécies). A espécie com a maior frequência relativa de registros foi *Didelphis albiventris* e a com menor frequência relativa foi *Tamandua tetradactyla*. O tamanho do fragmento deve ser um limitante para a riqueza e permanência das espécies, pois pode não ser suficiente para a persistência de uma população ou mesmo de um indivíduo. Perturbações advindas das moradias como animais domésticos e o trânsito de pessoas também devem contribuir para o afastamento e extinção das espécies. Para conservação das espécies no fragmento, sugerimos a proibição da entrada de pessoas e animais domésticos, bem como aumentar a conectividade do fragmento com a paisagem exterior à área urbana, a fim de permitir a movimentação das espécies presentes.

Palavras-chave: Sudoeste goiano, fragmentação de habitats, perda de habitat, mastofauna, ecologia urbana.

Introduction

Nowadays, many anthropogenic activities promote fragmentation and habitat loss in natural landscapes, and both of these factors have been responsible for several losses to global biodiversity (Tabarelli & Gascon 2005, Gibson et al. 2011). In Brazil, the Cerrado Biome is highly fragmented (Myers et al. 2000, Carvalho et al. 2009) due to its use for agriculture, cattle raising, and charcoal production (Miziara & Ferreira 2008). Especially in Brazil, fragmentation has become a major challenge to the conservation of mammals (Costa et al. 2005) because it modifies the landscape, decreases the extension of the original habitat, and increases the creation and number of fragments. It also makes these fragments smaller and more isolated (Fahrig 2003).

The remaining Cerrado comprises about 20% (Mittermeier et al. 2005) of its original extension (about 2.000.000 km²) (Ratter et al. 1997), being one of the 35 most threatened areas of the world and having habitat loss and fragmentation of habitats as main threats (Myers et al. 2000, Mittermeier et al. 2005). The fragmentation processes have also caused the formation of vegetation fragments in urban areas in many places of the world (e.g. Crooks 2002, Fernández-Juricic 2002, Lacerda et al. 2009). The impacts of habitat fragmentation limit the presence of various species in the fragment because they restrict the area of the fragment (Chiarello 1999, Michalski & Peres 2007). They also cause edge effects (Fahrig 2003) in the interaction between the fragment and the matrix (Murcia 1995, Stevens & Husband 1998) and decrease landscape connectivity (Fahrig & Merriam 1994, Sampaio et al. 2010). Aside from these factors, there are also factors present related to the proximity of households and urban centers. Edge effects are present especially in urban fragments such as invasion of exotic and domestic species (Crooks & Soulé 1999, Crooks 2002, Lacerda et al. 2009) and the existence of adverse effects to the fauna arising from human contact. Adverse effects include waste disposal, hunting increase, and transit of people (Chiarello 1999, Peres 2001, Michalski & Peres 2005).

The responses of the species to effects of habitat fragmentation are diverse. The species may decline dramatically and disappear, remain stable or increase in fragments (Crooks 2002, Laurance 2008). This process is related to the increase of human population density, road networks, pollution, and conversion of areas to agriculture and cattle farming (Costa et al. 2005). Due to these factors, the habitat loss and fragmentation process have been leading to the inclusion of many mammal species on the red list of threatened species of Brazil (Costa et al. 2005, Machado et al. 2008). In this scenario the fragments are important to conserve despite their size or location, because although they are small, they may have conservation value in increasing connectivity (e.g. Crooks 2002, Lacerda et al. 2009, Sampaio et al. 2010).

Identifying which species are present in remnants of native vegetation might reveal their levels of environmental requirements, assisting in the implementation of management strategies. For this purpose, inventorying the fauna of an ecosystem is the first step for its conservation. However, data in local and regional scales of mammals are still scarce. It would be impossible to develop any conservation plan without a minimum knowledge about the organisms that occur in a given site or how many species can be found there (Santos, 2006).

In this work, we show how the mammalian assemblage of medium and large size (weighing more than 1 kg), is structured in an urban fragment of semideciduous seasonal forest.

Methods

1. Study area

The work was conducted in a fragment of semideciduous seasonal forest of 36.5 ha (17° 52' 53" S and 51° 42' 52" W, 708 m of elevation from sea level), located in the urban area of the municipality of

Jataí, state of Goiás, in Brazil (Figure 1). This fragment contains only one small link to the external area of the city (a soybean field) with no connection to other fragments. The landscape of this region is dominated by monocultures (Carvalho et al. 2009), mainly of soybean, corn and sugarcane, with the presence of pastures and native vegetation fragments. This region is located in the domains of the Cerrado biome, which presents a seasonal climate with two remarkable periods: a rainy season that lasts from October to March and a dry season, lasting from April to September (Ratter et al. 1997, Klink & Machado 2005). The mean annual temperatures in Jataí is 22° and the mean annual precipitation ranges from 1650 to 1800 mm (Rocha et al. 2012).

2. Data sampling

The sampling was conducted in three transects (each 200m long) crossing the forest perpendicularly to a stream that passes through the fragment. The three transects were respectively designed as A, B and C, where A and B were 25 m away from each other and, due to the presence of the stream (Açude Stream), transects B and C were 50 m away from each other. For each transect, 10 track plots with dimensions of 1 m × 1 m containing fine sand were placed and listed, being twenty meters distant from each other. We went on field excursions for sampling on two consecutive days in most months, but in the first month we did the sampling on four consecutive days. We conducted nine monthly samplings, from August 2008 to May 2009. During the excursions, each track plot was baited with a piece of banana and, after 24 hours, was checked for tracks. When tracks were present, we made a photographic record and identified the footprints using the field guides of Becker & Dalponte (1991) and Borges & Tomás (2004).

3. Data analysis

We calculated the frequency of species (number of records/track plots × days of sampling) and using the software EstimateS (Colwell 2000) version 7.5, we estimated the species richness through the Jackknife 1 estimator (Heltsh & Forrester 1983) to confirm the validation of the sampling effort. If domestic species were recorded, they were not included in the richness analysis.

Results

With a total effort of 600 track plots, we recorded twelve taxa of mammals (Table 1), and the estimated richness was 13 species (SD = ±1, IC = ± 10.5 to 14.6) (Figure 2). We recorded the domestic species *Canis lupus familiaris* (Linnaeus, 1758) (pet dog) and a species of Felidae that we were unable to confirm, although it was a small cat that could be identified as a domestic or wild cat. However, because there was doubt, this species was included in the richness analysis. The sampling effort of 600 track plots was sufficient to register all or most of the medium and large sized mammals of the fragment (that were eligible to be recorded by the used methodology).

The most frequently recorded medium and large sized species in the fragment were *Didelphis albiventris* (relative frequency of 0.200), *Dasyurus novemcinctus* (0.065) and *Dasyprocta azarae* (0.058). While the least frequently recorded species were *Coendou prehensilis* (0.003) and *Tamandua tetradactyla* (0.002). The domestic species, *Canis lupus familiaris*, was also rarely recorded (0.010 of the track plots).

Discussion

The estimated richness of 13 species was relatively high when the size of the fragment is considered (36.5 ha), but many common species of the region were absent. An isolated fragment like the one

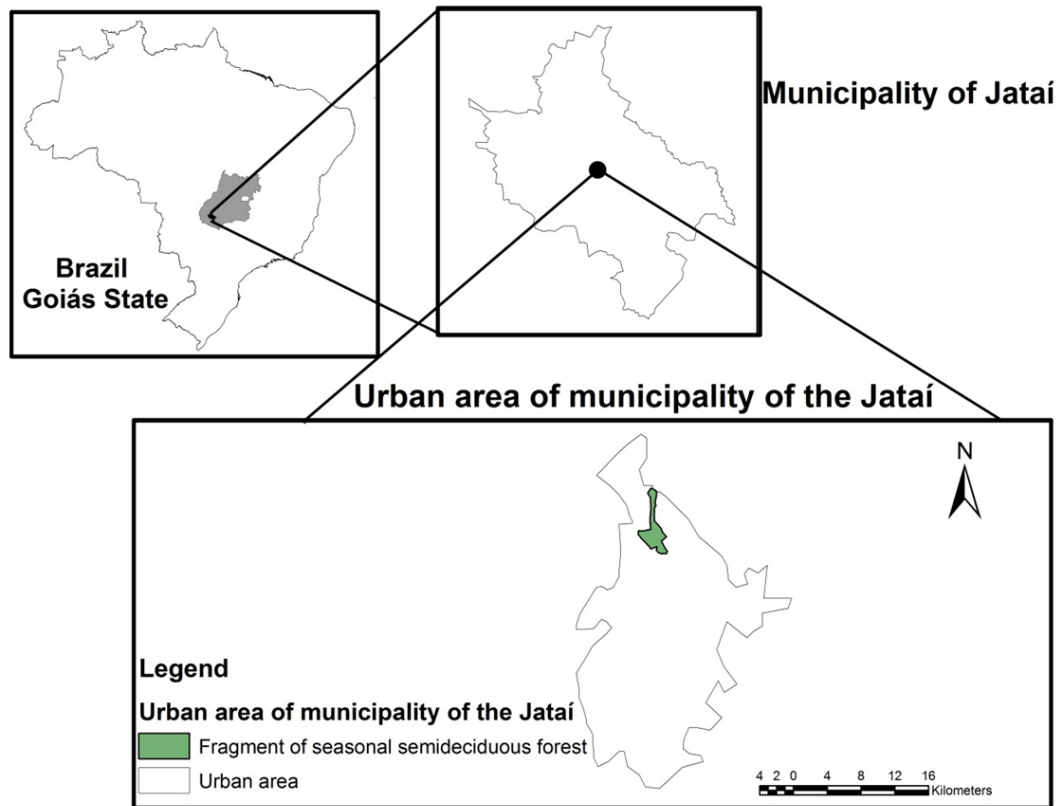


Figure 1. Localization of the municipality of Jataí in the state of Goiás, where the studied fragment of seasonal semideciduous forest is located and where the sampling method of sand track plots was conducted to sample medium and large sized mammals between August 2008 and May 2009.

Table 1. List and relative frequencies of the species recorded by the methodology of sand track plots in an urban forest fragment in Jataí, Goiás. The frequency refers to 600 sampled track plots, the values are sorted in descending order.

Species	Common names	Relative record frequency
<i>Didelphis albiventris</i> Lund, 1840	opossum	0.200
<i>Dasybus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	nine-banded armadillo	0.065
<i>Dasyprocta azarae</i> Lichtenstein, 1823	agouti	0.058
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	tayra	0.050
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	giant anteater	0.033
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	crab-eating raccoon	0.025
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	ring-tailed coati	0.015
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	lowland paca	0.013
Felidae sp.	cat	0.013
<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	pet dog	0.010
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	brazilian porcupine	0.003
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	lesser anteater	0.002

of this study will hardly maintain a rich fauna of medium and large sized mammals, because small fragments are certainly not adequate to maintain a population or even an individual of the species (Fahrig & Merriam 1994). This expectation is confirmed by our results, where the majority of the recorded species are midsized. The largest mammal recorded was *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira) with average 30.5 kg (Emmons & Feer 1997). Species like *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) (tapir), *Mazama americana* (Erxlesben, 1777) (red brocket), *Tayassu pecari* (Link, 1795) (white-lipped peccary) e *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758) (collared peccary) are common to the region (personal observation), but they do not use the fragment, where they must have been extinct due to

absence of conditions of utilization, like size and edge effect. The presence of mammals is usually limited by the area size (Chiarello 1999, Michalski & Peres 2007), which is a problem common in urban fragments, because in general the fragments are small. Beyond the area limitation of the fragment, the edge effect may also cause negative effects to the mammalian fauna (Murcia 1995, Stevens & Husband 1998, Fahrig 2003). Despite not being studied, problems were observed at the edges of the urban fragment, like garbage, fires, movement of people, and pets.

Top predators and species that need greater living ranges are more sensible to the effects of habitat fragmentation, disappearing from smaller fragments (Gilbert et al. 1998, Woodroffe & Ginsberg

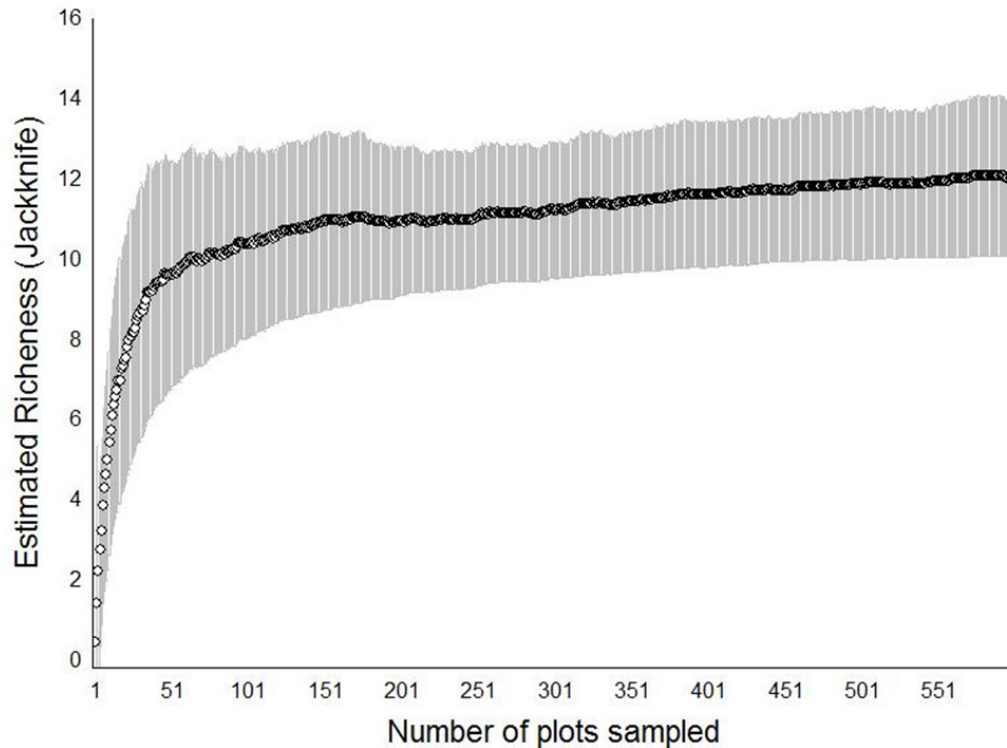


Figure 2. Accumulation curve of large and medium sized mammal species collected between August 2008 and May 2009 from the sampling of an urban forest fragment, in Jataí, Goiás.

1998, Chiarello 1999). However, mesopredators are less affected, like some of the species that were recorded in this remnant (e.g., *Nasua nasua*, *Procyon cancrivorus*, *Eira barbara*). They present great environmental plasticity because they can exist in small fragments, and can move through the anthropic matrix (Michalski & Peres 2005, Alves-Costa & Eterovick 2007, Lyra-Jorge et al. 2009). These small fragments, like the studied one, are exposed to the “mesopredator release” phenomena (Crooks & Soulé 1999), where the extinction of top predators provokes an increase of the number of mesopredators and of the predation of species from lower levels of the food chain, leading them to local extinction.

The presence of people, often related to hunting, is a disturbing factor in fragments and tends to move away and/or locally extinguish the species (Michalski & Peres 2005, Peres 2001, Chiarello 1999). This is mainly the result of the presence of residences near to the fragments, increasing the likely presence of domestic animals. In this study we recorded the presence of domestic dogs and a feline species that could have been a domestic cat. This is a huge problem for conservation of fauna in small and urban fragments, because the presence of domestic species cause damages, interfere in food chains, and transmit diseases to wild species (Crooks & Soulé 1999, Crooks 2002, Lacerda et al. 2009).

Through the process of habitat fragmentation, a fragment may gradually lose its species and the size and diversity of its fauna. This resulting fauna will consist of generalist species (Tabarelli & Gascon 2005). In this fragment, we have found the species of generalist habits *Didelphis albiventris* (opossum) frequently recorded. Generalist species are benefited by the processes of habitat fragmentation, because they have greater capability to use different environments, including altered ones (Marvier et al. 2004, Devictor et al. 2008). Because of this, it is also common to find the

opossum in residential areas. In addition, species like the opossum and small mammals can increase their abundance in small fragments, due to their generalist habits and to the absence of predators (Fonseca & Robinson 1990, Chiarello 1999, Michalski & Peres 2007).

Due to population growth and the advance of cities, forest fragments in the middle of urban centers tend to be common. Despite the size of the impact and the characteristics of the surrounding matrix, the fragment we observed harbors several species of mammals of the Cerrado. However, for an efficient conservation of this fragment, as well as for other fragments in similar conditions, it is necessary to develop ways to improve the fragment and landscape features. The perpetuation of wildlife, the increase of connectivity and of size, the reduction of edge effects, and of the internal impacts arising from the movement of people and pets, are only possible with appropriate management actions.

Acknowledgements

We thank the Universidade Federal de Goiás and the Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Jataí – GO for their logistical support and CNPq for P.V.S Bernardo’s scholarship. We also thank Katie Hartman for her proofreading.

References

- ALVES-COSTA, C.P. & ETEROVICK, P.C. 2007. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. *Acta Oecol.* 32:77-92. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2007.03.001>
- BECKER, M. & DALPONTE, J.C. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros. Ed. Universidade de Brasília, Brasília.

- BORGES, P.A. & TOMÁS, W.M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios do Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- CARVALHO, F.M.V., DE MARCO JÚNIOR, P. & FERREIRA, L.G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*. 142:1392-1403. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.031>
- CHIARELLO, A. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biol. Conserv.* 89:71-82. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X)
- COSTA, L.P., LEITE, Y.L.R., MENDES, S.L. & DITCHFIELD, A.D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*. 1:103-112.
- COLWELL, R.K. 2000. EstimateS 7.5. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. University of Connecticut. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (último acesso em 18/05/2012).
- CROOKS, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conserv. Biol.* 16:488-502. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x>
- CROOKS, K.R. & SOULE, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*. 400:563-566. <http://dx.doi.org/10.1038/23028>
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R. & JIGUET, F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*. 117:507-514. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- EMMONS, L.H. & FEER, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. 2. ed. University of Chicago, Chicago.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 34:487-515. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FAHRIG, L. & MERRIAM, 1994. Conservation of Fragmented Populations. *Biodivers. Conserv.* 8:50-59.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia*. 131:269-278. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-002-0883-y>
- FONSECA, G.A.B. & ROBINSON, J.G. 1990. Forest size and structure : competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biol. Conserv.* 53:265-294. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90097-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(90)90097-9)
- GIBSON, L., LEE, T.M., KOH, L.P., BROOK, B.W., GARDNER, T.A., BARLOW, J., PERES, C.A., BRADSHAW, C.J.A., LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E. & SODHI, N.S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 478:378-381. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10425>
- GILBERT, F., GONZALEZ, A. & EVANS-FREKE, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *P. Roy. Soc. B-Biol. Sci.* 265:577-582. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.1998.0333>
- HELTSHE, J.F. & FORRESTER, N.E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*. 39:1-11. <http://dx.doi.org/10.2307/2530802>
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 1:147-155.
- LACERDA, A.C.R., TOMAS, W.M. & MARINHO-FILHO, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Anim. Conserv.* 12:477-487. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00277.x>
- LAURANCE, W. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol. Conserv.* 141:1731-1744. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
- LYRA-JORGE, M.C., RIBEIRO, M.C., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L.R. & PIVELLO, V.R. 2009. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur. J. Wildlife Res.* 53:359-368.
- MACHADO, A.M.B., DRUMMOND, G.M. & PAGLIA, A.P. 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. MMA, Fundação Biodiversitas, Brasília.
- MARVIER, M., KAREIVA, P. & NEUBERT, M.G. 2004. Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Anal.* 24:869-878. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00485.x>
- MICHALSKI, F. & PERES, C. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biol. Conserv.* 124:383-396. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.045>
- MICHALSKI, F. & PERES, C.A. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conserv. Biol.* 21:1626-40.
- MITTERMEIER, R.A., GIL, R.P., HOFFMAN, M., PILGRIM, J., BROOKS, T., MITTERMEIER, C.G., LAMOREUX, J. & FONSECA, G.A.B. 2005. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2. ed. University of Chicago Press, Boston.
- MIZIARA, F. & FERREIRA, N.C. 2008. Expansão da fronteira agrícola e evolução da ocupação e uso do espaço no Estado de Goiás: Subsídios à Política Ambiental. In *A Encruzilhada Sociambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado* (L.G. Ferreira Junior, eds.). Editora UFG, Goiânia, p.107-125.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree*. 10:58-62. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403:853-8. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- PERES, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* 15:1490-1505. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01089.x>
- RATTER, J.A., RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot. London*. 80:223-230. <http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>
- ROCHA, J.R.R., MARIANO, Z.F., AGUIAR, R.C.P. & REZENDE, D.F. 2012. Aspectos climáticos e ocorrência de casos de dengue em Jataí-GO. *Rev. Geonorte*. 2:757-769.
- SAMPAIO, R., LIMA, A.P., MAGNUSSON, W. & PERES, C.A. 2010. Long-term persistence of mid-sized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. *Biodivers. Conserv.* 19: 2421-2439. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9848-3>
- SANTOS, J. 2006. Estimativas de riqueza em espécies. In *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (L. Cullen Junior, R. Rudran & C. Valladares-Padua, eds.). 2. ed. Ed. da UFPR, Curitiba.
- STEVENS, S.M. & HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biol. Conserv.* 85:1-8. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00003-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00003-2)
- TABARELLI, M. & GASCON, C. 2005. Lições da pesquisa sobre fragmentação : aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* 1:181-188.
- WOODROFFE, R. & GINSBERG, J.R. 1998. Inside Protected Areas Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science* 280:10-13. <http://dx.doi.org/10.1126/science.280.5372.2126>

Received 02/05/2013

Revised 05/15/2013

Accepted 05/31/2013

**Metacercariae of *Eumegacetes medioximus*
(Digenea: Eumegacetidae) in larvae of Odonata from Brazil**

Hudson Alves Pinto^{1,2} & Alan Lane de Melo¹

¹*Laboratório de Taxonomia e Biologia de Invertebrados, Departamento de Parasitologia,
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, CP 486,
CEP 30123-970, Belo Horizonte, MG, Brasil*

²*Corresponding author: Hudson Alves Pinto, e-mail: hudsonalves13@ig.com.br*

PINTO, H.A. & MELO, A.L. **Metacercariae of *Eumegacetes medioximus* (Digenea: Eumegacetidae) in larvae of Odonata from Brazil**. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn03913022013>

Abstract: During studies on the participation of larval Odonata in the life cycle of trematodes carried out at the Pampulha reservoir, Belo Horizonte, State of Minas Gerais, Brazil, between May and September 2011, dragonfly larvae, *Orthemis discolor* (Burmeister, 1839) and *Perithemis mooma* Kirby, 1889, were found harboring metacercariae identified as *Eumegacetes medioximus* Braun, 1901. This is the first report and morphological description of metacercariae of *E. medioximus* in the Neotropical region.

Keywords: trematodes, insects, dragonfly, parasites.

PINTO, H.A. & MELO, A.L. **Metacercárias de *Eumegacetes medioximus* (Digenea: Eumegacetidae) em larvas de Odonata no Brasil**. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn03913022013>

Resumo: Durante estudos sobre a participação de larvas de Odonata no ciclo biológico de trematódeos realizados na represa da Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, entre maio e setembro de 2011, larvas de libélulas, *Orthemis discolor* (Burmeister, 1839) e *Perithemis mooma* Kirby, 1889, foram encontradas apresentando metacercárias identificadas como *Eumegacetes medioximus* Braun, 1901. Este é o primeiro relato e caracterização morfológica de metacercárias de *E. medioximus* para a região neotropical.

Palavras-chave: trematódeos, insetos, libélula, parasitos.

Introduction

The involvement of insects belonging to the order Odonata Fabricius, 1793 in the life cycle of digeneans has been known since the beginning of the twentieth century (Sinitin 1905). Several digenean that parasitize birds and amphibians, such as the species of *Eumegacetes* Looss, 1900 (Eumegacetidae), *Gorgoderina* Looss, 1902 (Gorgoderidae), *Haematoloechus* Looss, 1899 (Plagiorchiidae), *Halipegus* Looss, 1899 (Derogenidae), and *Prosthogonimus* Lühe, 1899 (Prosthogonimidae), have been reported parasitizing dragonfly larvae as second intermediate or paratenic hosts in North America, Europe and Asia (Stafford 1931, Boddeke 1960, Hall 1960, Snyder & Janovy Jr 1994, Kumari & Madhavi 1994, Zelmer & Esch 1998, Bolek & Janovy Jr 2007, Bolek et al. 2010). Although several species of these helminths have been recorded as adult parasites in vertebrate hosts from Brazil (Travassos et al. 1969), there are no reports of natural infection of larval dragonflies by digeneans in this country.

In the present study the natural infection of larval dragonflies with metacercariae identified as *Eumegacetes medioximus* Braun, 1901 is reported for the first time in the Neotropical region.

Material and Methods

During malacological surveys conducted at the Pampulha reservoir (43° 59' 35" W and 19° 50' 50" S), Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil, between May and September 2011, naiads of Odonata belonging to the suborder Anisoptera were collected using a hand net and transported alive to the laboratory.

After morphological identification in accordance with Santos (1973), Costa et al. (2004) and Costa & Santos (2009), the odonate naiads were teased apart using dissecting needles and examined for parasites under a stereomicroscope. The cysts recovered were initially studied in temporary mounts using light microscope. The metacercariae were mechanically excysted using metal needles, slightly pressed between glass slides, fixed in formalin at 70 °C, stained with alum acetocarmine, dehydrated in an ascending series of alcohol, cleared in beechwood creosote and mounted in Canada balsam.

Photographs were obtained using a Leica ICC50 HD digital camera attached to a light microscope and measurements were obtained by analyzing the captured images using the Leica Application Suite (LAZ EZ) software, version 2.0. A drawing was made with aid of a camera lucida. The parasite was identified based on taxonomic keys and descriptions according Travassos et al. (1969) and Lotz & Font (2008). Measurements are presented in micrometers. Specimens studied were deposited in the collection of the Invertebrate Taxonomy and Biology Laboratory (DPIC), Instituto de Ciências Biológicas, UFMG, Brazil.

Results and Discussion

Odonate naiads, identified as *Orthemis discolor* (Burmeister) and *Perithemis mooma* Kirby (Anisoptera: Libellulidae), had metacercariae in the abdominal cavity. Six similar cysts were found in the content of the proventriculus of a specimen of Striated Heron, *Butorides striata* (Linnaeus), found dead in the same locality. After morphological analysis and morphometry, the parasite was identified as belonging to the family Eumegacetidae Travassos, 1922 and the species characterized below.

Eumegacetes medioximus Braun, 1901 (Figure 1 and 2)

Synonyms: *Eumegacetes perodiosus* Travassos, 1922.

Stage: Metacercaria.

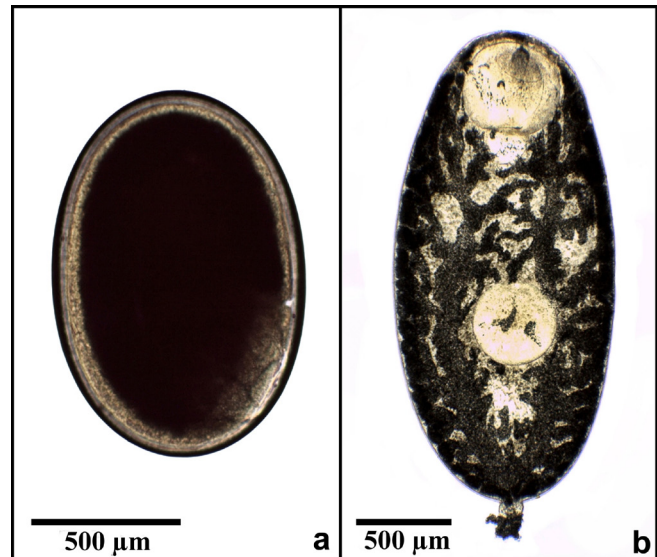


Figure 1. Metacercaria of *Eumegacetes medioximus* found in naiads of Odonata collected at the Pampulha reservoir, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. (a) Encysted. (b) Excysted. Unstained wet mount.

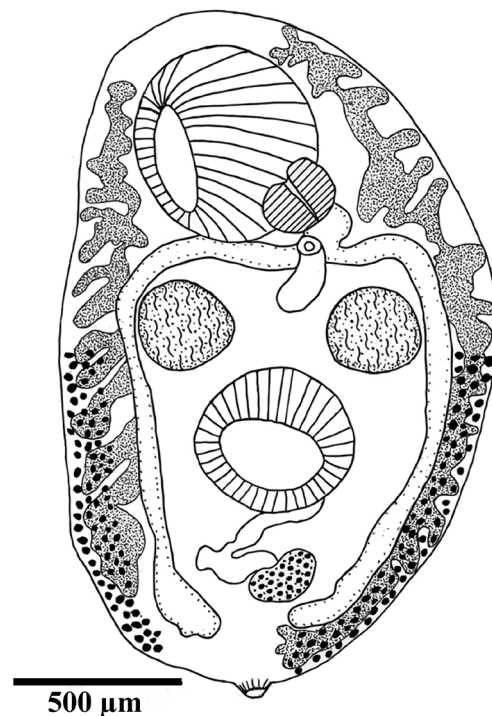


Figure 2. Line drawing of excysted metacercaria of *Eumegacetes medioximus* found in naiads of Odonata collected at the Pampulha reservoir, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil.

Hosts: *Orthemis discolor* (Burmeister, 1839) and *Perithemis mooma* Kirby, 1889.

Site of infection: Hemocoel.

Locality: Pampulha reservoir, Belo Horizonte, State of Minas Gerais, Brazil.

Description: Cysts oval to spherical 1254 (1117-1375) in length by 1080 (840-1375) in width. Cystic membrane transparent measuring 45 (34-60) in thickness. Excysted metacercariae oval 1953 (1812-2137) in length by 1224 (937-1428) in width. Oral sucker

subterminal, 529 (363-643) in length by 530 (362-643) in width. Ventral sucker equatorial, 353 (286-432) in length by 407 (296-590) in width. Oral sucker width to ventral sucker width ratio 1.52 (1.27-2.11). Prepharynx short. Pharynx muscular, 203 (142-226) in length by 242 (157-302) in width. Esophagus short. Intestinal caeca extending to the posterior portion of the body. Two testes spherical, opposite, pre-acetabular, intercaecal. Right testis 263 (154-326) in length by 237 (142-314) in width. Left testis 234 (142-307) in length by 233 (135-289) in width. Ovary round, post-acetabular, median, 176 (111-227) in length by 172 (110-204) in width. Vitellaria follicular, extra-caecal, in two fields lateral, extending from posterior margin of testes to posterior extremity of body. Uterine primordium inconspicuous, seen only in the anterior region of ovary. Cirrus pouch oval to elongated, median, located in the anterior portion of body, 152 (144-177) in length by 84 (75-95) in width. Genital pore median, bifurcal. Excretory vesicle V-shaped, with arms reaching the level of the anterior region of body, presenting lateral diverticula and filled with dark granules. Excretory pore terminal.

Specimens deposited: DPIC 6220-6222

Remarks: *Eumegacetes medioximus* was described by Braun (1901) from material collected by Johann Natterer from the Great Jacamar, *Galbula grandis* Latham (Galbulidae), in Brazil in the mid-nineteenth century. It was subsequently recorded in several species of birds in the States of Mato Grosso do Sul and Rio de Janeiro in Brazil (Travassos 1928, Travassos & Freitas 1940, Travassos et al. 1969, Brasil & Amato 1992), and in Venezuela (Lutz 1928, Caballero & Díaz-Ungría 1958). Except for the absence of eggs in the uterus, other morphological traits of the metacercariae studied in the present study are in accordance with reported by these authors. Recently, *Eumegacetes* sp. was found in sparrows, *Passer domesticus* (Linnaeus) (Passeridae), in the State of Rio Grande do Sul (Calegari-Marques & Amato 2010). Other developmental stages of *E. medioximus* were not previously known.

Members of Eumegacetidae are intestinal parasites of birds with worldwide distribution (Lotz & Font 2008). The life cycle is known for *Eumegacetes artammi* Mehra, 1935, and *Orthetrotrema monostomum* Macy and Basch, 1972, and includes a prosobranch mollusc, *Melanoides tuberculata* (Müller) (Thiaridae), as intermediate host; xiphidiocercariae belonging to the microcotylous group emerge from infected molluscs and penetrate odonate larvae, to form metacercariae, in the case of *E. artammi*, or progenetic adults in *O. monostomum* (Kumari & Madhavi 1994, Madhavi & Swarnakumari 1995). Different species of dragonfly larvae have been reported harboring metacercariae of *Eumegacetes* in the United States of America (Stafford 1931, Hall 1960) and India (Rao & Madhavi 1961, Singh & Pande 1968, Prakash & Pande 1970, Kumari & Madhavi 1994). The present study is the first report of metacercariae of *Eumegacetes* in larvae of Odonata in the Neotropics.

The first intermediate hosts of *E. medioximus* remain unknown. Recently, a small xiphidiocercariae with morphological characteristics consistent with cercariae of Eumegacetidae known have been found in *Pomacea lineata* (Spix) (Ampullariidae) at the Pampulha reservoir (HAP, unpublished data), however experimental or molecular evidences are still necessary to confirm that these cercariae are conspecific with *E. medioximus*. Although *M. tuberculata* is the only intermediate host of *Eumegacetes* known so far, larvae of these parasites have not yet been reported in this thiarids in the Neotropical region (Pinto & Melo 2011). Experimental infection studies are needed in order to elucidate the participation of these prosobranch molluscs in the transmission of *E. medioximus*.

Few studies have evaluated the involvement of aquatic insects in the biological cycle of digeneans in South America. Larvae of Odonata and Coleoptera have been found harboring metacercariae

of *Gorgoderina* sp. and *Rauschiella repandum* (Rudolphi, 1819), respectively, in Venezuela (Lutz 1926, 1928). Natural infection with metacercariae of *Stomylotrema vicarium* Braun, 1901 (Stomylotrematidae), in aquatic Coleoptera, *Megadytes glauca* Brullé (Dityscidae), and Heteroptera, *Belostoma* spp. (Belostomatidae), have been reported in Argentina and Brazil (Ostrowski de Núñez 1978, Digiani 2002, Amato & Amato 2006).

Over the last decade, studying the biological interactions between insects and trematodes has become important, since metacercariae found in aquatic insects, including Odonata, have been found infected by *Neorickettsia risticii* (Holland et al. 1985) (Anaplasmataceae), the etiological agent for Potomac Horse Fever (Chae et al. 2000, Madigan et al. 2000, Mott et al. 2002, Gibson & Rikihisa 2008).

Despite the diversity of species of trematodes found in Brazil, studies involving the possible role of insects in the transmission of these parasites are still needed.

References

- AMATO, S.B. & AMATO, J.F.R. 2006. *Belostoma dilatatum* (Dufour) (Hemiptera, Belostomatidae) hospedando metacercárias de *Stomylotrema vicarium* Braun (Digenea, Stomylotrematidae) na região Sul do Brasil. Rev. Bras. Zool. 23(1):307-310. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000100028>
- BRASIL, M.C. & AMATO S.B. 1992. Faunistic analysis of helminths of sparrows (*Passer domesticus* L., 1758) captured in Campo Grande, Rio de Janeiro, RJ. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 87 (Suppl. 1):43-48. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761992000500009>
- BODDEKE, R. 1960. The life history of *Prosthogonimus ovatus*. II. The intermediate hosts. Trop. Geogr. Med. 12(4):363-377.
- BOLEK, M.G. & JANOBY JR, J. 2007. Evolutionary avenues for, and constraints on, the transmission of frog lung flukes (*Haematoleechus* spp.) in dragonfly second intermediate hosts. J. Parasitol. 93(3):593-607. PMID:17626352. <http://dx.doi.org/10.1645/GE-1011R.1>
- BOLEK, M.G., TRACY, H.R. & JANOBY JR, J. 2010. The role of damselflies (Odonata: Zygoptera) as paratenic hosts in the transmission of *Haliopogon eccentricus* (Digenea: Hemiuridae) to anurans. J. Parasitol. 96(4):724-735. PMID:20738199. <http://dx.doi.org/10.1645/GE-2365.1>
- BRAUN, M.V. 1901. Zur Kenntnis der Trematoden der Saugethiere. Zool. Jb. Abt. Syst. 14:311-348.
- CABALLERO, E.C. & DÍAZ-UNGRÍA, C. 1958. Intento de un catálogo de los tremátodos digéneos registrados en territorio venezolano. Mem. Soc. Cien. Nat. La Salle 18:19-36.
- CALEGARI-MARQUES, C. & AMATO, S.B. 2010. Helminths of introduced house sparrows (*Passer domesticus*) in Brazil: does population age affect parasite richness? Iheringia, Ser. Zool. 100(1):73-78. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000100010>
- CHAE, J.S., PUSTERLA, N., JOHNSON, E., DEROCK, E., LAWLER, S.P. & MADIGAN, J.E. 2000. Infection of aquatic insects with trematode metacercariae carrying *Ehrlichia risticii*, the cause of Potomac horse fever. J. Med. Entomol. 37(4):619-625. PMID:10916305. <http://dx.doi.org/10.1603/0022-2585-37.4.619>
- COSTA, J.M. & SANTOS, T.C. 2009. Description of the larva of *Orthemis schmidtii* (Odonata, Libellulidae). Iheringia, Sér. Zool. 99(2):129-131.
- COSTA, J.M., SOUZA, L.O.I. & OLDRINI, B.B. 2004. Chave de identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). Pub. Avul. Mus. Nac. 99:1-44.
- DIGIANI, M.C. 2002. Belostomatidae (Insecta: Heteroptera) as intermediate hosts of digenetic trematodes. Comp. Parasitol. 69(1):89-92. [http://dx.doi.org/10.1654/1525-2647\(2002\)069\[0089:BIHAIH\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1654/1525-2647(2002)069[0089:BIHAIH]2.0.CO;2)
- GIBSON, K.E. & RIKIHISA, Y. 2008. Molecular link of different stages of the trematode host of *Neorickettsia risticii* to *Acanthatrium oregonense*. Environ. Microbiol. 10(8):2064-2073. PMID:18422641. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1462-2920.2008.01625.x>

- HALL, J.E. 1960. Some lecithodendriid metacercariae from Indiana and Michigan. *J. Parasitol.* 46(3):309-314. <http://dx.doi.org/10.2307/3275492>
- KUMARI, V.G.M.S. & MADHAVI, R. 1994. The life cycle of *Eumegacetes artamii* Mehra, 1935 (Trematoda, Eumegacetidae). *Acta Parasitol.* 39(1):9-12.
- LOTZ, J.M. & FONT, W.F. 2008. Family Eumegacetidae Travassos, 1922. In *Keys to the Trematoda*, Volume 3. (R.A Bray, D.I. Gibson & A. Jones, eds.). CAB International and Natural History Museum, London, p.501-504.
- LUTZ, A. 1926. Société de Biologie de Rio de Janeiro: Session de 15 de Septembre de 1926. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 19(2):237-238. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761926000200005>
- LUTZ, A. 1928. Estudios sobre trematodes observados en Venezuela. In *Estudios de Zoología y Parasitología Venezolanas* (A. Lutz). Rio de Janeiro, p.101-125.
- MADHAVI, R. & SWARNAKUMARI, V.G.M. 1995. The morphology, life-cycle and systematic position of *Orthetrotrema monostomum* Macy & Basch, 1972, a progenetic trematode. *Syst. Parasitol.* 32(3):225-232. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00008831>
- MADIGAN, J.E., PUSTERLA, N., JOHNSON, E., CHAE, J.S., PUSTERLA, J.B., DEROCK, E. & LAWLER, S.P. 2000. Transmission of *Ehrlichia risticii*, the agent of Potomac horse fever, using naturally infected aquatic insects and helminth vectors: preliminary report. *Equine Vet. J.* 32(4):275-279. PMID:10952374. <http://dx.doi.org/10.2746/042516400777032219>
- MOTT, J., MURAMATSU, Y., SEATON, E., MARTIN, C., REED, S. & RIKIHISA, Y. 2002. Molecular analysis of *Neorickettsia risticii* in adult aquatic insects in Pennsylvania, in horses infected by ingestion of insects, and isolated in cell culture. *J. Clin. Microbiol.* 40(2):690-693. PMID:11825999 PMCID:153368. <http://dx.doi.org/10.1128/JCM.40.2.690-693.2002>
- OSTROWSKI DE NÚÑEZ, M. 1978. Zum Entwicklungszyklus von *Stomylotrema vicarium*. *Angew. Parasitol.* 19:208-213. PMID:736315.
- PINTO, H.A. & MELO, A.L. 2011. A checklist of trematodes (Platyhelminthes) transmitted by *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae). *Zootaxa* 2799:15-28.
- PRAKASH, R. & PANDE, B.P. 1970. Libellulid dragonflies as second intermediate hosts of flukes. *Indian J. Helminthol.* 21(2):150-160.
- RAO, K.H. & MADHAVI, R. 1961. Metacercaria of *Eumegacetes* sp. (Trematoda: Lecithodendriidae) in dragon-fly naiads from a stream at Waltair. *Curr. Sci.* 30(8):303-304.
- SANTOS, N.D. 1973. Contribuição ao conhecimento da fauna do Estado da Guanabara e arredores. 84 - Descrição da ninfa de *Perithemis mooma* Kirby, 1889 (Odonata: Libellulidae). *Atas Soc. Biol. Rio de Janeiro* 16:71-72.
- SINGH, P. & PANDE, B.P. 1968. Adult of *Eumegacetes artamii* from white leghorn pullets infected with the metacercariae from two dragonflies. *Curr. Sci.* 37(19):563-564.
- SINITZIN, D.T. 1905. Data on the natural history of trematodes. Distomes of fishes and frogs in the vicinity of Warsaw. Warsaw University, Warsaw.
- SNYDER, S.D. & JANOVY JR, J. 1994. Second intermediate host-specificity of *Haematoloechus complexus* and *Haematoloechus medioplexus* (Digenea: Haematoloechidae). *J. Parasitol.* 80(6):1052-1055. <http://dx.doi.org/10.2307/3283461>
- STAFFORD, E.W. 1931. Platyhelminia in aquatic insects and Crustacea. *J. Parasitol.* 18:131.
- TRAVASSOS, L. 1928. Fauna helmintológica do Mato Grosso (Trematódeos - 1ª parte). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 21(2):309-341. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761928000200002>
- TRAVASSOS, L. & FREITAS, J.F.T. 1940. Relatório da excursão científica realizada na zona da Estrada de Ferro Noroeste do Brasil em julho de 1939. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 35(3):525-556. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761940000300004>
- TRAVASSOS, L., FREITAS J.F.T. & KOHN, A. 1969. Trematódeos do Brasil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 67:1-886. PMID:5397756.
- ZELMER, D.A. & ESCH, G.W. 1998. Bridging the gap: the odonate naiad as a paratenic host for *Halipegus occidualis* (Trematoda: Hemiuridae). *J. Parasitol.* 84(1):94-96. <http://dx.doi.org/10.2307/3284536>

Received 02/06/2013

Revised 04/09/2013

Accepted 06/26/2013

Thrips species (Insecta: Thysanoptera) associated to Fabaceae of agricultural importance in Cerrado and Amazon-Caatinga ecotone from Brazilian Mid-North

Élison Fabrício Bezerra Lima^{1,2}, Renata Chiarini Monteiro¹ & Roberto Antonio Zucchi¹

¹Departamento de Entomologia e Acarologia, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo – USP, Av. Pádua Dias, 11, CEP 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil. www.esalq.usp.br

²Corresponding author: Élison Fabrício B. Lima, e-mail: elisonfabricio@hotmail.com

LIMA, E.F.B., MONTEIRO, R.C. & ZUCCHI, R.A. Thrips species (Insecta: Thysanoptera) associated to Fabaceae of agricultural importance in Cerrado and Amazon-Caatinga ecotone from Brazilian Mid-North. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?identification-key+bn03713022013>

Abstract: Little is known about the Thysanoptera fauna from Brazilian Mid-North. In spite of being a region with at least three biomes and some ecotones, the studies on this insect order in the region are related to associations to a few cultivated plant species. On Fabaceae, plant family with the second largest number of records of thrips species associated in Brazil and huge economic importance for Mid-North, there are thrips records only on cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.). Due to the lack of knowledge on the Thysanoptera fauna in such a diverse area and the importance of crops of this family in the region, this research aimed to survey the thrips species associated to Fabaceae of agricultural importance in areas of Cerrado and Amazon-Caatinga ecotone in Brazilian Mid-North, as well as provide basic biological information about damage and hosts. Also, comparison between the Thysanoptera fauna of fabaceous crops in the region and the rest of the Country and a key to species are presented. Thrips were collected on six fabaceous crops in four municipalities in the state of Maranhão and in one municipality in the state of Piauí. Eight thrips species were identified: *Caliothrips phaseoli* (Pergande, 1895), *Frankliniella brevicaulis* Hood, 1937, *F. gardeniae* Moulton, 1948, *F. insularis* (Franklin, 1908), *F. schultzei* (Trybom, 1910), *F. tritici* (Fitch, 1855), *Haplothrips gowdeyi* (Franklin, 1908) and *Salpingothrips minimus* Hood, 1935. Two other unidentified species were collected: *Plesiothrips* sp. and *Scolothrips* sp. Except for *F. schultzei*, the thrips species surveyed in Maranhão are first records in the state, and *F. gardeniae* is first record in the state of Piauí. The first records of thrips on *Phaseolus lunatus* L. in Brazil were established. Some species known as pests of Fabaceae mostly in southern and southeastern Brazil were not found in Mid-North. Voucher-specimens are deposited at the Entomological Collection of the Department of Entomology and Acarology, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (ESALQ/USP).

Keywords: identification, thrips diversity, fabaceous, host association, damages.

LIMA, E.F.B., MONTEIRO, R.C. & ZUCCHI, R.A. Espécies de tripses (Insecta: Thysanoptera) associadas a Fabaceae de importância agrícola em Cerrado e ecótono Amazônia-Caatinga do Meio-Norte Brasileiro. Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?identification-key+bn03713022013>

Resumo: Pouco se sabe sobre a fauna de Thysanoptera do Meio-Norte do Brasil. A despeito de ser uma região com pelo menos três biomas e alguns ecótonos, os estudos sobre essa ordem de insetos na região são relacionados a associações a poucas espécies vegetais cultivadas. Em Fabaceae, família vegetal com o segundo maior número de registros de espécies de tripses associadas no Brasil e grande importância econômica no Meio-Norte, há registros somente em feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.). Devido à falta de dados sobre a fauna de Thysanoptera nessa área diversa e à importância de culturas dessa família na região, esta pesquisa teve como objetivo conhecer as espécies de tripses associadas a Fabaceae de importância agrícola em áreas de Cerrado e ecótono Amazônia-Caatinga no Meio-Norte do Brasil, bem como disponibilizar informações biológicas básicas sobre danos e hospedeiros. Além disso, comparações entre as faunas de Thysanoptera de fabáceas cultivadas na região e no resto do País e uma chave para as espécies são apresentadas. Os tripses foram coletados em seis espécies de Fabaceae de importância agrícola em quatro municípios do estado do Maranhão e em um município no estado do Piauí. Oito espécies de tripses foram identificadas: *Caliothrips phaseoli* (Pergande, 1895), *Frankliniella brevicaulis* Hood, 1937, *F. gardeniae* Moulton, 1948, *F. insularis* (Franklin, 1908), *F. schultzei* (Trybom, 1910), *F. tritici* (Fitch, 1855), *Haplothrips gowdeyi* (Franklin, 1908) e *Salpingothrips minimus* Hood, 1935. Duas outras espécies não identificadas foram coletadas: *Plesiothrips* sp. e *Scolothrips* sp. Exceto por *F. schultzei*, todas as espécies de tripses coletadas no Maranhão são registradas pela primeira vez no estado, e *F. gardeniae* é registrada pela primeira vez no estado do Piauí. Foram estabelecidos os primeiros registros de tripses em *Phaseolus lunatus* L. no Brasil. Algumas espécies conhecidas como pragas de Fabaceae no Brasil, principalmente no sul e sudeste, não foram encontradas no Meio-Norte. Os espécimes-testemunha estão depositados na Coleção Entomológica do Departamento de Entomologia e Acarologia da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (ESALQ / USP).

Palavras-chave: identificação, diversidade de tripses, fabáceas, associação hospedeira, danos.

Introduction

Although much progress has been done on Thysanoptera research in the Neotropics in the last decade (Alves-Silva & Del-claro 2010), the scientific knowledge about the association of Thysanoptera with native or cultivated plants in the Neotropical region is practically nonentity (Pinent et al. 2005).

In Brazilian Mid-North, for example, there is a rich biodiversity in various biomes and transition areas and a large area occupied by agriculture, especially in Cerrado, but only a few thrips species are recorded from this area. Maranhão, for example, is the Brazilian state with the largest number of biomes and has more than 2.5 million hectares used by crops of agricultural importance in regional and national levels (INSTITUTO... 2009).

Fabaceae, such as soybeans (*Glycine max* (L.) Merr.), cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) and Lima bean (*Phaseolus lunatus* L.) stand out as some of the most important crops for the region. Thrips biodiversity associated to Fabaceae is expressive in Brazil. It is the plant family with the second largest number of thrips species recorded (Monteiro 2002), and at least six of them are considered pests (Monteiro et al., 1999). In spite of it, in Mid-Northern Brazil, thrips associated to economically important fabaceous are poorly known, as studies on thrips fauna in this area have been neglected. In fact, considering these crops, there are records of thrips only on cowpea (Fontes et al. 2011, Lima et al. 2013). Few surveys have been carried out and little is known about the identity and biological aspects of its thrips fauna, although damages caused by some pests in the region are already reported (Andrade Junior et al. 2002, Silva et al. 2008, Fontes et al. 2011, Lima et al. 2013).

In this paper, the first significative approach on thrips on economically important fabaceous from Brazilian Mid-North is carried out. We aimed to survey thrips species associated to Fabaceae of agricultural importance in Cerrado and Amazon-Caatinga areas in Brazilian Mid-North and to provide basic knowledge on damages and host-association of the species. Also, comparison between thrips fauna associated to Fabaceae of the region and the rest of the country and an illustrated key to facilitate further researches on thrips from this region are provided.

Material and Methods

Thrips specimens were collected on six fabaceous species of agricultural importance from several sites of the Brazilian Mid-North, in 2010 (July, August and December) and 2011 (January and July), during the period of planting and flowering in the region. The plants sampled were *Arachis hypogaea* L. (peanut), *Cajanus cajan* (L.) Millsp. (pigeon pea), *Crotalaria* sp. (sunn hemp), *Glycine max* (L.) Merr. (soybeans), *Vigna unguiculata* (L.) Walp. (cowpea) and *Phaseolus lunatus* L. (Lima bean). Flowers and leaves were manually removed and taken to the laboratory for insect screening. Collections were carried out in four important producer municipalities of the State of Maranhão, namely Balsas (07° 32' 20" S and 46° 03' 10" W), São Raimundo das Mangabeiras (06° 50' 02" S and 45° 24' 14" W) and Tasso Fragoso (08° 24' 09" S and 46° 04' 28" W) within the biome Cerrado, and São Luís (02° 35' 01" S and 44° 12' 33" W) within a transition area of Amazon-Caatinga and one in the State of Piauí - Teresina (05° 05' 21" S and 42° 48' 07" W), within a transition area of Amazon-Caatinga. When larvae of these insects were also collected, host associations were established. For larvae identification, keys proposed by Speyer and Parr (1941), Vance (1974) and Heming (1991) were used. When failing to obtain the identification using these keys, some of the host-associations were established based on larvae collected together with adults (Pinent et al. 2005). Slide preparation

methods were based on Mound & Marullo (1996), and the voucher specimens are deposited at ESALQ/USP (Piracicaba, Brazil).

Results

Eight thrips species were identified, namely *Caliothrips phaseoli* (Pergande, 1895), *Frankliniella brevicaulis* Hood, 1937, *F. gardeniae* Moulton, 1948, *F. insularis* (Franklin, 1908), *F. schultzei* (Trybom, 1910), *F. tritici* (Fitch, 1855), *Haplothrips gowdeyi* (Franklin, 1908) and *Salpingothrips minimus* Hood, 1935 (Table 1). Besides, two not identified species were recorded, namely *Plesiothrips* sp. and *Scolothrips* sp. Except for *F. schultzei*, all remaining species are first recorded in the state of Maranhão, and *F. gardeniae* is the first recorded in the state of Piauí. Association between thrips and *Phaseolus lunatus* L. is established for the first time in Brazil. *Salpingothrips minimus* had already been recorded in Brazil, but there was no information on collection data (Monteiro 1999). Prior to this study, thrips species associated to fabaceous crops in this area were recorded only on cowpea (Fontes et al. 2011, Lima et al. 2013). On all fabaceous sampled, except for soybeans, seven host-associations with thrips were established (Table 1).

The specimens identified as *F. tritici* herein studied have posteroangular major pronotal setae slightly less than ½ of the pronotal length, therefore smaller than these setae on specimens of Florida and Georgia (USA) (Figure 4H). However, these differences are intraspecific variation (Mound, personal information). In Mid-North, only yellow specimens were collected, but *F. tritici* can also be brown (Hoddle et al. 2008).

Discussion

Out of the ten thrips species previously recorded on Fabaceae crops in Brazil outside Mid-North, six are considered pests (Table 2) (Monteiro et al., 1999), but, from these, only *Caliothrips phaseoli* and *Frankliniella schultzei* were recorded in Brazilian Mid-North. *Enneothrips flavens* Moulton, 1941, a major peanut pest in the Brazilian southward areas, the introduced and polyphagous *Thrips palmi* Karny, 1925, pest of cowpea, and *Echinothrips* sp. and *T. tabaci* Lindeman, 1889, pest of soybeans, were not collected in this research. Although most of the thrips species collected in this area were already recorded in other Brazilian regions (Monteiro 1999), most of our records refer to different Fabaceae species, expanding the range of plant species associated to thrips in Brazil and showing associations different of those recorded in other Brazilian areas (Table 2).

Frankliniella schultzei (Figure 1D) is highly polyphagous and widespread (Hoddle et al. 2008) and had already been recorded in this subregion with a few comments on damage (Monteiro 1999, Fontes et al. 2011, Lima et al. 2013). In our study, it was collected on all Fabaceae sampled, and was already recorded on most of these plant species in Brazil. As for *Caliothrips phaseoli*, only one specimen was collected, on soybean, and it is unlike that it becomes a soybean pest in Mid-North, unless an unusual dry period occurs. Soybean is cultivated in the rainy season, an unfavorable period for thrips, as rain washes these tiny insect from the plants (Ibrahim & Adesiyun 2010).

Major pest thrips in Brazilian southward regions may not occur in Mid-North, probably because climatic characteristics in Mid-North (higher temperatures and lower humidity) are quite different to those in southward (lower temperatures and higher humidity). The associations with plants of the other six species collected in this research – *Frankliniella brevicaulis*, *F. gardeniae*, *F. insularis* (Figure 1A), *F. tritici*, *Haplothrips gowdeyi*, *Salpingothrips minimus* – besides two not identified species – *Scolothrips* sp. and *Plesiothrips* sp. – are reported for the first time in Brazil (Table 1).

Table 1. Thrips association with Fabaceae of agricultural importance in Brazilian Mid-North.

Thrips species	Fabaceae species
<i>Caliothrips phaseoli</i> (Pergande, 1895)	<i>Glycine max</i> (L.) Merr. (soybean)
<i>Frankliniella brevicaulis</i> Hood, 1937	<i>Glycine max</i>
<i>F. gardeniae</i> Moulton, 1948	<i>Glycine max</i> <i>Crotalaria</i> sp. (sunn hemp)
<i>F. insularis</i> (Franklin, 1908)	<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp. (pigeon pea), <i>Phaseolus lunatus</i> L. (Lima bean)* <i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp. (cowpea)*
<i>F. schultzei</i> (Trybom, 1910)	<i>Arachis hypogaea</i> L. (peanut)* <i>Cajanus cajan</i> * <i>Crotalaria</i> sp.* <i>Phaseolus lunatus</i> <i>Vigna unguiculata</i> *
<i>F. tritici</i> (Fitch, 1855)	<i>Arachis hypogaea</i> <i>Glycine max</i> <i>Cajanus cajan</i> <i>Phaseolus lunatus</i> *
<i>Haplothrips gowdeyi</i> (Franklin, 1908)	<i>Crotalaria</i> sp. <i>Glycine max</i>
<i>Plesiothrips</i> sp.	<i>Arachis hypogaea</i>
<i>Salpingothrips minimus</i> Hood, 1935	<i>Glycine max</i>
<i>Scolothrips</i> sp.	<i>Glycine max</i>

* Host-associations.

Table 2. Comparison of the Thysanoptera fauna on Fabaceae of agricultural importance in Mid-North and other Brazilian regions.

Fabaceae crops	Brazilian Mid-North	Other regions ¹
Common bean	—	<i>Caliothrips phaseoli</i> ⁺ <i>Frankliniella insularis</i> <i>F. schultzei</i> <i>Thrips palmi</i> ⁺
Cowpea	<i>Frankliniella schultzei</i> <i>F. brevicaulis</i> ² <i>F. insularis</i> <i>F. tritici</i> ² <i>Haplothrips gowdeyi</i> ²	<i>Frankliniella schultzei</i> <i>Thrips palmi</i> ⁺
Lima bean	<i>Frankliniella tritici</i> <i>F. insularis</i> <i>F. schultzei</i>	—
Peanut	<i>Frankliniella schultzei</i> <i>F. tritici</i> <i>Plesiothrips</i> sp.	<i>Frankliniella schultzei</i> <i>Enneothrips flavens</i> ⁺
Pigeon Pea	<i>Frankliniella insularis</i> <i>F. schultzei</i> <i>F. tritici</i>	<i>Frankliniella insularis</i>
Soybeans	<i>Caliothrips phaseoli</i> <i>Frankliniella brevicaulis</i> <i>F. gardeniae</i> <i>F. schultzei</i> <i>Haplothrips gowdeyi</i> <i>Scolothrips</i> sp.	<i>Caliothrips phaseoli</i> ⁺ <i>Echinothrips</i> sp. ⁺ <i>Frankliniella schultzei</i> ⁺ <i>Frankliniella vespiformis</i> <i>Neohydatothrips flavicollis</i> <i>Thrips tabaci</i> ⁺
Sunn Hemp	<i>Frankliniella schultzei</i> <i>F. gardeniae</i> <i>Haplothrips gowdeyi</i>	<i>Caliothrips phaseoli</i> <i>Enneothrips flavens</i> <i>Frankliniella hemerocallis</i> <i>F. schultzei</i>

¹Monteiro (1999), Monteiro et al. (1999), Monteiro and Lima (unpublished data); ²Lima et al. (2013); + Thrips pests.

Some damages caused by thrips, mainly on flowers, were observed (Figures 1B, C), however, their economic importance need further studies in the Brazilian Mid-North. So far, thrips were known to be economically important in Mid-Northern Brazil in fabaceous crops only on cowpea, mainly during dry season (Andrade Junior et al. 2002). Their feeding on floral buds, when in high population, causes floral abortion and reduces cowpea yield.

Practical applications of the basic knowledge discussed herein can be done: Biological studies of thrips require rearing of the insects, which can be conducted using one of the host plants mentioned in this paper. As for agricultural purposes, sunn hemp is cultivated for green manure, but also grows spontaneously as weed, thus, it should be controlled due to the possibility of harboring thrips pests of other crops.

Key to thrips species associated to economically important fabaceous in Brazilian Mid-North

1. Abdominal segment X tubular, female without visible ovipositor (Figure 2D). Forewing without vein setae, with median constriction and series of duplicated cilia in the apical region of the posterior margin (Figure 2C). Maxillary bridge present (Figure 2A). Antennal segments III and IV with two or four simple sensilla, respectively. Head about as wide as long. Post-ocular setae with expanded apex. Basantra about as long as wide. Mesopresternum boat shaped (Figure 2B).....*Haplothrips gowdeyi*

1'. Abdominal segment X conical, female with visible ovipositor (Figures 2J and 4D) 2

2 (1'). Head and fore femora with strong reticulation. Forewing first vein very close to the costal vein. Pronotum with reticulate sculpture (Figure 2E). Forewing with light and dark bands; first vein with incomplete row of setae (Figure 2F). Abdominal tergite VIII with complete craspedum with teeth laterally (Figure 2G). Abdominal tergites with transverse and oblique sculpture laterally *Caliothrips phaseoli*

2'. Head and fore femora without reticulation. Forewing first vein distinct from costal vein 3

3 (2'). Small head with large mouth cone, extending beyond fore coxae (Figure 2H). Pronotum, trapezoidal, with two pairs of small but conspicuous posteroangular setae, with expanded apices (Figure 2I). Translucent wings. Median metanotum setae far from the anterior margin of the segment. Abdominal tergites and sternites with conspicuous craspedum *Salpingothrips minimus*

3'. Head of normal size and cone mouth not extending beyond fore coxae. Pronotum without small posteroangulares setae with expanded apices 4

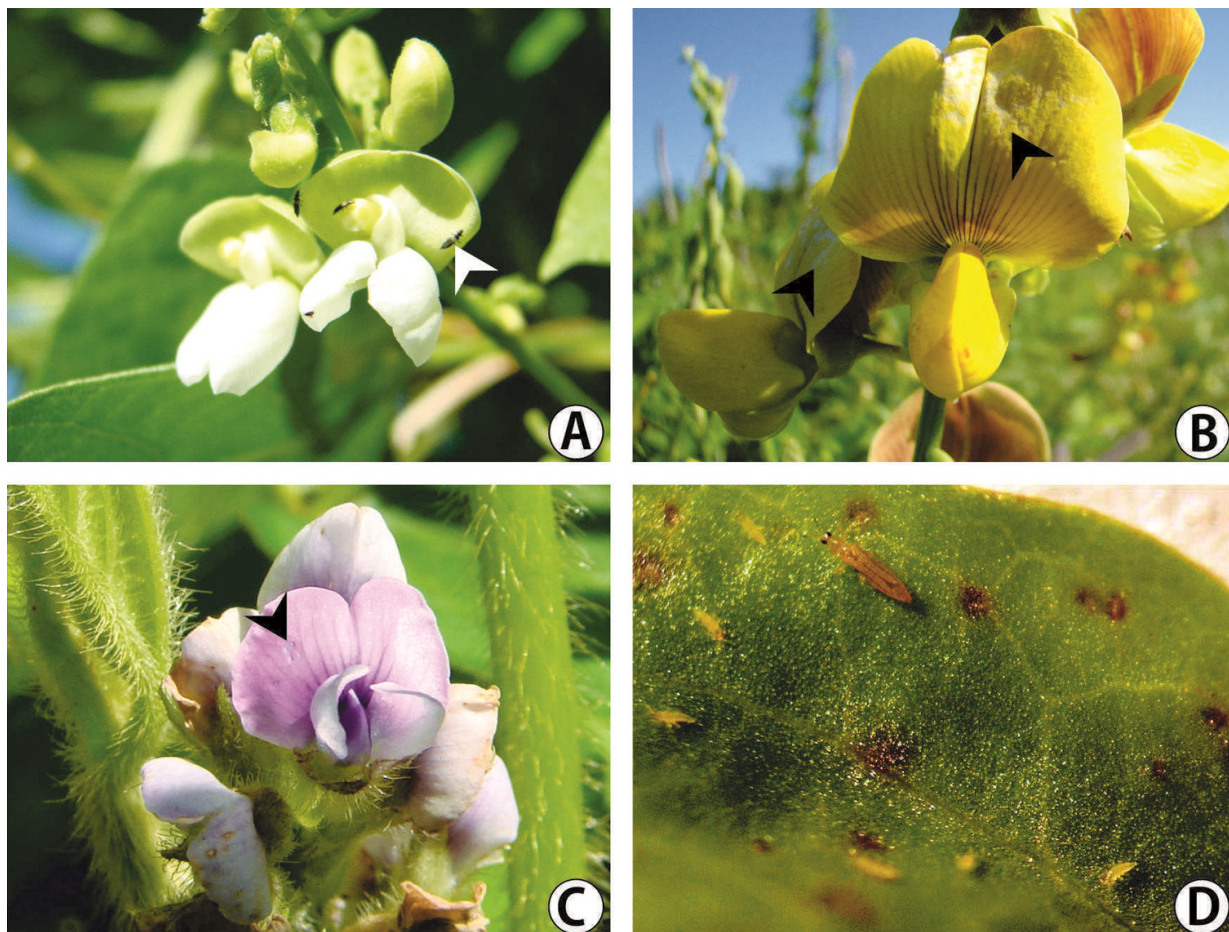


Figure 1. A. *Frankliniella insularis* on Lima bean flower; B. thrips damage on sunn hemp flowers; C. thrips damage on soybeans flower; D. *Frankliniella schultzei* (adults and imatures) on cowpea leaf.

- 4 (3'). Head projected in front of eyes. Antennae 7-segmented. Pronotum with two pairs of major setae. Ovipositor weakly developed (Figure 2J) *Plesiothrips* sp. 5
- 4'. Head not projected in front of eyes. Antennae 8-segmented. Pronotum with more pairs of major setae. Ovipositor well developed 5
- 5 (4'). Head with ocellar setae long, especially pair III (Figure 2K). Pronotum with six pairs of major setae (Figure 2L). Forewings and body color pale *Scolothrips* sp. 6
- 5'. Head with ocellar setae of normal size. Pronotum with five pairs of major setae. Body color variable 6
- 6 (5'). Pedicel on antennal segment III cup-shaped (Figure 3A). Female brown. Metanotum with reticulate sculpture in the middle. Tergite VIII with posteromarginal comb complete with median teeth smaller than the lateral ones, and not scattered (Figure 4A) *Frankliniella brevicaulis* 7
- 6'. Antennal segment III pedicel different 7
- 7 (6'). Antennal segment III pedicel simple (Figures 3B and 3C) 8
- 7'. Antennal segment III pedicel expanded (Figures 3D and 3E) 9
- 8 (7). Ocellar setae III close together, between the posterior ocelli and near the inner margin of the ocellar triangle (Figure 4B). Metanotum with campaniform sensilla absent (Figure 4C). Posteromarginal comb on abdominal tergite VIII incomplete, with short teeth (Figure 4D). Species either yellow or brown coloured *F. schultzei* 8
- 8'. Ocellar setae III in external lateral margins of the ocellar triangle (Figure 4F). Forewings dark with basal fourth clear (Figure 4G). Posteromarginal comb on abdominal tergite VIII with moderately long teeth and variable interruption in the middle region *F. insularis* 9

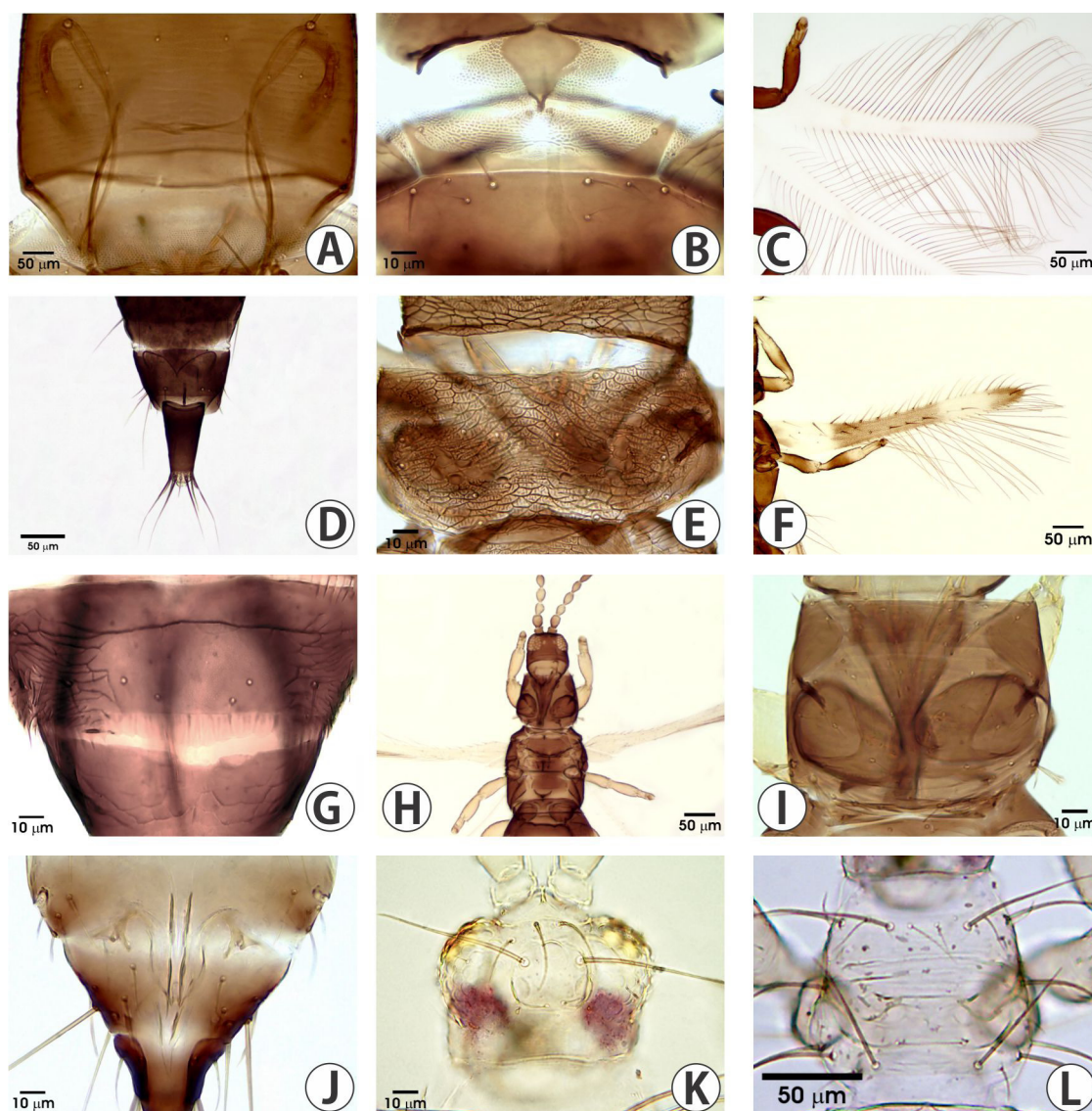


Figure 2. *Haplothrips gowdeyi*. A. maxillary stylets and maxillary bridge; B. mesopresternum boat shaped; C. right wings; D. abdominal segments VIII-X; *Caliothrips phaseoli*. E. pronotum; F. forewing; G. abdominal tergites VIII and IX; *Salpingothrips minimus*. H. head and thorax; I. pronotum; *Plesiothrips* sp. J. ovipositor; *Scolothrips* sp. K. head; L. pronotum.

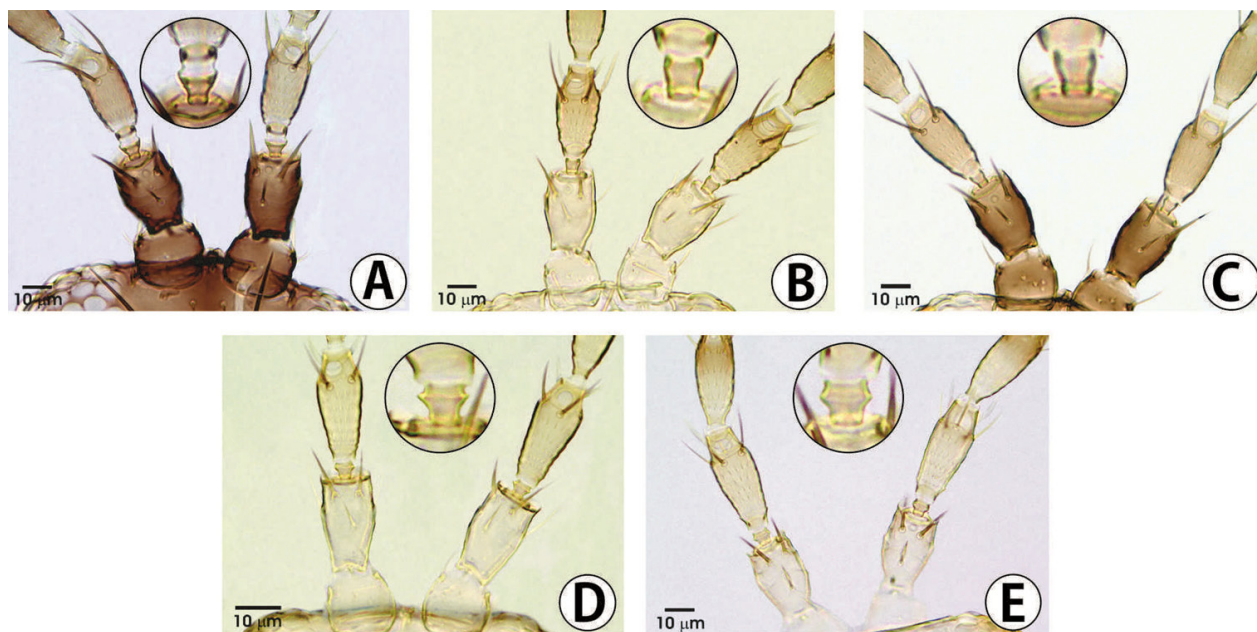


Figure 3. Part of antennae of *Frankliniella* species, with pedicel on segment III on detail: A. *F. brevicaulis*; B. *F. schultzei* (yellow colored); C. *F. schultzei* (brown colored); D. *F. gardeniae*; E. *F. tritici*.

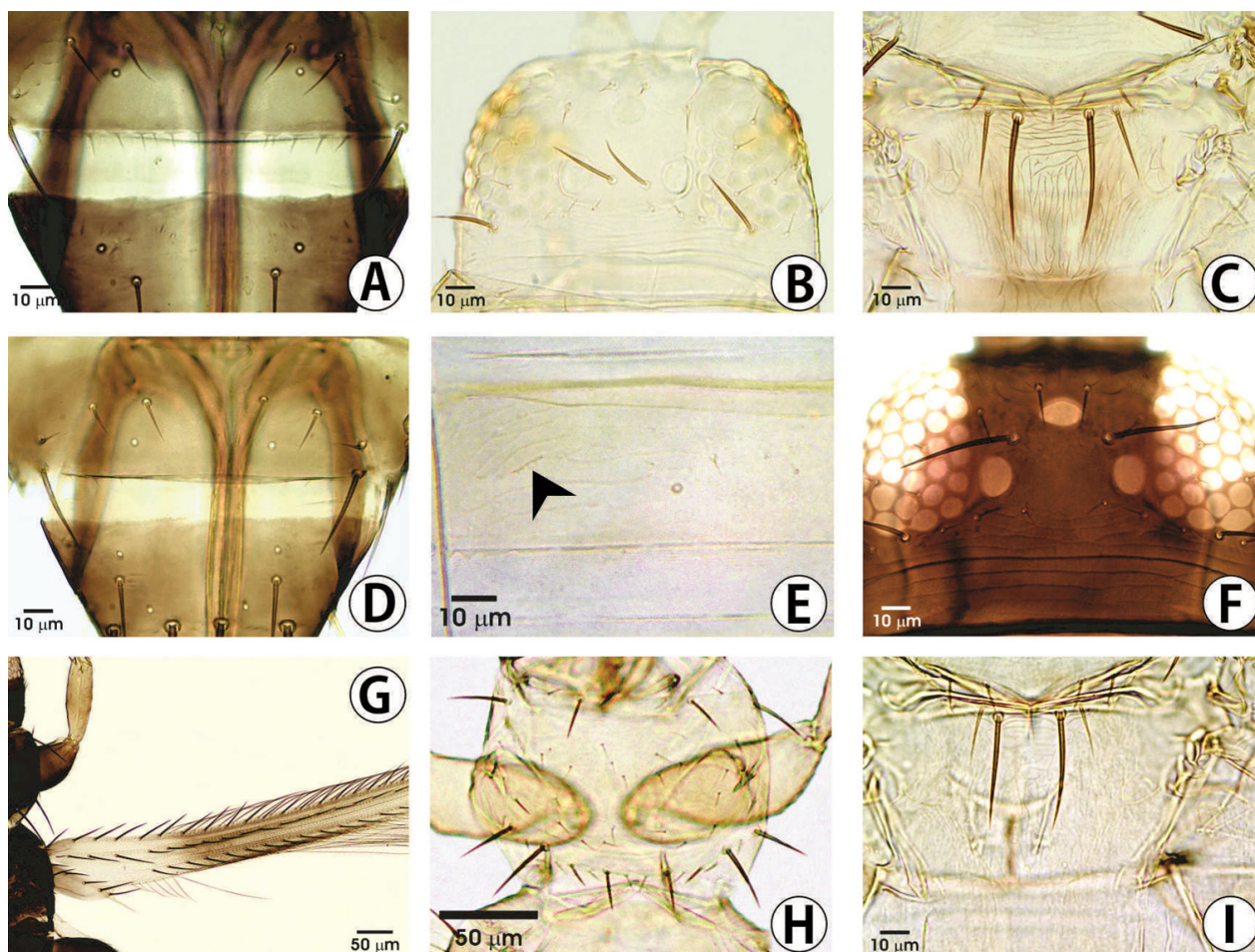


Figure 4. *Frankliniella* species: *F. brevicaulis*. A. posteromarginal comb on abdominal tergite VIII; *F. schultzei* (yellow colored). B. head; C. metanotum; *F. schultzei* (brown colored). D. posteromarginal comb on abdominal tergite VIII; *F. gardeniae*. E. vestigial ctenidia on abdominal tergite IV; *F. insularis*. F. head; G. forewing; *F. tritici*. H. pronotum; I. metanotum.

9 (7'). Metanotum with transversal striate and longitudinal sculpturing in the anterior and posterior halves, respectively. Abdominal tergite IV with vestigial ctenidia (Figure 4E). Posteromarginal comb on abdominal tergite VIII complete, with moderately long teeth *F. gardeniae*

9'. Metanotum with small reticulation in the central part (Figure 4I). Abdominal tergite IV without ctenidia. Posteromarginal comb on abdominal tergite VIII medially interrupted with small teeth *F. tritici*

Material examined

***Caliothrips phaseoli* (Pergande, 1895).** Brazil. Maranhão: Balsas, on leaves of *Glycine max* (soybean), 18.I.2011, 1 ♂ (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Frankliniella brevicaulis* Hood, 1937.** Brazil. Maranhão: Balsas, on leaves and flowers of *Glycine max* (soybean), 1 ♀; São Raimundo das Mangabeiras, on leaves and flowers of *G. max*, 19.I.2011, 1 ♀; Tasso Fragoso, on flowers of *G. max*, 20.I.2011, 3 ♀ (E. F. B. LIMA) (ESALQ).

***Frankliniella gardeniae* Moulton, 1948.** Brazil. Maranhão: Tasso Fragoso, flowers of *Glycine max* (soybean), 20.I.2011, 1 ♀. Piauí: Teresina, on flowers of *Crotalaria* sp. (sunn hemp), 9.VII.2010, 11 ♀ (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Frankliniella insularis* (Franklin, 1908).** Brazil. Maranhão: São Luís, flowers of *Vigna unguiculata* (cowpea), 22.I.2011, 10 ♀. Piauí: Teresina, on flowers of *Cajanus cajan* (pigeon pea), 29.VII.2010, 1 ♀, on flowers of *Phaseolus lunatus* (Lima bean), 3.VIII.2010, 35 ♀ 4 ♂ 12 larvae, on flowers of *V. unguiculata*, 8.VII.2010, 2 ♂ 14 ♀ 9 larvae (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Frankliniella schultzei* (Trybom, 1910).** Brazil. Maranhão: São Raimundo Mangabeiras, on flowers of *Glycine max* (soybean), 19.I.2011, 2 ♀; Tasso Fragoso, on flowers of *G. max*, 20.I.2011, 6 ♀. Piauí: Teresina, on flowers of *Arachis hypogaea* (peanut), 15.VII.2011, 13 ♂ 22 ♀ 14 larvae, on flowers of *Cajanus cajan* (pigeon pea), 29.VII.2010, 3 ♀ 5 larvae, on flowers of *Crotalaria* sp. (sunn hemp), 8.VII.2010, 39 ♀ 4 ♂ 28 larvae, on flowers of *Phaseolus lunatus* (Lima bean), 31.VII.2010, 1 ♀, on flowers and leaves of *Vigna unguiculata* (cowpea), 8.VII.2010, 27 ♀ 9 ♂ 17 larvae (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Frankliniella tritici* (Fitch, 1855).** Brazil. Maranhão: Balsas, on flowers of *Glycine max* (soybean), 18.I.2010, 2 ♀, São Luís, flowers of *Arachis hypogaea* (peanut), 22.VII.2011, 1 ♀; São Raimundo das Mangabeiras, on flowers *G. max*, 19.I.2011, 2 ♀; Tasso Fragoso, on flowers of *G. max*, 20.I.2011, 4 ♀. Piauí: Teresina, on flowers of *Cajanus cajan* (pigeon pea), 29.VII.2010, 9 ♀, on flowers of *Phaseolus lunatus* (Lima bean), 3.VII.2011, 45 ♀ 12 larvae (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Haplothrips gowdeyi* (Franklin, 1908).** Brazil. Maranhão: Balsas, on leaves and flowers of *Glycine max* (soybean), 18.I.2011, 5 ♀; Tasso Fragoso, on flowers of *G. max*, 20.I.2011, 1 ♀; Piauí: Teresina, on leaves of *Crotalaria* sp. (sunn hemp), 8.VII.2010, 3 ♀ (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Plesiothrips* sp.** Brazil. Maranhão: São Luís, on flowers of *Arachis hypogaea* (peanut), 22.VII.2011, 1 ♀ (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Salpingothrips minimus* Hood, 1935.** Brazil. Maranhão: Balsas, on flowers of *Glycine max*, 18.VII.2010, 1 ♀ (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

***Scolothrips* sp.** Brazil. Maranhão: Balsas, on flowers of *Glycine max*, 18.VII.2010, 2 ♀ (E.F.B. LIMA) (ESALQ).

Acknowledgments

To Dr. Laurence A. Mound (CSIRO, Australia), for the confirmation of the identification of some species; To CAPES, for the financial support given to the first author during his M.Sc. course.

References

- ALVES-SILVA, E. & DEL-CLARO, K. 2010. Thrips in the Neotropics: what do we know so far? *Trends Entomol.* 6:77-88.
- ANDRADE JUNIOR, A.S., SANTOS, A.A., SOBRINHOS, C.A., BASTOS, E.A., MELO, F.B., VIANA, F.M.P., FREIRE FILHO, F.R., CARNEIRO, J.S., ROCHA, M.M., CARDOSO, M.J., SILVA, P.H.S. & RIBEIRO, V.Q. 2002. *Cultivo de Feijão-Caupi [Vigna unguiculata (L.) Walp.]*. Embrapa Meio-Norte, Teresina, 108p.
- FONTES, L.S., PINENT, S.M.J., LIMA, E.F.B. & SUCUPIRA, I. 2011. First register of occurrence of *Frankliniella schultzei* (Trybom, 1910) (Thysanoptera: Thripidae) in cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) in the state of Piauí, Brazil. *Braz. J. Biol.* 71(4):1023-1024. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000500023>
- HEMING, B.S. 1991. Order Thysanoptera. In *Immature Insects v.2* (F.W. Stehr, ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, p.1-21.
- HODDLE, M.S., MOUND, L.A. & PARIS, D.L. 2008. *Thrips of California*. CBIT Publishing, Queensland.
- IBRAHIM, N.D. & ADESIYUN, A.A. 2010. Effect of rainfall in the control of onion thrips, *Thrips tabaci* Lindeman (Thysanoptera: Thripidae) in Sokoto, Nigeria. *Agr. Biol. J. N. Am.* 1(3):377-386.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. 2009. Levantamento sistemático da produção agrícola: 2009. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm> (último acesso em 11/09/2011).
- LIMA, E.F.B., FONTES, L.S., PINENT, S.M.J., REIS, A.S., FREIRE FILHO, F.R. & LOPES, A.C.A. 2013. Thrips species (Insecta: Thysanoptera) associated to Cowpea in Piauí, Brazil. *Biota Neotrop.* 13(1):383-386. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000100043>
- MONTEIRO, R.C. 1999. Estudos taxonômicos de tripses (Thysanoptera) constatados no Brasil com ênfase no gênero *Frankliniella*. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- MONTEIRO, R.C. 2002. The Thysanoptera fauna of Brazil. In *International symposium on Thysanoptera*. Australian National Insect Collection, Canberra, p.325-340.
- MONTEIRO, R.C., MOUND, L.A. & ZUCCHI, R.A. 1999. Thrips (Thysanoptera) as pests of plant production in Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 43:163-171.
- MOUND, L.A. & MARULLO, R. 1996. The Thrips of Central and South America: an introduction (Insecta: Thysanoptera). *Mem. Entomol. Int.* 6:1-488.
- PINENT, S.M.J., ROMANOWSKI, H.P., REDAELLI, L.R. & CAVALLERI, A. 2005. Thysanoptera: plantas visitadas e hospedeiras no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS, Brasil. *Iheringia, Zool.* 95(1):9-16. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212005000100002>
- SILVA, P.H.S., CASTRO, M.J.P. & ARAÚJO, E.C.A. 2008. Tripses (Insecta: Thripidae) associados ao pinhão-mansão no estado do Piauí, Brasil. *Rev. Bras. Oleag. Fibr.* 12(3):125-127.
- SPEYER, E.R. & PARR, W.J. 1941. The external structure of some Thysanopterous larvae. *Trans. R. Ent. Soc. Lond.* 91(11):559-635. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1941.tb01040.x>
- VANCE, T.C. 1974. Larvae of the Sericothripini (Thysanoptera: Thripidae), with reference to other larvae of the Terebrantia, of Illinois. *Nat. Hist. Surv. Bull.* 31:145-208.

Received 08/21/2012

Revised 05/03/2013

Accepted 06/21/2013

Anurofauna em uma área na Depressão Periférica, no centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil

William Pinheiro da Costa^{1,2,3}, Silvio César de Almeida¹ & Jorge Jim¹ (in memoriam)

¹Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Distrito de Rubião Júnior, s/n, CEP 18618-970, Botucatu, SP, Brasil. <http://www.ibb.unesp.br>

²Área de Concentração: Biodiversidade Animal, Laboratório de Estudos Cromossômicos, Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Biologia Celular, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Cidade Universitária Zeferino Vaz, s/n, Bloco N, 3º piso, CP 6109, CEP 13083-863, Campinas, SP, Brasil

³Autor para correspondência: William Pinheiro da Costa, e-mail: pinho_willi@hotmail.com

COSTA, W.P., ALMEIDA, S.C. & JIM, J. **Anuran fauna in a Peripheral Depression area in the middle-west of São Paulo State, Brazil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn01313022013>

Abstract: In the last eight decades, São Paulo state has been a center of anurans research. However, at central-west of São Paulo state, studies in Peripheral Depression (PD) communities are scarce. In order to bring new information, our objectives were surveying frogs in PD area, linking our results with other data and comparing with known results from crest of the Botucatu cuesta. The inventory was conducted during 13 months (December 2008 to December 2009), and data has obtained in 24 days sampling. The frogs were investigated in sites that anurans currently using for reproduction, by traditional field methods, based on visual-encounter survey and auditory. We recorded 29 species into 12 genera and six families. The high frog diversity was considered because this area has suffered human action. Although the most of the species has been identified in open areas, we associated this high number due to forest remnants in interfluvies. Therefore, the differences between our study and others at the same region were due low number of related species on the forest environment. The absence of similar topography at PD probably was a determinant factor for the low number of species in forest habitat. The amphibian activity was higher during hot and humid period and a decrease in the cold and dry period. The most part of anurans had a restricted activity during rainy season; however, each species has its own period and peak of calling activity. The similarity results indicate the most part of higher clusters was observed between species that different requirements for habitat and microhabitat. We believe that, differences in temporal pattern distribution of organisms in the community are of great importance in sharing resources and adjusting the species in the community, which contributed to the high number of amphibians and observed the coexistence of taxa in the study area.

Keywords: amphibians, inventory, sharing resources, seasonal occurrence, Cuesta de Botucatu.

COSTA, W.P., ALMEIDA, S.C. & JIM, J. **Anurofauna em uma área na Depressão Periférica, no centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn01313022013>

Resumo: A anurofauna do estado de São Paulo, nas últimas oito décadas, tem sido foco do estudo de importantes grupos de pesquisa em anfíbios anuros. Porém, pesquisas realizadas com comunidades na área da Depressão Periférica do centro-oeste paulista ainda são escassas. A fim de trazer novas informações sobre essa região, nosso objetivo foi inventariar a anurofauna de uma área na Depressão Periférica, associando os resultados com dados da literatura e confrontando os mesmos com aqueles conhecidos para a anurofauna no altiplano da Cuesta de Botucatu. O inventário foi realizado a partir dos dados obtidos em 24 dias de amostragem, decorridos 13 meses de coleta (dezembro de 2008 a dezembro de 2009). Os anuros foram amostrados em potenciais sítios reprodutivos, pelos métodos de encontro visual e busca auditiva. Foram registradas 29 espécies distribuídas em 12 gêneros e seis famílias. Apesar da maioria das espécies serem predominantemente de áreas abertas, consideramos a riqueza elevada, e associamos essa riqueza à existência dos remanescentes de mata nos interflúvios. Entretanto, apesar da presença desses remanescentes, a ocorrência de espécies associadas exclusivamente a essas áreas foi pequena, se comparada aos fragmentos no altiplano, fato que aparentemente está associado às diferenças existentes entre os fragmentos contidos nos interflúvios e os fragmentos do altiplano. A atividade dos anfíbios foi concentrada no período quente e úmido, diminuindo à medida que se aproxima o ápice da estação fria e seca. Com base na análise de similaridade, observou-se a formação de agrupamentos com alta sobreposição. Entre esses agrupamentos, destacaram-se aqueles formados por espécies com atividade de vocalização prolongada, mas que diferiram quanto ao período de maior atividade (início e final da estação chuvosa) bem como, aqueles constituídos por espécies com período de vocalização mais curto, restrito a poucos dias, e que também diferiram no mês de pico de atividade (início e final da estação chuvosa). Com isso acreditamos que as diferenças quanto à distribuição temporal dos organismos da comunidade sejam importantes na partilha de recursos e no ajuste das espécies, fato que contribuiu para o elevado número de anfíbios observados e na coexistência dos táxons na área de estudo.

Palavras-chave: anfíbios, inventário, partilha de recursos, ocorrência sazonal, Cuesta de Botucatu.

Introdução

O Brasil é o país com maior riqueza de anfíbios do mundo contando com 946 espécies conhecidas até o momento (Segalla et al. 2012). Na última década houve significativo aumento no número de estudos sobre comunidades de anfíbios (e.g., Brasileiro et al. 2005, Dixo & Verdade 2006, Zina et al. 2007, Serafim et al. 2008, Ribeiro-Júnior & Bertoluci 2009, Forlani et al. 2010, Pansonato et al. 2011), ainda assim, grandes e importantes lacunas no conhecimento persistem, lacunas que vão desde áreas básicas como taxonomia, morfologia, citogenética e história natural, até a avaliação de padrões em ecologia de comunidades e conservação (Araújo et al. 2009, Rossa-Feres et al. 2011). Nesse contexto, o estado de São Paulo se destaca, pois conta com importantes coleções científicas e grandes grupos de pesquisa que juntos contribuíram de forma substancial com o conhecimento gerado sobre anfíbios (Araújo et al. 2009).

Segundo Rossa-Feres et al. (2008) a fauna de anuros do estado de São Paulo pode ser dividida em dois conjuntos: i) espécies que ocorrem no domínio da Floresta Ombrófila (Serra do Mar, Serra da Mantiqueira e Serra da Bocaina), e ii) espécies de formação vegetal aberta, Floresta Estacional Semi-decidual e Cerrado, predominante no interior. Entre essas áreas, os autores destacam a importância da Depressão Periférica, região localizada entre as escarpas do Planalto Atlântico e a Cuesta, por representar um ecótono entre essas duas grandes formações vegetais.

O município de Botucatu-SP engloba parte da Bacia do Paraná, incluindo a Cuesta Basáltica que se estende até as porções baixas da Depressão Periférica, com elevações que variam entre 500 a 1000 m de altitude (Jim 1980, Engea 1990). Ao longo das últimas três décadas, vários estudos foram realizados na região (e.g., Caramaschi & Jim 1980, Rossa-Feres & Jim 1994, 1996a, b, Martins & Jim 2003, 2004, Martins et al. 2006, Melo et al. 2007, Títton Junior et al. 2010) e até o momento, 52 espécies de anuros foram registradas (Jim 2003, Almeida et al. 2008, Maffei et al. 2009, Almeida 2010). Entre essas espécies, *Proceratophrys moratoi* (Jim & Caramaschi 1980) e *Bokermannohyla izecksohni* (Jim & Caramaschi 1979) são as únicas a constar como ameaçadas na lista de espécies brasileiras (Jim & Martins 2008, Spirandeli-Cruz & Jim 2008), e apenas *P. moratoi* figura na categoria vulnerável na lista do estado de São Paulo (Garcia et al. 2009). Segundo esses autores, a principal ameaça à sobrevivência dessas espécies é a perda de habitat, seja em função do avanço da urbanização ou pela substituição da vegetação nativa por pastagem ou cultivo de plantas para consumo humano. Grande parte do esforço amostral nessa região esteve concentrada no altiplano, próximo a Cuesta, sendo a parte baixa, que compreende a Depressão Periférica, carente de informações representando uma lacuna geográfica no conhecimento da anurofauna do Estado de São Paulo.

Considerando a importância da região da Depressão Periférica como zona de transição entre as duas grandes formações vegetais do estado de São Paulo, a Mata Atlântica, representada pela Floresta Estacional Semi-decidual, e o Cerrado, e que inventários de fauna são importantes ferramentas para subsidiar avaliações e definições de estratégias e ações mais eficientes para a conservação e gerenciamento da biodiversidade (Santos 2003), o presente trabalho teve como objetivos: (i) inventariar as espécies de anfíbios anuros de uma localidade na Depressão Periférica, na microrregião da Serra de Botucatu, (ii) comparar a riqueza de espécies com dados obtidos na literatura para a região mais próxima a localidade de estudo (região de Botucatu) e (iii) verificar, com base na distribuição temporal das espécies, o grau de co-ocorrência das espécies.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O estudo foi realizado no sítio Recanto Paraíso (22° 55' 15" S e 48° 12' 30" W, 525 metros de altitude), situado próximo à rodovia Samuel Castro Neves (SP-147), município de Anhembi, SP. O clima da região, baseado na classificação de Köppen, é do tipo Cfa: Clima Temperado Quente (Mesotérmico) Úmido, caracterizado por uma estação quente e úmida durante a primavera e o verão e estiagem entre outono e inverno (Cunha & Martins, 2009). A propriedade está situada em uma região cercada por atividades ligadas a indústria do eucalipto e pinus, citriculturas, além de criação de gado. O local apresenta um extenso conjunto de remanescentes de mata nos interflúvios e áreas de pastagem com predomínio de gramíneas (Figura 1).

A área de estudo, inserida nos domínios da Depressão Periférica do estado de São Paulo, é representada por uma paisagem plana sulcada por drenagens ressequentes formando morrotes baixos nos interflúvio (Jim 1980). As características geomorfológicas do local amostrado são compatíveis com as da região, localizando-se sobre um pequeno morro, extenso, abaulado, de aproximadamente 77 hectares, com grande heterogeneidade de habitats para reprodução de anuros, desde poças permanentes em áreas abertas até riachos entre os morrotes, associados às porções de mata fechada nos interflúvios, com águas permanentes de fluxo rápido e contínuo (Figura 2).

2. Caracterização dos habitats e coleta de dados

A localidade amostrada está inserida em uma propriedade com vegetação composta por pastagens, pequena área de plantio de cana de açúcar e área de mata nas encostas entre os morrotes. Todas as áreas de mata apresentam riachos que correm sobre fundo rochoso. Os riachos são abastecidos por nascentes localizadas em áreas abertas com vegetação característica de brejo, que percorrem as calhas dos interflúvios margeada pela mata. Em geral, os riachos terminam em grandes áreas alagadas que formam brejos, com predomínio de taboas, a escorrer para o Rio Pirambóia.

Os corpos d'água foram caracterizados, segundo os critérios de Jim (1980) e Vasconcelos & Rossa-Feres (2005), quanto à: duração (permanente, semi-permanente e temporário), movimento (água corrente, água em constante troca e água parada), tamanho ($\leq 100 \text{ m}^2$ = pequeno, entre 100 m^2 e 600 m^2 = médio, $\geq 600 \text{ m}^2$ = grande), e localização (área aberta, borda de mata e área de mata). Consideramos que o corpo d'água estava localizado em área aberta (AA) quando a vegetação do entorno era constituída por gramíneas ou outro tipo de vegetação rasteira, vegetação arbustiva baixa (até 1,50 m de altura) e poucas árvores. Nessas condições, o habitat fica exposto à alta insolação durante todo o dia. Consideramos borda de mata (BM) os corpos d'água localizados às margens de um fragmento de mata, ou a menos de 10 m do mesmo. Em seu perímetro verifica-se a presença desde, vegetação rasteira herbáceo-arbustiva, até árvores com mais de 5 m de altura. Essas condições permitem ao corpo d'água o sombreamento de, no mínimo, uma de suas margens ao longo do dia. Em área de mata (MT) consideramos os corpos d'água localizados no interior de fragmento, margeado por vegetação arbórea com formação de dossel. Nessas condições ocorre pouca penetração de luz.

Procurando representar a maior variedade de tipos de corpos d'água, foram selecionados oito pontos fixos para as amostragens (Figura 1), além de pontos extras, buscando obter o máximo de informações sobre a anurofauna local (Tabela 1).

As amostragens foram realizadas entre dezembro de 2008 e dezembro de 2009, totalizando cerca de 120h de campo em 23 dias de amostragens. As visitas foram quinzenais na estação chuvosa e

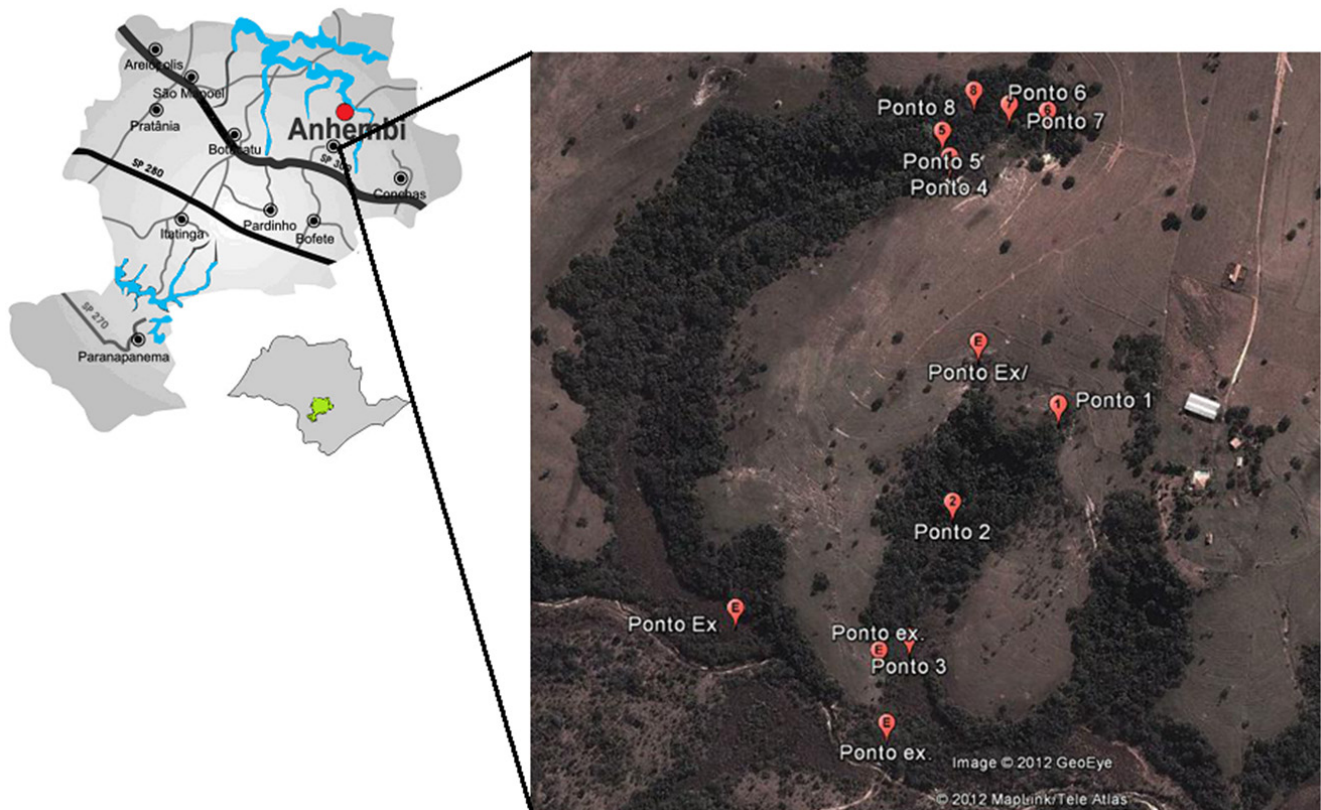


Figura 1. Área de estudo e locais de amostragem de anfíbios anuros no município de Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil.

Figure 1. Anuran studies areas and local sampling points at municipality of Anhembi, middle-west of São Paulo State, Brazil.

mensais no período de seca, com início junto ao crepúsculo e se estendendo até as 23h. Os anfíbios foram amostrados nos habitats onde se reproduzem (Scott Junior & Woodward 1994), pelos métodos de encontro visual (Crump & Scott Junior 1994) e busca auditiva (Zimmerman 1994).

A abundância mensal de cada espécie foi considerada como aquela igual à maior abundância quinzenal registrada, sendo a abundância total igual a do mês com maior abundância no período de estudo segundo Bertoluci & Rodrigues (2002) e Vasconcelos & Rossa-Feres (2005).

Os dados de temperatura e pluviosidade foram obtidos no Departamento de Recursos Naturais/Ciências Ambientais, da Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp, *campus* de Botucatu, localizado na Fazenda Lageado.

3. Análise dos dados

A eficiência das amostragens foi avaliada por meio de curva de acumulação de espécies gerada a partir dos dados de presença/ausência das espécies em cada amostra, utilizando o Programa EstimateS v. 8.2.0 com 1000 aleatorizações (Colwell 2005). Diante da probabilidade da riqueza de espécies observada não refletir com exatidão a riqueza real, foram aplicados dois estimadores de riqueza não paramétricos que permitem extrapolar a riqueza de espécies na área de estudo (Santos 2003), foram eles: ACE (Abundance-based Coverage Estimator), por se tratar de um método quantitativo baseado no conceito de abundância que tem como base a proporção de espécies raras (dez ou menos indivíduos) observadas por amostra (Lee & Chao 1994), e o Bootstrap que fornece a estimativa de riqueza tomando como base o número de espécies encontradas em somente uma ou

duas amostras (Colwell 1997). Esses dois índices foram adotados, pois foram os únicos que apresentaram desvio padrão iguais a ± 0 a partir do ponto de estabilização da curva de acumulação das espécies.

Para observar o padrão de abundância existente entre as espécies, foi construída uma curva do componente de dominância, onde os dados de abundância relativa de cada espécie foram plotados em uma escala logarítmica ($\log_{10}$), ordenados de forma decrescente, partido das espécies mais abundantes para as menos abundantes na comunidade (Krebs, 1999).

A frequência de ocorrência das espécies foi determinada segundo o índice de constância de ocorrência Dajoz (1973). Para a frequência de ocorrência, foram adotados como constantes as espécies que ocorreram em mais de 50% das amostras, acessórias as que ocorreram entre 25 e 50% e acidentais aquelas com ocorrência inferior a 25% das amostras. A similaridade na distribuição temporal das espécies foi verificada pela aplicação do índice de Morisita-Horn (C_H ; Krebs 1989), considerando indicativo de alta sobreposição entre as espécies os valores de similaridade superiores a 75%.

Resultados

Foram registradas 29 espécies distribuídas em 12 gêneros e seis famílias: Bufonidae (3), Cycloramphidae (1), Hylidae (15), Leiuperidae (4), Leptodactylidae (5), Microhylidae (1) (Tabela 2).

A riqueza de espécies apresentou tendência à estabilização após a 23ª visita tanto para os estimadores ACE (30,03) quanto Bootstrap (31,29). A sobreposição dos intervalos gerados a partir do número de espécies observadas, associados ao número apresentado pelos estimadores de riqueza, indica que o esforço amostral foi eficiente, ainda que os estimadores indiquem a possibilidade de registrar



Figura 2. Locais de amostragem (1-8 e locais extras) em Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil.

Figure 2. Sampling points (1-8 and extra points) at municipality of Anhembi, middle-west of São Paulo State, Brazil.

Tabela 1. Descrição dos pontos de amostragem: habitat (AA = área aberta), BM = borda de mata, MT = interior de mata), tipo de corpo d'água e tamanho do corpo d'água, no sítio Recanto Paraíso, Anhembi – SP, Brasil.**Table 1.** Description of sampling points according to: habitat (AA = open area, BM = forest edge, MT = forest) occurrence habitat, water body type and size of water body, sítio Recanto Paraíso, Anhembi – SP, Brazil.

Pontos	Habitat	Tipo de corpo d'água	Tamanho do corpo d'água	Descrição
1	BM	Poça permanente com água de constante troca	Entre 100 e 600 m ²	Brejo com nascente em área aberta, que drena e se acumula em uma poça adjacente a mata. Entorno composto por vegetação de gramíneas, arbórea, arbustiva e emergente.
2	MT	Riacho cristalino permanente de água corrente e fluxo rápido	Varia entre 0,50 a 1,20 m de largura entre as margens	Canal que desce a encosta de dois morros percorrendo trecho de mata fechada terminando em terreno encharcado composto por taboas e macrófitas.
3	AA	Córrego de água corrente de fluxo lento	Varia entre 0,40 a 0,70 m de largura entre as margens	Córrego associado à grande área de brejo com predomínio de taboas, gramíneas nativas, vegetação arbustiva e macrófitas.
4	BM	Poça permanente com águas de constante troca	Até 100 m ²	Brejo com nascente em área aberta, que drena e se acumula em uma poça adjacente a mata. Pouca cobertura vegetal composta por gramíneas e arbustos.
5	MT	Riacho cristalino permanente de água corrente predominando o fluxo rápido	Varia entre 0,90 e 1,60 m de largura entre as margens	Riacho formado entre dos morros recobertos por mata exuberante em ambas as margens formando dossel. Ao longo do riacho verificam-se duas quedas d'água. O canal deságua em brejo.
6	BM	Açude permanente com águas de constante troca	Entre 100 e 600 m ²	Formado a partir da construção de pequena barragem que permitiu o acúmulo de água ao lado do fragmento de mata. Em suas margens encontram-se gramíneas, árvores e vegetação arbustiva.
7	BM	Açude permanente com águas de constante troca	Entre 100 e 600 m ² ;	Composto por duas margens de concreto e duas em forma de barranco recoberto por vegetação arbustiva, gramíneas e samambaias.
8	BM	Poça permanente com águas de constante troca	Até 100 m ²	Apresenta todas as margens recobertas por vegetação arbórea formando dossel que se estende sobre o corpo d'água, sendo apenas uma das margens contendo solo descoberto local utilizado pelo gado para beber água.
Ex	AA	Poças temporárias com água parada	Até 100 m ²	Formada em diferentes depressões do terreno principalmente em áreas onde havia curvas de nível. Evidentes apenas nos períodos de chuvas fortes.

espécies adicionais 30,18 (± 0.0) (ACE) e 31,48 ($\pm 0,0$) (Bootstrap) (Figura 3).

A curva de dominância mostra *Dendropsophus minutus* (Peters, 1872) como predominante na comunidade, seguida de *Hypsiboas albopunctatus* (Spix, 1824), *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 e *Leptodactylus fuscus* (Schneider, 1799). As menos representativas foram *Rhinella icterica* (Spix, 1824), *Scinax fuscomarginatus* (Lutz, 1925) e *Pseudopaludicola mystacalis* (Cope, 1887) (Figura 4). Quanto à frequência de ocorrência, oito espécies foram constantes sendo que *D. minutus*, *H. lundii* (Burmeister, 1856) e *L. labyrinthicus* (Spix, 1824) ocorreram em todos os meses amostrados. Apenas *D. minutus* foi registrada em todas as visitas. Entre as espécies acidentais estão *Scinax hiemalis* (Haddad & Pombal, 1987), *S. similis* (Cochran, 1952), *S. fuscomarginatus*, *Phyllomedusa tetraploidea* Pombal & Haddad 1992 e *R. icterica* com registros únicos no decorrer do estudo (Figura 5).

A maior riqueza de espécies ocorreu no início da estação chuvosa, em setembro, onde em uma única noite 22 espécies foram registradas no conjunto dos oito pontos de amostragem, considerando também as espécies que utilizaram das primeiras poças temporárias formadas em área aberta. Durante o restante da estação chuvosa, de outubro a fevereiro, a riqueza se manteve estável, em torno de 15 espécies entre os corpos d'água amostrados. O número de espécies começou

a declinar a partir do mês de março, mantendo-se baixa, inferior a 10 espécies, durante toda a estação seca, de março a agosto (Figura 6).

A análise dos resultados da distribuição temporal das espécies evidenciou seis agrupamentos de espécies com alta sobreposição. O agrupamento I foi constituído por *S. berthae* (Barrio, 1962), *S. fuscovarius* (Lutz, 1925) e *D. sanborni* (Schmidt, 1944), com picos de atividade evidentes durante os três primeiros meses da estação chuvosa, entre setembro e novembro. O agrupamento II foi constituído por *P. centralis* Bokermann, 1962, *Itapotihyla langsdorffii* (Duméril & Bibron, 1841), *Odontophrynus americanus* (Duméril & Bibron, 1841), *P. tetraploidea* e *R. schneideri* (Werner, 1894), espécies com picos de atividade apenas em setembro, tendo sido todas as cinco espécies registradas na mesma noite. Os demais agrupamentos, III a VI, foram constituídos por espécies com picos de atividade nos três últimos meses da estação chuvosa, entre dezembro e fevereiro. O agrupamento III foi constituído por *Elachistocleis cesarii* (Miranda-Ribeiro, 1920) e *L. furnarius* Sazima & Bokermann, 1978, amostrados apenas em dias mais chuvosos. O agrupamento IV incluiu as espécies com picos de atividade ao longo desses três meses (dezembro a fevereiro). O agrupamento V foi constituído por *L. bokermanni* Heyer, 1973 e *L. mystaceus* (Spix, 1824) e o agrupamento VI por *S. fuscomarginatus* e *D. elianae* (Napoli & Caramaschi, 2000), todas espécies pouco abundantes e de ocorrência

Tabela 2. Lista de espécies, abreviações das nomenclaturas, ocorrência nos tipos de habitat (AA= área aberta, BM = borda de mata, MT= interior de mata) e período de ocorrência (Q/U = estação quente e úmida; F/S = estação fria e seca) das espécies registradas em Anhembi, SP, no período de dezembro de 2008 a dezembro de 2009.

Table 2. List of species, abbreviations, occurrence of different habitats (AA = open area, BM = forest edge, MT = forest) and spatial distribution (Q/U = summer station; F/S = winter station) of species in relation to habitats and occurrence of species sítio Recanto Paraíso, Anhembi, SP, from December 2008 to December 2009.

Famílias	Espécies	Abreviações	Estações de Ocorrência		Áreas de Ocorrência		
			Q/U	F/S	AA	BM	MT
Bufonidae	<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	Ro	X	X	+	+	+
	<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	Rs	X		-	+	-
	<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824))	Ri		X	+	-	-
Cycloramphidae	<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	Oa	X	X	+	-	-
Hylidae	<i>Hypsiboas lundii</i> (Burmeister, 1856)	Hl	X	X	-	+	+
	<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	Hf	X	X	+	+	-
	<i>Hypsiboas caingua</i> (Carrizo, 1991 “1990”)	Hc	X	X	+	+	-
	<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	Ha	X	X	+	+	-
	<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	Dm	X	X	+	+	-
	<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	Dn	X		+	+	-
	<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	Ds	X		+	-	-
	<i>Dendropsophus elianeae</i> (Napoli & Caramaschi, 2000)	De	X		+	+	-
	<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz, 1925)	Sf	X		+	+	-
	<i>Scinax hiemalis</i> (Haddad & Pombal, 1987)	Sh		X	-	-	+
	<i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz, 1925)	Sfg	X		-	+	-
	<i>Scinax berthae</i> (Barrio, 1962)	Sb	X	X	+	-	-
	<i>Scinax similis</i> (Cochran, 1952)	Ss	X		+	-	-
	<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal Junior & Haddad, 1992	Pt	X		+	+	-
	<i>Itapotihyla langsdorffii</i> (Duméril & Bibron, 1841)	Il	X	X	-	+	-
Leiuperidae	<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	Pc	X	X	+	+	-
	<i>Physalaemus centralis</i> Bokermann, 1962	Pce	X		-	+	-
	<i>Eupemphix nattereri</i> Steindachner, 1863	En	X		+	+	-
	<i>Pseudopaludicola mystacalis</i> (Cope, 1887)	Pm	X		+	-	-
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	Lm	X		-	+	+
	<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Lf	X	X	+	+	-
	<i>Leptodactylus furnarius</i> Sazima & Bokermann, 1978	Lfu	X	X	+	+	-
	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	Ll	X	X	-	+	+
	<i>Leptodactylus bokermanni</i> Heyer, 1973	Lb	X		-	+	+
Microhylidae	<i>Elachistocleis cesarii</i> (Miranda-Ribeiro, 1920)	Ec	X		+	+	-

esporádica entre os meses de novembro a janeiro. Dentre as 29 espécies analisadas, nove apresentaram baixos valores de similaridade não estando incluídas em nenhum agrupamento (Figura 7).

Discussão

A riqueza de espécies de anuros registrada na área da Depressão Periférica amostrada corresponde a 12,29% das espécies que ocorrem no estado de São Paulo. Este valor equipara-se ao registrado em outras localidades do interior paulista (e.g., 11,44%, 27 espécies: Vasconcelos & Rossa-Feres 2005; 11,86%, 28 espécies: Brasileiro et al. 2005; 9,75%, 23 espécies: Ribeiro-Júnior & Bertoluci 2009; 11,44%, 27 espécies: Maffei et al. 2011). A importância desse resultado retrata

a capacidade da área em manter um grande número de espécies de anfíbios, similar ao registrado em localidades mais preservadas como Itirapina (Brasileiro et al. 2005), apesar da constante ação antrópica imposta à área seja pelos ciclos curtos de plantação de milho e cana de açúcar utilizada para alimentação de gado, seja pelo rodízio anual de pastagens que envolve o manejo da criação ou pelo replantio das áreas de pastagem.

A riqueza de espécies corresponde também a 56,9% das espécies conhecidas na região de Botucatu (Almeida 2010). Apesar dos trabalhos desenvolvidos na região, o único envolvendo espécies da Depressão Periférica próximo a cuesta de Botucatu foi o conduzido por Jim (2002) em um estudo de longa duração, no qual 63 localidades

entre o altiplano, encosta da cuesta e localidades na Depressão Periférica foram amostradas. Com base no estudo realizado por Jim (2002), o autor apresentou uma lista com 30 espécies registradas em localidades da Depressão Periférica. Registramos 22 espécies daquelas citadas por Jim (2002) e acrescentamos mais sete espécies à sua listagem, sendo essas: *Rhinella ornata* (Spix 1824), *Rhinella icterica*, *Odontophrynus americanus*, *Hypsiboas faber* (Wied-Neuwied 1821), *Scinax hiemalis*, *Phyllomedusa tetraploidea* e *Eupemphix nattereri* (Steindachner 1863), o que aumenta a semelhança na composição da anurofauna entre a Depressão Periférica e o altiplano. Os dados obtidos neste estudo associados ao registro, nos últimos cinco anos, de duas novas espécies na região de Botucatu (*Sphaenorhynchus caramaschii* por Almeida et al. 2008 e *Dendropsophus microps* por Maffei et al. 2009), abre perspectivas

para novos registros evidenciando a importância dessa porção do estado de São Paulo para a conservação dos anfíbios anuros.

A maioria das espécies registradas pode ser considerada característica de área aberta, ou que apresenta como habitat reprodutivo corpos d'água ao lado dos fragmentos de mata. A importância desses fragmentos para a manutenção da riqueza de espécies que se reproduzem em áreas abertas vem sendo constatada em diversos estudos (e.g. Silva & Rossa-Feres 2007, Rossa-Feres et al. 2008, Silva et al. 2012), indicando que esses locais podem ser utilizados para estivação, abrigo e forrageio fora do período de atividade reprodutiva (Gibbons 2003, Silva & Rossa-Feres 2007).

Becker et al. (2007) consideram a desconexão entre os corpos d'água e os fragmentos florestais um agravante considerável para a manutenção das espécies pois impõe aos indivíduos migrações durante todo período reprodutivo, seja entre os fragmentos e os locais para corte e desova, seja no retorno dos jovens recém metamorfoseados ao fragmento. Nesse trajeto, muitos indivíduos ficam expostos a condições adversas, como aos predadores e ao ressecamento, aumentando a mortalidade e acentuando o declínio das populações. Entretanto, na área de estudo, os fragmentos não formam manchas isoladas, mas sim, ocorrem todos interligados. No interior de grande parte desses fragmentos (obs. Pers.) há tanto riachos quanto nascentes, as quais deságuam no Rio Pirambóia constituindo, portanto, rotas para o deslocamento das espécies, entre as áreas de mata ciliar. A presença desses remanescentes de mata entre os inúmeros morrotes, provavelmente tem influência importante na ocorrência e manutenção da riqueza de espécies local. O encontro ocasional de espécies como *Rhinella ornata* (fêmea), *Leptodactylus labyrinthicus* (jovem) e *Itapotihyla langsdorffii* fora de seu período de atividade reprodutiva, reforça a importância desses remanescentes.

Apesar da presença desses remanescentes na área de estudo, o número de espécies exclusivas desse tipo de habitat foi inferior aquele relatado por Jim (2002, 2003) e Almeida (2010), nos fragmentos de mata do altiplano. Aparentemente, o tipo de fragmento florestal presente no altiplano favorece a ocorrência de espécies habitat-especialistas como, por exemplo, *Vitreorana uranoscopa* (Müller 1924), *Proceratophrys boiei* (Wied-Neuwied, 1825), *Aplastodiscus perviridis* A. Lutz & B. Lutz 1950 e *Bokermannohyla izecksohni*. Na área amostrada da Depressão Periférica, os fragmentos florestais se estendem entre os morros e interflúvios sem apresentar condições que se assemelhem aquelas encontradas nos fragmentos do altiplano. Raros foram os locais com acúmulo de água e, quando apresentavam riachos, estes eram pequenos, não ultrapassando 1,60 m nos pontos

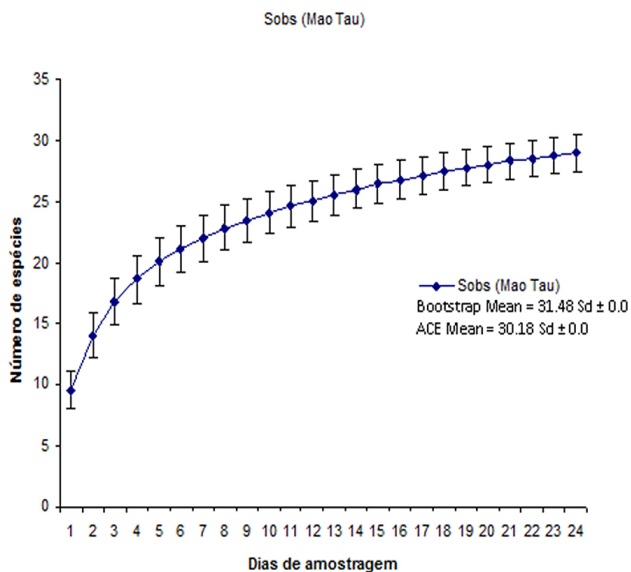


Figura 3. a) Curva de acumulação de espécies (Mao Tau) e riqueza estimada, geradas pelos estimadores ACE e Bootstrap para a riqueza registrada em Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil.

Figure 3. a) Species accumulation curve (Mao Tau) and richness estimators ACE and Bootstrap of amphibians anuran, middle-west of São Paulo State, Brazil.

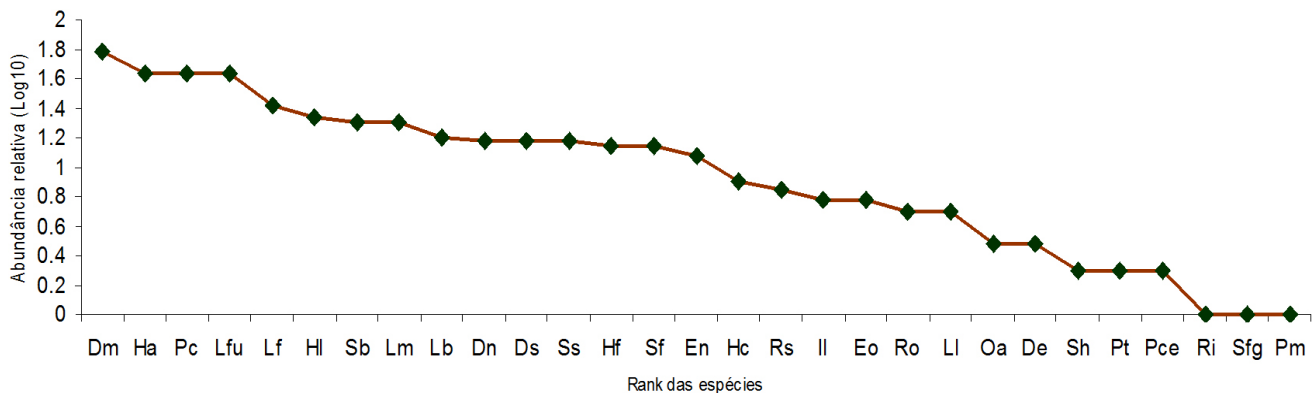


Figura 4. Curva do componente dominância de espécies para a comunidade de anfíbios registrada em Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil, no período de dezembro de 2008 a dezembro de 2009.

Figure 4. Abundance curve of amphibians species at municipality of Anhembi, middle-west of São Paulo State, Brazil, from December 2008 to December 2009.

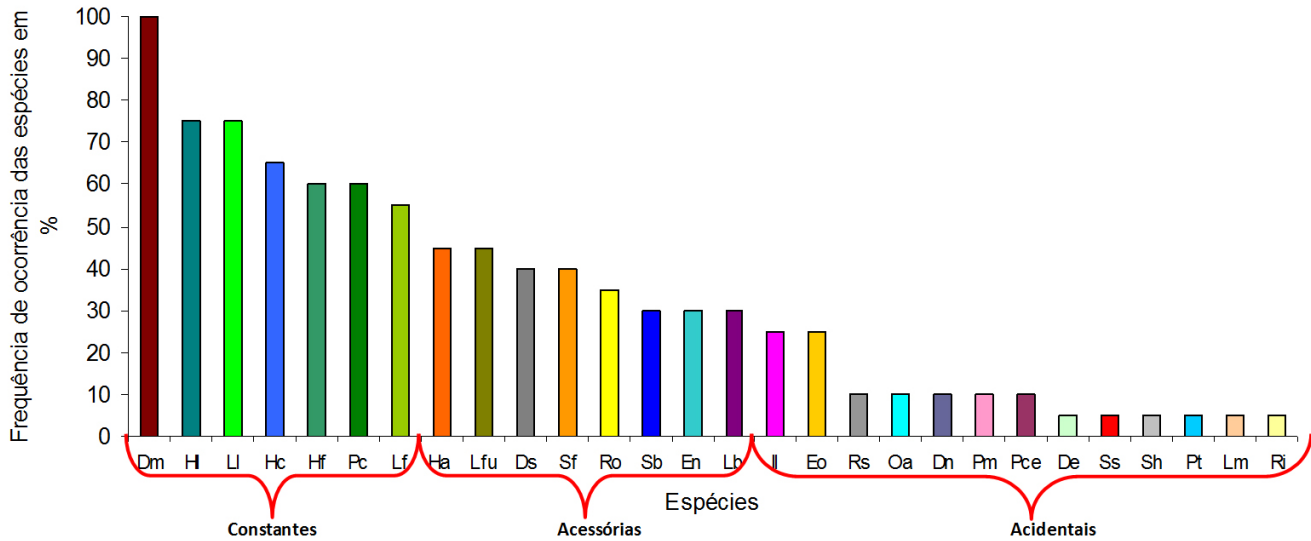


Figura 5. Frequência de ocorrência das espécies registradas em Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil, no período de dezembro de 2008 a dezembro de 2009.

Figure 5. Frequency of the anuran species at Anhembi, São Paulo State (from December 2008 to December 2009).

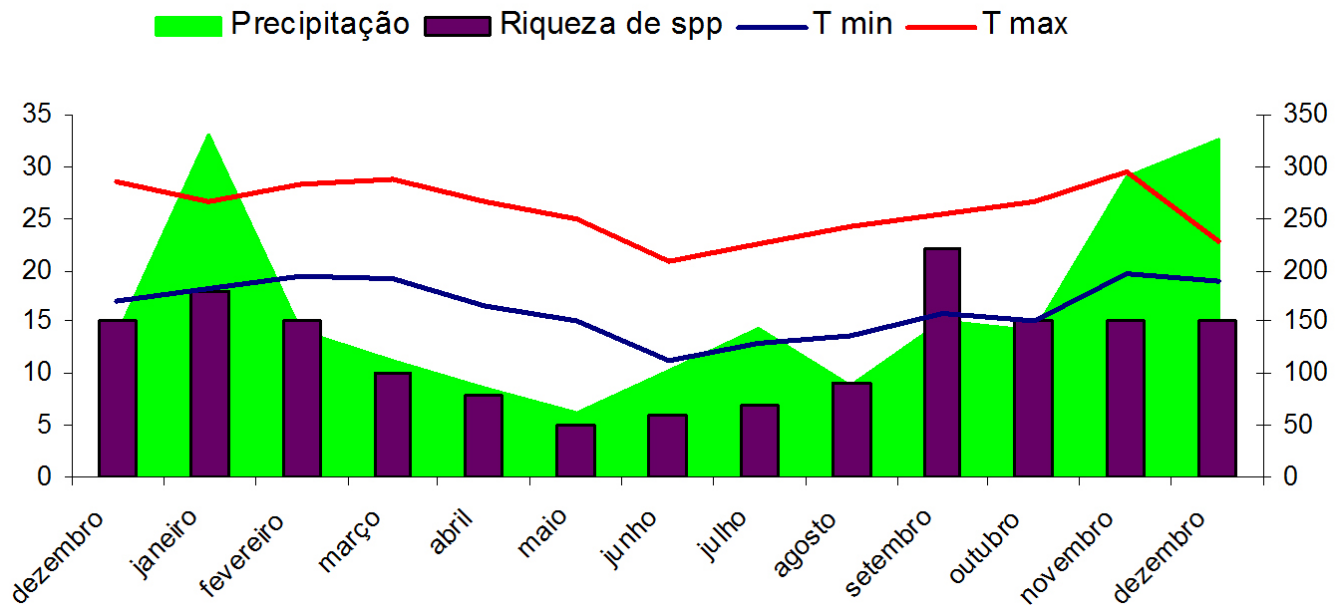


Figura 6. Relação entre as variáveis ambientais e a riqueza de anfíbios anuros em Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil, no período de dezembro de 2008 a dezembro de 2009.

Figure 6. Relationship between environmental variables and number of anuran at of Anhembi, middle-west of São Paulo State, Brazil, from December 2008 to December 2009.

mais largos, dificultando, portanto, a ocorrência de espécies que poderiam se reproduzir no interior desses fragmentos.

Tanto a curva de dominância de espécies quanto os valores de frequência relativa demonstraram predominância das espécies de hílideos, sustentada principalmente pelos valores apresentados por *D. minutus* e *H. albopunctatus*. As duas espécies podem ser consideradas hábitat generalistas de ampla distribuição (Duellman 1999), logo, se beneficiam de ambientes modificados pela ação antrópica resultando em um elevado número de indivíduos, fato que vem sendo observado em muitos trabalhos realizados em áreas que sofrem ou já sofreram

algum tipo de alteração (e.g., Toledo et al. 2003, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Melo et al. 2007, Maffei et al. 2011).

No interior do estado de São Paulo, o regime de chuvas e a variação de temperatura e umidade são fatores abióticos que regulam a atividade reprodutiva das espécies de anuros (Jim 1980). Segundo Jim (1980), o modo como as espécies de uma comunidade se distribuem no intervalo de um ano encontram-se relacionados aos fatores climáticos que, ao interagirem, são responsáveis por determinar o início e o fim da atividade, limitando, ou não, o período de ocorrência das espécies. Na área amostrada, 69% das 29 espécies registradas

Anurofauna na Depressão Periférica, centro-oeste paulista

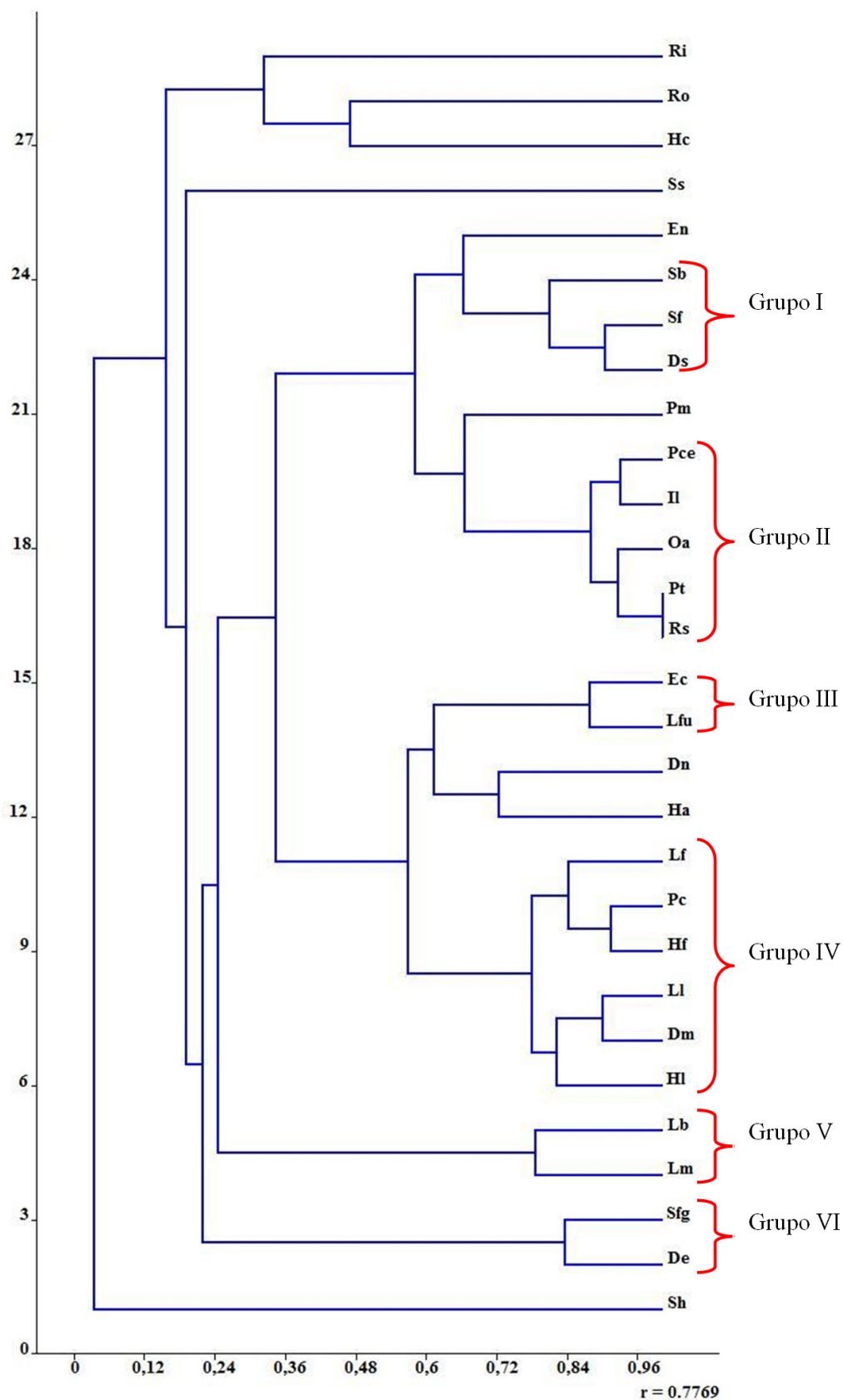


Figura 7. Dendrograma utilizando a similaridade de Morisita-Horn (Coeficiente Cofenético ($r = 0,7769$)) mostrando a distribuição temporal das espécies de anfíbios anuros, registrados em Anhembi, região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil, no período de dezembro de 2008 a dezembro de 2009.

Figure 7. Dendrogram obtained by Morisita-Horn index (Cophenetic Coefficient ($r = 0,7769$)), with temporal distribution of frog species at municipality of Anhembi, middle-west of São Paulo State, Brazil, from December 2008 to December 2009.

apresentaram alta sobreposição na ocorrência temporal, que é associada ao período de chuvas e ao aumento da temperatura, como observado em outros estudos (e.g., Pombal Junior 1997, Vasconcelos & Rossa-Feres 2005, Santos et al. 2007, Melo et al. 2007, Kopp et al. 2010). Entre essas espécies formaram-se seis agrupamentos, dois desses foram constituídos por espécies com atividade de vocalização prolongada, mas que diferiram no período de maior atividade (início e final da estação chuvosa). Outros dois agrupamentos foram constituídos por espécies com período de vocalização mais curto, restrito a poucos dias, e que também diferiram no mês de pico de atividade (início e final da estação chuvosa). O fato da maioria das espécies estarem associadas ao período das chuvas, bem como, a formação de agrupamentos com alta similaridade estarem distribuídos pelo período, variando quanto ao seu pico de atividade, sugere a presença de um mecanismo que evita a competição entre as espécies na comunidade (Kopp et al. 2010). Entre as espécies que formaram os agrupamentos com alto valor de sobreposição, fatores não analisados nesse estudo, tal como, a segregação espacial e a partilha no espaço acústico podem ter um valor relevante na coexistência dessas espécies (Santos et al. 2007).

Ainda durante todo o período das chuvas (setembro a fevereiro) cinco espécies apresentaram período de atividade diferente das demais. Dessas espécies, *D. nanus* (Boulenger, 1889) e *S. similis* ocorreram em apenas uma (*S. similis*) ou duas noites (*D. nanus*), sendo que em localidades próximas a área contemplada no presente trabalho, essas espécies ocorreram de forma contínua ao longo da estação chuvosa (Jim 1980, 2002, Maffei et al. 2011). Segundo Pombal Junior & Haddad (2005) isso mostra que uma mesma espécie pode apresentar diferentes padrões temporais, ou mesmo diferentes estratégias reprodutivas em áreas geográficas distintas. Por outro lado, as demais espécies, *E. nattereri*, *H. albopunctatus*, *P. mystacalis*, apresentaram ocorrência temporal semelhante ao descrito na literatura (e.g. Toledo et al. 2003, Brasileiro et al. 2005, Canelas & Bertoluci 2007, Santos et al. 2007, Kopp et al. 2010, Maffei et al. 2011). O registro de *P. mystacalis* foi feito com base em um único indivíduo, necessitando, portanto, de novas investigações para avaliar se esse registro foi acidental ou se a espécie realmente pode ser considerada como de ocorrência na Depressão Periférica.

As outras quatro espécies, *R. ictérica*, *R. ornata*, *H. caingua* (Carrizo, 1991 “1990”) e *S. hiemalis* ocorreram durante o período frio e seco (março a agosto). Segundo Melo et al. (2007), a presença de anuros na estação fria e seca na região de Botucatu é reflexo de uma maior umidade ao longo de todo o ano, características de uma “ilha” de temperaturas mais baixas (Jim 2002), e que favorece a ocorrência de espécies tolerantes a condições climáticas mais frias, a exemplo de *H. caingua* que apresenta distribuição entre as regiões do nordeste da Argentina e sudeste do Paraguai além de populações nos estados do Rio Grande do Sul, São Paulo e sul do Mato Grosso do Sul (Frost 2013). Acreditamos que a existência dessa condição particular do clima na região de Botucatu também influencie localidades próximas, o que justificaria o encontro destas espécies características do período frio e seco na área de estudo.

Nesse estudo apresentamos o primeiro inventário sistematizado da anurofauna em uma área da Depressão Periférica, acrescentando sete espécies à listagem anterior (Jim 2002, 2003) para a porção baixa da cuesta de Botucatu. A riqueza de espécies registrada equipara-se à de outras localidades do interior paulista, e pode ser considerada elevada visto que, em uma única localidade, foram encontradas 57% das espécies registradas em toda a região de Botucatu.

Agradecimentos

Agradecemos de forma especial ao Prof. Dr. Jorge Jim, pela oportunidade de termos sido seus alunos, pelo conhecimento a nós

transmitido, pelas horas de reflexões e conversas e, principalmente, por ter mostrado qual a importância e o real significado das palavras pesquisa e ciência. Que seu legado se estenda por diversas gerações e que em cada um de seus muitos alunos se propague a luz do conhecimento gerada por esse grande mestre e pesquisador. Agradecemos também aos amigos: Daniel C. Rolim, Fábio Maffei, Maria Gorete, Maria Clara, Paulo J. P. Cicchi, pela ajuda e companhia nos trabalhos de campo. Aos Profs. Drs. Dinival Martins e Antônio Ribeiro da Cunha do Departamento de Ciências Ambientais da FCA-UNESP, campus de Botucatu, por ceder os dados meteorológicos da região estudada.

Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, S.C., MAFFEI, F., ROLIM, D.C., UBAID, F.K. & JIM, J. 2008. Amphibia, Anura, Hylidae, *Sphaenorhynchus caramaschii*: Distribution extension in state of São Paulo, Brazil. Check List 4(4):439- 441.
- ALMEIDA, S.C. 2010. Ecologia de *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) e relações com os anfíbios da região de Botucatu, SP (Amphibia, Anura). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- ARAÚJO, O.G.S., TOLEDO, L.F., GARCIA, P.C.A. & HADDAD, C.F.B. 2009. The amphibians of São Paulo state. Biota Neotrop. 9(4):197-209 <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?inventory+bn03109042009> (último acesso em 20/06/2012).
- BECKER, C.G., FONSECA, C.R., HADDAD, C.F.B., BATISTA, R.F. & PRADO, P.I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. Science 318:1775-1777. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1149374>
- BERTOLUCI, A.R. & RODRIGUES, M.T. 2002. Seasonal pattern of breeding activity of Atlantic Rain Forest anurans at Boracéia, Southeastern Brazil. Amphibia-Reptilia 23(2):161-167. <http://dx.doi.org/10.1163/156853802760061804>
- BRASILEIRO, C.A., SAWAYA, R.J., KIEFER, M.C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. Biota Neotrop. 5(2):1-17 <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005> (último acesso em 20/05/2012).
- CANELAS, M.A.S. & BERTOLUCI, J. 2007. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. Iheringia Zool. 97(1):21-26. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212007000100004>
- CARAMASCHI, U. & JIM, J. 1980. Uma nova espécie de *Odontophrynus* da região de Botucatu, São Paulo. Rev. Bras. Biol. 40(2):357-360.
- COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. version 5. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- COLWELL, R.K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. version 7.5. University of Connecticut, Storrs, Connecticut. <http://purl.oclc.org/estimates> (último acesso em 20/11/2012).
- CRUMP, M.L. & SCOTT JUNIOR, N.J. 1994. Visual Encounter Surveys. In Measuring and Monitoring Biological Diversity-Standard Methods for Amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Washington, Smithsonian Institution Press, p.84-92.
- CUNHA, A.R. & MARTINS, D. 2009. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, SP. Irriga 14(1):1-11.
- DAJOZ, R. 1973. Ecologia geral. Ed. Vozes Ltda, EdUSP, São Paulo.
- DIXO, M. & VERDADE, V.K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). Biota Neotrop. 6(2):1-20 <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00806022006> (último acesso em 27/09/2012).
- DUELLMAN, W.E. 1999. Distribution patterns of amphibians in the South America. In Patterns of distribution of amphibians - a global perspective (W.E. Duellman, ed.). Baltimore, London, Johns Hopkins University, p.255-328.

- ENGEA - AVALIAÇÕES, ESTUDOS DO PATRIMÔNIO E ENGENHARIA LTDA. 1990. Levantamento e análise dos quadros ambientais e proposições físico territoriais de zoneamento ambiental para APA Corumbataí - Botucatu - Tejuapá, Perímetro Botucatu. SMA, SP/CPLA, São Paulo, v.2.
- FORLANI, M.C., BERNARDO, P.H., HADDAD, C.B.F. & ZAHER, H. 2010. Herpetofauna do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 10(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/pt/abstract?inventory+bn00210032010> (último acesso em 10/06/2012).
- FROST, D.R. 2013. Amphibian Species of the World: an Online Reference. version 5.6 (9 January 2013). American Museum of Natural History, New York. <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. (último acesso em 23/03/2013).
- GARCIA, P.C.A., SAWAYA, R.J., MARTINS, I.A., BRASILEIRO, C.A., VERDADE, V., JIM, J., SEGALLA, M.V., MARTINS, M., ROSSA-FERES, D.C., HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F., PRADO, C.P.A., BERNECK, B.M. & ARAÚJO, O.G.S. 2009. Anfíbios. In Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo: Vertebrados (P.M. Bressan, M.C.M. Kierulff & A.M. Sugieda, eds). São Paulo, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, p.329-347.
- GIBBONS, J.W. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* 23:630-635. [http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0630:THAVCF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0630:THAVCF]2.0.CO;2)
- JIM, J. 1980. Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- JIM, J. 2002. Distribuição altitudinal e estudo de longa duração de anfíbios da região de Botucatu, estado de São Paulo. Tese de Livre-Docência, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- JIM, J. 2003. Aspectos gerais da anurofauna da região de Botucatu. In Flora e fauna: um dossiê ambiental (W. Uieda & L.M. Paleari, orgs.). Editora da UNESP, São Paulo.
- JIM, J. & MARTINS, I.A. 2008. *Odontophrynus moratoi*, Jim & Caramaschi (1980). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente. Fundação Biodiversitas, Ministério do Meio Ambiente, Belo Horizonte, p.311-312.
- KREBS, C.J. 1989. Ecological methodology. Harper e Row, New York.
- KREBS, C.J. 1999. Ecological Methodology. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park.
- KOPP, K., SIGNORELLI, L. & BASTOS, R.P. 2010. Distribuição temporal e diversidade de modos reprodutivos de anfíbios anuros no Parque Nacional das Emas e entorno, estado de Goiás, Brasil. *Iheringia, Zool.* 100(3):192-200. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000300002>
- LEE, S.M. & CHAO, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics* (50):88-97. <http://dx.doi.org/10.2307/2533199>
- MAFFEI, F., UBAID, F.K., ALMEIDA, S.C., ROLIM, D.C., SCARPELINI JUNIOR, D.G., MOYA, G.M., SPIRANDELI-CRUZ, E.F. & JIM, J. 2009. Amphibia, Anura, Hylidae, *Dendropsophus microps* (Peters, 1872): distribution extension in the state of São Paulo, Brazil and first record in Cerrado domain. *Check List* 5(4):776-779.
- MAFFEI, F., UBAID, F.K. & JIM, J. 2011. Anurans in an open cerrado area in the municipality of Borebi, São Paulo state, Southeastern Brazil: habitat use, abundance and seasonal variation. *Biota Neotrop.* 11(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn04011022011> (último acesso em 20/06/2012).
- MARTINS, I.A. & JIM, J. 2003. Bioacoustic analysis of advertisement call in *Hyla nana* and *Hyla sanborni* (Anura, Hylidae) in Botucatu, São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(3):507-516. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842003000300017>
- MARTINS, I.A. & JIM, J. 2004 Advertisement call of the *Hyla jimi* and *Hyla elianeae* (Anura, Hylidae) in Botucatu Region, São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.* 64(3B):645-654. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000400012>
- MARTINS, I.A., ALMEIDA, S.C., & JIM, J. 2006. Calling sites and acoustic partitioning in species of the *Hyla nana* and *rubicundula* groups (Anura, Hylidae). *Herpetol. J.* 16:239-247.
- MELO, G.V., ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 2007. Variação temporal no sítio de vocalização em uma comunidade de anuros de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 7(2):<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn01707022007> (último acesso em 20/06/2012).
- PANSONATO, A., MOTT, T. & STRÜSSMANN, C. 2011. Anuran amphibians' diversity in a northwestern area of the Brazilian Pantanal. *Biota Neotrop.* 11(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/en/abstract?article+bn01711042011> (último acesso em 27/09/2012).
- POMBAL JUNIOR, J.P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Biol.* 57(4):583-594.
- POMBAL JUNIOR, J.P. & HADDAD, C.F.B. 2005. Estratégias e modos reprodutivos em anuros. *Pap. Avulsos Zool.* 45(15):201-213.
- RIBEIRO-JÚNIOR, J.W. & BERTOLUCI, J. 2009. Anuros do cerrado da Estação Ecológica e da Floresta Estadual de Assis, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 9(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/pt/abstract?inventory+bn02709012009> (último acesso em 20/06/2012).
- ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Rev. Bras. Biol.* 54(2):325-334. <http://dx.doi.org/10.2307/1565699>
- ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 1996a. Tadpole of *Odontophrynus moratoi* Jim e Caramaschi (Anura, Leptodactylidae). *J. Herpetol.* 30(4):536-539.
- ROSSA-FERES, D.C. & JIM, J. 1996b. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). *Rev. Bras. Biol.* 56(2):309-316.
- ROSSA-FERES, D.C., MARTINS, M., MARQUES, O.A.V., MARTINS, I.A., SAWAYA, R.J. & HADDAD, C.F.B. 2008. Herpetofauna. In Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo (R.R. Rodrigues, C.A. Joly, M.C.W. Brito, A. Paese, J.P. Metzger, L. Casatti, M.A. Nalon, N. Menezes, N.M. Ivanauskas, V. Bolzani & V.L.R. Bononi, coords.). Instituto de Botânica e Fapesp, São Paulo, p.83-94.
- ROSSA-FERES, D.C., SAWAYA, R.J., FAIVOVICH, J., GIOVANELLI, J.G.R., BRASILEIRO, C.A., SCHIESARI, L., ALEXANDRINO, J. & HADDAD, C.F.B. 2011. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. *Biota Neotrop.* 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0041101a2011> (último acesso em 27/09/2012).
- SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre (L. Cullen Junior, R. Rudran & C. Valladares-Pádua, eds.). Editora da UFPR, Curitiba, p.19-41.
- SANTOS, T.G., ROSSA-FERES, D.C. & CASATTI, L. 2007. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca do sudeste do Brasil. *Iheringia, Zool.* 97(1):37-49. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212007000100007>
- SCOTT JUNIOR, N.J. & WOODWARD, B. 1994. Surveys at breeding sites. In Measuring and Monitoring Biological Diversity-Standard Methods for Amphibians (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.118-125.
- SEGALLA, M.V., CARAMASCHI, U., CRUZ, C.A.G., GARCIA, P.C.A., GRANT, T., HADDAD, C.F.B. & LANGONE, J. 2012. Brazilian amphibians - List of species. <http://www.sbherpetologia.org.br> (último acesso em 27/09/2012).
- SERAFIM, H., CICCHI, P.J.P., IENNE, S. & JIM, J. 2008. Anurans of remnants of Atlantic forest of São José do Barreiro municipality, São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* 8(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/abstract?article+bn01008022008> (último acesso em 27/09/2012).
- SILVA, F.R. & ROSSA-FERES, D.C. 2007. The use of forest fragments by open-area anurans (Amphibia) in northwestern São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* 7 (2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn03707022007> (último acesso em 27/09/2012).

- SILVA, F.R., CANDEIRA, C. P. & ROSSA-FERES, D.C. 2012. Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. *Biodivers Conserv.* 21:1411-1424. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0252-z>
- SPIRANDELI-CRUZ & JIM, J. 2008. *Bokermannohyla izecksohni* (Jim & Caramaschi 1979). In Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Fundação Biodiversitas). Ministério do Meio Ambiente, Belo Horizonte, p.300-301.
- TITON JUNIOR, B., NAVAS, C. A., JIM, J. & GOMES, F.R. 2010. Water balance and locomotor performance in three species of neotropical toads that differ in geographical distribution. *Comp. Biochem. Physiol., Part A Mol. Integr. Physiol.* 156:129-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpa.2010.01.009>
- TOLEDO, L.F., ZINA, J. & HADAD, C.F.B. 2003. Distribuição Espacial e Temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Holos Environ.* 3(2):136-149.
- VASCONCELOS, T.S. & ROSSA-FERES, D.C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN01705022005> (último acesso em 26/02/2012).
- ZIMMERMAN, B.L. 1994. Audio Strip Transects. In *Measuring and Monitoring Biological Diversity-Standard Methods for Amphibians* (W.R. Heyer, M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek & M.S. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, p.92-97.
- ZINA, J., ENNSER, J., PINHEIRO, S.C.P., HADDAD, C.F.B. & TOLEDO, L.F. 2007. Taxocenose de anuros de uma mata semidecídua do interior do Estado de São Paulo e comparações com outras taxocenoses do Estado, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 7(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn00607022007> (último acesso em 27/09/2012).

Recebido em 03/07/2012

Versão reformulada recebida em 23/03/2013

Publicado em 26/04/2013

**King Vulture *Sarcoramphus papa* (Linnaeus, 1758)
(Aves, Cathartidae) nesting in a manmade structure**

Lais Petri¹, Bárbara Heliodora Soares do Prado^{2,4},

Alexsander Zamorano Antunes³ & Benedito Carlos de Oliveira²

¹Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, CEP 13052-780, Sorocaba, SP, Brasil

²Estação Ecológica de Angatuba, Seção de Estação Experimental de Itapetininga - IF,
CP 143, CEP 18200-000, Itapetininga, SP, Brasil

³Instituto Florestal – IF, Rua do Horto, 931, CEP 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.
www.iflorestal.sp.gov.br

⁴Corresponding author: Bárbara Heliodora Soares do Prado, e-mail: barbarahsprado@gmail.com

PETRI, L., PRADO, B.H.S., ANTUNES, A.Z. & OLIVEIRA, B.C. **King Vulture *Sarcoramphus papa* (Linnaeus, 1758) (Aves, Cathartidae) nesting in a manmade structure.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn04013022013>

Abstract: The King Vulture *Sarcoramphus papa* (Linnaeus, 1758) is declining globally and it is listed as threatened with extinction in state of São Paulo, southeastern Brazil. Despite a recent increase in observations of this species, nesting records are scarce in the state. We report a nesting attempt on an observation tower at Estação Ecológica de Angatuba, southwestern state of São Paulo.

Keywords: Angatuba, breeding behavior, conservation, wooden tower.

PETRI, L., PRADO, B.H.S., ANTUNES, A.Z. & OLIVEIRA, B.C. **Urubu-rei *Sarcoramphus papa* (Linnaeus, 1758) (Aves, Cathartidae) nidificando em estrutura feita pelo homem.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn04013022013>

Resumo: O urubu-rei *Sarcoramphus papa* (Linnaeus, 1758) está em declínio globalmente e é listado como ameaçado de extinção no estado de São Paulo. Apesar do aumento recente de observações da espécie, os registros de nidificação nesse estado são escassos. Relatamos uma tentativa de nidificação do urubu-rei em torre de observação na Estação Ecológica de Angatuba, sudoeste do estado de São Paulo.

Palavras-chave: Angatuba, comportamento reprodutivo, conservação, torre de madeira.

Introduction

The King Vulture is an iconic member of the Neotropical fauna, thanks to its size, color and natural rarity. Although not considered globally threatened, their populations are in decline, mostly due to habitat loss and poaching (BirdLife... 2012). Available population estimates suggest fewer than 50,000 individuals all over its original distribution area from Mexico to Argentina, and total number of mature specimens is less than 10,000 (BirdLife... 2012).

In the state of São Paulo, southeastern Brazil, the King Vulture is considered threatened with extinction and listed in the category “vulnerable” (São Paulo 2008). Even with increasing recent records in this state (Wikiaves 2012), there are scarce nesting observations in São Paulo (Silva & Regalado 1998, Giorgetti & Fonseca 2009).

King Vulture nests have been recorded in several sites, such as ground, rock walls, hollow dead trees and on emergent tree branches (Smith 1970, Ramo & Busto 1988, Sick 1997, Silva & Regalado 1998, Schlee 1995, 2000, Carvalho-Filho et al. 2004, Giorgetti & Fonseca 2009). In this paper we report a nest on a manmade structure.

Material and Methods

The observations took place in the Estação Ecológica de Angatuba, Paranapanema river basin southwestern São Paulo state (Figure 1). This 1,394.15 ha ecological station preserves important remnants of Semideciduous Forest and Cerrado, housing emblematic

species like Black Lion Tamarin *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) (Monteiro et al. 2009).

A wooden observation tower, known locally as “mirante”, was installed at the station highest point, 822 m altitude, on a Semideciduous Forest stretch (23° 24' 29" S and 48° 22' 03" W). It has approximately 20 m high and its original function is to assist in early fire detection. We used a digital camera trap Tigrinus - Sony Cyber-Shot 14 megapixel to obtain the photograph.

Results and Discussion

On July 26 2012 a white egg was found on the tower at 11 m height (Figure 1). A week later, the camera trap was installed just ahead of the egg, about 1.5 m apart, and left for 6 h. An adult was photographed next to the egg (Figure 2). On August 26 2012 the egg had disappeared and the adults did not return. Cuneo (1968) reports a 50 to 53 day incubation period. Only 30 days passed since our discovery, which we believed happened near the laying date due to frequent visits to area. The egg was probably preyed upon, predation of eggs and nestlings is a frequent cause of nest failure in vultures (Cuneo 1968, Sarasola et al. 2000).

This report represents the first documented record of this species for Estação Ecológica de Angatuba (Willis & Oniki 2003, Monteiro et al. 2009, Centro... 2012, Wikiaves 2012). Among Cathartidae, use of manmade structures has also been reported for Black Vulture *Coragyps atratus* (Bechstein, 1793) (Hill III & Scherer-Neto 1991, Vasconcelos 1997). Flexibility in choice of nesting sites

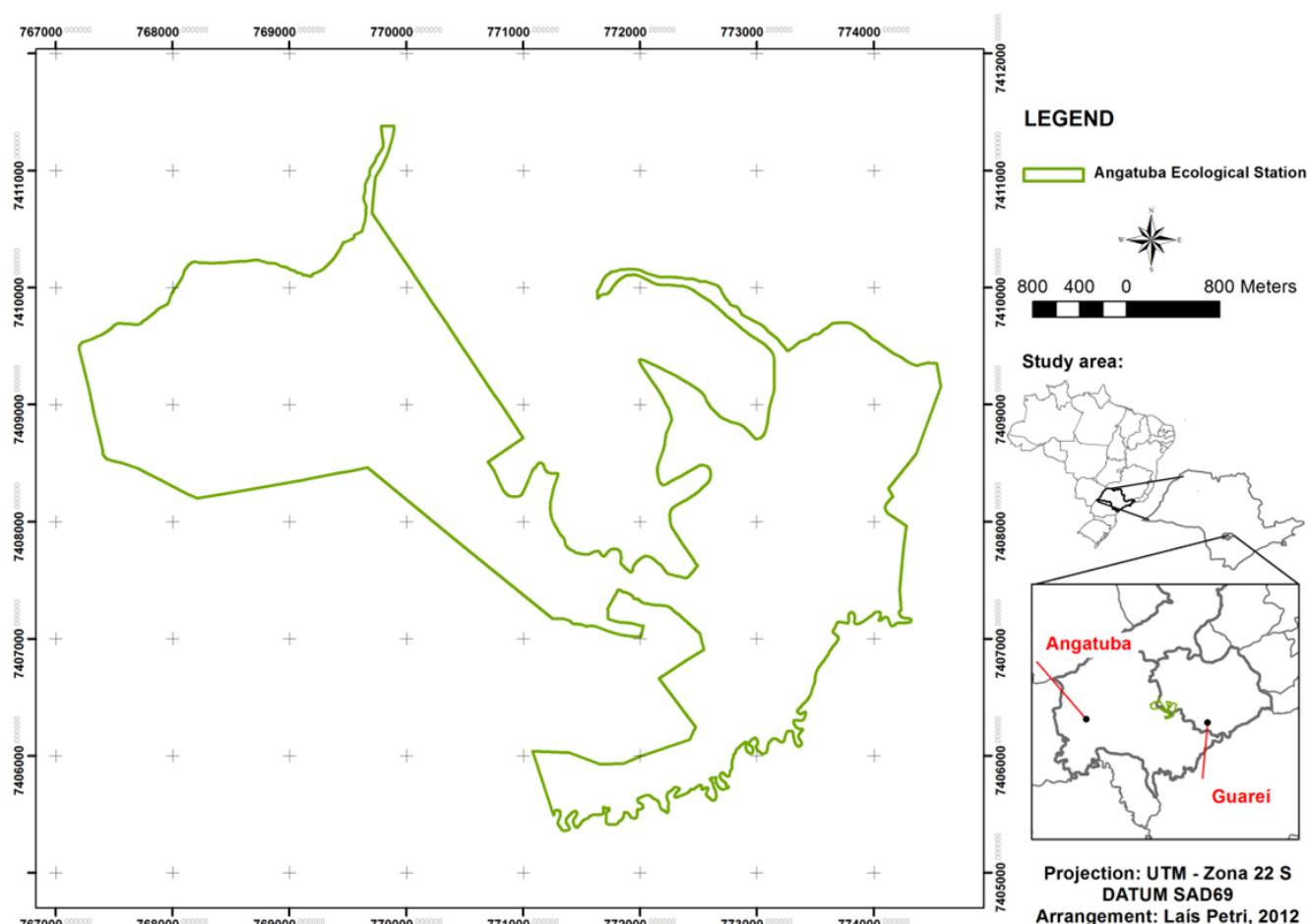


Figure 1. Location of Estação Ecológica de Angatuba, São Paulo, Brazil.



Figure 2. King Vulture (*Sarcoramphus papa*) with its egg. The inset shows the Estação Ecológica de Angatuba observation tower, with arrow indicating nesting site.

probably works as a pre-adaptation to use of certain buildings by vulture species.

Generally, reserve managers are aware of negative impacts that manmade structures can have on wildlife, for example collisions with window panes (Klem 2009). However, our report indicates the possibility that some of these structures can be used in order to favor certain species, including endangered ones. Researchers and other professionals associated with the management of protected areas should be aware of this possibility.

Acknowledgments

We thanks Estação Ecológica de Angatuba staff for their commitment and dedication, Angélica Midori Sugieda, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, and two anonymous referees for valuable comments.

References

- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2012. *Sarcoramphus papa*. In IUCN Red List of Threatened Species (International Union for Conservation of Nature). version 2012.2. <http://www.iucnredlist.org>. (último acesso em 18/12/2012).
- CARVALHO-FILHO, E.P.M., ZORZIN, G. & SPECHT, G.V.A. 2004. Breeding biology of the King Vulture (*Sarcoramphus papa*) in southeastern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 15(2):219-224.
- CENTRO DE ESTUDOS ORNITOLÓGICOS - CEO. 2012. Levantamento de avifauna em Unidades de Conservação do Estado de São Paulo. Estação Ecológica de Angatuba. <http://www.ceo.org.br/avifest.htm> (último acesso em 21/12/2012).
- CUNEO, F. 1968. Notes on breeding the King vulture *Sarcoramphus papa* at Naples Zoo. *Int. Zoo Yearbook* 8(1):156-157. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1748-1090.1968.tb00471.x>
- GIORGETTI, M. & FONSECA, R.C.B. 2009. Registro de urubu-rei (*Sarcoramphus papa*) em Cabrália Paulista, interior de São Paulo, Brasil. *Naturalia* 32:77-80.
- HILL III, J.R. & SCHERER-NETO, P. 1991. Black vultures nesting on sky scrapers in southern Brazil. *J. Field Ornithol.* 62(2):173-76.
- KLEM, D.J.R. 2009. Preventing bird-window collisions. *Wilson J. Ornithol.* 121(2):314-321. <http://dx.doi.org/10.1676/08-118.1>
- MONTEIRO, C.H., PRADO, B.H.S. & DIAS, A.C. 2009. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Angatuba. Instituto Florestal, SMA, São Paulo. http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/eec_angatuba/Plano_de_Manejo_EEc_Angatuba.pdf (último acesso em 18/12/2012).
- RAMO, C. & BUSTO, B. 1988. Observations at a King Vulture (*Sarcoramphus papa*) nest in Venezuela. *Auk* 105(1):195-196.
- SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. 2008. Decreto nº 53.494, de 2 de outubro de 2008. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, out. http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/2011/10/decreto_53494_0210081.pdf (último acesso em 18/12/2012).
- SARASOLA, J.H., SOSA, R.A. & MACEDA, J.J. 2000. A case of nest predation on Turkey Vultures nesting in Argentina. *J. Raptor Res.* 34(1):60-60.
- SCHLEE, M.A. 1995. Nest records for the king vulture (*Sarcoramphus papa*) in Venezuela. *J. Raptor Res.* 29(4):269-272.
- SCHLEE, M.A. 2000. Posthumous presentation of Carl B. Koford's manuscript on a nesting of the King Vulture *Sarcoramphus papa* on Barro Colorado Island. *Vulture News* 43:23-29.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SILVA, C. & REGALADO, L.B. 1998. Nidificação em cavidade rochosa por urubu-rei *Sarcoramphus papa* (Falconiformes: Cathartidae) no Morro de Araçoiaba (Floresta Nacional de Ipanema - Iperó, São Paulo). *Bol. CEO* 13:4-8.
- SMITH, N.G. 1970. Nesting of King Vulture and Black Hawk-eagle in Panama. *Condor* 72(2):247-248. <http://dx.doi.org/10.2307/1366655>
- VASCONCELOS, M.F. 1997. Nidificações do urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*) em um fosso profundo como uma provável defesa contra incêndios. *Bios* 5(5): 61-64.
- WIKIAVES. 2012. A Enciclopédia das Aves do Brasil. <http://www.wikiaves.com> (último acesso em 20/12/2012).
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 2003. *Aves do Estado de São Paulo*. Divisa, Rio Claro.

Received 02/04/2013

Revised 05/27/2013

Accepted 06/28/2013

Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil

Douglas Viana^{1,5}, Cláudio Henrique Zawadzki^{1,2}, Edson Fontes de Oliveira³,

Huilquer Francisco Vogel⁴ & Weferson Júnio da Graça²

¹*Programa de Pós-graduação em Biologia Evolutiva, Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO, Rua Simeão Camargo Varela de Sá, 03, Bairro Cascavel, CEP 85040-080, Guarapuava, PR, Brasil*
<http://www.unicentro.br/>

²*Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura – NUPÉLIA, Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá – UEM, Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brasil.* <http://www.nupelia.uem.br/>

³*Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Av. dos Pioneiros, 3131, Jardim Marumbi, CEP 86036-370, Londrina, PR, Brasil*
<http://www.utfpr.edu.br/londrina>

⁴*Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá – UEM, Av. Colombo, 5790, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brasil.* <http://www.pea.uem.br/>

⁵*Autor para correspondência: Douglas Viana, e-mail: douglasvbr@ibest.com.br*

VIANA, D., ZAWADZKI, C.H., OLIVEIRA, E.F., VOGEL, H.F. & GRAÇA, W.J. **Structure of the ichthyofauna of the Bonito river, Ivaí river basin, upper Paraná river system, Brazil.** *Biota Neotrop.* (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn03013022013>

Abstract: The ichthyofauna diversity of the Ivaí river basin is largely underestimated. The present study aimed to characterize the fish fauna of the Bonito River, a tributary to the Ivaí River, upper Paraná river basin, in relation to richness, diversity and constancy. It was established three sampling sites along the longitudinal gradient of the river: headwater, medium stretch and mouth, at the point near the confluence to Ivaí river. Three collection expeditions were made in each site. Gill nets of different meshes, cast nets and traps were used. The ichthyofauna of the Bonito river was composed by 23 species, divided into nine families and three orders. Among the sampled species, three were possible new records for the upper Paraná river basin and 12 for the Ivaí river basin. The highest species richness was recorded in the lower stretch, where 20 species were found. In the middle section of the river, seven species were collected and just one species was captured at headwater. In the lower stretch it was also obtained the greatest diversity and lower species dominance. Additionally, in the lower Bonito river most of the species were incidental, whereas in the middle section five species were constant and only one was accessory. The middle section had the most dominant species, *Hypostomus* aff. *ancistroides*. The altitudinal gradient seems to determine the pattern of species distribution, delimiting the assemblages along longitudinal gradient of the river.

Keywords: diversity, fishes, freshwater, neotropical region, streams.

VIANA, D., ZAWADZKI, C.H., OLIVEIRA, E.F., VOGEL, H.F. & GRAÇA, W.J. **Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn03013022013>

Resumo: A diversidade da ictiofauna da bacia do rio Ivaí é altamente subestimada. O presente estudo teve como objetivo caracterizar a ictiofauna do rio Bonito, um tributário do rio Ivaí, bacia do alto rio Paraná, quanto à riqueza, diversidade e constância de espécies. Foram estabelecidos três locais de amostragem ao longo do gradiente longitudinal do rio: cabeceira, trecho médio e região de desembocadura próxima ao rio Ivaí. Três incursões de coleta foram feitas em cada unidade utilizando redes de espera de diferentes malhas, tarrafas e covos. A ictiofauna foi composta por 23 espécies, divididas em nove famílias e três ordens. Entre as espécies coletadas, três delas são possíveis novos registros para o alto rio Paraná e 12 para a bacia do rio Ivaí. A maior riqueza foi registrada no trecho inferior, onde foram encontradas 20 espécies, o qual também apresentou maior diversidade e menor dominância de espécies. No trecho médio do rio foram coletadas sete espécies e no trecho superior apenas uma. No baixo rio Bonito a maioria das espécies foram acessórias e no trecho médio cinco foram constantes e apenas uma acessória. O trecho médio apresentou maior dominância de espécies, com destaque para *Hypostomus* aff. *ancistroides*. O gradiente altitudinal foi um importante fator estruturador da assembleia de peixes do rio Bonito, delimitando as assembleias ao longo do gradiente longitudinal.

Palavras-chave: diversidade, peixes, água doce, região neotropical, riachos.

Introdução

A região neotropical apresenta uma ictiofauna diversificada e está entre as mais numerosas do planeta. Nos últimos séculos, a sua complexidade ictiofaunística tem sido constatada por vários autores, dentre os quais podemos destacar os trabalhos de Eigenmann & Eigenmann (1891), cujos inventários estimaram a fauna de peixes neotropicais em 1.297 espécies. Posteriormente, Géry (1969) estimou para esta região entre 2.400 a 2.700 espécies de peixes. Dados mais recentes são bastante divergentes, variando entre 2.400 e 4.000 para Mcallister et al. (1997), 4.475 segundo Reis et al. (2003) e até mesmo dados estimados em cerca de 8.000 espécies (Schaefer 1998).

No Brasil, uma importante compilação de dados foi realizada por Fowler (1948), o qual registrou pouco mais de 1.000 espécies. Buckup et al. (2007) realizaram o último levantamento geral e estimaram 2.481 espécies de peixes de água doce no Brasil. Grande parte dessa diversidade está na bacia do rio Paraná, que apresenta cerca de 600 espécies conhecidas (Pelicice et al. 2005). O sistema do alto rio Paraná está entre as bacias melhor estudadas no território brasileiro, constituindo uma área com uma ictiofauna complexa e singular, onde, no entanto, nota-se que ainda é grande o número de rios não inventariados.

Segundo Langeani et al. (2007) a bacia do alto rio Paraná abriga 310 espécies de peixes, distribuídas em 11 ordens e 38 famílias, com elevado potencial para o registro de novas espécies, principalmente em ambientes de riachos. A composição e número de espécies de peixes conhecidas vêm crescendo com o aumento dos esforços de coleta e descrição de novas espécies.

A maioria dos trabalhos sobre a ictiofauna neotropical refere-se a ambientes fluviais de grande porte, mas cerca de 50% dessa diversidade é composta por espécies pequenas, provenientes de pequenos rios ou riachos. Estas espécies apresentam elevado grau de endemismo e ocupam uma grande variedade de microhabitats específicos, sendo geralmente menos estudadas que espécies de maior tamanho. Castro (1999) argumenta que um importante desafio para a ictiologia sul-americana consiste no estudo da sistemática, evolução e biologia de peixes de água doce de pequeno porte.

A complexidade da ictiofauna de riachos é comumente estruturada pelo gradiente altitudinal, sendo que aqueles riachos que apresentam maior variação em altitude possuem ictiofauna reduzida em relação àqueles com gradiente menor (Buckup 1999). De modo geral, a fauna de peixes de riachos forma um conjunto pouco conhecido. Entre as 52 espécies coletadas por Castro et al. (2003) em trechos de 17 riachos do Paranapanema, 25% destas eram pouco ou não conhecidas, sendo oito delas seguramente novas e cinco com *status* taxonômico indefinido. Araújo & Tejerina-Garro (2007), em riachos de cerrado da bacia do ribeirão Ouvidor no alto Paraná, registraram uma riqueza de 35 espécies sendo que 40% destas foram identificadas apenas ao nível de gênero, demonstrando a necessidade de estudos taxonômicos da ictiofauna do rio Paraná.

Dentre todas as bacias hidrográficas que fazem parte do sistema alto rio Paraná, a do rio Ivaí é uma das menos estudadas, revelando uma ictiofauna praticamente desconhecida (Galves et al. 2009). Maier et al. (2008) realizaram um inventário da ictiofauna no rio Barra Bonita, um tributário do rio Ivaí. Neste estudo foram listadas 31 espécies pertencentes a cinco ordens, 14 famílias e 25 gêneros. Entre as espécies capturadas, as três mais representativas podem tratar-se de espécies novas. Estes resultados demonstram a importância da realização de estudos e levantamentos mais amplos da ictiofauna no sistema alto rio Paraná, sobretudo da bacia do rio Ivaí. Neste contexto, o presente estudo investigou a estrutura da ictiofauna do rio Bonito, afluente do rio Ivaí, avaliando os padrões de riqueza, diversidade e constância.

Material e Métodos

A área de estudo compreende o rio Bonito, afluente do rio Ivaí, sistema do Alto rio Paraná (Figura 1). O rio Bonito delimita os municípios paranaenses de Turvo e Boa Ventura de São Roque, ao longo de um gradiente longitudinal de 120 km de extensão.

O clima predominante é o subtropical úmido mesotérmico de temperatura média anual de 20 °C, com precipitação média anual de 1.600 a 1.700 mm. O rio Bonito está inserido nas unidades geológicas de formação da Serra Geral, Pirambóia, Botucatu e Formação Rio do Rastro. Seu curso corre no sentido leste do município de Turvo e desemboca ao norte, na margem esquerda do rio Ivaí (Viana et al. 2008).

O rio Bonito apresenta na maior parte de seu curso ambientes de correnteza rápida a moderada, com profundidade média próxima a 1,5 m, alternado por remansos e poções com profundidades um pouco superiores. O substrato do rio é rochoso, com pouca deposição de sedimentos, na maior parte constituída de galhos, pequenos troncos e matéria particulada, predominantemente retidos nas margens.

Uma das características deste rio é o desnível observado entre os trechos superior (1.002 m), médio (790 m) e inferior (461 m), com presença de quedas de água durante seu percurso, sendo uma delas localizada entre os trechos inferior e médio, com altura superior a 80 m. Com relação ao uso e ocupação das margens, na região da cabeceira a principal atividade é a agricultura, que tem contribuído para a destruição da vegetação ripária e o assoreamento do rio. É evidente a instabilidade das margens com muitas áreas descobertas, com erosão transportando grandes quantidades de sedimento das áreas de cultivo que se depositam no leito do rio. Os principais tipos de ocupação nos trechos médio e inferior são a pecuária e a agricultura. O trecho médio apresenta uma elevada diversidade de habitats, no entanto é notável o processo de degradação da mata ciliar. O baixo rio Bonito tem relevo com encostas íngremes e vale mais profundo, apresenta corredeiras bem desenvolvidas, alternadas por remansos, com presença de macrófitas nas margens. Tanto o trecho baixo como o médio possuem substrato de fundo rochoso, formado principalmente por pedras e cascalho, que favorecem a proliferação do perifíton.

Foram estabelecidas três locais de amostragens ao longo do curso do rio, sendo uma na cabeceira 25° 00' 34,57" S e 51° 39' 27,74" O, uma no curso médio 24° 52' 16,96" S e 51° 26' 56,48" O e outra na região de desembocadura no rio Ivaí 24° 46' 44,53" S e 51° 25' 35,39" O (Figura 1). Foram realizadas três incursões de coleta em cada local: 29/01/09 a 02/02/09; 23/02/09 a 25/02/09; e 23/05/09 a 25/05/09. Neste trabalho não foi possível a realização de amostragens periódicas, buscando investigar influências sazonais, devido à ocorrência de chuvas excessivas ao longo do ano de 2009 na região da bacia do rio Bonito, o que impediu o acesso aos locais de amostragem.

Nas coletas foram utilizadas redes de espera medindo 1,5 m de altura por 20 m de comprimento com malhas 1,5 cm, 3 cm, 4 cm e 5 cm entre nós opostos, bem como tarrafa com malha 1,2 cm entre nós opostos, peneiras e dois covos de plástico, medindo 1 m de comprimento por 40 cm de diâmetro. As redes de espera, assim como os covos, foram instalados ao final de tarde e retirados no início da manhã do dia seguinte, permanecendo por um período de 16 horas nos locais de amostragem. Utilizou-se ração comercial para peixe envolvida por tecido, como isca nos covos, a fim de evitar que os espécimes ingerissem a isca. Para coletas através de peneiras e tarrafa, foi estabelecido um trecho de cerca de 300 m de extensão em cada local de amostragem, onde foram efetuadas 100 batidas pelo período de aproximadamente uma hora em cada período amostral. Os indivíduos coletados foram anestesiados com cloridrato de benzocaína 10% e imediatamente acondicionados em recipientes de plástico,

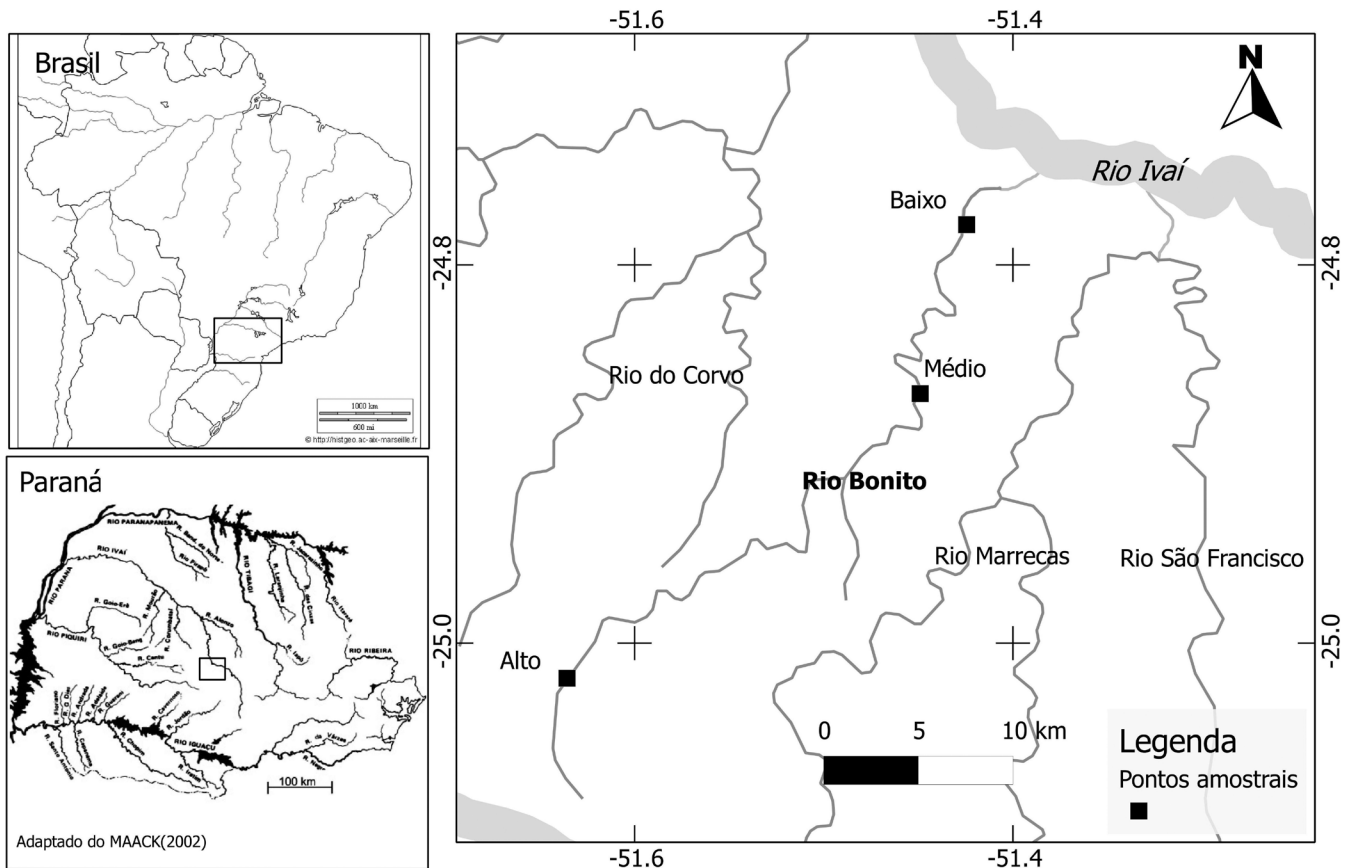


Figura 1. Representação esquemática das unidades amostrais (trechos alto, médio, e baixo) situadas no rio Bonito, afluente da margem esquerda do rio Ivaí, Estado do Paraná.

Figure 1. Representation of the collecting points (upper stretches, medium, and lower) in the Bonito river, tributary of the left margin of the Ivaí river, State of Paraná.

contendo formol a 4%, etiquetados e identificados por localidade. No laboratório foram tomados os seguintes dados biométricos: peso total (PT, em gramas) e comprimento padrão (CP, em centímetros). Os espécimes foram identificados segundo Graça & Pavanelli (2007). Indivíduos testemunho das espécies coletadas foram depositados na coleção ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUP) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), disponível em <http://peixe.nupelia.uem.br/> (verificar apêndice).

Os padrões de diversidade e dominância foram estimados a partir do índice de Shannon (Ludwig & Reynolds 1988) e índice de Simpson, respectivamente (Magurran 1988). A hipótese nula de que não há diferença significativa entre os índices de diversidade dos diferentes locais foi testada aplicando a adaptação do teste “t” de Student proposto Hucheson (1970) (ver Zar 1999). A constância das espécies foi calculada para cada ponto de coleta, de acordo com o critério recomendado por Dajoz (1983): espécies com frequência de ocorrência em até 25% foram classificadas como acidentais, entre 25% e 50% como acessórias, e acima dos 50% como constantes. Para os ambientes amostrados foi calculado o índice de similaridade de Jaccard, pela expressão $CJ = C / (A + B - C)$, na qual CJ = índice de similaridade Jaccard, A = número de espécies encontradas no local A , B = número de espécies encontradas no local B , e C = número de espécies comuns aos locais A e B (Magurran 1988).

Resultados

No rio Bonito foram coletados 392 indivíduos, distribuídos em 23 espécies, nove famílias e três ordens. O trecho baixo do rio Bonito

registrou a maior riqueza de espécies (20 espécies), seguido pelos trechos médio (sete) e superior (uma) (Tabela 1).

Dentre as ordens, as que apresentaram maiores riquezas foram Characiformes com 12 espécies e Siluriformes com 10 espécies, ambas com quatro famílias, seguidas por Perciformes com uma espécie. Siluriformes e Characiformes registraram as maiores abundâncias, com 257 e 120 indivíduos, respectivamente, enquanto da ordem Perciformes foram capturados 15 espécimes (Tabela 1).

As famílias mais representativas nos ambientes amostrados foram Loricariidae, com cerca de 75% dos espécimes coletados no trecho médio do rio e 50% no trecho baixo, enquanto Characidae teve um percentual de 15% no trecho médio e 20% no baixo. Parodontidae contribuiu com cerca de 10% dos espécimes coletados no médio e baixo trechos do rio (Tabela 1). No alto rio Bonito, *Astyanax* aff. *paranae* (Characidae) foi a única espécie capturada, revelando-se comum entre os trechos alto e médio. Entre os trechos médio e baixo foram registradas quatro espécies comuns: *Apareiodon vladii*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Rhamdia quelen*. O trecho médio, apesar do número intermediário de espécies, apresentou maior abundância ($n = 290$) em relação ao trecho baixo ($n = 58$) e alto ($n = 44$) (Tabela 1).

As espécies mais representativas no rio Bonito foram *Hypostomus* aff. *ancistroides*, do curso médio, com 207 exemplares (52,8%); seguida por *Astyanax* aff. *paranae*, dos trechos alto e médio (59 exemplares, 15,0%), e *Astyanax* aff. *fasciatus* dos trechos médio e baixo, onde foram capturados 34 espécimes (8,7%; Figura 2). Por outro lado, as espécies que mais contribuíram em biomassa foram:

Hypostomus aff. *ancistroides* (61,8%), *Rhamdia quelen* (8,7%), *Hypostomus* sp. 1 (8,1%) e *Astyanax* aff. *paranae* (3,8%) (Figura 2).

Quanto à presença de espécies, 18 delas foram coletadas em apenas um único trecho (duas no médio e 16 no baixo rio Bonito), enquanto cinco foram capturadas em pelo menos dois trechos (*Apareiodon vladii*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Geophagus brasiliensis*, *Rhamdia quelen* (no médio e baixo) e *Astyanax* aff. *paranae* (presente no alto e médio rio Bonito). Nenhuma espécie teve ocorrência nos três trechos amostrados (Tabela 1).

Dentre as espécies coletadas, 11 foram consideradas constantes, sendo seis no trecho médio, quatro no baixo e uma espécie no alto rio Bonito, enquanto 17 foram consideradas acessórias, 16 destas no trecho inferior e uma no médio. *Astyanax* aff. *paranae* foi a única espécie constante em dois pontos de coleta, no alto e médio rio Bonito (Tabela 1).

No conjunto de espécies coletadas no rio Bonito, possivelmente, quatro delas ainda são desconhecidas da ciência: *Astyanax* sp., *Hypostomus* sp. 1, *Hypostomus* sp. 2, e *Trichomycterus* sp. Dentre as espécies, três delas ainda possuem status taxonômico indefinido,

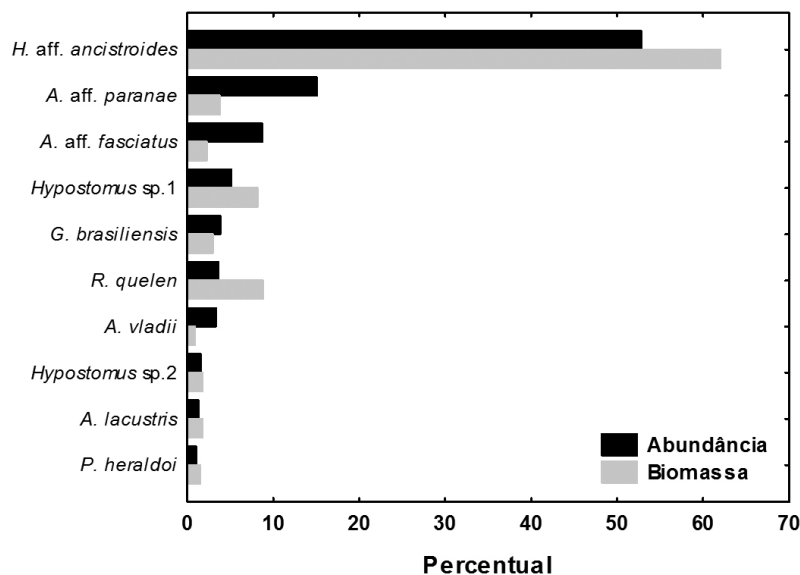


Figura 2. Abundância (barras negras) e biomassa (barras cinzas) das principais espécies de peixes coletadas no rio Bonito, afluente da margem esquerda do rio Ivaí, Estado do Paraná.

Figure 2. Abundance (black bars) and biomass (grey bars) from the main fish species collected in the Bonito river, tributary of the left margin of the Ivaí river, State of Paraná.

Tabela 1. Posição taxonômica das espécies, abundância total (N_{total}), e espécies constantes (Co), acessórias (Ace) e acidentais (Aci) para os trechos alto, médio e baixo do rio Bonito, bacia do rio Ivaí, Paraná, Brasil.

Table 1. Species taxonomic ranking, total abundance (N_{Total}), and constancy (Co), accessory (Ace) and accidental (Aci) species to the sites upper, medium, and lower Bonito River, Ivaí River basin, State of Paraná, Brazil.

Táxon	Alto Bonito				Médio Bonito				Baixo Bonito			
	N_{Total}	Co	Ace	Aci	N_{Total}	Co	Ace	Aci	N_{Total}	Co	Ace	Aci
Characiformes												
Characidae												
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-				30	+			4			
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> (Eigenmann, 1914)	44	+			15	+			-			
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	-				2		+		-			
<i>Astyanax</i> sp.	-				-				1			+
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	-				-				1			+
<i>Brycon nattereri</i> (Günther, 1864)	-				-				1			+
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	-				-				1			+
Parodontidae												
<i>Apareiodon vladii</i> Pavanelli, 2006	-				9	+			4			+
<i>Apareiodon affinis</i> Steindachner, 1879	-				-				1			+
Acestrorhynchidae												
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> Lütken, 1875	-				-				5	+		
Anostomidae												
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	-				-				2			+
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavell & Britski, 1987	-				-				1			+

Tabela 1. Continuação...

Táxon	Alto Bonito				Médio Bonito				Baixo Bonito			
	N _{Total}	Co	Ace	Aci	N _{Total}	Co	Ace	Aci	N _{Total}	Co	Ace	Aci
Siluriformes												
Loricariidae												
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	-				-				1		+	
<i>Hypostomus</i> aff. <i>ancistroides</i> (Ihering, 1911)	-				207	+			-			
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	-				-				1		+	
<i>Hypostomus</i> sp. 1	-				-				20	+		
<i>Hypostomus</i> sp. 2	-				-				6	+		
Pimelodidae												
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner, 1858	-				-				1		+	
<i>Pimelodus microstoma</i> Steindachner, 1877	-				-				4		+	
Heptapteridae												
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	-				-				1		+	
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	-				13	+			1		+	
Trichomycteridae												
<i>Trichomycterus</i> sp.	-				-				1		+	
Perciformes												
Cichlidae												
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	-				14	+			1		+	
Total	44				290				58			

possivelmente tratando-se de novas espécies (*Hypostomus* aff. *ancistroides*, *Astyanax* aff. *fasciatus* e *Astyanax* aff. *paranae*).

Os trechos médio e baixo do rio Bonito revelaram diferença significativa nos valores do índice de diversidade de Shannon ($t = -3,8098$; $t_{0,05(2)} = 63,36 = 1,998$; $P < 0,05$; $H'_{\text{trecho médio}} = 0,4586$; $H'_{\text{trecho baixo}} = 1,0390$). O índice de Simpson demonstrou que o médio rio Bonito possui maior dominância de espécies em relação ao trecho baixo (0,53 e 0,16, respectivamente; Tabela 1). As curvas espécie-abundância revelam um padrão de maior dominância para o trecho médio do rio Bonito, com contribuição significativa de *H.* aff. *ancistroides*. Por outro lado, a curva representativa do trecho baixo indica um padrão com maior uniformidade na distribuição das espécies, com elevada proporção de espécies raras (Figura 3). O alto rio Bonito apresentou uma única espécie, por isso não foi possível avaliar seus padrões de dominância e diversidade. O índice de similaridade de Jaccard demonstrou pouca semelhança entre os trechos médio e baixo (0,25), correspondendo a 0,41 para o trecho médio e 0,54 para o trecho baixo do rio Bonito.

Discussão

Dentre as 23 espécies registradas para o rio Bonito, 15 foram citadas por Langeani et al. (2007) entre as 310 espécies da ictiofauna do alto rio Paraná. Maier et al. (2008) listaram para o rio Barra Bonita, também afluente do rio Ivaí, 31 espécies, dentre as quais, dez delas foram comuns ao rio Bonito (*Acestrorhynchus lacustris*, *Apareiodon affinis*, *Astyanax* aff. *fasciatus*, *Astyanax* aff. *paranae*, *A. altiparanae*, *Oligosarcus paranensis*, *Hypostomus* aff. *ancistroides*, *Leporinus amblyrhynchus*, *Rhamdia quelen* e *Geophagus brasiliensis*). Araújo et al. (2011) encontraram 20 espécies em um riacho de primeira ordem da bacia do rio Ivaí, das quais quatro (*Astyanax* aff. *fasciatus*, *Astyanax* aff. *paranae*, *Oligosarcus paranensis*, e *Hypostomus ancistroides*) também ocorreram no rio Bonito. Desta forma, considerando os levantamentos realizados por Langeani et al. (2007), Maier et al. (2008), e Araújo et al. (2011), 12 espécies registradas nesse trabalho constituem novos registros para

a bacia do rio Ivaí e três possíveis para o Alto Paraná (*Astyanax* sp., *Hypostomus* sp. 1, *Hypostomus* sp. 2).

A ictiofauna do rio Bonito está distribuída seguindo um padrão, tanto de aumento no número de espécies, quanto de substituição de espécies do trecho superior para o inferior. A estruturação de comunidades em gradientes de diversidade tem sido apontada por diversos autores, tais como Teixeira et al. (2005), Suárez & Petrere Júnior (2006), Araújo & Tejerina-Garro (2007, 2009). De acordo com Vanotte et al. (1980), o conceito de rio contínuo prevê a distribuição das espécies seguindo um gradiente abiótico longitudinal, sob o qual a riqueza e diversidade de espécies tendem a aumentar da cabeceira em direção à foz. Neste padrão, a disponibilidade e complexidade de micro habitats crescem em função do aumento da ordem e vazão dos rios, o que promove incremento de espécies.

O potencial de dispersão das espécies de peixes constitui um importante fator na distribuição geográfica das espécies, o qual varia entre os diferentes grupos taxonômicos. Segundo Lundberg (1993), a dispersão dos peixes de água doce depende de conexões diretas entre bacias hidrográficas e a ocorrência dessas interconexões reflete a subjacente história geológica das paisagens, permitindo o estabelecimento de inferências seguras sobre a evolução física e biótica de uma região. Em peixes, processos geológicos que ligam e separam diferentes sistemas de drenagem, influenciam diretamente sua distribuição, podendo causar a aproximação ou o isolamento de populações.

Neste sentido, o rio Bonito apresenta um nítido desnível no relevo ao longo de seu percurso (variação de 541 m), o que o caracteriza como um rio montanhoso, com presença de quedas d'água, as quais, aparentemente, atuam como barreiras limitando a migração de espécies para trechos mais altos do rio e promovendo o endemismo. O valor de similaridade obtido entre o curso médio e baixo do rio Bonito indicou pouca semelhança entre as comunidades, uma vez que somente quatro espécies foram comuns entre estes dois ambientes.

Para Caramaschi (1986), a topografia é um fator determinante na distribuição longitudinal da ictiofauna, visto que em rios de relevo acidentado pode ocorrer a redução do número de espécies, ou

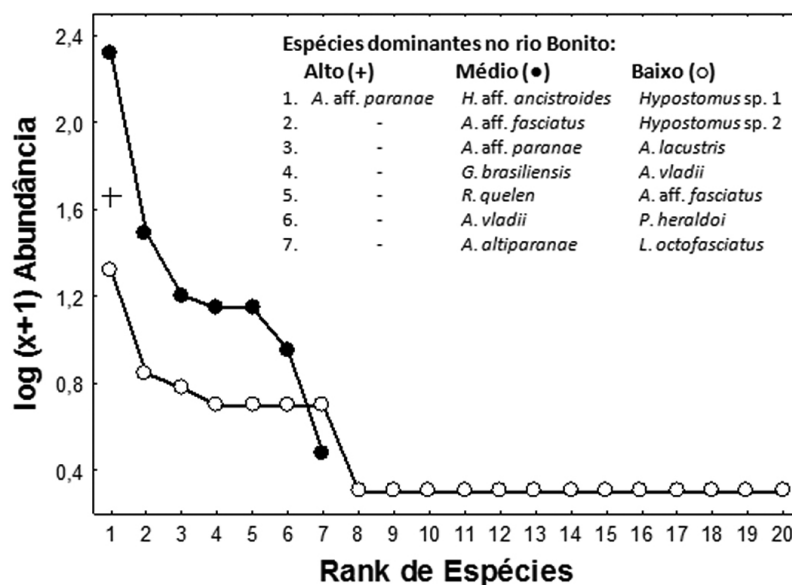


Figura 3. Curvas espécie-abundância das espécies coletadas nas unidades amostrais do rio Bonito (trechos alto, médio e baixo), afluente da margem esquerda do rio Ivaí, Estado do Paraná. A tabela no interior da figura lista em ordem decrescente as sete espécies mais abundantes nos trechos alto, médio e baixo do rio Bonito. As espécies raras do trecho baixo do rio Bonito (8ª a 20ª do rank) são: *Apareiodon affinis*, *Astyanax* sp., *Brycon nattereri*, *Galeocharax knerii*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus ancistroides*, *Hypostomus albopunctatus*, *Imparfinis borodini*, *Leporinus amblyrhynchus*, *Oligosarcus paranensis*, *Pimelodus ornatus*, *Rhamdia quelen* e *Trichomycterus* sp.

Figure 3. Species-abundance curves of the species collected in the sampling units of the Bonito river (upper, medium and lower stretches), a left margin tributary of the Ivaí river, State of Paraná. The table inside the figure lists, in descending order, the seven most abundant species in the upper, medium and lower stretches of the Bonito river. Rare species (ranked 8th to 20th) of the lower stretches of the Bonito river are: *Apareiodon affinis*, *Astyanax* sp., *Brycon nattereri*, *Galeocharax knerii*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus ancistroides*, *Hypostomus albopunctatus*, *Imparfinis borodini*, *Leporinus amblyrhynchus*, *Oligosarcus paranensis*, *Pimelodus ornatus*, *Rhamdia quelen*, and *Trichomycterus* sp.

substituição por espécies congêneres. De acordo com Buckup (1999), a estrutura da ictiofauna de riachos é fortemente influenciada pelo gradiente altitudinal, o qual determina a velocidade de correnteza, estrutura do substrato e várias outras características ecológicas. Videla & Bistoni (1999) verificaram uma associação da estrutura das comunidades de peixes com o gradiente de altitude no rio serrano de Los Sauces (Argentina). Estes autores constataram um incremento na riqueza e diversidade de espécies, bem como uma redução da dominância da cabeceira do rio em direção à sua foz. Os autores sugerem que essas diferenças devem estar associadas às mudanças nas condições abióticas ao longo do gradiente longitudinal do rio.

O perfil de predominância das ordens Siluriformes e Characiformes quanto à abundância, riqueza e biomassa no rio Bonito também tem sido verificado para o alto rio Paraná (Pelicice et al. 2005, Langeani et al. 2007, Esguicero & Arcifa 2011), bem como para a ictiofauna neotropical (Lowe-McConnell 1999). De acordo com Castro (1999), a fauna de peixes de água doce continental no mundo é dominada tanto em termos de diversidade taxonômica como em biomassa por Ostariophysi, que compreendem aproximadamente 87% das espécies conhecidas, divididas primariamente entre as ordens Siluriformes com pelo menos 14 famílias e 47% das espécies e Characiformes, com pelo menos 15 famílias e cerca de 37% das espécies.

É notável a dominância de espécies de Loricariidae no rio Bonito (70% da frequência relativa no trecho médio e 50% no baixo). Os loricarídeos constituem a maior família de Siluriformes com cerca de 550 espécies e com ampla distribuição na região neotropical, ocorrendo em uma grande variedade de ambientes de água doce (Buckup 1999). No presente trabalho, os maiores valores de abundância e de biomassa para as espécies desta família podem estar associados às características do rio, uma vez que todos os seus

representantes são do gênero *Hypostomus*. Segundo Casatti et al. (2005), a presença de espécies deste gênero está associada a riachos com boa disponibilidade de corredeiras e boa qualidade de vegetação ripária. Parâmetros estes, observados nos trechos médio e baixo do rio Bonito, onde foram capturados os espécimes desse gênero.

A hipótese de que o rio Bonito apresenta características que favoreçam abundância de *Hypostomus* já foi levantada anteriormente por Viana et al. (2008). Estes autores analisaram a estrutura populacional de *Hypostomus* aff. *ancistroides* (*Hypostomus* cf. *ancistroides* naquele estudo) no trecho médio do rio Bonito e notaram que o fator de condição na espécie foi pouco influenciado pelo peso das gônadas, o que sugere boa disponibilidade de alimento nos ambientes amostrados e boa qualidade da vegetação ripária.

De acordo com o índice de constância de Dajoz (1983), a ictiofauna do rio Bonito é formada por espécies constantes e acessórias. Segundo Lemes & Garutti (2002), a constância reflete a habilidade da espécie em explorar os recursos disponíveis no ambiente em um determinado período. O número de espécies constantes foi maior no trecho médio, seguido pelo trecho baixo, o que corrobora com a constatação de melhoria da qualidade de habitats nos trechos médio e baixo do rio Bonito. A presença de *Astyanax* aff. *paranae* no trecho superior pode não ser influenciada pelas condições de assoreamento observadas na cabeceira do rio. Ferreira (2004) estudou a ecologia e hábito alimentar de *A. paranae* em córregos do rio Passa Cinco, no Estado de São Paulo, onde a espécie apresentou preferência por itens alimentares alóctones e não sofreu nenhuma influência do assoreamento nestes riachos devido à entrada de recursos externos. A constância desta espécie capturada em ambiente bastante impactado pode, também, estar associada ao seu hábito alimentar.

A predominância de espécies acessórias no trecho inferior permite inferir que a ictiofauna dessa área seja compartilhada com o rio Ivaí,

as quais podem visitar o trecho da foz do rio Bonito, mas utilizar o rio Ivaí na exploração da maior parte de seus nichos. Esta hipótese já foi considerada por Suárez & Petrere Júnior (2006), comparando as riquezas de espécies na foz dos rios Iguatemi e Jogui. Eles atribuíram a maior riqueza de espécies na região da foz do rio Jogui, a um maior fluxo de espécies entre este e sua planície de inundação e a presença de espécies de ambientes lênticos, sob influência da menor velocidade da corrente da água verificada neste último. Apone et al. (2008) em um estudo da composição da ictiofauna do rio Quilombo, afluente do rio Mogi-Guaçu observaram uma diminuição no número de espécies constantes e aumento de espécies acidentais e acessórias a partir da cabeceira em direção a foz. Segundo os autores fatores como o decréscimo de altitude, aumento do volume de água, da largura e da profundidade, maior diversidade de micro-habitats e a maior proximidade ao rio Mogi-Guaçu, talvez proporcionem ambientes mais facilmente colonizáveis do que aqueles encontrados nas cabeceiras. Desta forma, muitas espécies vindas do rio Mogi-Guaçu podem ocupar os trechos inferiores do rio Quilombo com mais facilidade. A zona de contato entre a foz do rio Bonito e o rio Ivaí, ambientes com características estruturais e dinâmicas distintas, pode ser caracterizada como um ecótono. Nessa zona de transição as espécies podem coexistir, explorando seus habitats temporariamente, o que tende a aumentar a riqueza de espécies nessas áreas. Kolasa & Zalewski (1995) demonstram que os ecótonos exercem um papel crucial no estabelecimento dos padrões de diversidade de peixes.

Uma análise temporal poderia fornecer subsídios acerca do padrão de estabilidade da assembléia de peixes ao longo do ano, avaliando eventuais deslocamentos de espécies relacionados a eventos sazonais ou padrões de variabilidade natural na abundância. No entanto, é importante ressaltar que estudos desenvolvidos em riachos de cabeceira no alto rio Paraná têm revelado um padrão de baixa influência da sazonalidade na estruturação da assembléia de peixes, sendo as variações espaciais mais relevantes na distribuição para a maioria das espécies (Suárez 2008, Couto & Aquino 2011).

O maior número de espécies constantes no médio rio Bonito também pode ser explicado pelas características fisiográficas desse trecho, com substrato rochoso e grande disponibilidade de microhabitats. A montante se encontra a cabeceira, supostamente com condições mais restritivas para a maioria das espécies e a jusante está uma cachoeira de 80 metros separando os trechos médio e baixo do rio Bonito. Portanto, as espécies estão atualmente isoladas neste trecho superior, o que favorece o desenvolvimento de melhores performances adaptativas (*sensu* Arnold 1983) em relação às condições do meio e, por isso, as espécies tendem a tornarem-se mais constantes. O gradiente elevado de montante para jusante confere uma fisionomia de corredeiras entremeadas por remansos, características estas que contribuem para o desenvolvimento de peixes reofílicos como os representantes de *Hypostomus* e *Apareiodon*, além de peixes de ambiente mais lênticos como *Geophagus brasiliensis* e as espécies do gênero *Astyanax*. O hábito alimentar onívoro dessas espécies também lhes favorecem pelo fato de explorarem uma grande variedade de itens alimentares. Lemes & Garutti (2002) também atribuíram a constância de algumas espécies ao hábito alimentar onívoro em seu estudo em riachos da bacia do ribeirão Ouvidor.

O trecho inferior também revela indicativo de boas condições da sua vegetação ripária. Um desses indícios foi a ocorrência nesse trecho da espécie herbívora *Brycon nattereri*, por ser considerada sensível às degradações ambientais. Essa espécie é tida como rara e já foi até mesmo considerada extinta da ictiofauna paranaense (Shibatta et al. 2007), sendo um de seus últimos registros verificado no rio Tibagi (Gealh 2007). Portanto, por estar em risco de extinção, se faz necessário o estabelecimento de prioridades para sua proteção, bem como de seu habitat.

O processo de degradação ambiental dos rios causado pela ocupação desordenada das margens para atividades agrícolas e pecuárias é verificado, principalmente, no trecho superior do rio Bonito. Sabe-se que esse processo atua sobre a ictiofauna, interferindo na história natural das espécies, principalmente devido à modificação de seus micro-habitats. Adicionalmente, a escassez de inventários ictiofaunísticos na bacia do rio Ivaí também justifica o desenvolvimento de programas de pesquisas na região, na medida em que essa bacia esta sujeita às mais diversas pressões antrópicas como, por exemplo, a possibilidade da exploração de seu potencial hidrelétrico. Diante disto, é importante a continuidade dos estudos sobre a ictiofauna do rio Bonito por meio de um programa de monitoramento, buscando melhor compreensão acerca dos seus padrões ecológicos.

Agradecimentos

Somos gratos a Evanilde Benedito, Paulo R. da Silva e Rogério P. Mateus pela leitura crítica do manuscrito e valiosas sugestões; a Denis Lucas Viana pela ajuda na realização das coletas; a Rafaela L. Vendramel e Andreia Isaac pelo auxílio nos procedimentos laboratoriais; ao IBAMA pela licença de pesquisa científica concedida a CHZ (Nº 16053-1). Ao Nupélia/UEM e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva (UNICENTRO/UEPG) pelo apoio logístico, ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro a CHZ (proc. 306066/2009-2) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida à HFV.

Referências

- APONE, F., OLIVEIRA, K.A. & GARAVELLO, C. J. 2008. Composição da ictiofauna do rio Quilombo, tributário do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 8 (1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?article+bn02208012008>.
- ARAÚJO, B.N. & TEJERINA-GARRO, L.F. 2007. Composição e diversidade em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Rev. Brasil. Zool.* 24(4):981-990.
- ARAÚJO, B.N. & TEJERINA-GARRO, L.F. 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 7(1):31-38. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252009000100005>
- ARAÚJO, M.I., DELARIVA, R.L., BONATO, K.O. & SILVA, J.C. 2011. Fishes in first order stream in Ivaí River drainage basin, upper Paraná River Basin, Paraná state, Brazil. *Check List* 7(6):774-777.
- ARNOLD, S.J. 1983. Morphology, performance and fitness. *Amer. Zool.* 23:347-361.
- BUCKUP, P.A. 1999. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In *Ecologia de peixes de riachos* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto, eds.). Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, p.91-138.
- BUCKUP, P.A., MENEZES, N.A. & GHAZZI, M.S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
- CARAMASHI, E.P. 1986. Distribuição da ictiofauna de riachos das Bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu-SP). Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- CASTRO, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. In *Ecologia de peixes de riachos* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto, eds.). Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, p.139-155.

- CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotrop.* 3(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>.
- CASATTI, L., ROCHA, C.F. & PEREIRA, C.D. 2005. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. *BiotaNeotrop.* 5(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/fullpaper?bn02905022005+en>.
- COUTO, T.B.A. & AQUINO, P.D.U. 2011. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 9(2):445-454. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011000200023>.
- DAJOZ, R. 1983. *Ecologia geral*. Vozes, São Paulo.
- EIGENMANN, C.H. & EIGENMANN, R.S. 1891. A catalogue of the fresh-water fishes of south America, United States National Museum, Washington.
- ESGUÍCERO, A.L.H. & ARCIFA, M.S. 2011. The fish fauna of the Jacaré-Guaçu River basin, Upper Paraná River basin. *Biota Neotrop.* 11(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn01811012011>.
- FERREIRA, A. 2004. *Ecologia trófica de Astyanax paranae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do Rio Passa Cinco, estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FOWLER, H.W. 1948. Os peixes de água doce do Brasil. *Arq. Zool.* São Paulo 6(1):1-204.
- GALVES, W., SHIBATTA, O.A. & JEREP, F.C. 2009. Estudos sobre diversidade de peixes da bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. *Semina: Ciênc. Biol. Saúde* 3(2):141-154.
- GÉRY, J. 1969. The freshwater fishes of South America. In *Biogeography and Ecology in South America* (E.J. Fittkau, J. Illies, H. Klinge, G. Shwabe & H. Sioli, eds.). The Hague, W. Junk, v.2, p.828-848.
- GEALH, A.M. 2007. Ictiofauna dos rios Fortaleza, Iapó, alto e médio Tibagi. In *Patrimônio natural dos campos gerais do Paraná* (M.S. Mello, R.S. Moro & G.B. Guimarães, org.). UEPG, Ponta Grossa.
- GRAÇA, W.J. & PAVANELLI, C.S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. *Eduem, Maringá*.
- HUTCHESON, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. Theoret. Biol.* 29:151-154. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](http://dx.doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4).
- KOLASA, J. & ZALEWSKI, M. 1995. Notes on ecotone attributes and functions. In *The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish* (F. Schiemer, M. Zalewski & J.E. Thorpe, eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. p.1-7. (Developments in Hydrobiology; 105).
- LANGEANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotrop.* 7(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn0340703>.
- LEMES, M.E. & GARUTTI, V. 2002. *Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto Rio Paraná*. Iheringia Série Zool. 92(3):69-78.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. EdUSP, São Paulo.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. Wiley-Interscience, New York.
- LUNDBERG, J.G. 1993. African-South American freshwater fish clades and continental drift, problems with a paradigm. In *Biological relationships between Africa and South America* (P. Goldblatt, ed.). Yale University press, New Haven, p.156-199.
- McALLISTER, D.E., HAMILTON, A.L. & HARVEY, B. 1997. *Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems*. *Sea Wind* 11:1-140.
- MAGURRAN, A. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Chapman & Hall, London. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>.
- MAIER, A., ZAWADZKI, C.H., DA GRAÇA, W.J. & BIFI, A.G. 2008. Fish, Barra Bonita River, upper Paraná river basin, state of Paraná, Brazil. *Check List* 4(3):336-340.
- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2005. Biodiversidade e conservação de peixes da planície de inundação do alto rio Paraná. *Cader. Biodiversid.* 5(1):34-44.
- REIS, R.E., KULLANDER S.O. & FERRARIS JUNIOR, C. J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 729 p.
- SCHAEFER, S.A. 1998. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes* (L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M.S. Lucena, & C.A.S. Lucena, eds.). EdIPUCRS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, p.375-400.
- SHIBATTA, O.A., GEALH, A.M. & BENNEMANN, S.T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do Rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotrop.* 7(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/fullpaper?bn02107022007+pt>.
- SÚAREZ, Y.R. 2008. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. *Biota Neotrop.* 8(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?article+bn02308032008>.
- SÚAREZ, Y.R. & PETRERE JUNIOR, M. 2006. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul. *Iheringia Sér. Zool.* 96(2):197-204.
- TEIXEIRA, T.P., PINTO, B.C.T., TERRA, B.F., ESTILIANO, E.O., GRACIA, D. & ARAUJO, F.G. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série Zool.* 95(4):347-357.
- VANOTTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:130-137. <http://dx.doi.org/10.1139/f80-017>.
- VIANA, D., WOLFF, L.L., ZALESKI, T., ROMÃO, S., BERTOLDI, G. & DONATTI, L. 2008. Population Structure and Somatic Indexes of *Hypostomus cf. ancistroides* (Siluriformes, Loricariidae) collected from the Bonito River, Ivaí River Basin, Turvo, Paraná. *Braz. Archiv. Biol. Technol.* 51(3):493-502. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132008000300008>.
- VIDELA, M.M. & BISTONI, A.M. 1999. Composición y estructura íctica de un río serrano a lo largo de un gradiente altitudinal. *Iheringia Série Zool.* 87:171-180.
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

Recebido em 25/01/2012

Versão reformulada recebida em 20/04/2013

Publicado em 05/05/2013

Apêndice

Chave de identificação para as espécies de peixes do rio Bonito

1. Linha lateral descontínua; nadadeira pélvica situada em posição torácica, isto é, sob as nadadeiras peitorais, maioria das escamas ctenóides	<i>Geophagus brasiliensis</i>
- Linha lateral contínua; nadadeira pélvica situadas em posição abdominal, isto é, situada posteriormente a nadadeira peitoral; escamas ciclóides (quando presentes)	2
2. Corpo nu ou coberto por placas ósseas; barbilhões presentes	3
- Corpo coberto por escamas; barbilhões ausentes	12
3. Corpo coberto por placas ósseas, boca inferior	4
- Corpo nu; boca terminal ou subterminal	18
4. Corpo escuro com pintas ou vermiculações claras	5
- Corpo claro com pintas ou vermiculações escuras	6
5. Nadadeira pélvica maior ou igual à nadadeira peitoral; 25 a 40 dentes robustos em cada hemi-série do pré-maxilar; abdômen amplamente coberto por placas diminutas	<i>Hypostomus albopunctatus</i>
- Nadadeira pélvica evidentemente menor do que a nadadeira peitoral; 40 a 70 dentes delgados em cada hemi-série do pré-maxilar; abdômen parcialmente coberto por placas diminutas	<i>Hypostomus</i> sp. 1
6. Cabeça deprimida; pintas da região posterior do corpo maiores do que o diâmetro orbital; abdômen parcialmente coberto por diminutas placas	<i>Hypostomus</i> sp. 2
- Cabeça comprimida; pintas da região posterior do corpo menor ou igual ao diâmetro orbital; abdômen completamente coberto por diminutas placas	7
7. Pintas escuras formando cinco a seis séries transversais sobre a nadadeira dorsal; nadadeira caudal furcada	<i>Hypostomus ancistroides</i>
- Pintas escuras formando oito a dez séries transversais sobre a nadadeira dorsal; nadadeira caudal truncada (isto é, raios indivisos superior e inferior aproximadamente do mesmo tamanho dos raios ramificados)	<i>Hypostomus</i> aff. <i>ancistroides</i>
8. Opérculo e interopérculo sem espinhos; barbilhões nasais ausentes	<i>Trichomycterus</i> sp.
- Opérculo e interopérculo; barbilhões nasais presentes	9
9. Corpo baixo; altura de 9,5 a 10,5 vezes no comprimento padrão	<i>Imparfinis borodini</i>
- Corpo alto; altura de 3,0 a 5,5 vezes no comprimento padrão	10
10. Raio indiviso da nadadeira dorsal não pungente	<i>Rhamdia quelen</i>
- Raio indiviso da nadadeira dorsal pungente, isto é, em forma de espinho	11
11. Corpo com uma faixa longitudinal clara sobre a cabeça e uma faixa escura na nadadeira dorsal	<i>Pimelodus ornatus</i>
- Corpo sem faixas e com várias séries longitudinais de manchas escuras arredondadas	<i>Pimelodus microstoma</i>
12. Mandíbula de borda reta em vista ventral e sem dentes laterais	13
- Mandíbula de borda arredondada em vista ventral e com dentes laterais	14
13. Escamas pré-anais 29 ou mais; dentes do pré-maxilar com 12 ou mais cúspides	<i>Apareiodon affinis</i>
- Escamas pré-anais 29 ou menos; dentes do pré-maxilar com menos de 12 cúspides	<i>Apareiodon vladii</i>
14. Dentes caninos	15
Dentes incisivos, cuspidados ou molariformes	16
15. Rastros branquiais curtos e com espinhos; linha lateral com 86 a 102 escamas	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>
- Rastros branquiais longos e sem espinhos; linha lateral com 45 a 55 escamas	<i>Oligosarcus paranensis</i>
16. Linha lateral bem abaixo do meio do corpo	<i>Brycon nattereri</i>
- Linha lateral em posição mediana do corpo	17
17. Uma única série de dentes no pré-maxilar e dentário; dentes não cuspidados	18
- Duas séries de dentes no pré-maxilar e dentário; dentes tri ou pentacuspidados	19
18. Doze escamas circumpedunculares; uma faixa longitudinal escura sobre a linha lateral	<i>Leporinus amblyrhynchus</i>
- Dezesesseis escamas circumpedunculares; corpo com oito faixas transversais escuras	<i>Leporinus octofasciatus</i>
19. Mancha umeral escura longitudinalmente ovalada e com limites bem definidos; maxilar sem dentes	<i>Astyanax altiparanae</i>
- Mancha umeral escura transversalmente alongada e com limites difusos; maxilar com um ou mais dentes	20
20. Altura do corpo contida 2,4 a 2,7 vezes no comprimento padrão	<i>Astyanax</i> sp.
- Altura do corpo contida 2,9 a 3,6 vezes no comprimento padrão	21
21. Nadadeira anal com 24 a 28 raios; linha lateral com 34 a 36 escamas	<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i>
- Nadadeira anal com 17 a 23 raios; linha lateral com 38 ou 39 escamas	<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i>

Listagem de Material Testemunho

Characiformes- Acestrorhynchidae- NUP 10646 *Acestrorhynchus lacustris*, 1 (171,4 mm CP); Anostomidae- NUP 10648 *Leporinus amblyrhynchus*, 4 (124,9-156,9 mm CP); NUP 10636 *Leporinus octofasciatus*, 2 (146,6-203,8 mm CP); Characidae - NUP 10746 *Astyanax altiparanae*, 1 (91,3 mm CP); NUP 5869 *Astyanax* aff. *fasciatus*, 22 (11,6-97,4 mm CP); NUP 5875 *Astyanax* aff. *paranae*, 1 (77,4 mm CP); *Astyanax* sp., 14 (44,4-76,6 CP); NUP 8534 *Brycon nattereri*, 1 (148,5 mm CP); NUP 10737 *Galeocharax knerii*, 1 (164,4 mm CP); NUP 10647 *Oligosarcus paranensis*, 1 (187,7 mm CP); Parodontidae- NUP 10645 *Apareiodon affinis*, 1 (108,3 mm CP); NUP 10449 *Apareiodon vladii*, 11 (91,4-105,4 mm CP). Perciformes - Cichlidae – NUP 5877 *Geophagus brasiliensis*, 2 (41,4-61,3 mm CP). Siluriformes- Heptapteridae- NUP 5871 *Imparfinis borodini*, 1 (132,5 mm CP); NUP 10838 *Rhamdia quelen*, 4 (151,7-156,9 mm CP); Loricariidae- NUP 3950 *Hypostomus albopunctatus*, 14 (30,7-38,5 CP); NUP 3950 *Hypostomus ancistroides*, 14 (3,7-38,5 CP); NUP 5873 *Hypostomus* aff. *ancistroides*, 14 (14,5-163,9 mm CP); NUP 10634 *Hypostomus* sp. 1, 3 (127,8-134,2 mm CP); NUP 10635 *Hypostomus* sp. 2, 1 (129,0 mm CP); Pimelodidae- NUP 10649 *Pimelodus microstoma*, 4 (128,1-157,0 mm CP); NUP 10747 *Pimelodus ornatus*, 1 (322,8 mm CP); Trichomycteridae- NUP 10800 *Trichomycterus* sp., 6 (27,9-35,8 mm CP).

Fabaceae of the Rio São Francisco River sub-basin, Nova Marilândia, Mato Grosso, Brazil

Rosilene Rodrigues Silva^{1,3} & Eliane Semidei de Souza-Lima²

¹Vale MCR, Gerência de Área Meio Ambiente Centro-Oeste, CP 221, CEP 79301-970, Corumbá, MS, Brasil

²Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, CP 549, 221, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil

³Corresponding author: Rosilene Rodrigues Silva, e-mail: rosilener663@gmail.com

SILVA, R.R. & SOUZA-LIMA, E.S. **Fabaceae in the São Francisco River sub-basin, Nova Marilândia, Mato Grosso, Brazil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn00413022013>

Abstract: The watershed of the São Francisco River is a large complex of headwaters of the Paraguay River, the main river of the Pantanal Matogrossense. Considering that Fabaceae are pointed out as the main family in floristic composition of various Brazilian biomes, however in some regions of Brazil is still little known upon the taxa, particularly in the Northern part of the Central-West, this study aimed to present a list of taxa occurring in the sub-basin of the São Francisco River, municipality of Nova Marilândia, State of Mato Grosso. For the taxa we give information on habit, vegetation, data on geographic distribution, potential use, successional strategy and dispersal syndrome, to subsidize habitat restoration projects. We recorded a total of 44 taxa, belonging to 25 genera. *Inga* stood out as the main genus in number of species. Among the identified taxa we found eight new records for the State of Mato Grosso: *Chamaecrista brevicalyx* (Benth.) H. S. Irwin & Barneby var. *brevicalyx*, *Inga alba* (Sw.) Willd., *I. capitata* Desv., *I. heterophylla* Willd., *I. marginata* Willd., *I. nobilis* Willd., *Mimosa nitens* Benth. and *Ormosia coarctata* Jacks. Vouchers are kept in the Herbarium UFMT.

Keywords: Leguminosae, *Inga*, neotropical flora, Pantanal, riparian vegetation.

SILVA, R.R. & SOUZA-LIMA, E.S. **Fabaceae na sub-bacia do Rio São Francisco, Nova Marilândia, Mato Grosso, Brasil.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn00413022013>

Resumo: A sub-bacia do Rio São Francisco compreende um imenso complexo de nascentes do Rio Paraguai, principal formador do Pantanal Matogrossense. Considerando que Fabaceae é apontada como a principal família na composição florística de vários biomas brasileiros, porém, em determinadas regiões do Brasil ainda se conhece pouco sobre seus táxons, particularmente na região norte do Centro-Oeste brasileiro, este trabalho teve por objetivo apresentar uma lista dos táxons ocorrentes na sub-bacia do Rio São Francisco, município de Nova Marilândia, estado do Mato Grosso. Para os táxons são fornecidas informações sobre o hábito, vegetação, dados de distribuição geográfica, uso potencial, estratégia sucessional e síndrome de dispersão para subsidiar projetos de recuperação ambiental. Um total de 44 táxons foi registrado, pertencendo a 25 gêneros. *Inga* se destacou como o principal gênero em número de representantes. Dentre os táxons identificados, foi observada a ocorrência de oito novos registros para o estado do Mato Grosso, que são: *Chamaecrista brevicalyx* (Benth.) H. S. Irwin & Barneby var. *brevicalyx*, *Inga alba* (Sw.) Willd., *I. capitata* Desv., *I. heterophylla* Willd., *I. marginata* Willd., *I. nobilis* Willd., *Mimosa nitens* Benth. e *Ormosia coarctata* Jacks. Os vouchers estão depositados no Herbário UFMT.

Palavras-chave: Leguminosae, *Inga*, flora neotropical, Pantanal, vegetação ciliar.

Introduction

Leguminosae or Fabaceae is the third largest family of Angiosperms with 19.327 species and 727 genera arranged in 36 tribes (Lewis et al. 2005). In Brazil this family is represented by 212 genera and 2719 species (Lima et al. 2012), that are present in all biomes (Souza & Lorenzi 2008). The family is represented by three subfamilies, Caesalpinioideae, Mimosoideae and Papilionoideae, morphologically different and distributed in all terrestrial ecosystems (Polhill et al. 1981, Lewis et al. 2005).

Riparian forests are fragile formations, but with great floristic richness (Rodrigues & Nave 2004, Pereira 2006) and, despite their fragility, play a relevant role in maintenance of biodiversity, representing areas of refuge and conservation of fauna and flora, forming ecological corridors and assuring maintenance of quantity and quality of water (Botelho & Davide 2002).

The riparian formations found in the sub-basin of the São Francisco River are part of the huge Upper Paraguay River basin that is considered one of the most relevant hydrographic basins for being integrated to Pantanal Biome. In floristic composition works Fabaceae is pointed out as the main family (Duarte 2007, Nunes da Cunha 1990, 1998, Nunes da Cunha & Junk 2000, Pott & Pott 1994, 1999, Soares 2009).

North of the municipality of Nova Marilândia, riparian formations were fragmented in the past by alluvial extraction of diamonds during various decades along the drainage lines, and in the present, by agricultural activity. The scenario of degradation motivates environmental organs to take initiatives to recover these degraded areas. However, the lack of knowledge on floristics hinders such action, as studies in the region are scarce on the headwaters of the Paraguay River (Soares 2009).

Concerning regional richness of the family Leguminosae in Mato Grosso, Silva (2010) recorded 99 species distributed in 54 genera in a floristic survey in the Pantanal sub-region of Poconé, with confirmation of one new record. Furthermore, in the Pantanal sub-region of Barão de Melgaço, Silva (2011) found 40 taxa, distributed in 23 genera, and pointed out two new records.

Therefore, the aims of this study was the identification of taxa of Fabaceae occurring in the sub-basin of the São Francisco River, to subsidize projects of vegetation recovery in this region, through information on geographic distribution, potential use, successional classification and dispersion syndrome of plants.

Material and Methods

Systematic botanical collections were made in the sub-basin of the São Francisco River, within the limits of the municipality of Nova Marilândia, between the coordinates 14°30'00" - 14°15'00" S and 57°06'00" - 56°48' - 56°00' W, state of Mato Grosso, Central-West region. The São Francisco River and its affluents are part of the headwaters of the Paraguay River and occupy an estimated area of 78.413 ha, within four municipalities: Nova Marilândia, which concentrates above 90% of the headwaters, Nortelândia, Arenápolis and Santo Afonso. In the sub-basin of the São Francisco River one can recognize three phytoecological regions: Seasonal Semideciduous Forest, Contact Savanna/Seasonal Semideciduous Forest and Savanna, occurring in a narrow belt in the extreme North of the area (Brasil 1982).

In the floristic survey we considered all habits. All plants in reproductive phase (flower and/or fruit) were collected and incorporated into the collection of the Herbarium UFMT (acronyms according to Thiers 2012).

The list of taxa and infra-specific categories was based on six field expeditions with duration of five days each, between 2007

and 2009, during the dry and rainy seasons. Also, we examined materials from the municipality of Nova Marilândia deposited in the Herbarium UFMT.

The classification of Fabaceae in subfamilies followed Lewis et al. (2005). The concept of life forms followed Guedes-Bruni et al. (2002), the geographic distribution followed Lima et al. (2012), the potential use followed Lorenzi (2002, 2009) and, Pott & Pott (1994), the successional classification followed Whitmore (1984) and the dispersal syndrome followed Van der Pijl (1982). Taxa identification was achieved consulting the pertinent literature and comparing material deposited in the Herbaria UFMT and RB.

Results and Discussion

In the floristic survey of the sub-basin of the São Francisco River we identified a total of 44 specific and infraspecific taxa of Fabaceae, distributed in 25 genera and three subfamilies (Table 1). Of these taxa, 14 belong to the subfamily Caesalpinioideae, 17 to Mimosoideae and 13 to Papilionoideae. In our study we point out the Mimosoideae as the richest subfamily of Fabaceae compared to the other two. So, our results differ from most floristic studies, in which Papilionoideae stand out as the most representative subfamily (Almeida et al. 2007, Dutra et al. 2008, Lima et al. 2007, Córdula et al. 2008, Miotto et al. 2008).

Considering Caesalpinioideae, the most expressive genera were *Bauhinia* and *Senna* (3 spp. each). In Mimosoideae, the most representative genus was *Inga* (8 spp., 1 subsp.), followed by *Mimosa* (4 spp.). In Papilionoideae *Stylosanthes* was the best represented genus (3 spp.), and next *Ormosia* (2 spp.). Among the recorded species of Caesalpinioideae, we do confirm a new record for the state of Mato Grosso: *Chamaecrista brevicalyx* (Benth.) H.S. Irwin & Barneby var. *brevicalyx*. Furthermore, among Mimosoideae we have confirmed six new records, five belonging to the genus *Inga*, which are: *I. alba* (Sw.) Willd., *I. capitata* Desv., *I. heterophylla* Willd., *I. marginata* Willd., and *I. nobilis* Willd., plus a new record belonging to the genus *Mimosa*, that is *M. nitens* Benth. And for Papilionoideae we show a new record in the genus *Ormosia*, namely *O. coarctata* Jacks. These taxa were not mentioned in the studies of flora of the state of Mato Grosso (Dubs 1998) and in the list of phanerogamic flora of the Pantanal (Pott & Pott 1994, 1999), neither in the list of species of flora of Brazil (Lima et al. 2012), what reinforces the importance of inventories of local and regional floras.

Chamaecrista brevicalyx var. *brevicalyx* occurs in the regions Northeast (PI, PB, PE, BA) and Southeast (MG), being found in the Caatinga *stricto sensu*, rupestrian grassland and Cerrado (Souza & Bortoluzzi 2012), and we found it in vegetation of Cerrado. With regard to species of *Inga*, *I. alba* is cited for the regions North (RR, AP, AM, TO, AC, RO), Northeast (MA, CE), Central-West (GO) and Southwest (MG), occupying the biomes Amazonia and Cerrado (Garcia & Fernandes 2012). According to

Garcia & Fernandes (2012), *I. capitata* occurs in the regions North (RR, AP, PA, AM, AC, RO), Northeast (MA, PB, PE, BA, SE), Southeast (MG, ES, SP, RJ), occupying the domains of Amazonia and Atlantic Forest, while we found it in degraded alluvial forest. On the other hand, *I. heterophylla* is restricted to Amazonia, with distribution only in region North (PA, AM, AC). Another species, *I. marginata* occurs in the regions North (AP, PA, AM, AC), Northeast (CE, BA), Central-West (GO, DF, MS), Southeast (MG, ES, SP, RJ), South (PR, SC, RS), occupying three biomes, Amazonia, Cerrado and Atlantic Forest (Pennington 1997, Garcia 1998). *Inga nobilis* presents distribution in North (AM, AC, RO) and Northeast (BA). It is worth mention that two species of *Inga* were found in riparian forest, *I. alba* and *I. marginata*, while another two in seasonal

Table 1. List of taxa and indication of occurrence in the vegetation of the sub-basin of São Francisco River, Nova Marilândia, MT, Brazil, with classification of habit, successional class, dispersal syndrome and potential use. (**Vegetation:** C – cerrado; C/SSF – cerrado/seasonal semideciduous forest; ASSF – alluvial seasonal semideciduous forest; SFDA – seasonal forest degraded alluvial; FAP – forest altered by pasture; RF – riparian forest; **Habit:** TR – tree; TRL – treelet; SB – shrub; SBS – scandent shrub; SSB – Subshrub; HE – herb; LI – Liana. **Successional class:** P – Pioneer and NP – Non Pioneer. **Dispersal syndrome:** ANE: Anemochoric; AUT: Autochoric; ZOO: Zoochoric. **Vouchers:** GFS – Gislaire Ferreira Soares, RRS – Rosilene Rodrigues Silva). *New records.

Taxa	Vegetation				Habit	Successional class	Dispersal syndrome	Potential use	Vouchers	
Fabaceae – Caesalpinioideae										
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.					RF	TR	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1477
<i>Bauhinia curvula</i> Benth.	x					SB	NP	AUT	Ornamental	RRS & GFS 1501
<i>Bauhinia longicuspsis</i> Spruce ex Benth.				x		SB	P	AUT	Timber	GFS & RRS 42
<i>Bauhinia longifolia</i> D.Dietr.					x	SB	P	AUT	Timber	GFS & RRS s.n
<i>Cenostigma macrophyllum</i> Tul.	x					TRL	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1617
<i>*Chamaecrista brevicalyx</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby var. <i>brevicalyx</i>	x					SB	NP	AUT	Ornamental	RRS & GFS 1534
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench.	x					SSB	NP	AUT	Beekkeeping/ Ornamental	GFS & RRS s.n
<i>Hymenaea courbaril</i> L.			x			TR	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1659
<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.					x	TR	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1737
<i>Phanera coronata</i> (Benth.) Vaz		x				LI	NP		Ornamental	RRS & GFS 1454
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby			x			SBB	NP	AUT	Ornamental	GFS & RRS s.n
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link			x			SSB	P	AUT	Medicinal	RRS & GFS 565
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby					x	SB	NP	AUT	Beekkeeping/ Timber	GFS & RRS s.n
Fabaceae – Mimosoideae										
<i>Tachigali vulgaris</i> L.F. Gomes da Silva & H.C.Lima		x				TR	NP	ANE	Timber	RRS & GFS 1413
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip					x	TR	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1634
<i>Chroleucon acacioides</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes				x		TR	NP	AUT	Timber	GFS & RRS 13
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.		x				TR	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1437
<i>*Inga alba</i> (Sw.) Willd.					x	TR	NP	ZOO	Timber	GFS & RRS s.n
<i>*Inga capitata</i> Desv.				x		TR	NP	ZOO	Timber	GFS & RRS s.n
<i>*Inga heterophylla</i> Willd.		x				TR	NP	ZOO	Timber	RRS & GFS 1426
<i>*Inga marginata</i> Willd.					x	TR	P	ZOO	Timber	GFS & RRS s.n
<i>*Inga nobilis</i> Willd.		x				TR	NP	ZOO	Timber	RRS & GFS 1462
<i>Inga pezizifera</i> Benth.					x	TR	NP	ZOO	Timber	RRS & GFS 1453
<i>Inga umbellifera</i> (Vahl) Steud.					x	TR	NP	ZOO	Timber	RRS & GFS 1404
<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.					x	TR	P	ZOO	Timber	GFS & R.R.S. s.n
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.				x		SBB	P	AUT	Beekkeeping	GFS & R.R.S. s.n
<i>*Mimosa nitens</i> Benth.				x		SBB	P	AUT	Ornamental	GFS & R.R.S. 81
<i>Mimosa skinneri</i> Benth.				x		SBB	P	AUT	Ornamental	GFS & R.R.S. 47
<i>Mimosa xanthocentra</i> var. <i>subsericea</i> (Benth.) Barneby	x					SB	P	AUT	Ornamental	RRS & GFS 1543
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth ex Walp.					x	TR	NP	AUT	Timber	GFS s.n

Table 1. Continued...

Taxa	Vegetation	Habit	Successional class	Dispersal syndrome	Potential use	Vouchers
Fabaceae-Papilionoideae						
<i>Andira inermis</i> (W. Wright) Kunth ex DC.		TR	NP	ZOO	Timber	GFS & R.R.S. s.n
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	x	HE	P	AUT	Beekeeping/Forager and Medicinal	GFS & R.R.S. 86
<i>Indigofera suffruticosa</i> Müll.	x	SBB	P	AUT	Beekeeping/Forager	GFS & R.R.S. s.n
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi		SBS	P	ANE	Timber	GFS & R.R.S. s.n
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms.		TR	NP	AUT/ZOO	Timber	GFS s.n
* <i>Ormosia coarctata</i> Jacks.		TR	NP	AUT/ZOO	Timber	RRS & GFS 1546
<i>Platymiscium pinnatum</i> (Jacq.) Dugand	x	TR	NP	ANE	Timber	GFS & R.R.S. s.n
<i>Platypodium elegans</i> Vogel		TR	NP	ANE	Timber	GFS s.n
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel		TR	NP	ANE	Timber	RRS & GFS 1527
<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B. Ferreira & S. Costa	x	SBB	P	AUT	Forager	GFS & R.R.S. 38
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	x	SBB	P	AUT	Forager	GFS & R.R.S. 75
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	x	SBB	NP	AUT	Forager	GFS s.n
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	x	TR	NP	AUT	Timber	RRS & GFS 1492

semideciduous alluvial forest, that are *I. heterophylla* and *I. nobilis*. The species *Mimosa nitens* has occurrence in the regions North (TO) and Central-West (GO), being restricted to the Cerrado biome (Dutra & Morim 2012); in the sub-basin of São Francisco River we verified its occurrence in degraded seasonal alluvial forest. The species *Ormosia coarctata* is cited for the region North (PA), restricted to the phytogeographic domain of Amazonia (Meireles 2012) and we found it in riparian forest.

In vegetation of degraded seasonal semideciduous alluvial forest we found most species (15), followed by riparian forest with 12, seasonal semideciduous alluvial forest with eight, cerrado with seven, antropized forest with pasture and cerrado/seasonal semideciduous forest with one species (Table 1). In antropized forest, among the observed species, the presence of *Senna occidentalis* (L.) Link and *S. silvestris* (Vell.) H.S.Irwin & Barneby (Caesalpinioideae) and *Mimosa debilis* Humb. & Bonpl. ex Willd. (Mimosoideae), reported by Pott & Pott (1994) as indicators of disturbed areas. The taxa *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Caesalpinioideae), *Abarema jupunba* (Willd.) Britton & Killip, *Inga alba* (Sw.) Willd., *I. marginata* Willd., *I. peizifera* Benth., *I. umbellifera* (Vahl) Steud. and *I. vera* subsp. *affinis* (DC.) T.D. Penn. (Mimosoideae) recorded in vegetation of riparian forest, were pointed by Garcia (1998), Lorenzi (2002) and Pennington (1997) as characteristic elements of this type of vegetation.

Most arboreal taxa presented are trees, amounting to 56.8% trees, 20.4% of shrubs, 18.2% of shrubs and 2% of herbs and lianas, respectively each.

Considering the classifications of the species in ecological groups, our results (Tabela 1) pointed at two groups: pioneer (tolerant of light) and non pioneers; among the non pioneers are: the secondary (tolerant of shade) and the climacic (species which can grow and develop under the canopy). Most species inventoried (30 spp.; 68.2%) fit in the group of non pioneers (secondary), and (14 spp; 31.8%) in the group of pioneers. Among the pioneers of Caesalpinioideae (*Bauhinia longicuspis* Spruce ex Benth., *B. longifolia* D.Dietr. and *Senna occidentalis* (L.) Link); among the initial secondary (*B. curvula* Benth., *Cenostigma macrophyllum* Tul, *Chamaecrista brevilix* var. *brevicalyx*, *C. nictitans* (L.) Moench., *Phanera coronata* (Benth.) Vaz, *Senna obtusifolia* (L.) H.S.Irwin & Barneby, *S. silvestris* (Vell.) H.S. Irwin & Barneby and *Tachigali vulgaris* L.F Gomes da Silva & H.C. Lima); among the late secondary, *Hymenaea courbaril* L.; and among the climax, only *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. (Lorenzi 2002). Among the pioneers species of Mimosoideae (*Inga marginata* Willd., *Inga vera* subsp. *affinis* (DC.) T.D.Penn., *Mimosa debilis* Humb. & Bonpl. ex Willd., *M. nitens* Benth. *M. skinneri* Benth. and *M. xanthocentra* var. *subsericea* (Benth.) Barneby); among the initial secondary species (*Abarema jupunba* (Willd.) Britton & Killip, *Chloroleucon acacioides* (Ducke) Barneby & J.W. Grimes, *Inga alba* (Sw.) Willd., *I. capitata* Desv., *I. heterophylla* Willd., *I. nobilis* Willd., *Inga peizifera* Benth., *I. umbellifera* (Vahl) Steud. and *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & J.W. Grimes); and among late secondary (*Enterolobium schomburgkii* (Benth.) Benth. and *Parkia pendula* (Willd.) Benth ex Walp.). Among the pioneers of Papilionoideae (*Desmodium barbatum* (L.) Benth., *Indigofera suffruticosa* Müll., *Machaerium aculeatum* Raddi, *Stylosanthes acuminata* M.B. Ferreira & S. Costa, *S. viscosa* (L.) Sw.); among the initial secondary (*Andira inermis* (W. Wright) Kunth ex DC. and *Stylosanthes guianensis* (Aubl.) Sw.); and among the late secondary (*O. arborea* (Vell.) Harms., *Ormosia coarctata* Jacks., *Platymiscium pinnatum* (Jacq.) Dugand, *Platypodium elegans* Vogel, *Pterodon emarginatus* Vogel and *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke).

For the dispersal syndromes (Table 1) we observed predominance of the autochoric strategy (dispersal diaspores through gravity or

by explosion) in both studied formations. This is not an expected pattern for tropical forests that have between 50% and 90% of trees and shrubs with zoochorous fruits (Howe & Smallwood 1982). Autochory occurred in 28 species (63.6%), followed by zoochory (dispersal by animals or sticky structures) in nine species (20.5%) and anemocory (dispersal by wind) in five species (11.3%). Autochoric species possibly depend on a secondary dispersor, since many do not have efficient mechanisms for dispersal (Van der Pijl 1982). Also, two species were classified as autochoric and zoochoric on the basis of the initial dehiscence of fruits with later exposure of arilum, i. e., an ornamentation of the seed, as observed in *Ormosia arborea* (Vell.) Harms and *O. coarctata* Jacks., suggesting participation of a secondary agent in dispersal of these species. Zoochory predominated in riparian forests, which occur in habitats with higher water availability, consequently allowing maintenance of a fauna which needs shelter, food and water (Marinho-Filho & Gastal 2000).

The Fabaceae species surveyed in this study can be utilized in projects aimed at environmental rehabilitation of degraded areas in the region of sub-basin of the São Francisco River.

Acknowledgments

To Gislaire Ferreira Soares and to Libério Amorim for help in field collection. To the curator of Herbarium RB, Dra. Rafaela Campostrini Forzza, for kind assistance during our visit. To Dr. Arnildo Pott for the English version.

References

- ALMEIDA, A., FÉLIX, W.J.P., ANDRADE, L.A. & FÉLIX, L.P. 2007. Leguminosae na flora de inselbergues no Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. *Rev. Brasil. Bioc.* 5(2):750-752.
- BOTELHO, S.A. & DAVIDE, A.C. 2002. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In *Anais do Simpósio Nacional Sobre Recuperação de Áreas Degradadas*. Belo Horizonte, p.123-145.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretária Geral. Projeto RADAMBRASIL. 1982. Cuiabá: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro. Folha SD-21. Serie Levantamento de Recursos Naturais, n.26.
- CÓRDULA, E., QUEIROZ, L.P. & ALVES, M. 2008. Checklist da flora de Mirandiba, Pernambuco: Leguminosae. *Rodriguésia* 59(3):597-602.
- DUARTE, T.G. 2007. Florística, fitossociologia e relações solos-vegetação em Floresta Estacional Decidua em Barão de Melgaço, Pantanal de Mato Grosso. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- DUBS, B. 1998. *Prodromus Florae Matogrossensis*. The Botany of Mato Grosso, Betrona-Verlag, Künstnacht. Part 1. Checklist of Angiosperm, part 2. Types from Mato Grosso.
- DUTRA, V.F., GARCIA, F.C.P., LIMA, H.C. & QUEIROZ, L.P. 2008. Diversidade florística de Leguminosae Adans. em áreas de campos rupestres. *Megadiversidade* 4:163-171.
- DUTRA, V.F. & MORIM, M.P. 2012. *Mimosa*. In *Lista de Espécies da Flora do Brasil* (Jardim Botânico do Rio de Janeiro) Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB031245> (último acesso em 20/06/2012).
- GARCIA, F.C.P. 1998. Relações Sistemáticas e Fitogeografia de *Inga* Mill. (Leguminosae- Mimosoideae) nas florestas da costa sul e sudeste do Brasil. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- GARCIA, F.C.P. & FERNANDES, J.M. 2012. *Inga*. In *Lista de Espécies da Flora do Brasil*. (Jardim Botânico do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB023005> (último acesso em 20/06/2012).

- GUEDES-BRUNI, R.R., MORIM, M.P., LIMA, H.C. & SYLVESTRE, L.S. 2002. Inventário florístico. In Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica (L.S. Sylvestre & M.M.T. Rosa, ed.). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Seropédica, p.24-49.
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. and Syst.* 13:201-228. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>
- LEWIS, G., SCHRIRE, B., MacKINDER, B. & LOCK, M. 2005. Legumes of the world. Royal Botanic Gardens, Kew.
- LIMA, L.C.P., GARCIA, F.C.P. & SARTORI, A.L.B. 2007. Leguminosae nas florestas estacionais do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais, Brasil: ervas, arbustos, subarbustos, lianas e trepadeiras. *Rodriguésia* 58(2):331-358.
- LIMA, H.C., QUEIROZ, L.P., MORIM, M.P., SOUZA, V.C., DUTRA, V.F., BORTOLUZZI, R.L.C., IGANCI, J.R.V., FORTUNATO, R.H., VAZ, A.M.S.F., SOUZA, E.R., FILARDI, F.L.R., VALLS, J.F.M., GARCIA, F.C.P., FERNANDES, J.M., SILVA, R.C.V.M., FORTUNA-PEREZ, A.P., MANSANO, V.F., MIOTTO, S.T.S., TOZZI, A.M.G.A., MEIRELES, J.E., LIMA, L.C.P., OLIVEIRA, M.L.A.A., FLORES, A.S., TORKE, B.M., PINTO, R.B., LEWIS, G.P., BARROS, M.J.F., RIBEIRO, R.D., SCHÜTZ, R., PENNINGTON, T., KLITGAARD, B.B., RANDO, J.G., SCALON, V.R., CARDOSO, D.B.O.S., COSTA, L.C., SILVA, M.J., MOURA, T.M., BARROS, L.A.V. SILVA, M.C.R., QUEIROZ, R.T., SARTORI, A.L.B. & CAMARGO, R. 2012. *Fabaceae*. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000115> (último acesso em 20/06/2012).
- LORENZI, H. 2002. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa, v.1-2.
- LORENZI, H. 2009. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Nova Odessa, v.3.
- MARINHO-FILHO, J. & GASTAL, M.L. 2000. Mamíferos das matas ciliares do Brasil Central. In Matas ciliares: estado atual do conhecimento (R.R. Rodrigues, org.). Fundação de Pesquisa do Estado de São Paulo, São Paulo, p.209-221.
- MEIRELES, J.E. 2012. *Ormosia*. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB083504> (último acesso em 20/06/2012).
- MIOTTO, S.T.S., LÜDTKE, R. & OLIVEIRA, M.L.A.A. 2008. A família Leguminosae no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Brasil. Bioc.* 6(3):269-290.
- NUNES DA CUNHA, C. 1990. Estudo florístico e fitossociológico das principais formações arbóreas do Pantanal de Poconé-MT. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- NUNES DA CUNHA, C. 1998. Comunidades arbustivo-arbóreas de capão e diques marginais no Pantanal de Poconé, MT: Caracterização e Análise de Gradiente. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- NUNES DA CUNHA, C. & JUNK, W.J. 2000. The Impact of Flooding on Distribution of Woody Plant Communities in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. In Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research Hamburg. German-Brazilian, p.3-8.
- PENNINGTON, T.D. 1997. The genus *Inga*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- PEREIRA, I.M. 2006. Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais – Lavras. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- POLHILL, R.M., RAVEN, P.H. & STIRTON, C.H. 1981. Evolution and systematics of the Leguminosae. In *Advances in Legumes Systematics* 1 (R.M. Polhill & P.H. Raven, ed.). Royal Botanic Gardens, Kew, p.1-26.
- POTT, A. & POTT, V.J. 1994. Plantas do Pantanal. Embrapa, Brasília.
- POTT, A. & POTT, V.J. 1999. Flora do Pantanal – Listagem atual de fanerógamas. In Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal, 1996. Manejo e Conservação. Embrapa Pantanal, Corumbá, p.298-325.
- RODRIGUES, R. R. & NAVE, A.G. 2004. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In *Matas ciliares: Conservação e Recuperação* (R.R. Rodrigues & Leitão Filho, H.F., eds.). São Paulo, p.148-185.
- SILVA, R.R. 2010. Leguminosae do município de Poconé, Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotr.* 10(4):1-7.
- SILVA, R.R. 2011. Leguminosae no Pantanal de Barão de Melgaço, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotr.* 11(4):353-357.
- SOARES, G.F. 2009. Descrição e análise da vegetação em remanescentes de mata ciliar e áreas degradadas por mineração de diamante, na Sub-bacia do Rio São Francisco, Nova Marilândia, Mato Grosso. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.
- SOUZA, V.C., BORTOLUZZI, R.L.C. 2012. *Chamaecrista*. In Lista de Espécies da Flora do Brasil. (Jardim Botânico do Rio de Janeiro). Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB027861> (último acesso em 20/06/2012).
- SOUZA, V.C. & LORENZI, H. 2008. Botânica Sistemática - guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- THIERS, B. 2012. Index Herbariorum: A global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. <http://sweetgum.nybg.org/ih/> (último acesso em 20/06/2012).
- VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, Berlin. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>
- WHITMORE, T.C. 1984. Tropical rain Forest of the far east. Oxford Clarendon Press, Oxford, England.

Received 07/31/2012

Revised 11/10/2012

Accepted 04/05/2013

Sapindaceae do noroeste paulista: lista de espécies e chave de identificação baseada em caracteres vegetativos

Caroline Sprengel-Lima¹ & Andréia Alves Rezende^{1,2}

¹Departamento de Zoologia e Botânica, Universidade Estadual Paulista – UNESP,

Rua Cristóvão Colombo, 2265, CEP 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brasil

²Autor para correspondência: Andréia Alves Rezende, e-mail: bot_rezende@yahoo.com.br

SPRENGEL-LIMA, C. & REZENDE, A.A. **Sapindaceae from northwestern region of the State of São Paulo: species list and identification key based on vegetative characters.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn02413022013>

Abstract: The species identification is usually an obstacle for conservation studies and management. Sapindaceae species are particularly difficult to identify partially due to inconsistent fruit production which is an important feature in defining genera and species. Because of this difficulty of finding fertile material at particular times of the year, the main focus of this study was to identify species of Sapindaceae in northwestern São Paulo and to produce an identification key based on vegetative morphology such as the form and number of leaflets, the number of vascular cylinders in branches to the species of liana, the presence or absence of domatia, and type of indumentum, among others. In this study, researchers identified species of Sapindaceae present in 18 fragments of native vegetation in the region that includes the Turvo Grande, São José dos Dourados, parts of the Low Pardo, Low Tietê and Tietê-Batalha Hydric Resources Management Unit (UGHRIs). An identification key was developed based on herbarium materials and contained 23 species distributed in 11 genera.

Keywords: floristic, lianas, trees.

SPRENGEL-LIMA, C. & REZENDE, A.A. **Sapindaceae do noroeste paulista: lista de espécies e chave de identificação baseada em caracteres vegetativos.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn02413022013>

Resumo: A identificação de espécies geralmente é um obstáculo para estudos de conservação e manejo. As espécies de Sapindaceae particularmente são de difícil identificação, sendo o fruto uma característica importante na definição de gêneros e espécies. Dada à dificuldade de encontrar material fértil em determinadas épocas do ano, o objetivo deste estudo foi levantar as espécies de Sapindaceae do noroeste paulista e elaborar uma chave de identificação baseada em características morfológicas vegetativas, tais como a forma e o número de folíolos, o número de feixes no corpo lenhoso para as espécies de liana, a presença ou a ausência de domácias, tipo de indumento, entre outras. Neste estudo foram levantadas as espécies de Sapindaceae presentes em 18 fragmentos de vegetação nativa na área de abrangência das Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHIs) do Turvo-Grande e São José dos Dourados e parte das UGRHIs do Baixo Pardo, Baixo Tietê e Tietê-Batalha. A chave de identificação foi elaborada com base no material herborizado e consta de 23 espécies, distribuídas em 11 gêneros.

Palavras-chave: florística, lianas, árvores.

Introdução

Sapindaceae foi descrita por A. L. Jussieu (1789). É uma família cosmopolita, com aproximadamente 140 gêneros e 1600 espécies, distribuídas nas regiões tropicais e subtropicais com poucos gêneros presentes nas regiões temperadas (Judd et al. 2009). No Brasil ocorrem 25 gêneros e 411 espécies, 187 são endêmicas. No Estado de São Paulo foram registrados 15 gêneros, com 88 espécies (Somner & Ferrucci 2009, Sommer et al. 2013).

Radlkofer (1892-1900) estudou a taxonomia da família Sapindaceae e sua monografia é a principal referência até os dias de hoje. Os principais trabalhos taxonômicos que abordam a família Sapindaceae na América do Sul são os de Barkley (1957) e Ferrucci (1991, 1998), no Brasil, além do trabalho de Radlkofer, foi realizado o de Reitz (1980) sobre a flora de Santa Catarina e mais recentemente o de Sommer & Ferrucci (2009) sobre a flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Outros estudos realizaram a revisão taxonômica dos gêneros de *Serjania* (Acevedo-Rodrigues 1993), *Magonia* (Joly 1980), *Talisia* (Guarim-Neto 1978), *Cupania* (Guarim-Neto 1985), *Cardiospermum* e *Urvillea* (Ferrucci 2000) e *Paullinia* (Somner 2001).

A família Sapindaceae é constituída por espécies arbóreas, arbustivas e lianas com gavinhas. Os caules das espécies de lianas geralmente apresentam cilindros vasculares múltiplos e muitas vezes látex branco. As folhas são compostas pinadas ou ternadas, raramente simples ou unifolioladas, alternas, dispostas em espiral, raramente opostas. As inflorescências são determinadas, axilares ou terminais, racemosas, paniculadas, ou em tirso simples ou duplo. Nas trepadeiras o pedicelo das flores basais da inflorescência é modificado em gavinhas.

As espécies de Sapindaceae são de difícil identificação, sendo o fruto uma característica importante na definição de gêneros e espécies (Buerki et al. 2009). Entretanto, a ausência de espécies em estado fértil é frequente durante a realização de trabalhos de levantamento da vegetação nativa. Muitas espécies de árvores e lianas da floresta estacional não florescem com frequência, dificultando a identificação dos táxons, particularmente quando estéreis (Talora & Morellato 2000).

As chaves de identificação baseadas em caracteres morfológicos são importantes para os estudos de longo prazo em parcelas permanentes, pois as pesquisas em diferentes áreas do conhecimento utilizam as informações geradas por tais estudos florísticos (Eltink et al. 2011). Acreditamos que disponibilizar informações sobre caracteres vegetativos das espécies de Sapindaceae é de grande importância, ao possibilitar a identificação dessas espécies em qualquer período do ano, reduzindo a necessidade da presença de flor e fruto.

Vale ressaltar que recentemente foi realizado um levantamento da fauna e flora em 18 fragmentos florestais na região noroeste de São Paulo (Necchi Júnior 2012). Este trabalho amostrou cerca de 3.500 espécies distribuídas em 14 grupos taxonômicos, contribuindo assim para o conhecimento da diversidade biológica da região. Entretanto, a densidade de coleta, no Estado de São Paulo, é de apenas 0,25 registros georreferenciados de fanerógamas/Km² (Cielo-Filho et al. 2009). Este baixo índice de registros indica a necessidade de aumentar a densidade de coletas botânicas, principalmente na região do noroeste paulista que é considerada prioritária para o levantamento de dados biológicos (Durigan et al. 2008, Ribeiro et al. 2009, Kronka et al. 2005).

Assim, este estudo teve como objetivos levantar as espécies de Sapindaceae e elaborar uma chave de identificação baseada em caracteres vegetativos, para as espécies amostradas em 18 fragmentos florestais do noroeste paulista. Esta chave permitirá a identificação e

a verificação da ocorrência das espécies de Sapindaceae contribuindo também para futuros estudos na região sobre a biologia e ecologia das espécies dessa família.

Material e Métodos

Este estudo foi realizado na região noroeste do Estado de São Paulo onde o tipo vegetacional predominante é a Floresta Estacional Semidecidual e áreas de transição entre o Cerrado e a Floresta Estacional (Instituto... 2004). O clima na região, segundo classificação de Köppen (1948), é do tipo Aw, tropical com estação seca no inverno. O regime de precipitação pluviométrico é caracterizado por duas estações climáticas bem definidas: uma chuvosa, entre outubro e março que recebe cerca de 85% da precipitação total anual e outra seca, entre abril e setembro, que recebe 15% da precipitação total anual. As temperaturas médias anuais são sempre maiores que 25 °C, com as médias dos meses mais frios (junho e julho) de 20 °C e a dos meses mais quentes (janeiro e fevereiro) de 30 °C (Barcha & Arid 1971). O tipo de solo predominante na região é o Argissolo, em uma faixa menor junto aos principais rios (Tietê, Grande e Paraná) ocorre o Latossolo (Oliveira et al. 1999).

O material utilizado para a elaboração da lista de espécies e da chave de identificação foi coletado em 18 fragmentos de vegetação nativa, nos limites da região noroeste do Estado de São Paulo, definida pelas Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHs) do Turvo-Grande e São José dos Dourados e partes das UGRHs do Baixo Pardo, Baixo Tietê e Tietê-Batalha (Figura 1). A chave de identificação foi elaborada com base no material herborizado.

Foram percorridas trilhas na borda e no interior de cada fragmento visando à coleta de espécies de Sapindaceae, em fase reprodutiva e/ou vegetativa, no período de 2007 a 2009. A identificação preliminar do material botânico foi realizada em campo e complementada e/ou conferida pela comparação com materiais depositados nos Herbários do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, Campus de São José do Rio Preto (HSJRP) e da Universidade Estadual de Campinas (UEC), e pela consulta à bibliografia especializada.

Para cada espécie identificada foram anotadas as características morfológicas dos órgãos vegetativos e posteriormente foi elaborada a chave de identificação com base nesses caracteres. Os termos empregados na confecção da chave seguiram os conceitos de Radford et al. (1974) e Gonçalves & Lorenzi (2007).

O material testemunho de todas as espécies amostradas, mesmo quando vegetativo, foi incorporado ao acervo do herbário do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, Campus de São José do Rio Preto (HSJRP).

Resultados e Discussão

Das 88 espécies de Sapindaceae citadas na Flora do Estado de São Paulo (Somner & Ferrucci, 2009), 23 espécies pertencentes a 11 gêneros foram coletadas e identificadas para a região do Noroeste Paulista (Tabela 1), representando 27% das espécies e 73% dos gêneros que ocorrem no estado. Do total amostrado, seis espécies são árvores e 17 são lianas. Dentre as trepadeiras pode-se observar um predomínio do gênero *Serjania*, com 11 espécies, representando cerca de 50% do total de espécies amostradas. Nenhuma das espécies foi comum a todos os fragmentos, no entanto *Matayba elaeagnoides* Radlk. e *Serjania lethalis* A.St.-Hil. foram registradas em 12 fragmentos sendo essas duas espécies as mais comuns da família Sapindaceae no noroeste paulista.

Paullinia rhomboidea Radlk. foi coletada exclusivamente no fragmento localizado no Município de Matão. Cabe ressaltar que essa espécie é citada na Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo

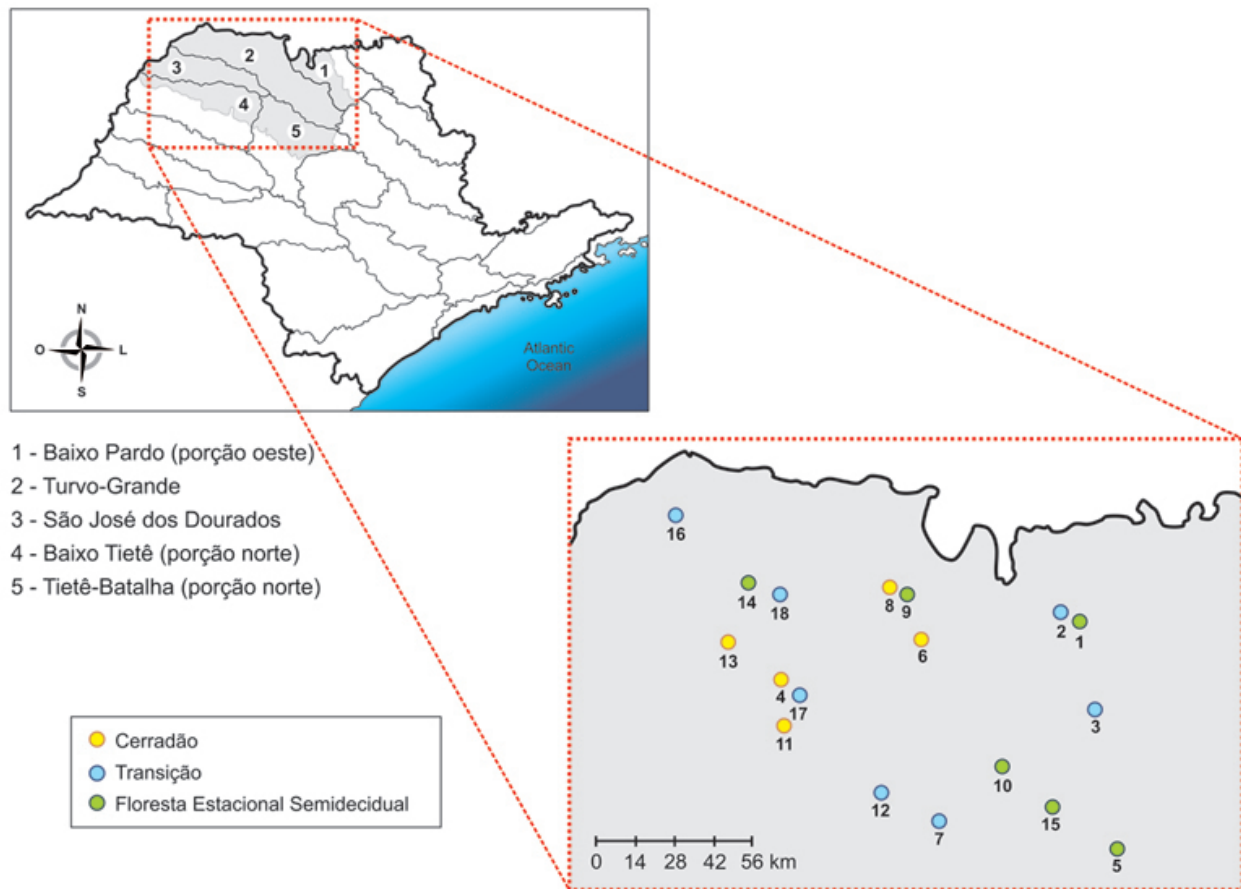


Figura 1. Mapa com os limites da região noroeste do Estado de São Paulo, conforme definida neste estudo (em cinza), destacando as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (círculos brancos). Em destaque, os 18 municípios (círculos) onde foram realizados levantamentos de Sapindaceae. 1) Barretos (20° 38' 14" S e 48° 45' 06" W); 2) Barretos (20° 29' 05" S e 48° 49' 21" W); 3) Bebedouro (20° 53' 06" S e 48° 32' 26" W); 4) Macaúbal (20° 44' 34" S e 49° 55' 45" W); 5) Matão (21° 37' 14" S e 48° 32' 14" W); 6) Onda Verde (20° 32' 37" S e 49° 14' 47" W); 7) Novo Horizonte (21° 31' 15" S e 49° 17' 41" W); 8) Palestina (20° 17' 18" S e 49° 30' 01" W); 9) Palestina (20° 19' 16" S e 49° 30' 17" W); 10) Pindorama (21° 13' 12" S e 48° 55' 04" W); 11) Planalto (21° 00' 05" S e 49° 58' 26" W); 12) Sales (21° 24' 17" S e 49° 30' 01" W); 13) Vicentinópolis (20° 55' 34" S e 50° 20' 55" W); 14) Magda (20° 28' 25" S e 50° 17' 36" W); 15) Taquaritinga (21° 24' 08" S e 48° 41' 14" W); 16) Turmalina (20° 00' 13" S e 50° 26' 02" W); 17) União Paulista (20° 55' 16" S e 49° 55' 34" W); 18) Votuporanga (20° 30' 52" S e 50° 05' 12" W).

Figure 1. Map showing the northwest region of the state of São Paulo, as defined in this study (in gray). Numbers refer to the Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (white circles). The inset shows 18 counties (circles) where Sapindaceae surveys were carried out. 1) Barretos (20° 38' 14" S and 48° 45' 06" W); 2) Barretos (20° 29' 05" S and 48° 49' 21" W); 3) Bebedouro (20° 53' 06" S and 48° 32' 26" W); 4) Macaúbal (20° 44' 34" S and 49° 55' 45" W); 5) Matão (21° 37' 14" S and 48° 32' 14" W); 6) Onda Verde (20° 32' 37" S and 49° 14' 47" W); 7) Novo Horizonte (21° 31' 15" S and 49° 17' 41" W); 8) Palestina (20° 17' 18" S and 49° 30' 01" W); 9) Palestina (20° 19' 16" S and 49° 30' 17" W); 10) Pindorama (21° 13' 12" S and 48° 55' 04" W); 11) Planalto (21° 00' 05" S and 49° 58' 26" W); 12) Sales (21° 24' 17" S and 49° 30' 01" W); 13) Vicentinópolis (20° 55' 34" S and 50° 20' 55" W); 14) Magda (20° 28' 25" S and 50° 17' 36" W); 15) Taquaritinga (21° 24' 08" S and 48° 41' 14" W); 16) Turmalina (20° 00' 13" S and 50° 26' 02" W); 17) União Paulista (20° 55' 16" S and 49° 55' 34" W); 18) Votuporanga (20° 30' 52" S and 50° 05' 12" W).

(Somner & Ferrucci 2009), mas sem registro para o noroeste paulista, sendo amostrada pela primeira vez na região. Além dessa espécie, que foi registrada pela primeira vez no noroeste paulista, verificou-se que *Serjania orbicularis* Radlk. trata-se de uma nova ocorrência para o estado de São Paulo, uma vez que em consulta à Flora do Brasil (Somner et al. 2013) essa espécie é citada apenas para os estados de Goiás, Mato Grosso e Minas Gerais, e também, não consta na Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (Somner & Ferrucci 2009).

Recentemente, uma análise da composição florística da região noroeste do estado de São Paulo indicou a ocorrência de fragmentos de floresta estacional semidecidual e vegetação de transição entre cerrado e floresta (Figura 1.) (Ranga et al. 2012). Verificamos que a maioria das espécies de Sapindaceae foi amostrada nos diferentes

tipos vegetacionais; todavia, *Allophylus sericeus* Cambess., *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk., *Paullinia rhomboidea* Radlk. e *Urvillea leavis* Radlk. ocorrem predominantemente nos fragmentos caracterizados como floresta estacional semidecidual. Por outro lado, *Serjania glutinosa* Radlk., *S. hebecarpa* Benth. e *S. orbicularis* Radlk. ocorrem em fragmentos de cerrado. Acreditamos que a ampliação das coletas e do conhecimento sobre as espécies de Sapindaceae no noroeste paulista permitirá que estas sejam utilizadas como indicadores dos tipos florestais da região.

Acreditamos que a ampliação das coletas e do conhecimento sobre as espécies de Sapindaceae no noroeste paulista permitirá que estas sejam utilizadas como indicadores dos tipos florestais da região, como ilustra o estudo realizado por Mardegan (2012). No estudo dessa

Tabela 1. Lista de espécies de Sapindaceae de 18 remanescentes de vegetação nativa da região noroeste do Estado de São Paulo.**Table 1.** Check list of Sapindaceae from 18 remnants of native vegetation from northwestern region of the State of São Paulo.

Espécies	Hábito	Fragmentos																	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Allophylus sericeus</i> Cambess.	Árboreo								x	x								x	3
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Árboreo	x	x					x			x	x		x				x	8
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Árboreo							x	x	x		x		x				x	6
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Árboreo		x	x	x		x	x						x					6
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Árboreo			x	x														2
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Árboreo		x		x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	13
<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Trepador					x				x	x			x				x	6
<i>Paullinia elegans</i> Cambess.	Trepador			x		x												x	4
<i>Paullinia rhomboidea</i> Radlk.	Trepador																		1
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Trepador		x	x		x	x				x		x		x	x		x	9
<i>Serjania fuscifolia</i> Radlk.	Trepador	x					x			x	x	x		x	x		x	x	9
<i>Serjania glutinosa</i> Radlk.	Trepador		x																1
<i>Serjania hebecarpa</i> Benth.	Trepador	x				x					x					x			4
<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	Trepador	x		x						x				x	x			x	6
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.	Trepador	x			x	x	x			x		x	x			x	x	x	12
<i>Serjania marginata</i> Casar.	Trepador										x	x		x	x				4
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Trepador	x		x	x			x			x							x	6
<i>Serjania orbicularis</i> Radlk.	Trepador		x													x			2
<i>Serjania pinnatifolia</i> Radlk.	Trepador			x	x				x			x		x				x	6
<i>Serjania tristis</i> Radlk.	Trepador			x														x	2
<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	Trepador													x				x	2
<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	Trepador							x	x	x		x		x				x	6
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	Trepador	x				x							x					x	5
		7	6	8	6	6	6	6	4	7	7	9	4	12	5	5	3	6	16

autora, sobre os diferentes tipos vegetacionais da região, observamos que presença de *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk. foi utilizada como uma das espécies indicadoras de floresta estacional semidecidual.

Na elaboração da chave de identificação foi possível separar todas as espécies com base nos caracteres vegetativos. As espécies foram separadas inicialmente em dois grupos principais, tendo como base o hábito (árvores e lianas). As árvores puderam ser separadas essencialmente pelas características das folhas, tais como o número de folíolos, que em *Allophylus sericeus* a folha é trifoliolada e *Dilodendron bipinnatum* que apresenta folha bipinada. As outras quatro espécies arbóreas foram separadas com base nas características da margem dos folíolos, que no caso de *Cupania vernalis* Cambess. e *Diatenopteryx sorbifolia* apresentam margem denteada, enquanto que *Magonia pubescens* e *Matayba elaeagnoides* a margem é inteira. Essas características também foram as principais utilizadas para a separação das espécies arbóreas de Sapindaceae da Reserva Ducke em Manaus (Ribeiro et al. 1999).

No caso das lianas o caráter principal para a separação dos dois grandes grupos de espécies foi o tipo de caule, podendo ser simples ou composto. Essas características são utilizadas inclusive em chaves que consideram flores e frutos, principalmente na identificação das espécies de *Serjania* (Ferrucci et al. 2009, Reitz, P. 1980). Caracteres como tipo de folha, número, formato e margem dos folíolos, e presença ou ausência de domácias foram essenciais para a distinção das espécies de lianas.

É importante destacar que *Serjania marginata* é comumente encontrada com caule composto com um cilindro central e 1-3 periféricos, podendo raramente apresentar o caule com cilindro vascular simples (Ferrucci, S. M. comunicação pessoal). Todos os

espécimes coletados no noroeste paulistas apresentaram o caule formado por um cilindro vascular simples. Radlkofer (1931) menciona que para essa espécie caule simples e presença de indumento são características de caráter raro.

Além da chave de identificação, são fornecidas informações que auxiliam a identificação das espécies no campo (Apêndice 1). Foram feitas seis pranchas com imagens das 23 espécies (Figuras 2-7), onde são apresentadas fotos dos ramos com detalhes de algumas estruturas vegetativas importantes para a identificação das espécies.

Inúmeros pesquisadores têm concentrado seus esforços na elaboração da Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>), uma vez que as lacunas de conhecimento de diferentes grupos taxonômicos são evidentes, principalmente devido a falta de coleta ou esforço amostral deficitário, má conservação das coleções, número insuficiente de taxonomistas entre outros (Lewinsohn & Prado 2002, Giulietti et al. 2005, Peixoto & Thomas 2005). Sendo assim, os resultados deste trabalho trouxeram um acréscimo no conhecimento da diversidade da família Sapindaceae, uma vez que foi registrada uma nova ocorrência para o noroeste paulista e outra para o estado de São Paulo, *Paullinia rhomboidea* e *Serjania orbicularis*, respectivamente. Além disso, acreditamos que essa chave de identificação juntamente com as figuras poderá auxiliar na identificação das espécies de Sapindaceae em outras áreas do noroeste paulista, uma vez que a amostragem das espécies cobriu uma área ampla da região. Consequentemente, este trabalho representa uma colaboração para ampliar o conhecimento de floras locais e regionais, fornecendo informações para que se alcance um objetivo maior que é conhecer a flora do Brasil.

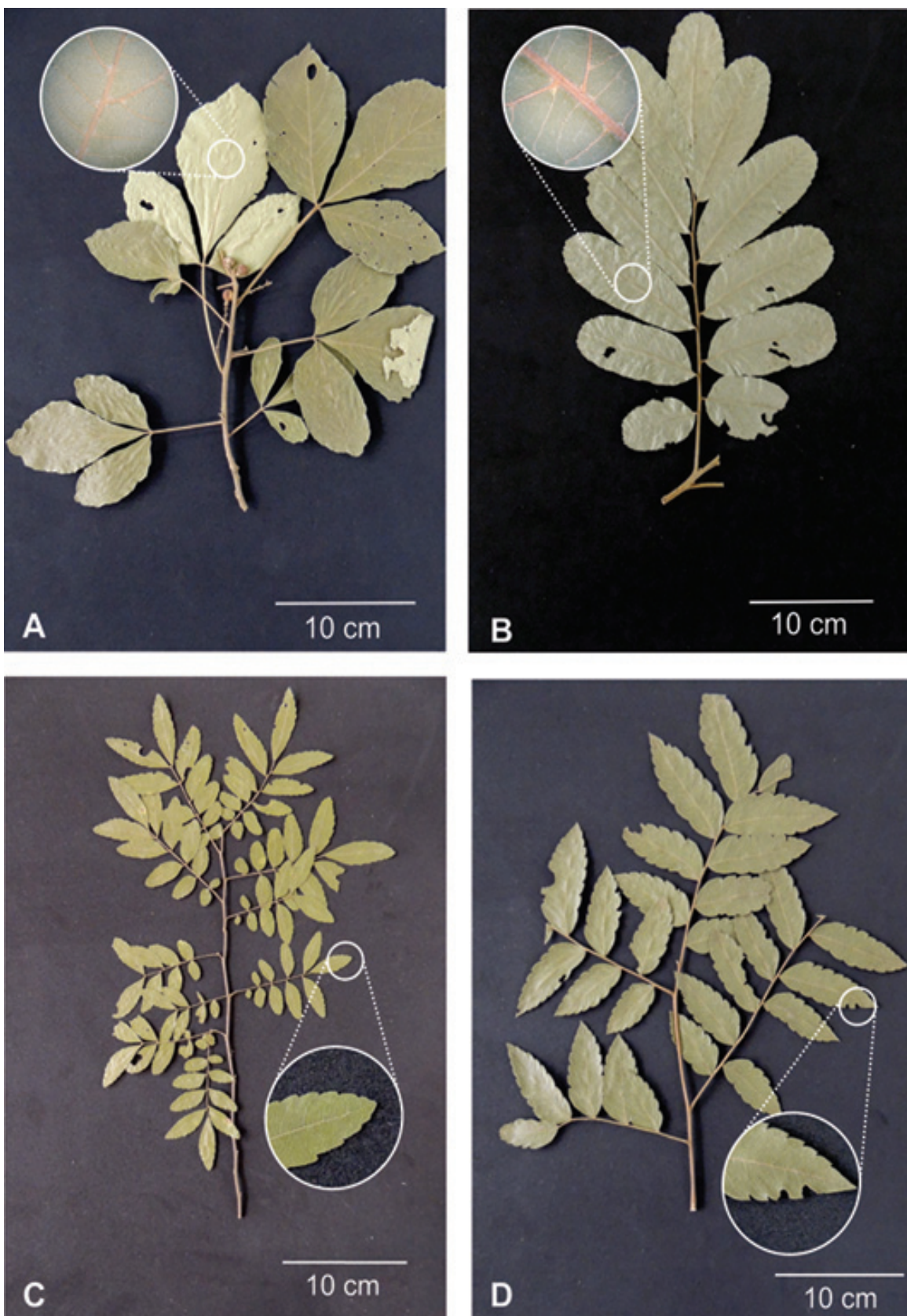


Figura 2. Espécies de Sapindaceae registrados na região noroeste do estado de São Paulo. A) *Allophylus sericeus*, em destaque detalhes da domácia e da margem do folíolo; B) *Cupania vernalis*, em destaque detalhes da domácia, da margem dos folíolos e do ramo; C) *Diatenopteryx sorbifolia*, em destaque detalhe da margem do folíolo; D) *Dilodendron bipinnatum*, em destaque detalhe da margem dos folíolos.

Figure 2. Sapindaceae species recorded in the northwestern region of São Paulo. A) *Allophylus sericeus*, domatia and folioles in detail; B) *Cupania vernalis*, domatia, folioles and branch in detail; C) *Diatenopteryx sorbifolia*, folioles in detail; D) *Dilodendron bipinnatum*, folioles in detail.

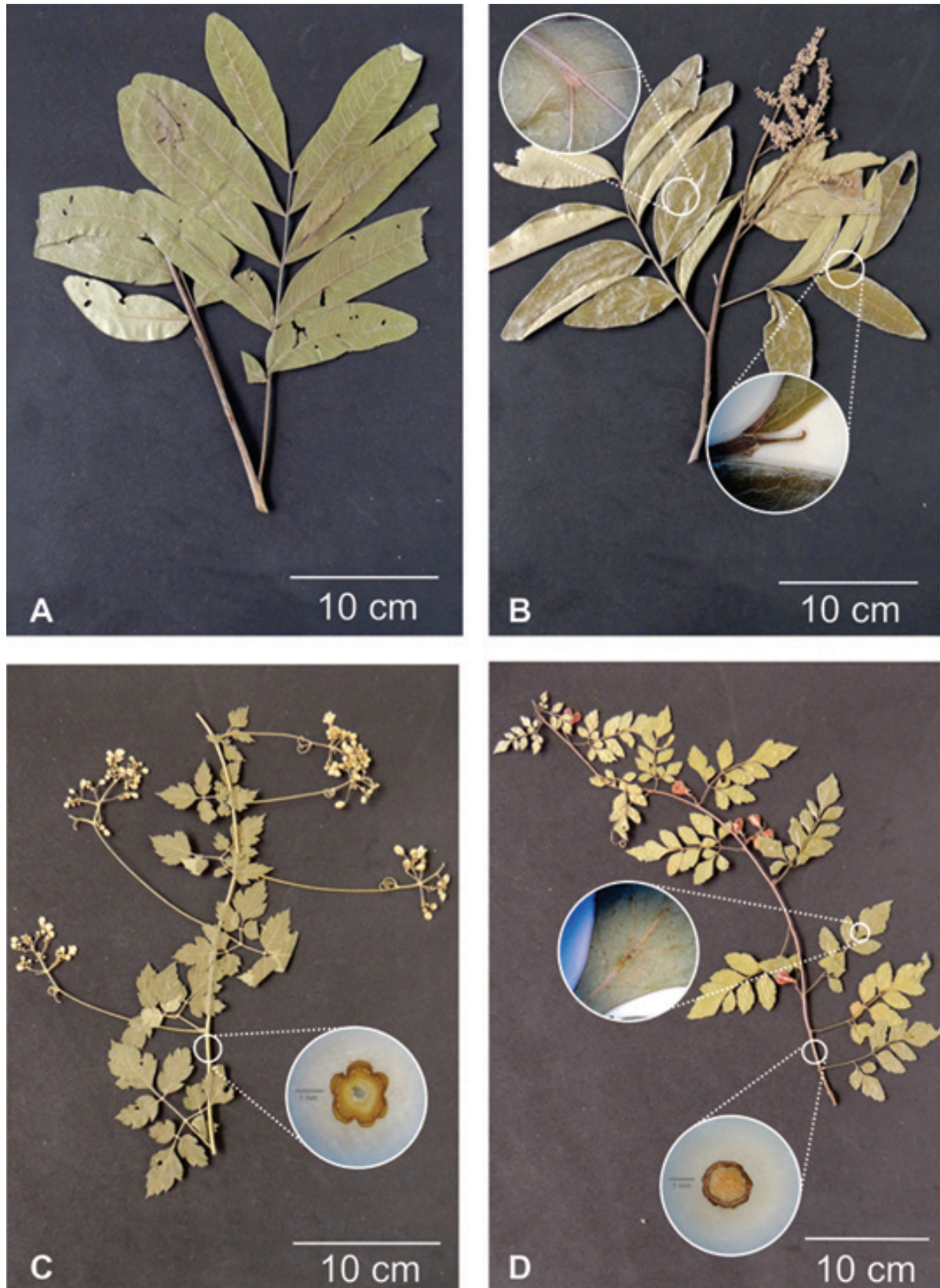


Figura 3. Espécies de Sapindaceae registrados na região noroeste do estado de São Paulo. A) *Magonia pubescens*, folíolo com margem inteira; B) *Matayba elaeagnoides*, em destaque detalhe da domácia e da gema apical; C) *Cardiospermum grandiflorum*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo; D) *Paullinia rhomboidea*, em destaque detalhe da domácia e da secção transversal do ramo.

Figure 3. Sapindaceae species recorded in the northwestern region of São Paulo. A) *Magonia pubescens*, foliole with entire margins; B) *Matayba elaeagnoides*, domatia and meristem bud; C) *Cardiospermum grandiflorum*, transversal section of branch in detail; D) *Paullinia rhomboidea*, domatia and transversal section of branch in detail.

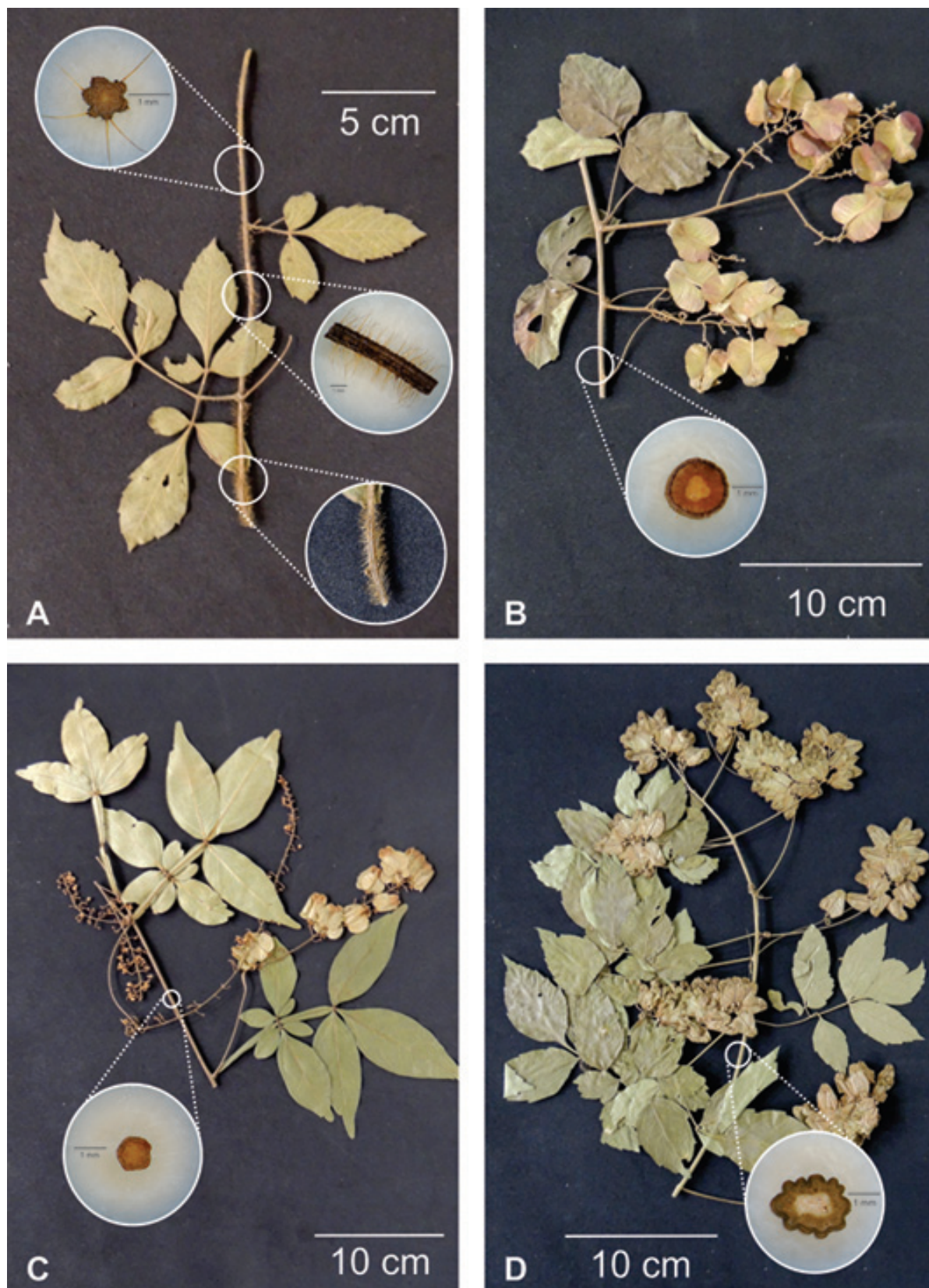


Figura 4. Espécies de Sapindaceae registrados na região noroeste do estado de São Paulo. A) *Serjania glutinosa*, em destaque detalhe do ramo com indumento longo e detalhe da secção transversal do ramo; B) *Serjania hebecarpa*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo; C) *Serjania marginata*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo; D) *Serjania meridionalis*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo.

Figure 4. Sapindaceae species recorded in the northwestern region of São Paulo. A) *Serjania glutinosa*, branch with large indumentum and transversal section of branch in detail; B) *Serjania hebecarpa*, transversal section of branch in detail; C) *Serjania marginata*, transversal section of branch in detail; D) *Serjania meridionalis*, transversal section of branch in detail.

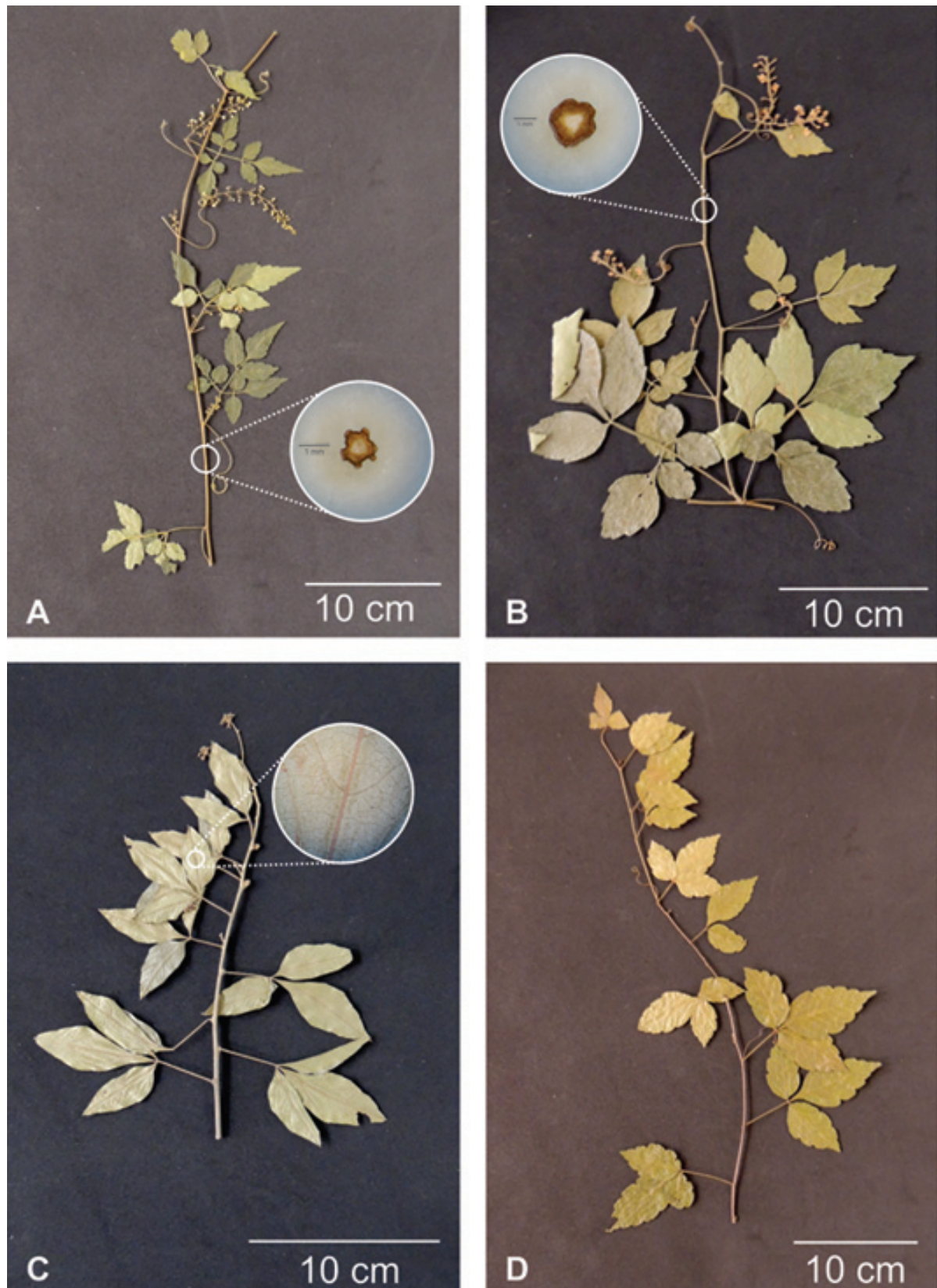


Figura 5. Espécies de Sapindaceae registrados na região noroeste do estado de São Paulo. A) *Serjania orbicularis* em destaque detalhe da secção transversal do ramo; B) *Serjania tristis*, em destaque detalhe do folíolo com raque alada e da secção transversal do ramo; C) *Thinouia mucronata*, em destaque detalhe do folíolo com indumento; D) *Urvillea laevis*, ramo vegetativo.

Figure 5. Sapindaceae species recorded in the northwestern region of São Paulo. A) *Serjania orbicularis*, transversal section of branch in detail; B) *Serjania tristis*, foliole with winged rachis and transversal section of branch in detail; C) *Thinouia mucronata*, foliole with indumentum in detail; D) *Urvillea laevis*, vegetative branch.

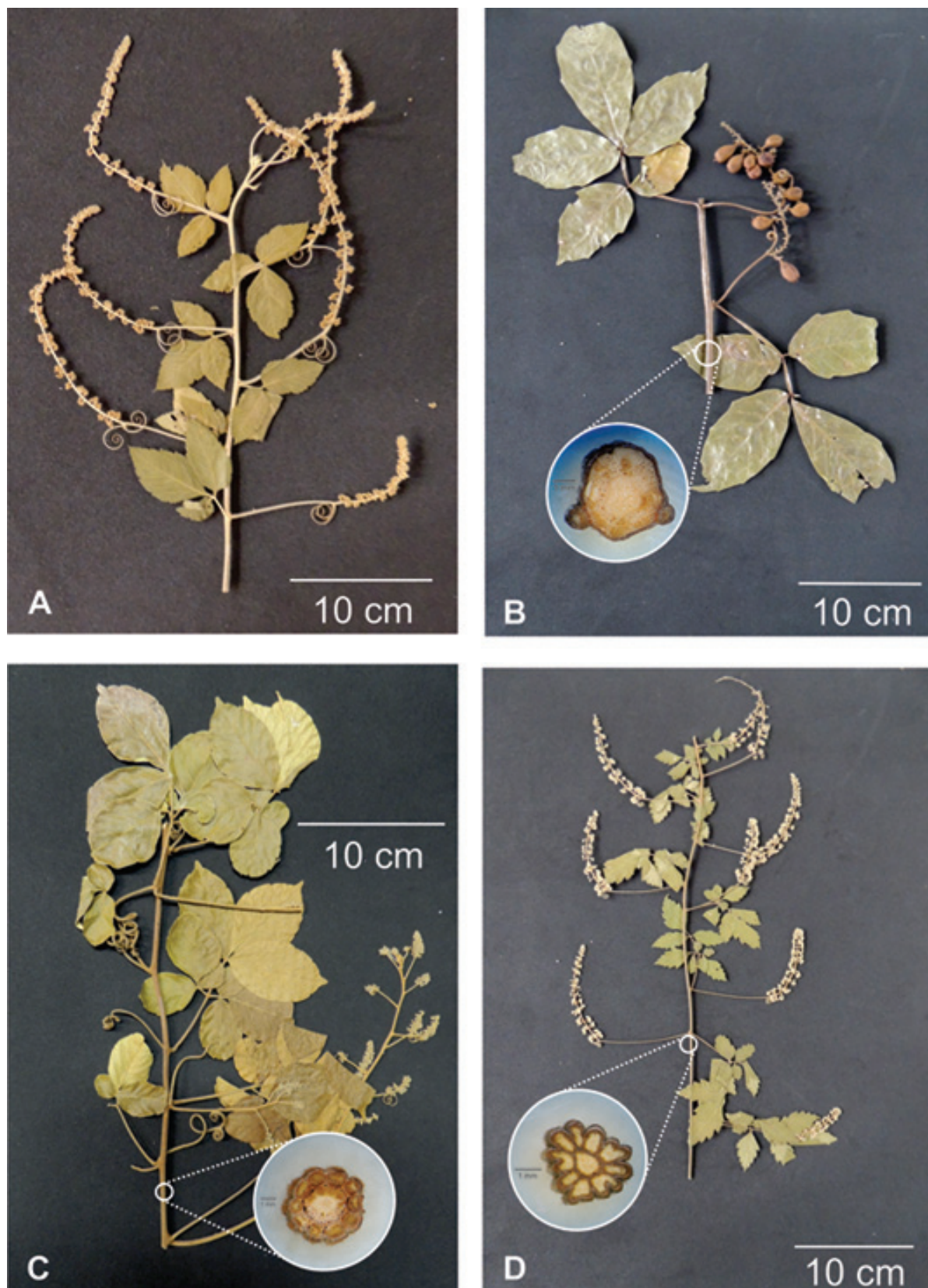


Figura 6. Espécies de Sapindaceae registrados na região noroeste do estado de São Paulo. A) *Urvillea ulmacea*, ramo com inflorescência em botão; B) *Paullinia elegans*, em destaque detalhe da raque alada e da secção transversal do ramo; C) *Serjania caracasana*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo; D) *Serjania fuscifolia*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo.

Figure 6. Sapindaceae species recorded in the northwestern region of São Paulo. A) *Urvillea ulmacea*, branch with inflorescence buds; B) *Paullinia elegans*, winged rachis and transversal section of branch in detail; C) *Serjania caracasana*, transversal section of branch in detail; D) *Serjania fuscifolia*, transversal section of branch in detail.

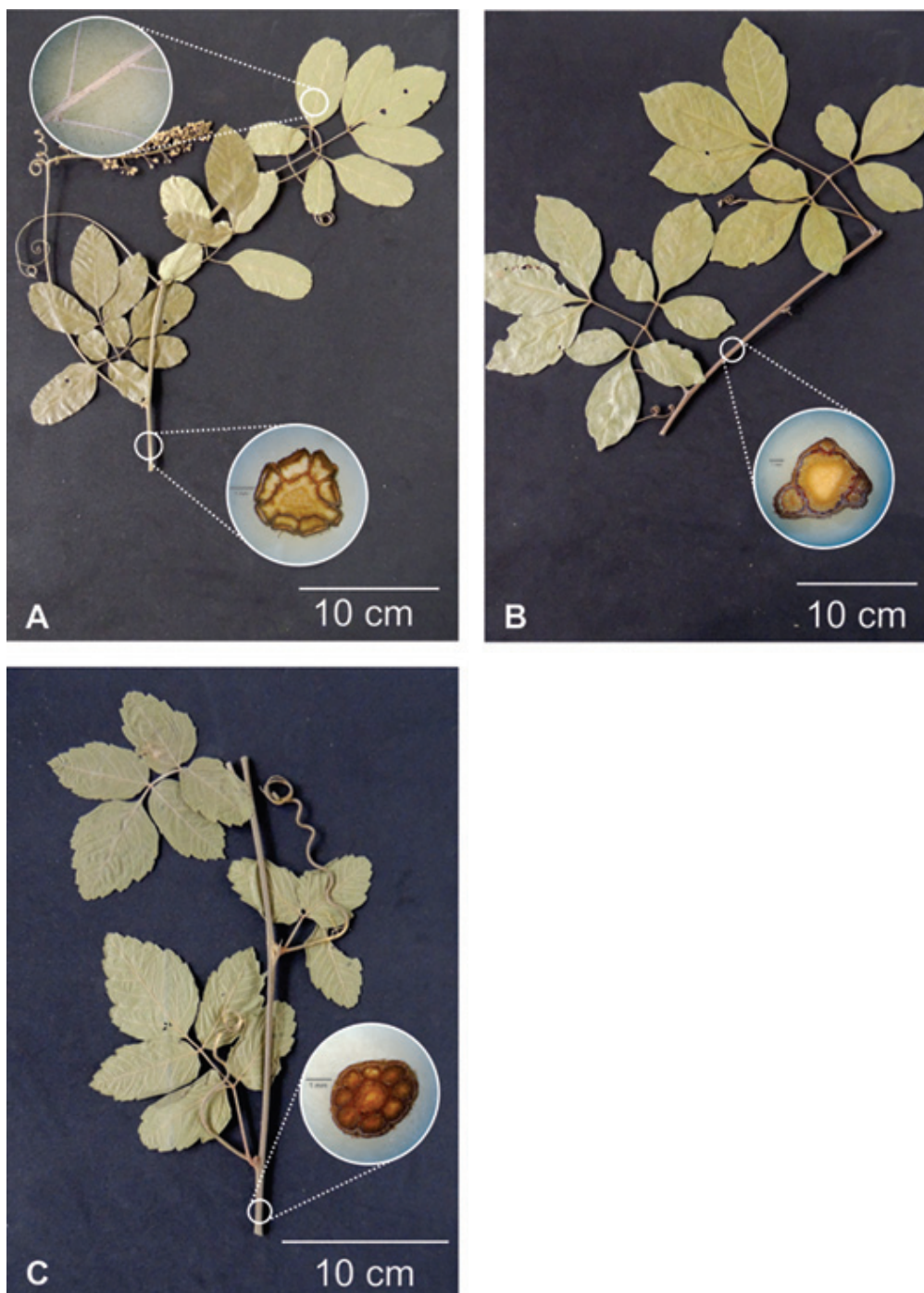


Figura 7. Espécies de Sapindaceae registrados na região noroeste do estado de São Paulo. A) *Serjania laruotteana*, em destaque detalhe da domácia e da secção transversal do ramo; B) *Serjania lethalis*, em destaque detalhe da secção transversal do ramo; C) *Serjania pinnatifolia*, em destaque detalhe secção transversal do ramo e da margem do folíolo.

Figure 7. Sapindaceae species recorded in the northwestern region of São Paulo. A) *Serjania laruotteana*, domatia and transversal section of branch in detail; B) *Serjania lethalis*, transversal section of branch in detail; C) *Serjania pinnatifolia*, foliole margins and transversal section of branch in detail.

Agradecimentos

Aos proprietários das áreas dos fragmentos florestais estudados, por terem permitido o acesso aos pesquisadores para a realização do trabalho de campo. A especialista María Silvia Ferrucci pela identificação e confirmação de alguns espécimes. Este trabalho foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no âmbito do Projeto Temático Fauna e Flora de

Fragmentos Florestais Remanescentes do Noroeste Paulista: base de estudos para a conservação da biodiversidade (Processo 04/04820-3).

Referências Bibliográficas

ACEVEDO-RODRIGUES, P. 1993. Systematics of *Serjania* (Sapindaceae), part I: a revision of *Serjania* sect. *Platycoccus*. Mem. New York. Bot. Gard. 67:1-93.

- BARKLEY, F.A. 1957. Sapindaceae of Southern South America. *Lilloa* 28:111-179.
- BUERKI, S., FOREST, F., ACEVEDO-RODRÍGUEZ, P., CALLMANDER, M.W., NYLANDER, J.A.A. HARRINGTON, M., SANMARTÍN, I., KÜPFER, P. & ALVAREZ, N. 2009. Plastid and nuclear DNA markers reveal intricate relationships at subfamilial and tribal levels in the soapberry family (Sapindaceae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 51(2):238-258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ympev.2009.01.012>
- BARCHA, S.F. & ARID, F.M. 1971. Estudo da evapotranspiração na região norte-ocidental do Estado de São Paulo. *Rev. Cient. Fac. Cienc. Letras* 1:94-122.
- CIELO-FILHO, R., BAITELLO, J.B.; PASTORE, J.A., AGUIAR, O.T., SOUZA, S.C.P.M., TONIATO, M.T.Z., LIMA, C.R. & RIBEIRO, A.P. 2009. Ampliando a densidade de coletas botânicas na região da bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: caracterização florística da Floresta Estadual e da Estação Ecológica de Paranapanema. *Biota Neotrop.* 9(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/pt/fullpaper?bn02009032009+pt> (último acesso em 21/03/2013).
- DURIGAN, G., MAMEDE, M.C.H., IVANAUSKAS, N.M., SIQUEIRA, M.F., JOLY, C.A., MOURA, C., BARROS, F., SOUZA, F.M., VILELA, F.E.S.P., ARZOLLA, F.A.R.P., FRANCO, G.A.D.C., CORDEIRO, I., KOCH, I., BAITELLO, J.B., LOMBARDI, J.A., LIMA, L.R., LOHMEN, L.G., BERNACCI, L.C., ASSIS, M.A., AIDAR, M.P.M., WANDERLEY, M.G.L., TONIATO, M.T.Z., RIBEIRO, M., GROppo, M., CAVASSAN, O., SANO, P.T., RODRIGUES, R.R., FICHS, T.V. & MARTINS, S.E. 2008. Fanerógamas. In *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo* (R.R. Rodrigues & V.L.R. Bononi, Orgs.). Instituto de Botânica, Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, p.104-109.
- ELTINK, M., RAMOS, E., TORRES, R.B., TAMASHIRO, J.Y., GALLEWMBECK, E. & KIMURA, E. 2011. Chave de identificação de espécies do estrato arbóreo da Mata Atlântica em Ubatuba (SP), com base em caracteres vegetativos. *Biota Neotrop.* 11(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?identification-key+bn02511022011> (ultimo acesso em 21/03/2013).
- FERRUCCI, M. S. 1991. Sapindaceae. In *Flora del Paraguay. Conservatoire et Jardin Botaniques de La Ville de Genève & St. Luis* (R. Spichiger) Missouri Botanical Garden, Ville de Genève, v.16, p.1-144.
- FERRUCCI, M.S. 1998. Sapindaceae. In *Fl. Fanerogâmica Argentina* (A.T. Hunziker, ed.). fasc.52, p.1-44.
- FERRUCCI, M.S. 2000. Revisión de los géneros *Cardiospermum* y *Urvillea* para el neotrópico (Sapindaceae). Tesis Doctoral, Universidade Nacional de Córdoba.
- GIULIETTI, A.M., RAYMOND, M.H., QUEIROZ, L.P. & WANDERLEY, M.G.L. & VAN DEN BERG, C. 2005. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. *Conserv. Biol.* 19(3):632-639. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00704.x>
- GONÇALVES, E.G. & LORENZI, H. 2007. *Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares*. Plantarum, Nova Odessa.
- GUARIM-NETO, G. 1978. Revisão taxonômica das espécies brasileiras do gênero *Tasilia* Aublet (Sapindaceae). Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- GUARIM-NETO, G. 1985. Estudos taxonômicos em *Cupania* L. (Sapindaceae): as espécies brasileiras. Tese de doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2004. Mapa de vegetação. http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#MAPAS (ultimo acesso em 21/03/2013).
- JOLY, C.A., FELIPPE, G.M. & MELHEM, T.S. 1980. Taxonomic studies in *Magonia* St.-Hil. (Sapindaceae). *Brittonia* 32(3):380-386. <http://dx.doi.org/10.2307/2806740>
- JUDD, W.S., CAMPBELL, C.S., KELLOGG, E.A., STEVENS, P.F. & DONOGHUE, M.J. 2009. *Sistemática vegetal: um enfoque filogenético*. 3. ed. Artmed, Porto Alegre.
- JUSSIEU, A. L. 1789. *Sapindi. Genera Plantarum*, p.246-248.
- KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fundo de Cultura Econômica, México.
- KRONKA, F.J.N., MATSUCUMA, C.K., NALON, M.A., CALI, I.H.D., ROSSI, M., MATTOS, I.F.A., SHIN-IKE, M.S., & PONTINHAS, A.A.S. 2005. *Inventário florestal do estado de São Paulo*. Instituto Florestal, São Paulo.
- LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2002. *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Contexto, São Paulo.
- MARDEGAN, C.M. 2012. A ocorrência de espécies de Cerrado em 18 fragmentos com fisionomia florestal no noroeste do estado de São Paulo e as características do solo. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista.
- NECCHI JÚNIOR, O. (org.). 2012. *Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do Estado de São Paulo*. Holos Editora, Ribeirão Preto.
- OLIVEIRA, J.B., CAMARGO, M.N., ROSSI, M. & CALDERANO FILHO, B. 1999. Mapa pedológico do estado de São Paulo (escala 1:500.000). Embrapa/IAC, Campinas.
- PEIXOTO, A.L. & THOMAS, W.W. 2005. Listas florísticas, floras regionais e flora do Brasil: desafios e estratégias. <http://www.cria.org.br/cgee/col> (último acesso em 27/03/2013).
- RADFORD, A.E., DICKISON, W.C., MASSEY, J.R. & BELL, C.R. 1974. *Vascular plant systematics*. Harper & Row, New York.
- RADLKOFER, L. 1892-1900. Sapindaceae. In *Flora brasiliensis* (C.F.P. Martius & A.G. Eichler). *Frid. Fleischer, Lipsiae*, 13(3):225-658.
- RADLKOFER, L. 1931. *Serjania*. In *Das Pflanzenreich IV*, 165 (Heft 98 a-h), 19-219. (A. Engler, ed.). Verlag von Wilhelm Engel Mann, Leipzig.
- RANGA, N.T., REZENDE, A.A., CAVASSAN, O., TONIATO, M.T.Z., CIELO-FILHO, R. & STRANGHETTI, V. 2012. Caracterização florística de remanescentes de vegetação nativa da região noroeste do estado de São Paulo. In *Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do Estado de São Paulo* (O. Necchi Junior, org.). Holos Editora, Ribeirão Preto, p.105-136.
- REITZ, R. 1980. Sapindáceas. In *Flora Ilustrada Catarinensis*, parte I, fasc. Sapi (R. Reitz, ed.). *Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí*, p.156.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142(6):1141-1153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- RIBEIRO, J.E.L.S., HOPKINS, M.J.G., VICENTINI, A., SOTHERS, C.A., COSTA, M.A.S., BRITO, J.M., SOUZA, M.A.D., MARTINS, L.H., LOHMANN, L.G., ASSUNÇÃO, P.A., PEREIRA, E.C., SILVA, C.F., MESQUITA, M.R. & PROCÓPIO, L.C. 1999. *Flora da Reserva Ducke. Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. INPA-DFID, Manaus, 800p.
- SOMNER, G.V. 2001. *Paullinia* L. (Sapindaceae): morfologia, taxonomia e revisão de *Paullinia* sect. *Phygoptilon*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- SOMNER, G.V. & FERRUCCI, M.S. 2009. Sapindaceae. In *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*. Vol. 6. (M.G.L. Wanderlay, G.J. Shepherd, T.S. Melhem, A.M. Giulietti & S.E. Martins, eds.). Rima, São Paulo, p.195-255.
- SOMNER, G.V.; FERRUCCI, M.S. & ACEVEDO-RODRÍGUEZ, P. 2013. *Serjania*. In *Lista de Espécies da Flora do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB32743> (ultimo acesso em 21/03/2013).
- TALORA, D.C. & MORELLATO, L.P.C. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em florestas de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 23(1):13-26. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-8404200000100002>

Recebido em 25/07/2012

Versão reformulada recebida em 03/05/2013

Publicado em 22/05/2013

Apêndice

Apêndice 1. Dicas para a identificação das espécies em campo.

Espécies arbóreas

Allophylus sericeus Cambess.: folhas 3-folioladas, com lâmina foliar densamente pilosa, margem denteada e domácias evidentes.

Cupania vernalis Cambess.: ramos terminais sulcados longitudinalmente, folhas paripinadas, folíolos com margem denteada, tricomas amarelo-ocráceos, domácias pilosas ou cartilaginosas.

Diatenopteryx sorbifolia Radlk.: tronco com invaginações na base, os folíolos basais são menores do que os apicais, com margem denteada-serreada, pecíolo e raque canaliculados.

Dilodendron bipinnatum Radlk.: tronco acinzentado com aspecto pulverulento, folhas bipinadas (2-)6-10-folioladas.

Magonia pubescens A.St.-Hil.: folhas glabras, paripinadas com folíolos sésseis ou subsésseis e margem inteira.

Matayba elaeagnoides Radlk.: folhas glabras, paripinadas, com apêndice reduzido na extremidade da raque, folíolos com margem inteira, nervuras salientes na face adaxial e domácias folíolos com domácias cartilaginosas.

Espécies de lianas

Cardiospermum grandiflorum Sw.: caule simples de 5-6 costados glabros ou pubescentes, estípulas triangulares persistentes, folhas biternadas, folíolos discolores com margem serreada, inflorescência com cerca de 10 cm a 15 cm de comprimento.

Paullinia elegans Cambess.: caule composto de um cilindro central e 3(4-5) periféricos menores, glabros, folhas (3)5-folioladas, domácias na nervura principal da face abaxial.

Paullinia rhomboidea Radlk.: caule simples, folhas 4-6 jugas, sendo os folíolos basais 3-foliolulados, domácias na face abaxial.

Serjania caracasana (Jacq.) Willd.: caule composto de um cilindro central e 3-8 periféricos menores que o central, ramos glabros, raramente pubérulos, folhas biternadas ou 5-folioladas com indumento na face abaxial, inflorescências escorpioides com botões florais diminutos.

Serjania fuscifolia Radlk.: caule composto de um cilindro central e 8-10 periféricos do mesmo tamanho que o central, folhas biternadas, folíolos pequenos (Fig. 6d), pubescentes, discolores com face abaxial ferrugínea e margem serrulada, inflorescência longa com flores diminutas.

Serjania glutinosa Radlk.: caule simples de 5-6 costado viscoso (glutinoso), córtex avermelhado, folhas biternadas com folíolos denteados e bicolores com aspecto ferrugíneo.

Serjania hebecarpa Benth.: caule simples 6-costado, folha 3-foliolada, glabra, inflorescência com cerca de 15 cm de comprimento com flores grandes.

Serjania laruotteana Cambess.: caule composto de um cilindro central e 4-7 periféricos menores que o central e irregulares (achatados), folhas biternadas com folíolos basais menores e margem com dentes diminutos, inflorescência com cerca de 10 cm de comprimento.

Serjania lethalis A.St.-Hil.: caule composto sendo um cilindro central maior e 3-4 periféricos menores que o central, folhas biternadas e glabras com folíolos 3-denteado arredondados, eixo da inflorescência e flores grandes.

Serjania marginata Casar.: comumente o caule é composto de um cilindro central e 1-3 periféricos arredondados, e podendo raramente apresentar caule simples, folha biternadas ou 5-foliolada com raque alada e estípulas persistentes, folíolos com ápice acuminado, inflorescência com cerca de 20 cm de comprimento.

Serjania meridionalis Cambess.: caule simples 8-10 costado, folhas biternadas e inflorescências diminutas. Pode ser confundida com *Serjania laruotteana* Cambess., mas diferenciam-se pelo tipo de caule, que em *S. laruotteana* é composto.

Serjania orbicularis Radlk.: caule simples de 5-6 costado, folha biternadas com folíolos pequenos e denteados, inflorescência grande com flores diminutas e fruto em formato arredondado (orbicular).

Serjania pinnatifolia Radlk.: apresenta caule composto de 1 cilindro central e 8-10 periféricos do mesmo tamanho que o central, folhas 5-folioladas, folíolos pubescentes em ambas faces, inflorescência com cerca de 10 cm de comprimento com botões florais grandes. Pode ser confundida com *S. caracasana* quando pinada, entretando se diferenciam quanto a composição do caule que em *S. caracasana* há um central de tamanho maior que os periféricos.

Serjania tristis Radlk.: apresenta caule simples de 5-6 costado arredondado, folhas biternadas, folíolos romboides com raque alada.

Thinouia mucronata Radlk.: apresenta caule simples, folhas 3-folioladas, tricomas pequenos e brancos, domácias na face abaxial.

Urvillea leavis Radlk.: apresenta caule simples, com folhas 3-folioladas, folíolos com ápice agudo, face adaxial brilhante.

Urvillea ulmacea Kunth: apresenta caule simples de 5-6 costado, folhas ternadas, serreadas, pubescentes, inflorescência com cerca de oito cm a 10 cm de comprimento com flores diminutas.

Chave de identificação

1. Árvore	2
1'. Trepadeira	7
2. Folhas 3-folioladas	[Figura 2a] <i>Allophylus sericeus</i>
2'. Folhas pinadas ou bipinadas	3
3. Folhas pinadas	4
3'. Folhas bipinadas 6-10-folioladas	[Figura 2d] <i>Dilodendron bipinnatum</i>
4. Foliolos com a margem denteada	5
4'. Foliolos com a margem inteira	6
5. Foliolos com tricomas amarelo-ocráceos, domácias pilosas ou cartilaginosas	[Figura 2b] <i>Cupania vernalis</i>
5'. Foliolos glabros, domácias ausentes	[Figura 2c] <i>Diatenopteryx sorbifolia</i>
6. Foliolos com ápice arredondado a retuso	[Figura 3a] <i>Magonia pubescens</i>
6'. Foliolos com ápice agudo	[Figura 3b] <i>Matayba elaeagnoides</i>
7. Caule com cilindro vascular composto	8
7'. Caule com cilindro vascular simples	13
8. Corpo lenhoso com 1 cilindro central e 8-10 marginais	9
8'. Corpo lenhoso com 1 cilindro central e 3-7 marginais	10
9. Folhas ternadas	[Figura 6d] <i>Serjania fuscifolia</i>
9'. Folhas pinadas	[Figura 7c] <i>Serjania pinnatifolia</i>
10. Foliolos com indumento	[Figura 6c] <i>Serjania caracasana</i>
10'. Foliolos glabras	11
11. Foliolos sem domácias	[Figura 7b] <i>Serjania lethalis</i>
11'. Foliolos com domácias	12
12. Folha pinada com raque alada	[Figura 6b] <i>Paullinia elegans</i>
12'. Folha biternada sem raque alada	[Figura 7a] <i>Serjania laruotteana</i>
13. Folhas ternadas	14
13'. Folhas biternadas	18
14. Domácias presentes	[Figura 5c] <i>Thinouia mucronata</i>
14'. Domácias ausentes	15
15. Ramos costados	16
15'. Ramos não costados	17
16. Ramos 5-6 costados	[Figura 6a] <i>Urvillea ulmacea</i>
16'. Ramos 8-10 costados	[Figura 4d] <i>Serjania meridionalis</i>
17. Estípulas triangulares persistentes	[Figura 4b] <i>Serjania hebecarpa</i>
17'. Estípulas filiformes caducas	[Figura 5d] <i>Urvillea laevis</i>
18. Raque alada	19
18'. Raque não alada	21
19. Foliolo com margem dentada	[Figura 5a] <i>Serjania orbicularis</i>
19'. Foliolo com margem serrada	20
20. Foliolo terminal romboide	[Figura 5b] <i>Serjania tristis</i>
20'. Foliolo terminal elíptico	[Figura 4c] <i>Serjania marginata</i>
21. Foliolos glabros	[Figura 3d] <i>Paullinia rhomboidea</i>
21'. Foliolos com indumento	22
22. Foliolos com indumento longo	[Figura 4a] <i>Serjania glutinosa</i>
22'. Foliolos com indumento pubescente	[Figura 3c] <i>Cardiospermum grandiflorum</i>

Bat flies (Diptera: Streblidae) ectoparasites of bats at an Atlantic Rainforest site in northeastern Brazil

Fábio Angelo Melo Soares^{1,7}, Gustavo Graciolli^{2,6}, Daniel Máximo Corrêa Alcântara²,

Carlos Eduardo Borges Pinto Ribeiro³, Gustavo Corrêa Valença⁴ & Stephen Francis Ferrari⁵

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe – UFS, Av. Marechal Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, CEP 49100-000, São Cristóvão, SE, Brasil

²Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas e Saúde – CCBS, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS, CP 549, CEP 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil

³Faculdade Frassinetti do Recife – Fafire, Av. Conde da Boa Vista, 921, Boa Vista, CEP 50060-002, Recife, PE, Brasil

⁴Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, CEP 50670-901, Recife, PE, Brasil

⁵Departamento de Biologia, Universidade Federal de Sergipe – UFS, Av. Marechal Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, CEP 49100-000, São Cristóvão, SE, Brasil

⁶Bolsista Produtividade do CNPq (proc. no. # 304459/2008-9).

⁷Corresponding author: Fábio Angelo Melo Soares, e-mail: fabiosoares9@gmail.com

SOARES, F.A.M., GRACIOLLI, G., ALCÂNTARA, D.M.C., RIBEIRO, C.E.B.P., VALENÇA, G.C. & FERRARI, S.F. **Bat flies (Diptera: Streblidae) ectoparasites of bats at an Atlantic Rainforest site in northeastern Brazil.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn03513022013>.

Abstract: Bat flies were surveyed between March, 2007 and February, 2008, in the Carnijó Private Natural Heritage Reserve (08° 07' S and 35° 05' W), an area of Atlantic Rainforest in the municipality of Moreno, in the Brazilian state of Pernambuco. Bats were captured biweekly using mist nets set during six hours each night. The ectoparasites were collected with tweezers and/or a brush wet in ethanol and stored in 70% ethanol. The specimens are deposited in the zoological reference collection of the Federal University of Mato Grosso do Sul. Sixteen species of streblid bat flies were collected from 10 bat species of the family Phyllostomidae. Thirteen of these streblid species were recorded for the first time in Pernambuco.

Keywords: Chiroptera, ectoparasites, Atlantic Rainforest, Phyllostomidae, Streblidae.

SOARES, F.A.M., GRACIOLLI, G., ALCÂNTARA, D.M.C., RIBEIRO, C.E.B.P., VALENÇA, G.C. & FERRARI, S.F. **Moscas (Diptera: Streblidae) ectoparasitas de morcegos em uma área de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn03513022013>.

Resumo: O presente estudo ocorreu entre Março de 2007 e Fevereiro de 2008 na Reserva Particular do Patrimônio Natural Carnijó (08° 07' S e 35° 05' W), área de Mata Atlântica, localizada no município de Moreno, Pernambuco, Brasil. Os morcegos foram capturados quinzenalmente com redes de neblina por um intervalo de seis horas por noite. A coleta dos ectoparasitos foi realizada com auxílio de pinça e/ou um pincel umedecido com álcool, sendo mantidos em etanol 70%. Os espécimens estão depositados na Coleção Zoológica de Referência da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Dezesesseis espécies de moscas estreblídeas foram capturadas sobre 10 espécies de morcegos da família Phyllostomidae. Treze espécies de estreblídeas encontradas no presente trabalho foram registradas pela primeira vez para o estado de Pernambuco.

Palavras-chave: Chiroptera, ectoparasitos, Mata Atlântica, Phyllostomidae, Streblidae.

Introduction

The bat flies (Diptera, Streblidae) are ectoparasites hematophagous exclusive of bats, with a worldwide distribution (Wenzel et al. 1966). A total of 237 streblid species have been described to date, distributed in 33 genera and five subfamilies. Two of these subfamilies, the Brachytarsiniinae (four genera and 60 species) and the Ascodipterinae (three genera and 21 species) are restricted to the Old World, while the Nycterophiliinae (two genera and six species), Trichobiinae (20 genera and 115 species), and Streblinae (four genera and 35 species) are endemic to the New World (Dick & Gracioli 2008).

In the Americas, streblids mainly parasitize bats of the Phyllostomidae family (Prevedello et al. 2005), although relatively few data are available on the distribution of the different taxa or the host-parasite relationship, despite considerable advances in recent years (e.g. Gracioli et al. 2008, Gracioli & Rui, 2001). A total of 70 streblid species have been recorded in Brazil, although the vast majority of the data are from the southern and central regions of the country (Gracioli & Carvalho 2001, Aguiar et al. 2006, Gracioli et al. 2008, Dias et al. 2009), whereas few faunistic surveys have been conducted in the Northeast, where only 26 streblid species have been reported. Most of these species (22) were recorded during a long-term survey in Maranhão state (Dias et al. 2009), while Rios et al. (2008) registered two other species in Bahia state.

In the specific case the state of Pernambuco, the only published data available are those of Guimarães (1938), who recorded five species, although the host of only one species was known. While approximately 42% (n = 67) of the bat species found in Brazil are known to occur in Pernambuco, virtually nothing is known of their ectoparasites. The present study provides the first data on the occurrence of streblid ectoparasites on phyllostomid bats captured in a fragment of Atlantic Rainforest in the Brazilian state of Pernambuco.

Material and Methods

Specimens were collected at the Carnijó Private Natural Heritage Reserve (RPPN Carnijó), located in the municipality of Moreno (08°

07' S and 35° 05' W), about 30 km from Recife, the capital of the Pernambuco state. The reserve covers an area of 25.5 ha of secondary Atlantic Rainforest, in which plant species of the Cecropiaceae, Moraceae, Piperaceae, Cucurbitaceae, and Solanaceae families predominate. The climate is characterized by two distinct seasons, a rainy season, between April and August, and a dry season during the remaining months of the year (Andrade-Lima 1960). The historical mean annual rainfall in the region is 1025 mm.

Samples were collected biweekly between March 2007 and February 2008, comprising a total of 24 nights of collection. The bats were captured in four 12 m × 3 m mist-nets, which were set along established trails and within natural glades. The individuals were identified in the field using the taxonomic keys of Vizotto & Taddei (1973), and Gardner (2007), and were then released back into the wild. The nets were set for 6 hours each night and checked at intervals of 20-30 minutes. The fur of the captured bats was inspected by the naked eye or using a hand lens, and the ectoparasites observed were collected with tweezers and/or brushes wet in ethanol. The specimens were stored in vials – one for each host captured on a given night – with 70% ethanol. All the specimens were deposited in the zoological reference collection of the Federal University of Mato Grosso do Sul in Campo Grande, Brazil.

Results and Discussion

A total of 331 bats were captured and examined, representing the families Phyllostomidae (n = 327), Molossidae (n = 1), and Emballonuridae (n = 3). Of these, 99 specimens (all phyllostomids) were parasitized by streblid bat flies. A total of 353 streblid specimens were collected from 10 phyllostomid species (Table 1). Thirteen of the streblid species were recorded for the first time in Pernambuco (Table 2), increasing the number of species known to occur in this state to 19. Comments on the parasites and their hosts are provided below.

Aspidoptera falcata Wenzel, 1976

Material examined: 1 female; ex *Sturnira lilium* (E. Geoffroy 1810).

Table 1. List of bat species (Chiroptera, Phyllostomidae) and their respective ectoparasite species (Diptera: Streblidae) recorded in the RPPN Carnijó in the municipality of Moreno, Pernambuco state, Brazil.

Bat species (total number of specimens collected)	Parasite species	Number of ectoparasites collected
<i>Artibeus lituratus</i> (N = 15)	<i>Paratrachobius longicrus</i>	22
<i>Carollia perspicillata</i> (N = 220)	<i>Trichobius joblingi</i>	144
	<i>Speiseria ambigua</i>	47
	<i>Strebla guajiro</i>	2
<i>Desmodus rotundus</i> (N = 5)	<i>Trichobius parasiticus</i>	1
<i>Lonchorhina aurita</i> (N = 1)	<i>Strebla altmani</i>	4
<i>Lophostoma silvicolu</i> m (N = 1)	<i>Trichobius affinis</i>	1
	<i>Mastoptera minuta</i>	6
	<i>Strebla tonatia</i>	2
<i>L. brasiliense</i> (N = 1)	<i>Mastoptera minuta</i>	15
	<i>Trichobius longipes</i>	2
<i>Phyllostomus discolor</i> (N = 13)	<i>Trichobius costalimai</i>	42
	<i>Trichobioides perspicillatus</i>	4
	<i>Trichobius longipes</i>	13
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (N = 18)	<i>Trichobius</i> sp. (<i>dugei</i> i complex)	2
	<i>Paratrachobius longicrus</i>	6
<i>Sturnira lilium</i> (N = 4)	<i>Megistopoda proxima</i>	7
	<i>Aspidoptera falcata</i>	1
<i>Trachops cirrhosus</i> (N = 3)	<i>T. dugesioides dugesioides</i>	32
Total		353

Table 2. Streblid bat flies and their respective host species of bats recorded in the Brazilian state of Pernambuco. Sources: 1 - Guimarães (1938), 2 - present study. ^a - New geographical record for Pernambuco state, ^b - New host record.

Streblid species	Host	Source
1. <i>Aspidoptera falcata</i> ^a	<i>Sturnira lilium</i>	2
2. <i>Mastoptera minuta</i> ^a	<i>Lophostoma silvicolium</i>	2
	<i>L. brasiliense</i>	2
3. <i>Megistopoda proxima</i> ^a	<i>Sturnira lilium</i>	2
4. <i>Paratrachobius longicrus</i> ^a	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	2
	<i>Artibeus lituratus</i>	2
5. <i>Speiseria ambigua</i> ^a	<i>Carollia perspicillata</i>	2
6. <i>Strebla altmani</i> ^a	<i>Lonchorhina aurita</i>	2
7. <i>S. guajiro</i> ^a	<i>Carollia perspicillata</i>	2
8. <i>S. tonatae</i> ^a	<i>Lophostoma silvicolium</i>	2
9. <i>Trichobioides perspicillatus</i> ^a	<i>Phyllostomus discolor</i>	2
10. <i>Trichobius affinis</i> ^a	<i>Lophostoma silvicolium</i> ^b	2
11. <i>Trichobius</i> sp. (<i>dugesii</i> complex)	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	2
12. <i>T. costalimai</i>	<i>Indeterminado</i>	1
	<i>Phyllostomus discolor</i>	2
13. <i>T. dugesii</i>	<i>Indeterminado</i>	1
14. <i>T. dugesioides dugesioides</i> ^a	<i>Trachops cirrhosus</i>	2
15. <i>T. joblingi</i> ^a	<i>Carollia perspicillata</i>	2
16. <i>T. parasiticus</i>	<i>Indeterminado, Desmodus rotundus</i>	1,2
17. <i>T. uniformis</i>	<i>Indeterminado</i>	1

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. *Aspidoptera falcata* occurs primarily on *S. lilium*, and has been recorded in the Brazilian states of Roraima (Graciolli & Linardi 2002), Pará (Graciolli & Aguiar 2002), Maranhão (Dias et al. 2009), Distrito Federal (Guerrero 1997, Graciolli & Aguiar 2002), Minas Gerais (Whitaker Junior & Mumford 1997, Komeno & Linhares 1999, Azevedo & Linardi 2002), São Paulo (Bertola et al. 2005), Paraná (Graciolli & Carvalho 2001), and Santa Catarina (Graciolli et al. 2008).

Mastoptera minuta (Costa Lima 1921)

Material examined: 2 males, 4 females; ex *Lophostoma silvicolium* D'Orbygny 1836. 7 males, 8 females; ex *Lophostoma brasiliense* Peters 1866.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. *Mastoptera minuta* represents a complex of species found on bats of the genera *Lophostoma* d'Orbygny 1836 and *Tonatia* Gray, 1827 (Guerrero 1995b).

Megistopoda proxima (Séguy 1926)

Material examined: 4 males, 3 females; ex *Sturnira lilium*.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. *Megistopoda proxima* is a complex of species that parasitizes exclusively bats of the genus *Sturnira* Gray, 1842 (Wenzel 1976).

Paratrachobius longicrus (Miranda Ribeiro 1907)

Material examined: 4 males, 2 females; ex *Platyrrhinus lineatus* (E. Geoffroy 1810). 9 males, 13 females; ex *Artibeus lituratus* (Olfers 1818).

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. *Paratrachobius longicrus* is considered to be a complex of species (Wenzel et al. 1966). While the specimens collected from *A. lituratus* were identified as *P. longicrus*, those captured on *P. lineatus* may represent an undescribed species.

Speiseria ambigua Kessel 1925

Material examined: 24 males, 16 females; ex *Carollia perspicillata* (Linnaeus 1758).

Comments: The type locality of *S. ambigua* is in Pernambuco (Guerrero 1994). The species ranges from Mexico to southern Brazil

(Guerrero 1994, Graciolli & Carvalho 2001), and is an exclusive parasite of *C. perspicillata* (Wenzel 1976, Guerrero 1994).

Strebla altmani Wenzel 1966

Material examined: 2 males, 2 females; ex *Lonchorhina aurita* Tomes 1863.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. In Brazil, this species had been recorded previously only in the states of Roraima (Graciolli & Linardi 2002) and Distrito Federal (Coimbra Junior et al. 1984).

Strebla guajiro (García & Casal 1965)

Material examined: 1 male; ex *Carollia perspicillata*.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. *Strebla guajiro* typically parasitizes bats of the genus *Carollia* Gray 1838 (Wenzel 1976).

Strebla tonatae (Kessel 1924)

Material examined: 1 male, 1 female; ex *Lophostoma silvicolium*.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. First record of *S. tonatae* parasitizing *L. silvicolium*. In Maranhão state, *S. tonatae* was recorded on *L. brasiliense* (Dias et al. 2009), which was so far the typical host of this parasite (Wenzel 1976, Guerrero 1996).

Trichobius parasiticus Gervais 1844

Material examined: 1 male; ex *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy 1810).

Comments: Previously recorded in the state of Pernambuco by Guimarães (1938).

Trichobius affinis Wenzel 1976

Material examined: 1 male; ex *Lophostoma silvicolium*.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. Recorded in the state of Pará on its type host, *Lophostoma brasiliense* Graciolli & Bernard (2002).

Trichobius costalimai Guimarães 1938

Material examined: 24 males, 18 females; ex *Phyllostomus discolor* Wagner 1843.

Comments: Species described by Guimarães (1938) from a specimen captured in Recife, the capital of Pernambuco state,

although the host was not reported. According to Wenzel et al. (1966) and Wenzel (1976), *T. costalimai* is a primary parasite of *P. discolor*.

Trichobius sp. (*dugesii* complex)

Material examined: 2 males; ex *Platyrrhinus lineatus*.

Comments: Most species of this complex are morphologically very similar, which impedes reliable identification without adequate reference material (Wenzel 1976).

Trichobius dugesioides dugesioides Wenzel 1966

Material examined: 24 males, 7 females; ex *Trachops cirrhosus* (Spix 1823).

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. The association between these species was reported in Brazil by Graciolli & Linardi (2002) in Roraima state.

Trichobius joblingi Wenzel 1966

Material examined: 84 males, 38 females; ex *Carollia perspicillata*.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. *Trichobius joblingi* was the most abundant species in the present study, and it appears to be the most common streblid parasite in the Neotropics (Guerrero 1995a). This parasite is common in Central and South America, where *C. perspicillata* is also its typical host (Wenzel 1976).

Trichobius longipes (Rudow 1871)

Material examined: 1 male, 1 female; ex *Lophostoma brasiliense*. 8 males, 5 females; ex *Phyllostomus discolor*.

Comments: Species previously documented in Pernambuco by Guimarães (1938) as *Trichobius mixtus* Curran 1935. While *T. longipes* has been captured on *L. brasiliense* and *P. discolor*, its primary host is *Phyllostomus hastatus* Pallas 1767 (Wenzel et al. 1966).

Trichobioides perspicillatus (Pessôa & Galvão 1937)

Material examined: 2 males, 2 females; ex *Phyllostomus discolor*.

Comments: New occurrence for the state of Pernambuco. This bat species was the host for 97% of the *T. perspicillatus* specimens from 30 locations examined by Wenzel (1976), which indicates that it is the primary host for this parasite.

Conclusion

With the exception of the observation of *Trichobius affinis* on *Lophostoma silviculum*, the host-parasite associations recorded in the present study were expected due to previous reports from other localities. Thirteen streblid species were recorded for the first time in Pernambuco, increasing to 18 the number of species known to occur in this Brazilian state. This number of species is still lower than found in other Brazilian states, such as Paraná (31), Pará (28), São Paulo (25), Maranhão (22), and in Federal District (37), where at least 53, 116, 69, 37, and 47 species of bats are known to occur, respectively. As at least 67 bat species are known to occur in Pernambuco (45 in the Atlantic Rainforest alone), it seems likely that the relatively reduced streblid species richness recorded in this state is a sampling effect resulting from the relatively small number of studies available. In this case, the number of streblid species occurring in that state will probably grow considerably as new sites, and new environments, such as the Caatinga, scrublands and the coastal mangrove forests, are surveyed.

Acknowledgments

We thank the Scientific Initiation Nucleus (NUPIC) of the Frassinetti Faculty in Recife for encouragement and financial support, PRNH Carnijó for logistical support and permission for the research, Narciso Leite, Leonardo Carrasco, and Raul Perrelli helped with fieldwork, and Dr. Múcio Banja for his support during the research.

References

- AGUIAR, L.M.S. CAMARGO, W.R. & PORTELLA, A.S. 2006. Occurrence of white-wing bat, *Diaemus youngi* (Mammalia, Chiroptera), in the Cerrado of Distrito Federal, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 23(3):893-896. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000300041>
- ANDRADE-LIMA, D. 1960. Estudos fitogeográficos de Pernambuco. *Arq. Inst. Pesq. Agro.* 5:305-341.
- AZEVEDO, A.A. & LINARDI, P.M. 2002. Streblidae (Diptera) of Phyllostomidae bats from Minas Gerais, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 97:421-422. PMID:12048576. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762002000300026>
- BERTOLA, P.B., AIRES, C.C., FAVORITO, S.E., GRACIOLLI, G., AMAKU, M. & PINTO-DA-ROCHA, R. 2005. Bat flies (Diptera: Streblidae, Nycteribiidae) parasitic on bats (Mammalia: Chiroptera) at Parque Estadual da Cantareira, São Paulo, Brazil: parasitism rates and host-parasite associations. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 100:25-32. PMID:15867959. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762005000100005>
- COIMBRA JUNIOR, C.E.A., GUIMARÃES, L.R. & MELLO, D.A. 1984. Ocorrência de Streblidae (Diptera: Pupipara) em morcegos capturados em regiões de cerrado do Brasil Central. *Rev. Bras. de Entomol.* 28(4):547-550.
- DIAS, P.A., SANTOS, C.L.C., RODRIGUES, F.S., ROSA, L.C., LOBATO, K.S. & REBÊLO, J.M.M. 2009. Espécies de moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no estado do Maranhão. *Rev. Bras. Entomol.* 53(1):128-133. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000100027>
- DICK, C.W. & GRACIOLLI, G. 2008. Checklist of world Streblidae (Diptera: Hippoboscoidea). http://fm1.fieldmuseum.org/aa/Files/cdick/Streblidae_Checklist_18sep08.pdf (último acesso em 06/05/2009).
- GARDNER, A.L. 2007. Mammals of South America: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats. University of Chicago, Chicago, Londres, v.1.
- GRACIOLLI, G. & CARVALHO, C.J.B. 2001. Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea, Nycteribiidae) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Estado do Paraná, Brasil. I. *Basília*, taxonomia e chave pictórica para as espécies. *Rev. Bras. Zool.* 18(3):33-49. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752001000500002>
- GRACIOLLI, G. & RUI, A.M. 2001. Streblidae (Diptera, Hippoboscoidea) em morcegos (Chiroptera, Phyllostomidae) no nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Sér. Zool.* 90:85-92.
- GRACIOLLI, G. & BERNARD, E. 2002. Novos registros de moscas ectoparasitas (Diptera, Streblidae e Nycteribiidae) em morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Amazonas e Pará, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 19(Supl. 1):77-86.
- GRACIOLLI, G. & LINARDI, P.M. 2002. Some Streblidae and Nycteribiidae (Diptera: Hippoboscoidea) from Maracá Island, Roraima, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz.* 97(1):139-141. PMID:11992166. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762002000100026>
- GRACIOLLI, G. & AGUIAR, L.S. 2002. Ocorrência de moscas ectoparasitas (Diptera, Streblidae e Nycteribiidae) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Cerrado de Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 19:177-181. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752002000500012>
- GRACIOLLI, G., AZEVEDO, A.A., ÁRZUA, M., BARROS-BATTESTI, D.M. & LINARDI, P.M. 2008. Artrópodos ectoparasitos de morcegos no Brasil. In *Morcegos no Brasil: Biologia, Sistemática, Ecologia e Conservação* (S.M. Pacheco, R.V. Marques, & C.E.L. Esbérard, eds.). Armazém Digital, Porto Alegre, p.123-138.
- GUERRERO, R. 1994. Catalogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parasitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. IV. Trichobiinae con alas desarrolladas. *Bol. Entomol. Venez.*, Nueva Serie. 9(2):161-192.
- GUERRERO, R. 1995a. Catalogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parasitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. III. Los grupos: *dugesii*, *dunni* y *phyllostomae* del genero *Trichobius* Gervais, 1844. *Acta Biol. Venez.* 15(3-4):1-27.

- GUERRERO, R. 1995b. Catalogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parasitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. V. Trichobiinae com alas reducidas o ausentes y micelaneos. Bol. Entomol. Venez. Nueva Serie 10(2):135-160.
- GUERRERO, R. 1996. Catalogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parasitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. VI. Streblinae. Acta Biol. Venez. 16(2):1-25.
- GUERRERO, R. 1997. Catálogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parasitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. VII. Lista de especies, hospedadores y países. Acta Biol. Venez. 17:9-24.
- GUIMARÃES, L.R. 1938. Sobre as espécies sul americanas do gênero *Trichobius* (Diptera-Streblidae). Rev. do Museu Paulista. 23:651-666.
- KOMENO, C.A. & LINHARES, A.X. 1999. Bat flies parasitic some phyllostomid bats in Southeastern Brazil: parasitism rates and hostparasite relationships. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 94:151-156. PMID:10224519. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02761999000200004>
- PREVEDELLO, J.A., GRACIOLLI, G. & CARVALHO, C.J.B. 2005. A Fauna de dípteros (Streblidae e Nycteribiidae) ectoparasitos de morcegos (Chiroptera) do Estado do Paraná, Brasil: composição, distribuição e áreas prioritárias para novos estudos. Biociências. 13(2):193-209.
- RIOS, G.F.P., SÁ-NETO, R.J. & GRACIOLLI, G. 2008. Fauna de dípteros parasitas de morcegos em uma área de Caatinga do nordeste do Brasil. Chirop. Neotrop. 14(1):339-345.
- VIZOTTO, L.D. & TADDEI, V.A. 1973. Chave para a determinação de quirópteros brasileiros. Ver. Fac. Filos. Ciênc. Letras Bol. Ciênc. São José do Rio Preto 1:1-72.
- WENZEL, R.L. TIPTON, V.J. KIEWLICZ A. 1966. The streblid batflies of Panama (Diptera: Calyptera: Streblidae). In Ectoparasites of Panama (R.L. Wenzel & V.J. Tipton, eds.). Field Museum Natural History, p.405-675.
- WENZEL, R.L. 1976. The streblid batflies of Venezuela (Diptera: Streblidae). Brigham Young Univ. Sci. bull. Biol. Ser. 20(4):1-177.
- WHITAKER JUNIOR, J.O. & MUMFORD, R.E. 1977. Records of ectoparasites from Brazilian mammals. Entomol. News 88:255-258.

Received 06/18/2012

Revised 05/21/2013

Accepted 06/17/2013

Length-weight relationships of the ichthyofauna associated with the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*, on the Southeastern Brazilian Bight (22°S-29°S) between 2008 and 2010

André Martins Vaz-dos-Santos^{1,3,4} & Carmen Lúcia Del Bianco Rossi-Wongtschowski²

¹Laboratório de Esclerocronologia, Universidade Federal do Paraná – UFPR,
Rua Pioneiro, 2153, CEP 85950-000, Palotina, PR, Brasil

²Instituto Oceanográfico – IO, Universidade de São Paulo – USP, Praça do Oceanográfico, 191,
sala 103A, CEP 05508-120, São Paulo, SP, Brasil

³Programa de Pós-graduação do Instituto de Pesca – PPGIP, São Paulo, SP, Brasil

⁴Corresponding author: André Martins Vaz-dos-Santos, e-mail: andrevaz@ufpr.br

VAZ-DOS-SANTOS, A.M. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. **Length-weight relationships of the ichthyofauna associated with the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*, on the Southeastern Brazilian Bight (22°S-29°S) between 2008 and 2010.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn01613022013>

Abstract: In this study, estimates of length-weight relationships are presented for twenty-four species caught in association with the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*, during four acoustics surveys carried out under the Program ECOSAR (Prospecting and evaluation of biomass of the stock of Brazilian sardine on the southeast coast by acoustic methods), which was to evaluate the biomass of species that were caught. The model parameters were estimated with the nonlinear iterative method of least squares. The value of the coefficient of determination (r^2) and residual analysis were employed to verify the appropriateness of fit. The coefficient b values were tested with respect to isometry ($\beta=3$) using a $t_{\alpha,1,0.05}$ test. The values of coefficient b ranged from 2.377 to 3.538. There is a tendency for positive allometry (b) in the sampled ichthyocenose.

Keywords: relative growth, allometric model, pelagic and demersal fishes.

VAZ-DOS-SANTOS, A.M. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. **Relações comprimento-peso da ictiofauna associada à sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis*, na Bacia do Sudeste do Brasil (22°S-29°S) entre 2008 e 2010.** Biota Neotrop. 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn01613022013>

Resumo: No presente estudo são apresentadas as estimativas das relações comprimento-peso para vinte e quatro espécies capturadas em associação com a sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) durante quatro cruzeiros de prospecção hidroacústica realizados no âmbito do Programa ECOSAR (Prospecção e avaliação de biomassa do estoque de sardinha-verdadeira, na costa sudeste, por métodos hidroacústicos), cujo objetivo foi permitir a avaliação das biomassas das espécies capturadas. Para estimação dos parâmetros dos modelos foi empregado o método iterativo não linear de mínimos quadrados; o valor do coeficiente de determinação (r^2) e a análise de resíduos foram empregados para verificar a adequação dos ajustes. Os valores dos coeficientes b foram testados em relação à isometria ($\beta=3$) através de teste $t_{\alpha,1,0.05}$. O valor do coeficiente b variou entre 2,377 e 3,538, tendo sido constatada tendência de alometria positiva para o b na ictiocenose amostrada.

Palavras-chave: crescimento relativo, alometria, peixes pelágicos e demersais.

Introduction

The diversity of marine fish in the Southeastern and Southern Brazilian regions has traditionally been investigated through research surveys (Vazzoler & Iwai 1971, Vazzoler 1973, Yesaki et al. 1976, Rossi-Wongtschowski & Paes 1993, Rossi-Wongtschowski et al. 1995, 2008, Brasil 2006). From these records, several studies were developed concerning various aspects of the fish species. Among the studied variables, the length-weight relationship is a density-dependent parameter that provides an index of health of fish stocks (Schneider et al. 2000).

Because the prior studies related to relative growth, summarized in Huxley (1993), and focused on the growth pattern model (whether isometric or allometric) until its application in fish stock assessment (Beverton & Holt 1993, Sparre & Venema 1998, Quinn II & Deriso 1999), the length-weight relationship has been used in many studies. It is possible to mentioning fish shape and swimming patterns, biomass quantifications based on length frequency distributions, as a measure of changes in the expected individual weight for length and indicating its condition (i.e., fat accumulation and gonad development), differentiation of stocks, growth conditions, reproduction and feeding, ecological modeling, biomass calculation in acoustic surveys, and monitoring the "health" of the stocks over time.

In Brazil, several studies have estimated the parameters of the relationship between length and weight among marine fishes as Bernardes & Rossi-Wongtschowski (2000), Haimovici & Velasco (2000), Muto et al. (2000), Lessa et al. (2004), Frota et al. (2004), Vianna et al. (2004), Madureira & Rossi-Wongtschowski (2005), Giarizzo et al. (2006), Macieira & Joyeux (2008), Freire et al. (2009), Joyeux et al. (2009) and Oliveira Freitas et al. (2011).

In this study, estimates of the length-weight relationship are presented for twenty-four species that were captured in association with the Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879), during four acoustic surveys conducted under the Program ECOSAR (Prospection and evaluation of the Brazilian sardine biomass on the southeast coast through acoustic methods).

Material and Methods

The data for the present study were collected on four research cruises conducted with RV *Atlântico Sul* (FURG) during January-February 2008 (ECOSAR IV), November 2008 (ECOSAR V), September-October 2009 (ECOSAR VI) and February-March 2010 (ECOSAR VII) (Figure 1). The objective of the ECOSAR program was to assess the biomass of the species that were caught. Fish were caught using purse seine and mid-water-trawls in the Southeastern Brazilian Bight (22° S-29° S) at depths between 10 and 100 m. The species of the fish were identified and their nomenclature confirmed (Eschmeyer 2012). Their total length (Lt) was measured in mm (from the tip of the snout to the end of the caudal fin) as was their weight (Wt) in grams.

The data were only analyzed for those species for which more than thirty individuals were captured on the four cruises, to allow for statistical inferences. The variation in the total length of each species was subjected to descriptive analysis (Triola 2005). The length and weight data were reviewed in scatter diagrams to identify outliers and possible measurement errors. The relationships were fitted to the equation $Wt = a Lt^b$ (Le Cren 1951), which was calculated with the help of Minitab®. The estimates of the parameters were obtained with the nonlinear iterative method of least squares, and the coefficient of determination (r^2) and the residual analysis were employed to verify the adequacy of fit, according to Vieira (2006). To determine whether the growth was isometric ($\beta = 3$) or allometric for each species, the b coefficients were tested by a $t_{\alpha,1,0.05}$ test, considering $H_{a: b < 3}$ or $b > 3$ according to the value estimated (Triola 2005).

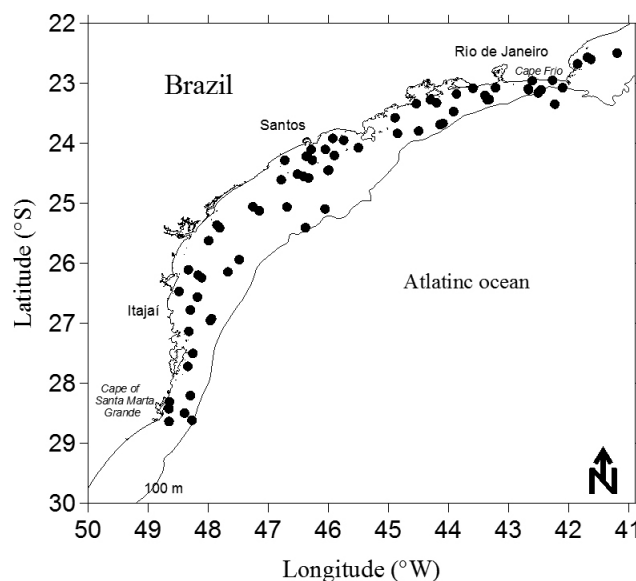


Figure 1. Fishing hauls during the surveys of the ECOSAR Program (2008-2010).

Results and Discussion

The data from 13,222 fish comprising five orders, fifteen families and twenty-five species were analyzed. Table 1 shows the species analyzed, the ranges and means of their length, the number of fishes, the parameters of the length-weight relationships, the coefficients of determination and the results of the allometric t tests. The fitted models were biologically and statistically adequate to describe the length-weight relationship for all species. A model of residual analysis is presented in Figure 2 and all assumptions (normality, randomness, homoscedasticity and independence) showed no tendency for all species. Random residuals have showed that models were adequate (Bervian et al. 2006).

The minimum and maximum values of b for the length-weight relationships were, respectively, 2.377 and 3.538, and its frequency distribution is presented in Figure 3.

It is noteworthy that b provided the best estimates for those typical small pelagic fish which were caught by the mid-water trawl and seine, such as the Clupeiformes, *Trachurus lathami* and *Chloroscombrus chrysurus*. Most of the values for the young demersal fish fell near the modeled relationships, such as *Dactylopterus volitans*, while for other species, such as *Decapterus punctatus*, *Anchoviella lepidentostole* and *Pomatomus saltatrix*, only a small representative range of lengths were captured.

For some species, such as *A. lepidentostole*, *Pellona harroweri*, *S. brasiliensis*, *Harengula clupeiola*, *Priacanthus arenatus*, *C. chrysurus*, *Selene setapinnis*, *Scomber japonicus*, and *Chilomycterus spinosus*, the values for the coefficient b were the same as those obtained in other studies, although for other species such as *Engraulis anchoita*, *Chirocentron bleekermanus*, *Opisthonema oglinum*, *Bregmaceros atlanticus*, *D. volitans*, *P. saltatrix*, *T. lathami*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Thysitops lepidopoides*, *Trichiurus lepturus*, *Peprilus paru*, *Aluterus monoceros*, and *Stephanolepis hispidus*, remarkable differences from the published values were observed. Probably these differences should be caused since different surveys were performed with diverse fishing gears at different times (Magro et al. 2000, Bernardes & Rossi-Wongtschowski 2000, Muto et al. 2000, Vianna et al. 2004, Cergole et al. 2005, Madureira & Rossi-Wongtschowski 2005).

Table 1. Values of the minimum, average and maximum total length (Lt, mm); *a*, *b* ($\pm$ confidence interval) and determination (r^2) coefficients of the length-weight relationship; and the “t” and “p” values of isometric t-test ($p < 0.05$ - significantly allometric).

Order	Family	Species	n	total length (Lt)		a	b	r ²	t	p	
				minimum	average maximum						
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoa tricolor</i>	218	43	64	127	5.4 10 ⁻⁶ ± 1.1 10 ⁻⁶	3.043 ± 0.046	0.982	1.83	0.035
		<i>Anchoiella lepidentostole</i>	35	75	89	98	3.4 10 ⁻⁶ ± 1.1 10 ⁻⁵	3.101 ± 0.705	0.758	0.29	0.387
	Pristigasteridae	<i>Engraulis anchoita</i>	3621	38	86	141	5.6 10 ⁻⁶ ± 6.9 10 ⁻⁷	3.028 ± 0.026	0.930	2.08	0.019
		<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	395	65	89	118	6.1 10 ⁻⁶ ± 2.6 10 ⁻⁶	2.978 ± 0.094	0.902	-0.47	0.320
Clupeidae		<i>Pellona harroweri</i>	841	55	116	159	1.7 10 ⁻⁵ ± 5.1 10 ⁻⁶	2.881 ± 0.062	0.942	-3.78	<0.001
		<i>Sardinella brasiliensis</i>	3108	35	155	270	3.3 10 ⁻⁶ ± 4.4 10 ⁻⁶	3.181 ± 0.025	0.995	14.34	<0.001
		<i>Harengula clupeiola</i>	1063	65	153	192	5.0 10 ⁻⁶ ± 1.3 10 ⁻⁶	3.165 ± 0.050	0.957	6.45	<0.001
		<i>Opisthonema oglinum</i>	466	116	191	312	4.5 10 ⁻⁵ ± 1.3 10 ⁻⁵	2.706 ± 0.052	0.971	-11.17	<0.001
Gadiformes	Bregmaceroidae	<i>Bregmaceros atlanticus</i>	117	26	41	60	7.8 10 ⁻⁷ ± 2.3 10 ⁻⁶	3.508 ± 0.140	0.955	7.16	<0.001
Scorpaeniformes	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	1875	68	102	281	8.7 10 ⁻⁶ ± 4.6 10 ⁻⁷	3.036 ± 0.010	0.963	7.09	<0.001
	Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i>	51	74	97	129	3.9 10 ⁻⁵ ± 2.0 10 ⁻⁵	2.803 ± 0.107	0.980	-3.68	<0.001
Perciformes	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	34	281	387	420	7.6 10 ⁻⁵ ± 1.5 10 ⁻⁴	2.645 ± 0.329	0.953	-2.20	0.018
	Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	658	110	201	372	2.9 10 ⁻⁵ ± 5.4 10 ⁻⁶	2.786 ± 0.034	0.985	-12.39	<0.001
		<i>Decapterus punctatus</i>	106	181	207	243	5.0 10 ⁻⁶ ± 4.8 10 ⁻⁵	3.122 ± 0.207	0.896	1.17	0.123
		<i>Oligoplites saliens</i>	393	149	256	635	3.2 10 ⁻⁶ ± 6.0 10 ⁻⁷	3.119 ± 0.031	0.992	7.59	<0.001
Sciaenidae		<i>Selene setapinnis</i>	66	33	232	442	1.9 10 ⁻⁵ ± 1.5 10 ⁻⁵	2.915 ± 0.137	0.996	-1.24	0.110
		<i>Trachurus lathami</i>	1801	27	148	208	9.1 10 ⁻⁶ ± 1.8 10 ⁻⁶	3.018 ± 0.038	0.991	0.95	0.171
		<i>Ctenoscaena gracilicirrhus</i>	79	90	129	183	4.3 10 ⁻⁶ ± 0.2 10 ⁻⁵	3.229 ± 0.104	0.980	4.40	<0.001
		<i>Thyrsopterus lepidoides</i>	205	60	177	360	2.9 10 ⁻⁶ ± 1.5 10 ⁻⁶	3.108 ± 0.088	0.978	2.42	0.008
		<i>Trichiurus lepturus</i>	580	104	657	1510	3.6 10 ⁻⁷ ± 2.4 10 ⁻⁷	3.068 ± 0.095	0.892	1.40	0.080
		<i>Scomber japonicus</i>	274	72	228	310	3.9 10 ⁻⁶ ± 8.7 10 ⁻⁶	3.129 ± 0.037	0.990	6.82	<0.001
		<i>Peprilus paru</i>	97	92	210	304	1.2 10 ⁻⁵ ± 1.0 10 ⁻⁵	3.059 ± 0.150	0.988	0.77	0.221
		<i>Aluterus monoceros</i>	64	136	202	254	6.5 10 ⁻⁷ ± 4.3 10 ⁻⁷	3.538 ± 0.185	0.959	5.80	<0.001
		<i>Stephanolepis hispidus</i>	90	24	50	173	3.9 10 ⁻⁴ ± 2.7 10 ⁻⁴	2.378 ± 0.138	0.974	-8.92	<0.001
		<i>Chilomycterus spinosus</i>	93	40	64	140	1.4 10 ⁻³ ± 6.4 10 ⁻⁴	2.377 ± 0.091	0.924	-13.66	<0.001

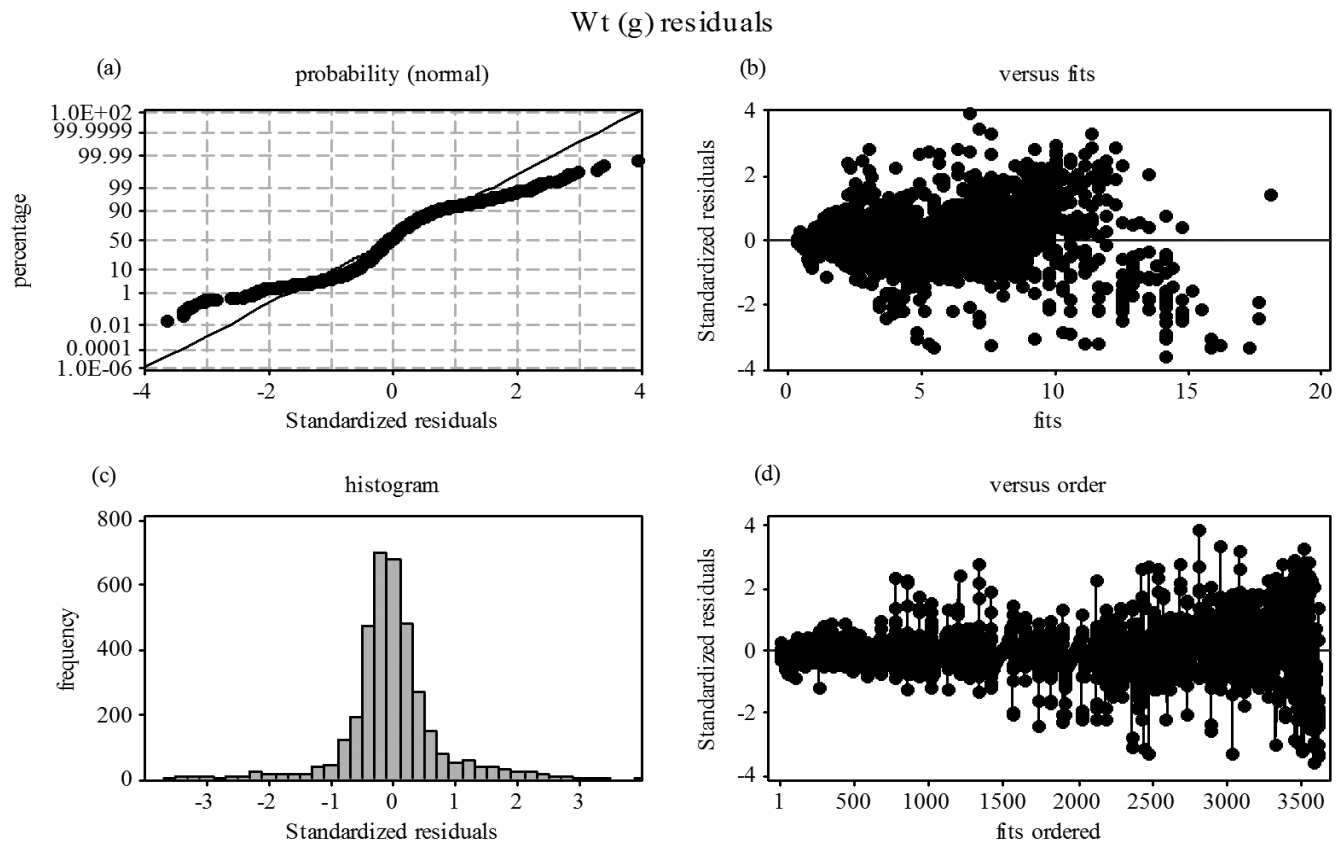


Figure 2. Model based on *Engraulis anchoita* data of the residual analysis applied to fit the length-weight relationships. The graphics allow checks of the assumptions of (a) normality, (b) randomness, (c) homoscedasticity and (d) independence of the data.

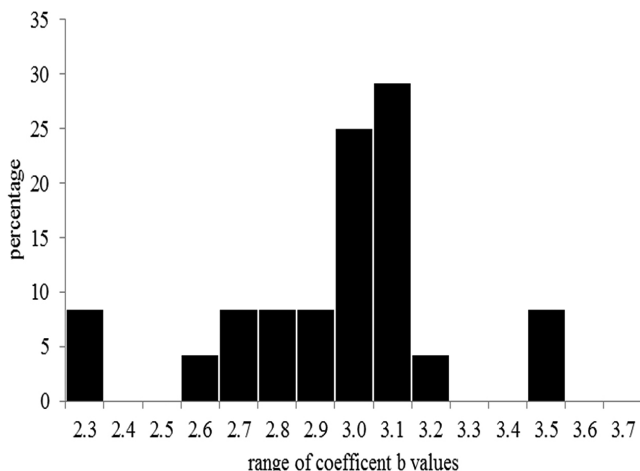


Figure 3. Frequency distribution values of the coefficient b obtained for the length-weight relationships of 25 species.

The magnitude of b represents the fish growth pattern, whether the growth is proportionally greater for length or weight (Quinn II & Deriso 1999), and is therefore related to their body shape (Pough et al. 2008). Thus, fish in pelagic ecosystem usually have small and slender shapes, which show a proportionately greater increase in length than in weight over time, rather than rounded shapes. Besides, allometric coefficient depicts better relative growth of fishes (Braga 1986).

In this study, the b values varied within the expected range (Froese 2006): the most common values were between 3.0 and 3.1, the range

that included 50% of the species. The distribution of b values was asymmetrical, with more species having values above 3.0 than below this value; eleven species showed positive allometry ($b > 3$, $p < 0.05$), seven showed negative allometry ($b < 3$, $p < 0.05$), and seven showed isometric growth ($b = 3$, $p > 0.05$) (Table 1).

Unless some length-weight parameters represent only some life stages, the results are the most current estimates for the species recorded in the Southeastern Brazilian Bight and may be used as a tool in future studies aimed at monitoring the populations.

References

- BERNARDES, R.A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2000. Length-weight relationship of small pelagic fish species of the Southeast and South Brazilian Exclusive Economic Zone. *Naga: The Iclarm Quarterly* 23(4):30-32.
- BERVIAN, G., FONTOURA, N.F. & HAIMOVICI, M. 2006. Statistical model of variable allometric growth: otolith growth in *Micropogonias furnieri* (Actinopterygii, Sciaenidae). *J. Fish Biol.* 68:196-208. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.00890.x>
- BEVERTON, R.J.H. & HOLT, S.J. 1993. On the dynamics of exploited fish populations. The Blackburn Press, Caldwell. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-011-2106-4>
- BRAGA, F.M.S. 1986. Estudo entre fator de condição e relação peso/comprimento para alguns peixes marinhos. *Braz. J. Biol.* 46(2):339-346.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2006. Programa REVIZEE: avaliação do potencial sustentável de recursos vivos da Zona Econômica Exclusiva do Brasil - relatório executivo. MMA, Brasília.
- CERGOLE, M.C., ÁVILA-DA-SILVA, A.O. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2005. Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo.

- ESCHMEYER, W.N. (ed.). 2012. Catalog of Fishes. <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. (último acesso em 24/06/2012).
- FREIRE, K.M.F., ROCHA, G.R.A. & SOUZA, I.L. 2009. Length-weight relationships for fishes caught by shrimp trawl in southern Bahia, Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 25(3):356-357. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2009.01220.x>
- FROESE, R. 2006. Cube law, condition factor and weight length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22:241-253. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- FROTA, L.O., COSTA, P.A.S. & BRAGA, A.C. 2004. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. *Naga: The Iclarm Quartely* 27(1-2):20-26.
- GIARRIZZO, T., SILVA DE JESUS, A.J., LAMEIRA, E.C., ARAÚJO DE ALMEIDA, J.B., ISAAC, V. & SAINT-PAUL, U. 2006. Weight-length relationships for intertidal fish fauna in a mangrove estuary in northern Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 22:325-327. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00671.x>
- HAIMOVICI, M. & VELASCO, G. 2000. Length-weight relationship of marine fishes from Southern Brazil. *Fishbyte* 23(1):19-23.
- HUXLEY, J.S. 1993. Problems of relative growth, with a new introduction by Frederick B. Churchill and an essay by Richard E. Strauss. The John Hopkins University Press, Baltimore.
- JOYEUX, J.C., GIARRIZZO, T., MACIEIRA, R.M., SPACH, H.L. & VASKE JUNIOR, T. 2009. Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. *J. Appl. Ichthyol.* 25(3):350-355. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01062.x>
- LE CREN, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.* 20(2):201-219. <http://dx.doi.org/10.2307/1540>
- LESSA, R.P., NÓBREGA, M.F. & BEZERRA JÚNIOR, J.L. 2004. Dinâmica de populações e avaliação de estoques dos recursos pesqueiros da região nordeste. vol.II. DIMAR Departamento de Pesca, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- MACIEIRA, R.M. & JOYEUX, J.C. 2008. Length-weight relationships for rockpool fishes in Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 25(3):358-359. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01118.x>
- MADUREIRA, L.S.P. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (ed.). 2005. Prospecção de recursos pesqueiros pelágicos na Zona Econômica Exclusiva da região Sudeste-Sul do Brasil: hidroacústica e biomassas. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo.
- MAGRO, M., CERGOLE, M.C. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2000. Síntese de conhecimentos dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente exploráveis na Costa Sudeste-Sul do Brasil: Peixes. MMA/CIRM, São Paulo.
- MUTO, E.Y., SOARES, L.S.H. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2000. Length-weight relationship of marine fish species off São Sebastião System, São Paulo, Southeastern Brazil. *Naga: The Iclarm Quartely* 23(4):27-29.
- OLIVEIRA FREITAS, M., MACHADO VASCONCELOS, S., HOSTIM-SILVA, M. & SPACH, H.L. 2011. Length-weight relationships for fishes caught by shrimp trawl in Santa Catarina coast, South Atlantic, Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 27(6):1427-1428. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01749.x>
- POUGH, F.H., JANIS, C.M. & HEISER, J. 2008. A vida dos vertebrados. 4. ed. Atheneu, São Paulo.
- QUINN II, T.J. & DERISO, R.B. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. & PAES, E.T. 1993. Padrões espaciais e temporais da comunidade de peixes demersais do litoral norte do Estado de São Paulo - Ubatuba, Brasil. *Publ. espec. Inst. Oceanogr.* (10):69-188.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., SACCARDO, S.A. & CERGOLE, M.C. 1995. Situação do estoque da sardinha (*Sardinella brasiliensis*) no litoral sudeste e sul do Brasil. IBAMA, Brasília.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., MUTO, E.Y. & SOARES, L.S.H. 2008. Ictiofauna. In *Oceanografia de um ecossistema subtropical: Plataforma de São Sebastião, SP* (A.M.S. Pires Vanin, org.). EdUSP, São Paulo, p. 381-404.
- SCHNEIDER, J.C., LAARMAN, P.W. & GOWING, H. 2000. Length-weight relationships. In *Manual of fisheries survey methods II with periodic updates* (J.C. Schneider, ed.). Michigan Department of Natural Resources, Michigan, p. 1-18.
- SPARRE, P. & VENEMA, S.C. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 306(1):1-407.
- TRIOLA, M.F. 2005. Introdução à estatística. 9. ed. LTC, Rio de Janeiro.
- VAZZOLER, G. & IWAI, M. 1971. Relatório sobre prospecção e pesca exploratória na plataforma continental do Rio Grande do Sul. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo.
- VAZZOLER, G. 1973. Relatório sobre a segunda pesquisa oceanográfica e pesqueira do Atlântico Sul entre Torres e Maldonado. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo.
- VIANNA, M., COSTA, F.E.S. & FERREIRA, C.N. 2004. Length-weight relationship of fish caught as by-catch by shrimp fishery in the southeastern coast of Brazil. *Bol. Inst. Pesca* 30(1):81-85.
- VEIRA, S. 2006. Análise de variância. Atlas, São Paulo.
- YESAKI, M., RAHN, E. & SILVA, G. 1976. Sumário das explorações de peixes de arrasto de fundo ao largo da costa Sul do Brasil. *Ser. Doc. Tec. / Inst. Pesqui. Desenvol. Pesq.* 19:1-37.

Received 10/07/2012

Revised 04/09/2013

Accepted 05/03/2013

A search for predators and food selectivity of two native species of *Hydra* (Cnidaria: Hydrozoa) from Brazil

Fernanda Cristina Massaro^{1,4}, Natalia Felix Negreiros² & Odete Rocha³

¹Post Graduate Program in Environmental Engineering Science, São Carlos School of Engineering, University of São Paulo – USP, Av. Trabalhador São-carlense, 400, CP 292, CEP 13560-970, São Carlos, SP, Brazil. <http://www.eesc.usp.br/ppgsea/>

²Post Graduate Program in Ecology and Natural Resources, Department of Ecology and Evolutionary Biology, Federal University of São Carlos – UFSCar, Rod. Washington Luis, Km 235, CP 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brazil. <http://www.ppgern.ufscar.br>

³Department of Ecology and Evolutionary Biology, Federal University of São Carlos – UFSCar, Rod. Washington Luis, Km 235, CP 676, CEP 13565-905, São Carlos, SP, Brazil. <http://www.ufscar.br>

⁴Corresponding author: Fernanda Cristina Massaro, e-mail: femassaro@gmail.com

MASSARO, F.C, NEGREIROS, N.F. & ROCHA, O. A search for predators and food selectivity of two native species of *Hydra* (Cnidaria: Hydrozoa) from Brazil. *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn00713022013>

Abstract: The *Hydra* is the most common representative of freshwater cnidarians. In general, it is found in freshwaters on every continent, with the exception of Antarctica. The aim of the present study is to gather biological and ecological data on aspects of two species of *Hydra* native to Brazil: *Hydra viridissima* and *Hydra salmacidis*. Predation and food selectivity experiments were performed to assess the possible predators and the prey preferences, respectively, of the two species. The results indicate that the two species of *Hydra* were not consumed by any of the predators that were tested, which are typical predators of invertebrates in freshwater: nymphs of Odonata Anisoptera and the phantom midge larvae of *Chaoborus* sp. (Insecta), adults of Copepoda Cyclopoida (Crustacea) and the small fish *Poecilia reticulata*. It was observed that the smaller *Hydra*, *H. viridissima*, positively selected the nauplii and copepodites of calanoid copepods and small cladocerans and rejected large prey, such as the adults of calanoid copepods and ostracods. The larger *H. salmacidis*, besides the nauplii and copepodites of the calanoid copepods and small cladocerans, also positively selected the large adults of the calanoid copepods. It can be concluded that both *H. viridissima* and *H. salmacidis* are most likely preyed on little or not preyed on at all in many freshwater bodies, as they are top predators in the food chain. At the same time, they are efficient predators, and a positive relationship was observed between the prey size and the *Hydra* species size. Food selectivity was related to prey size as well as other prey characteristics, such as carapace thickness and swimming efficiency.

Keywords: *Hydra viridissima*, *Hydra salmacidis*, predation, prey selection, feeding.

MASSARO, F.C, NEGREIROS, N.F. & ROCHA, O. Potenciais predadores e seletividade alimentar de duas espécies de *Hydra* (Cnidaria: Hydrozoa) nativas no Brasil. *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn00713022013>

Resumo: As hidras são os representantes mais comuns dos cnidários de água doce. Em geral, estes organismos são encontrados em todos os continentes, exceto na Antártica. O presente estudo teve como objetivo obter informações mais aprofundadas sobre aspectos biológicos e ecológicos de duas espécies de *Hydra* nativas no Brasil, *Hydra viridissima* e *Hydra salmacidis*. Foram realizados experimentos de predação e seletividade alimentar para se determinar, respectivamente, os potenciais predadores e as presas preferenciais destas duas espécies. Os resultados indicaram que as duas espécies de *Hydra* não foram consumidas por nenhum dos predadores testados, os quais são usuais predadores de invertebrados em águas doces: ninfas de Odonata e larvas de *Chaoborus* sp. (Insecta), adultos de Copepoda Cyclopoida (Crustacea) e peixes da espécie *Poecilia reticulata*. Observou-se que *H. viridissima* ao se alimentar selecionou positivamente as fases jovens de copépodos calanóides e os pequenos cladóceros, e selecionou negativamente as presas grandes, como os adultos de copépodos calanóides e os ostrácodos. Já a espécie *H. salmacidis*, a qual apresenta um tamanho maior, além de ter preferência pelos náuplios e copepoditos de copépodos calanóides e pequenos cladóceros, também selecionou positivamente os indivíduos adultos dos copépodos calanóides. Os resultados obtidos evidenciaram que as espécies *H. viridissima* e *H. salmacidis* provavelmente são pouco ou não são predadas em muitos ambientes naturais, sendo elas próprias os predadores de topo da cadeia alimentar nestes ambientes. Por outro lado, estes organismos são predadores eficientes e observou-se uma relação positiva entre o tamanho da espécie de *Hydra* e o tamanho da presa. A seletividade alimentar destas espécies esteve relacionada com o tamanho das presas, assim como com outras características, tais como a espessura da carapaça e a eficiência de natação.

Palavras-chave: *Hydra viridissima*, *Hydra salmacidis*, predação, seleção de presas, alimentação.

Introduction

The hydra is a freshwater cnidarian, which is found attached to almost all types of hard substrate, such as macrophytes, dead leaves, stems, dead sticks and rocks (Slobodkin & Bossert 2001). Hydras are found to occur on all continents except Antarctica (Holstein 1995). However, in Brazil there are only four known species of *Hydra* (Class Hydrozoa, Subclass Anthomedusae, Family Hydridae): *Hydra viridissima* Pallas 1766 (Cordero 1939, Wolle 1978), *Hydra iheringi* Cordero 1939 (Cordero 1939), *Hydra intermedia* Wolle 1978 (Wolle 1978), and *Hydra salmacidis* Silveira, Gomes & Silva 1997 (Silveira et al. 1997). The species *Hydra viridissima* is also referred as *Chlorohydra viridissima* and thus belongs to one of the three genera (*Hydra*, *Pelmatohydra* and *Chlorohydra*) proposed by Schulze (1917) for the Family Hydridae. However, in recent times, few scientists have used this taxonomy and most have followed Campbell (1987) who, while recognizing four morphological groups of hydra species (*viridissima*, *oligactis*, *vulgaris* and *braueri*), kept all the species in a single genus, *Hydra* (Hemmrich et al. 2007, Jankowski et al. 2008, Kawaida et al. 2010). For this reason, we have called the species under study here *H. viridissima*.

The information available on freshwater cnidarians in Brazil is very limited compared with that available on freshwater cnidarians in the United States or Europe. Thus, as Silveira & Schlenz (1999) have noted, considerable research needs to be performed on this group.

Like all cnidarians, hydras have explosive stinging structures called nematocysts, which are enclosed within epidermal cells and are abundant in the tentacles and at the oral end of the body. These structures are used for capturing prey as well as for self-protection against predators (Ruppert & Barnes 1996). It is assumed that these nematocysts deter predators from attacking cnidarians. However, it should be noted that predation upon freshwater cnidarians has rarely been investigated. Hydras are strictly carnivorous animals and are considered to be very efficient predators (Slobodkin & Bossert 2001). They feed mainly on crustaceans, including cladocerans and copepods, insect larvae and annelids (Pennak 1953). Cnidarians are known to feed in the following manner: (1) a prey accidentally touching an extended tentacle is captured and intoxicated by the action of nematocysts; (2) after capturing the prey, the tentacles contract toward the mouth and the mouth opens; and (3) the food in contact with the mouth is drawn into the body cavity where it is digested (Lenhoff 1968).

Ecological research on the native species of *Hydra* in Brazil is at a very early stage. The aim of the present study is to add to current information on the biology of the two naturally occurring species in Brazil: *H. viridissima* and *H. salmacidis*. The prey and food preferences of these species were investigated to analyse ecological questions regarding their biological interactions as prey and predator.

Material and Methods

The species *H. viridissima* is characterised by a green colour that is due to symbiosis with the chlorophycean alga *Chlorella vulgaris* Beijerinck 1890, which provides carbon sources to the hydra such as maltose polysaccharide (Muscantine 1965) or glucose-6-phosphate (Lenhoff & Muscantine 1963, Roffman & Lenhoff 1969, Kelty & Cook 1976). *H. salmacidis* has no symbiosis and is characterised by a brown colour (Silveira et al. 1997).

Specimens of *H. viridissima* were swept gently from concrete tanks at the Experimental Reserve at the Federal University of São Carlos, São Carlos District, upstate São Paulo (SP), Brazil. The other species, *H. salmacidis*, was sampled in earth ponds at the Aquaculture Research and Training Center (CEPTA), Pirassununga District, SP, Brazil.

The medium used to culture the hydras was reconstituted freshwater, prepared as recommended by the United States Environmental Protection Agency (United... 1991) and Associação Brasileira de Normas Técnicas (Associação... 2010), described as follows: a mineral solution formulation (1.5 g L⁻¹ CaSO₄·2H₂O; 0.2 g L⁻¹ KCl; 4.8 g L⁻¹ NaHCO₃; 6.1 g L⁻¹ MgSO₄·7H₂O in distilled water) with 40–48 mg L⁻¹ CaCO₃ total hardness, a pH range of 7.2–7.6 and a 160 µS cm⁻¹ conductivity.

The *Hydra* species were maintained separately in 200 mL beakers at a constant temperature of 25 ± 2 °C with a photoperiod of 12 h light/12 h dark without aeration. The specimens were fed on neonates of the cladoceran species *Ceriodaphnia silvestrii* Daday 1902 three times a week at a density of 10 neonates per individual per day. The water was completely changed and the culture cleaned at each feeding session.

For the experiments, predators and prey were chosen from among the items available in the water bodies from which the hydras originated. The experiments for each species were conducted separately.

To determine the possible predators of the hydras, an experiment was performed with four replicate tests and one control for each type of predator. Ten adult hydras without buds and three predators of a similar size, previously kept in starvation for 24 h, were placed in each 200 mL beaker containing 150 mL of reconstituted water. In the control, the 10 adult hydras without buds were placed in the water alone. The following species were tested as predators: nymphs of Odonata Anisoptera (Insecta) (5.0 mm mean size), the phantom midge larvae of *Chaoborus* sp. (Insecta) (5.0 mm mean size) and adults of Copepoda Cyclopoida (Crustacea) (1.6 mm mean size), all of which were taken from the freshwater concrete tanks of the Experimental Reserve at the Federal University of São Carlos. The small fish *Poecilia reticulata* Peters 1859 (2.5 cm mean size), obtained from the long-term cultures established at the Laboratory of Ecotoxicology at the same University, was also tested as a possible predator of hydra.

The experiments were run for 24 h inside growth chambers with controlled temperature (25 ± 2 °C) and photoperiod (12 h light/12 h dark) conditions. The experimental flasks were examined every 3 h during the first 9 h, and the hydras were counted to observe whether they were being consumed. If the hydras were not consumed after 9 h, the experiment was continued for 24 h.

A second batch of experiments was run to determine the preferred prey of *Hydra* spp. The following invertebrates were tested as prey: copepod nauplii, copepodites and non-ovigerous adults of *Argyrodiaptomus furcatus* Sars 1901 and *Notodiaptomus iheringi* Wright 1935 (Copepoda, Calanoida), neonates and non-ovigerous adults of *C. silvestrii* (Cladocera), and Ostracoda. The calanoid copepods and the cladocerans were obtained from laboratory cultures. The ostracods were collected from the same concrete experimental tanks from which the invertebrate predators were taken. From the same sample of the invertebrates used as prey in the experiments, 30 individuals of each species were measured or their developmental phase recorded under an optical stereomicroscope (Zeiss Stemi 2000-C) with a micrometric eyepiece. The non-parametric Kruskal-Wallis test was used to test for significant differences in size between prey species. The analysis was performed with the XLSTAT 2009 statistical package (Addinsoft 2009).

The predation experiments were performed in multi-well plates (TPP®) with six wells of 12 mL capacity, where each well represented a replicate. Each experiment had four replicates and one control. Five individuals of each prey and five hydras without buds, previously starved for 24 h, were placed in each well with 10 mL of reconstituted water. The control was prepared in the same way and received only the prey, without the hydras. Each experimental replicate and the control

were observed after 5 h under the stereomicroscope. The remaining prey were identified and counted. During the experiments, the plates were kept in the growth chamber under controlled conditions of temperature and light.

The food selectivity coefficients were calculated from the results obtained in the experiments as the Normalised Forage Ratio – NFR (Paloheimo 1979) for each prey item and *Hydra* species using the Equation 1:

$$\text{NFR}_i = [r_i / p_i] / \sum_{i=1}^n r_i / p_i \quad (1)$$

where NFR_i = normalised forage ratio; r_i = proportion of prey of type i in the consumer diet; p_i = proportion of prey of type i in the environment; and n = number of prey types available.

The results may indicate positive selection ($\text{NFR}_i > 1/n$) or negative selection ($\text{NFR}_i < 1/n$). When $\text{NFR}_i = 1/n$, there is no selection, that is, the food item is consumed in the same proportion as it is available in the environment.

Results

In the experiments performed to determine the potential predator species of *H. viridissima* and *H. salmacidis*, no hydras were consumed during the initial 9 h. Therefore, the experiments were prolonged to 24 h. After this period, it was again observed that there was no

Table 1. Mean length (mm) and size classes of prey items used in the food selectivity experiments. The classes were compared for significant differences in size by the non-parametric Kruskal-Wallis test ($p < 0.05$).

Prey type	Mean length (mm)	Size class
Calanoid nauplii	0.27	A
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> neonate	0.35	B
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> adult	0.67	C
Calanoid copepodite	0.68	C
Ostracoda	1.37	D
Calanoid adult	0.90	D

Different capital letters denote size classes that are significantly different ($p < 0.05$).

predation of hydras by any of the possible predator species. Thus, it can be concluded that Odonata Anisoptera, the phantom midge *Chaoborus* sp., the adults of Copepoda Cyclopoida and the fish *P. reticulata*, which were tested as predators in the present study, do not consume hydras in freshwater.

In the experiments performed to determine the food selectivity, the prey species used represented four size classes, which were significantly different (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Here, the calanoid nauplii were the smallest and the adult calanoid copepods and ostracods were the largest, as shown in Table 1.

The results of the food selectivity experiments for both species of *Hydra* are shown in Figure 1. It can be observed that after 5 h, *H. viridissima* consumed a large number of calanoid nauplii, followed by the adults of the small *C. silvestrii*, calanoid copepodites, and neonates of *C. silvestrii*. The calanoid adults and ostracods were not consumed in any way during the experimental period. However, for *H. salmacidis*, the most frequently consumed food item was calanoid adults, and all these organisms were preyed in all replicates. In decreasing order of consumption, these were followed by the nauplii and copepodites of the calanoid copepods, adults of the cladoceran *C. silvestrii*, and the neonates of *C. silvestrii*. Only one Ostracoda individual was consumed in one replicate. No prey individuals were lost in the controls.

The NFR coefficients calculated from the number of prey consumed by *H. viridissima* and *H. salmacidis* are presented in Figures 2 and 3, respectively. It can be observed that *H. viridissima* showed positive selection for calanoid copepod nauplii in all replicates, for adults of *C. silvestrii* and copepodites of calanoid copepods in three replicates, and for neonates of *C. silvestrii* in two replicates. In all replicates, there was negative selection for calanoid copepod adults and ostracods. For *H. salmacidis*, however, the results confirmed that there was positive selection for calanoid copepod adults in all replicates, for nauplii and copepodites of calanoid copepods and adults of *C. silvestrii* in three replicates, and for neonates of *C. silvestrii* in only one replicate. In all replicates, there was negative selection for the ostracods.

Discussion

In all experiments performed to search for the possible natural predators of the two species of *Hydra* under study, no predation was

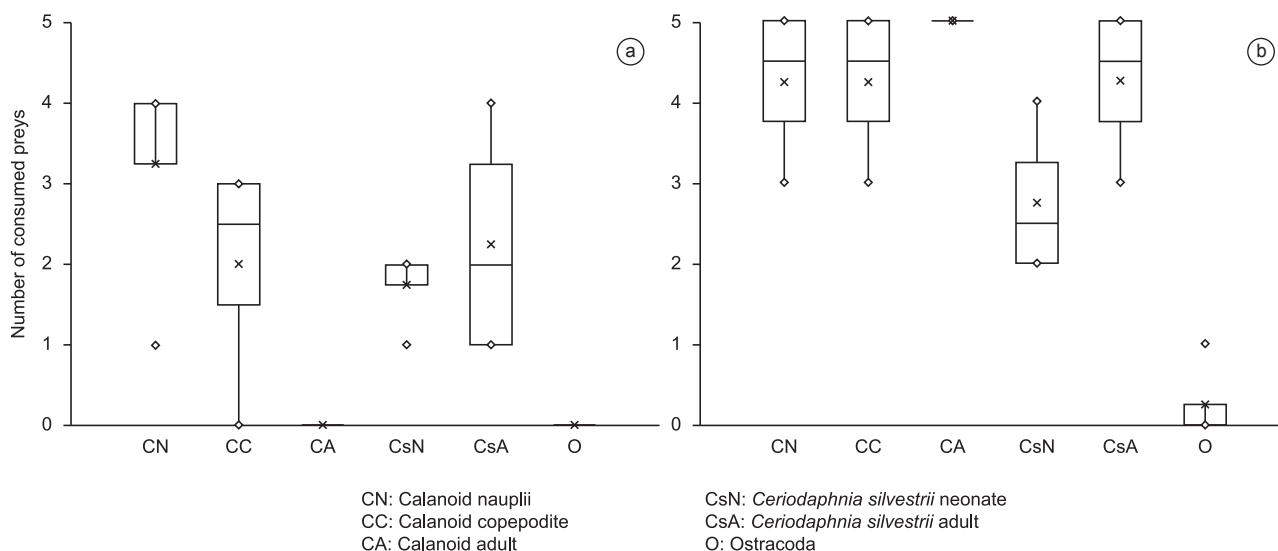


Figure 1. Mean number of individuals of each prey item consumed by (a) *Hydra viridissima* and (b) *Hydra salmacidis* in the food selectivity experiments after 5 h exposure.

observed by the local invertebrates that are well-known freshwater predators. According to Slobodkin & Bossert (2001), few predators are found to attack cnidarians due to their nematocysts, which make them unpalatable.

Tortoises, fish, crabs, echinoderms, and platyhelminthes are some of the known predators of marine cnidarians. However, predation on freshwater cnidarians has been less well researched until now (Slobodkin & Bossert 2001). It is known that crayfish feed on the

freshwater medusa *Craspedacusta* sp. (Dodson & Cooper 1983). It has also been reported that hydras are preyed by platyhelminthes (Hyman 1940, Kanaev 1969), despite the observation that small platyhelminths avoid contact with these cnidarians (Slobodkin & Bossert 2001).

Cuker & Mozley (1981) observed that the fishes *Salvelinus namaycush* Walbaum 1792, *Thymallus arcticus* Pallas 1776, and *Cottus cognatus* Richardson 1836 did not consume the arctic species

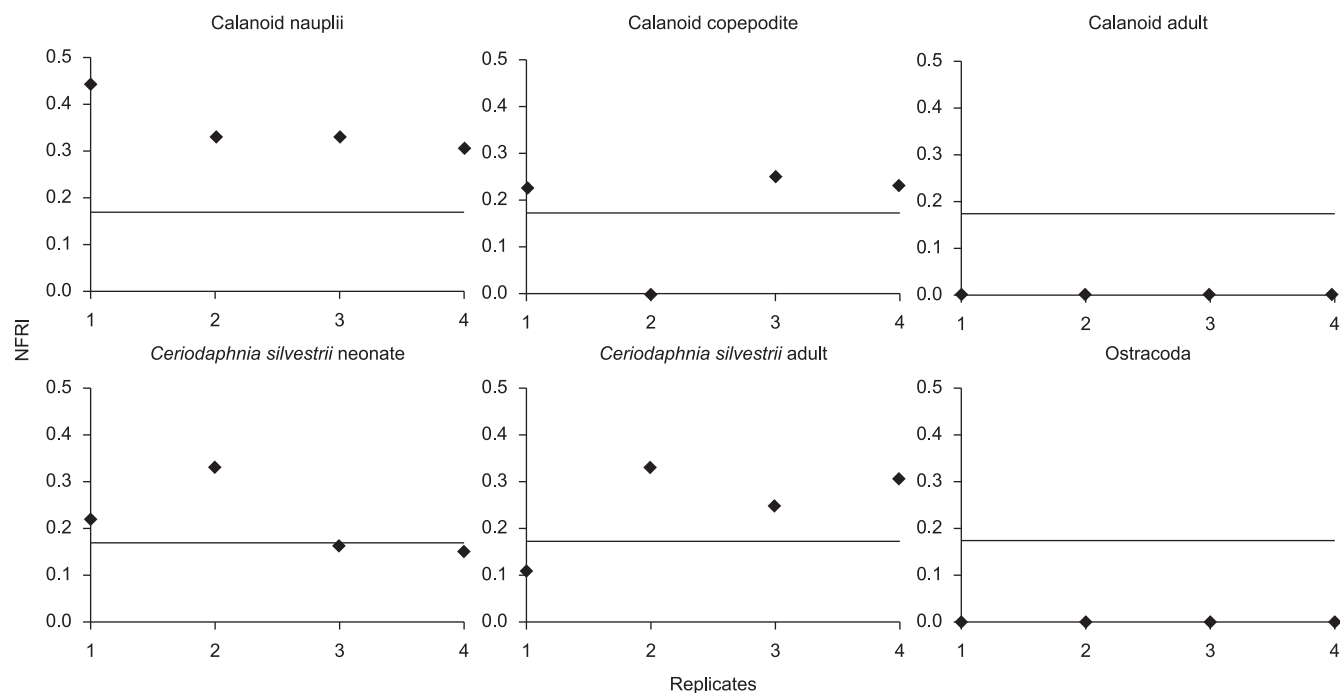


Figure 2. Food selectivity coefficients (Normalised Forage Ratio - NFR) for each food item consumed by *Hydra viridissima*. The line represents the reference value above which there is positive selection (Paloheimo 1979).

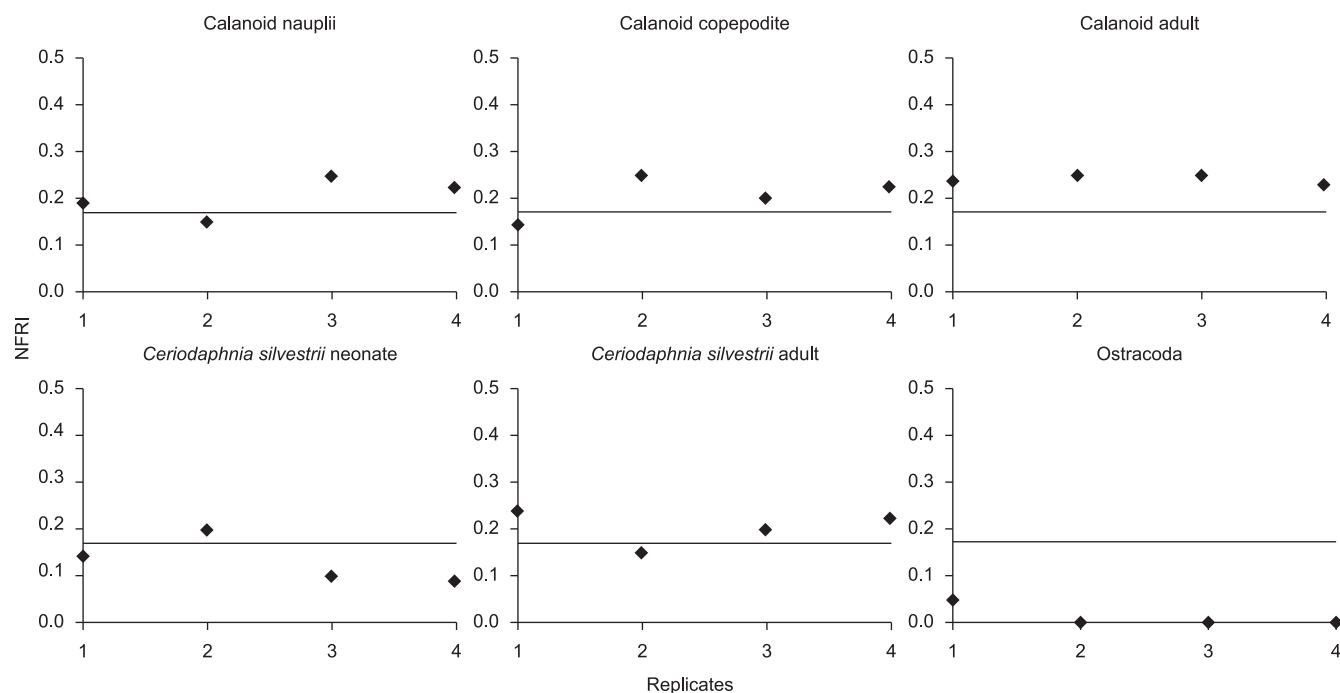


Figure 3. Food selectivity coefficients (Normalised Forage Ratio - NFR) for each food item consumed by *Hydra salmacidis*. The line represents the reference value above which there is positive selection (Paloheimo 1979).

Hydra cf. *canadensis* Rowan 1930. In addition, they tested whether the gastropods *Valvata* sp. and *Lymnaea* sp. preyed on hydras. The results demonstrated that *Lymnaea* consumed the cnidarians, but only when no other food was available to them. Further, it was observed that starved snails accepted the hydra more readily than well-fed ones. It was apparent that the gastropods covered the hydras with mucus, thereby protecting themselves from the nematocysts.

Therefore, the presence of nematocysts most likely prevented the consumption of hydras in the present study. Another fact to be considered is that hydras are typically immobile when attached to a substrate. However, they can move by protruding, contracting or curving their body column and tentacles, can detach themselves and can change place by jumping or floating (Ruppert & Barnes 1996). It was observed that in these experiments the *H. viridissima* and *H. salmacidis* individuals either remained attached to the wall of the test recipient or floated in the water.

Prey movements or the absence of movement can significantly affect capture by predators (Wright & O'Brien 1982). Most predators tested in the present study have been found to depend on visual or tactile stimuli to detect their prey. Thus, it can be assumed that the low mobility of hydras may have contributed to their not being detected and captured.

However, hydras are considered to be extremely efficient predators (Slobodkin & Bossert 2001). In the present study, it was observed that the species *H. viridissima* consumed the young developmental phases of copepods (nauplii and copepodites) and small cladocerans but did not consume the larger prey (adult calanoid copepods and ostracods). However, *H. salmacidis* consumed prey of all sizes.

In general, larger preys have a greater chance of escaping predation from hydras, even after contact with the nematocysts (Slobodkin & Bossert 2001). Hershey & Dodson (1987) observed that the larger larvae of the chironomid *Cricotopus bicinctus* Meigen 1818 were less susceptible to predation by *Hydra* sp. Cuker & Mozley (1981) observed that the species *H. cf. canadensis* preferred to consume small prey, such as species of *Cyclops* and *Bosmina*.

Some factors, such as carapace hardness and swimming efficiency, are known to affect the ability of the prey to escape from *Hydra* predation (Cuker & Mozley 1981, Schwartz et al. 1983). In a study performed by Schwartz et al. (1983), it was observed that the cladocerans *Scapholeberis kingi* Sars 1888 and *Simocephalus vetulus* Müller 1776 were immune to the predation of *Hydra oligactis* Pallas 1766 and *Hydra pseudoligactis* Hyman 1931 (accepted as *H. canadensis* Rowan 1930). According to the authors, this was most likely because the above-mentioned cladoceran species have an exoskeleton of sufficient thickness to prevent the penetration of nematocysts and/or provide immunity to the toxin released by this structure. In addition, their swimming patterns increased their chance of escape. Some ostracods are also protected from hydra predation by the hardness of their carapace (Slobodkin & Bossert 2001).

Another factor influencing prey capture is the size of the hydras (Slobodkin et al. 1991). The species *H. viridissima* can reach 5.0 mm in length, and its tentacles are generally shorter than its body column (Wolle 1978), whereas *H. salmacidis* can reach a length of almost 13.0 mm and has tentacles three times as long as its body column (Silveira et al. 1997).

Thus, the present study shows that *H. viridissima* could not consume the adults of calanoid copepods or the ostracods due to factors such as the size of the hydra, the size and swimming efficiency of the adult calanoid copepods and the hard carapace of the ostracods. However, because of its larger size, *H. salmacidis* could easily capture the adults of calanoid copepods, which were the prey consumed most

by this hydra, whereas the hard carapace of the ostracods protected them against predation.

Furthermore, *H. salmacidis* consumed a larger quantity of prey than *H. viridissima*, which is clearly related to its size, but could also be a consequence of the symbiosis of the latter with the photosynthetic *C. vulgaris*. According to Slobodkin & Bossert (2001), a green hydra needs only one or two nauplii of *Artemia salina* Linnaeus 1758 per day to start developing a bud, whereas a brown hydra needs 5-10 nauplii per day. Cuker & Mozley (1981) found up to 23 carapaces in the cavity of *H. cf. canadensis*, which reached a maximum size of 20.0 mm and had tentacles measuring up to five times as long as the body column. Lasker et al. (1982) reported that *H. viridissima*, which is considerably smaller, could reach only a maximum of 5-7 nauplii of *A. salina* in its gastro-vascular cavity.

Based on the results obtained in the present study, it can be concluded that both *H. viridissima* and *H. salmacidis* are likely top predators in their own habitats, as they are protected from predators by toxins released by the nematocysts as well as their low mobility. Regarding the feeding pattern of these species, it should be mentioned that they exhibited both positive and negative selectivity and that they select their prey on the basis of its size as well as other characteristics, such as carapace thickness and swimming efficiency.

Acknowledgments

We would like to thank the Brazilian Research Council (CNPq) for their financial support, D.T. Okumura and R.M. dos Santos for supplying prey items, and T.C. Roberts for the English version of the manuscript.

References

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. 2010. NBR 13373: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Cladocera, Crustacea). ABNT.
- ADDINSOFT. 2009. XLSTAT 2009 version 11.4.
- CAMPBELL, R.D. 1987. A new species of *Hydra* (Cnidaria: Hydrozoa) from North America with comments on species clusters within the genus. Zool. J. Linn. Soc-Lond. 91:253-263. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1987.tb01510a.x>
- CORDERO, E.H. 1939. Observaciones sobre algunas especies Sud-Americanas del género *Hydra*. I. *Hydra* en el Nordeste del Brazil. An. Acad. Bras. Cienc. 11(4):335-340.
- CUKER, B.E. & MOZLEY, S.C. 1981. Summer population fluctuations, feeding, and growth of *Hydra* in an arctic lake. Limnol. Oceanogr. 26(4):697-708. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1981.26.4.0697>
- DODSON, S.I. & COOPER, S.D. 1983. Trophic relationships of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester 1880. Limnol. Oceanogr. 28:345-351. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1983.28.2.0345>
- HEMMRICH, G., ANOKHIN, B., ZACHARIAS, H. & BOSCH, T.C.G. 2007. Molecular phylogenetics in *Hydra*, a classical model in evolutionary developmental biology. Mol. Phylogenet. Evol. 44:281-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ympev.2006.10.031>
- HERSHEY, A.E. & DODSON, S.I. 1987. Predator avoidance by *Cricotopus*: cyclomorphosis and the importance of being big and hairy. Ecology. 68(4):913-920. <http://dx.doi.org/10.2307/1938362>
- HOLSTEIN, T. 1995. Cnidaria: Hydrozoa. In Süßwasserfauna von Mitteleuropa (A. Brauer, J. Schwoerbel & P. Zwick, eds.). Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, p.1-110.
- HYMAN, L.H. 1940. The invertebrates: Protozoa through Ctenophora. McGraw-Hill, New York.
- JANKOWSKI, T., COLLINS, A.G. & CAMPBELL, R. 2008. Global diversity of inland water cnidarians. Hydrobiologia 595:35-40. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9001-9>

- KANAEV, I.I. 1969. *Hydra*: essays on the biology of freshwater polyps. Soviet Academy of Science, Moscow.
- KAWAIDA, H., SHIMIZU, H., FUJISAWA, T., TACHIDA, H. & KOBAYAKAWA, Y. 2010. Molecular phylogenetic study in genus *Hydra*. *Gene*. 468:30-40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gene.2010.08.002>
- KELTY, M.O. & COOK, C.B. 1976. Survival during starvation of symbiotic, aposymbiotic, and non-symbiotic *Hydra*. In *Coelenterate ecology and behavior* (G.O. Mackie, ed.). Plenum Press, New York, p.409-414.
- LASKER, H.R., SYRON, J.A. & CLAYTON JUNIOR, W.S. 1982. The feeding response of *Hydra viridis*: effects of prey density on capture rates. *Biol. Bull.* 162:290-298. <http://dx.doi.org/10.2307/1540984>
- LENHOFF, H.M. 1968. Behavior, Hormones, and *Hydra*. *Science* 161(3840):434-442. <http://dx.doi.org/10.1126/science.161.3840.434>
- LENHOFF, H.M. & MUSCATINE, L. 1963. On the role of algae symbiotic with *Hydra*. *Science* 142:956-958. <http://dx.doi.org/10.1126/science.142.3594.956>
- MUSCATINE, L. 1965. Symbiosis of *Hydra* and algae. III Extracellular products of the algae. *Comp. Biochem. Physiol.* 16:77-92. [http://dx.doi.org/10.1016/0010-406X\(65\)90165-9](http://dx.doi.org/10.1016/0010-406X(65)90165-9)
- PALOHEIMO, J.E. 1979. Indices of food type preference by a predator. *J. Fish. Res. Board Can.* 36:470-473. <http://dx.doi.org/10.1139/f79-066>
- PENNAK, R.W. 1953. *Freshwater Invertebrates of the United States*. The Ronald Press Company, New York.
- ROFFMAN, B. & LENHOFF, H.M. 1969. Formation of polysaccharides by *Hydra* from substrates produced by their endosymbiotic algae. *Nature* 221:381-382. <http://dx.doi.org/10.1038/221381a0>
- RUPPERT, E.E. & BARNES, R.D. 1996. *Zoologia dos invertebrados*. Roca Ltda, São Paulo.
- SCHULZE, P. 1917. Neue Beiträge zu einer Monographie der Gattung *Hydra*. *Arch. Biontol.* 4:29-119.
- SCHWARTZ, S.S., HANN, B.J. & HEBERT, P.D.N. 1983. The feeding ecology of *Hydra* and possible implications in the structuring of pond zooplankton communities. *Biol. Bull.* 164:136-142. <http://dx.doi.org/10.2307/1541196>
- SILVEIRA, F.L., GOMES, C.S. & SILVA, Z.S. 1997. New species of *Hydra* Linnaeus, 1758 (Cnidaria, Hydrozoa) from southeastern Brazil. *Bol. Mus. Nac., Zool.* 373:1-15.
- SILVEIRA, F.L. & SCHLENZ, E. 1999. Cnidários. In *Invertebrados de água doce* (D. Ismael, W.C. Valentini, T. Matsumura-Tundisi & O. Rocha, eds.). Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, São Paulo, p.13-15.
- SLOBODKIN, L.B., BOSSERT, P., MATESSI, C. & GATTO, M. 1991. A review of some physiological and evolutionary aspects of body size and bud size of *Hydra*. *Hydrobiologia*. 216-217:377-382. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00026489>
- SLOBODKIN, L.B. & BOSSERT, P.E. 2001. Cnidaria. In *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (J.H. Thorp & A.P. Covich, eds.). Academic Press, p.135-154. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-012690647-9/50006-5>
- WOLLE, L.C. 1978. *Hydra intermedia* sp. nov. and notes on *Chlorohydra viridissima* (Pallas) (Cnidaria). *Bol. Zool., USP*. 3:143-152.
- WRIGHT, D.I. & O'BRIEN, W.J. 1982. Differential location of *Chaoborus* larvae and *Daphnia* by fish: the importance of motion and visible size. *Am. Midl. Nat.* 108(1):68-73. <http://dx.doi.org/10.2307/2425293>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. 1991. USEPA/600/4-90/027 Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Ohio, Cincinnati.

Received 07/31/2012

Revised 02/21/2013

Accepted 04/12/2013

Aves do Parque Estadual Carlos Botelho – SP

Alexsander Zamorano Antunes^{1,4}, Bruna Gonçalves da Silva², Ciro Koiti Matsukuma¹,

Marilda Rapp de Eston¹ & Ana Maria Rodrigues dos Santos³

¹Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, CEP 02377-000, São Paulo, SP, Brasil

²Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Av. Bertrand Russel, s/n, Cidade Universitária Zeferino Vaz, Barão Geraldo, CEP 13083-970, Campinas, SP, Brasil

³Escola Estadual Professora Rita Bicudo Pereira, Av. Peri Ronchetti, 494, Jardim Peri, CEP 02633-000, São Paulo, SP, Brasil

⁴Autor para correspondência: Alexsander Zamorano Antunes, e-mail: alexza@if.sp.gov.br

ANTUNES, A.Z., SILVA, B.G., MATSUKUMA, C.K., ESTON, M.R. & SANTOS, A.M.R. **Birds from Carlos Botelho Park state of São Paulo southeastern Brazil.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn00513022013>

Abstract: The biodiversity inventory in protected areas from Atlantic Forest can increase knowledge about species distribution and contribute to monitoring and management actions that enhance the ecosystems conservation. Our objectives were to characterize bird assemblages at Carlos Botelho State Park, São Paulo southeastern Brazil, regarding species composition, relative abundance and association with local vegetation types. Sampling was conducted between April 2006 and December 2009 by transects, resulting in 1,000 hours of sampling effort. We recorded 331 species, most showed relative abundance lower than 100 detections. Twenty-five species are threatened in the state of São Paulo.

Keywords: conservation, Atlantic Forest, inventory.

ANTUNES, A.Z., SILVA, B. G., MATSUKUMA, C.K., ESTON, M.R. & SANTOS, A.M.R. **Aves do Parque Estadual Carlos Botelho – SP.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn00513022013>

Resumo: O inventário da biodiversidade nas unidades de proteção integral implantadas em remanescentes da Mata Atlântica, além de ampliar o conhecimento sobre a distribuição das espécies, pode contribuir para ações de monitoramento e manejo que aprimorem a conservação dos ecossistemas. Os objetivos desse trabalho foram caracterizar as assembleias de aves do Parque Estadual Carlos Botelho, sudeste do estado de São Paulo, quanto à composição de espécies, abundância relativa e associação com fitofisionomias locais. A amostragem foi realizada entre abril de 2006 e dezembro de 2009 pelo método de trajetos de distância ilimitada, totalizando 1000 horas de esforço amostral. Foram registradas 331 espécies, predominando formas florestais residentes e com abundância relativa inferior a 100 detecções. Vinte e cinco espécies estão ameaçadas de extinção no estado de São Paulo.

Palavras-chave: conservação, Mata Atlântica, inventário.

Introdução

Apesar de atualmente serem amplamente reconhecidos pela sua importância biológica e para a manutenção dos chamados serviços ambientais, os ecossistemas integrantes da Mata Atlântica continuam a ser reduzidos e degradados, subsistindo em pouco mais de 12% da sua área de distribuição original (Mittermeier et al. 2004, Ribeiro et al. 2011). O estabelecimento e manejo adequado de unidades de conservação de proteção integral – UPIs, se impõem como a maneira mais efetiva de resguardar a sua biodiversidade no curto prazo. Recentemente, baseando-se no conhecimento disponível sobre diversos grupos biológicos, foram indicadas áreas relevantes para o estabelecimento de tais unidades (Brasil 2007, Rodrigues & Bononi 2008). Além disso, como apontado por Terborgh & Van Schaik (2002), as UPIs existentes necessitam ser adequadamente protegidas de vetores de degradação ilegais (ex. caça, corte seletivo, etc.) e legais (ex. estabelecimento de rodovias, linhas de transmissão de energia elétrica, gasodutos, etc.). Muitas UPIs apresentam deficiências de concepção que contribuem para intensificar estes impactos, tais como tamanho insuficiente para manter populações viáveis da maior parte das espécies no longo prazo, sobreposição com áreas tradicionalmente ocupadas por populações humanas, etc (Terborgh & Van Schaik, 2002, Ribeiro et al. 2011).

O Maciço de Paranapiacaba no sudeste do estado de São Paulo engloba um conjunto de cinco UPIs, Parques Estaduais Carlos Botelho, Intervalos, Nascentes do Paranapanema e Turístico do Alto Ribeira (PETAR) e Estação Ecológica de Xitué, totalizando aproximadamente 140.000 ha, que tanto em relação aos aspectos de métricas da paisagem quanto pelos resultados disponíveis de caracterização da sua biodiversidade, constituem-se no remanescente mais representativo da Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica (Bencke et al. 2006, Galetti et al. 2009, Ribeiro et al. 2011). Considerando também, que as unidades do maciço apresentam históricos e intensidades de uso antrópico distintos, e que os vetores de pressão sobre as UPIs podem variar com o tempo, a caracterização da biota, visando colaborar com programas de monitoramento das condições ambientais locais, é de grande relevância. As aves podem ser incluídas nesses programas por serem bem conhecidas e relativamente fáceis de amostrar, quando comparadas a outros grupos de animais. Adicionalmente, listas locais acuradas podem contribuir para ampliar o conhecimento sobre biogeografia e ecologia de comunidades de aves (Cohn-Haft et al. 1997). Das unidades do Maciço, Intervalos apresenta a avifauna melhor caracterizada, com dados de riqueza e abundância relativa obtidos em estudos de longo prazo (Vielliard & Silva 2001, Aleixo & Galetti 1997).

Visando aprimorar o conhecimento sobre a avifauna do Maciço, os objetivos do presente estudo foram caracterizar assembleias de aves do Parque Estadual Carlos Botelho, quanto à composição de espécies, abundância relativa e associação com fitofisionomias locais.

Material e Métodos

1. Área de estudo

O Parque Estadual Carlos Botelho – PECB, localizado entre as coordenadas 24° 06' 55" - 24° 14' 41" S e 47° 47' 18" - 48° 07' 17" W, engloba 37.644,36 ha, distribuídos pelos municípios paulistas de Capão Bonito, São Miguel Arcanjo, Sete Barras e Tapiraí. A amplitude altitudinal local varia de 20 a 1000 m, incluindo trechos do Planalto de Guapiara (bacia do Alto Paranapanema), da Serra de Paranapiacaba e Vale do rio Ribeira de Iguape. O clima pode ser classificado, no sistema de Köppen, em quente úmido sem estiagem (Cfa) para as áreas submontanas e de baixada, e temperado úmido

sem estiagem (Cfb) nas áreas montanas. A temperatura média anual fica entre 18 e 20 °C e a pluviosidade anual entre 1500 e 2200 mm (São Paulo, 2008a). A formação vegetal predominante é a Floresta Ombrófila Densa, sendo que neste estudo foram amostradas duas fitofisionomias (Instituto... 2012): a Floresta Submontana (entre 30-400 m de altitude) e a Floresta Montana (500-1000 m). Além dessas, foram pesquisadas formações de origem antrópica que ocupam áreas restritas no interior do parque: um reflorestamento de pinheiros-do-Paraná *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze com sub-bosque de espécies nativas; gramados e jardins no entorno das edificações das sedes dos núcleos administrativos; vegetação de brejo no entorno de pequenos açudes e áreas em que predominam os estádios iniciais e intermediários da sucessão secundária (capoeiras). Na Figura 1 são apresentadas as trilhas e estradas amostradas e a distribuição das categorias fitofisionômicas reconhecidas.

O parque é uma unidade de proteção integral plenamente consolidada. Toda a sua área é de domínio público e foi regularizada há mais de 50 anos, dispõe de Plano de Manejo em implantação e a fiscalização intensiva, priorizada desde a sua criação, possibilitou a manutenção de seu território e de suas condições ambientais (São Paulo, 2008a). Essas características viabilizam o estudo de comunidades de vertebrados relativamente pouco impactadas pela ação humana (Beisiegel 2009, Galetti et al. 2009, Brocardo et al. 2012).

As pesquisas publicadas sobre a avifauna incluem levantamentos preliminares e observações sobre ecologia e comportamento para algumas espécies (Willis & Oniki 1981, 2003, Pacagnella et al. 1994, Straube & Scherer-Neto 1995, Galetti et al. 1997, Guix et al. 2002, Hernández et al. 2002, Pacheco & Fonseca 2002, Pedrocchi et al. 2002, Sanchez-Alonso et al. 2002, Figueiredo & Custódio-Filho 2003, Beisiegel 2006, 2007, Rocca et al. 2006, Antunes et al. 2006, 2007, 2011, Francisco et al. 2008, Rocca & Sazima 2008, Silva et al. 2010, Bernardo et al. 2011, Oliveira et al. 2011).

2. Coleta e análise de dados

As aves foram amostradas pelo método de trajetos de distância ilimitada (Bibby et al. 1992), que consistiu em deslocar-se lentamente, a aproximadamente 1 km/h, pelas trilhas e estradas disponíveis, registrando-se cada indivíduo contatado. Foram utilizados binóculos 8 × 40 para auxiliar na identificação das espécies e gravador profissional PMD222 Marantz com microfone Sennheiser ME66/K6C para registrar vocalizações e outras manifestações sonoras, a fim de documentar a presença das espécies. As coordenadas das áreas amostradas foram obtidas com GPS Garmin e-Trex Summit. A nomenclatura científica adotada foi a do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Comitê... 2011). As espécies consideradas ameaçadas de extinção são aquelas listadas em São Paulo (2008b).

O esforço amostral totalizou 175 dias em campo, entre abril de 2006 e dezembro de 2009, 1002 horas e, aproximadamente, 800 km percorridos a pé. Em relação às fitofisionomias o esforço amostral foi assim distribuído: 400 h para a Floresta Montana, 380 h para a Floresta Submontana, 100 h para as capoeiras, 60 h para o reflorestamento, 42 h para os gramados e jardins, e 20 h para os açudes e brejos.

A riqueza local foi estimada pelo método *Bootstrap* por meio do Programa EstimateS (Colwell 2009) e comparada ao valor obtido. Tal método foi selecionado por considerar os dados de abundância relativa de todas as espécies. Nessa análise, foi considerada como unidade amostral a campanha mensal, incluindo-se separadamente amostras de áreas montanas e submontanas obtidas em um mesmo mês e totalizando-se 50 amostras. Variações na riqueza e total de contatos ao longo do ano foram avaliadas agrupando-se os meses em trimestres, considerando-se as variações de temperatura e precipitação do clima local (São Paulo 2008a): dezembro-fevereiro, março-maio,

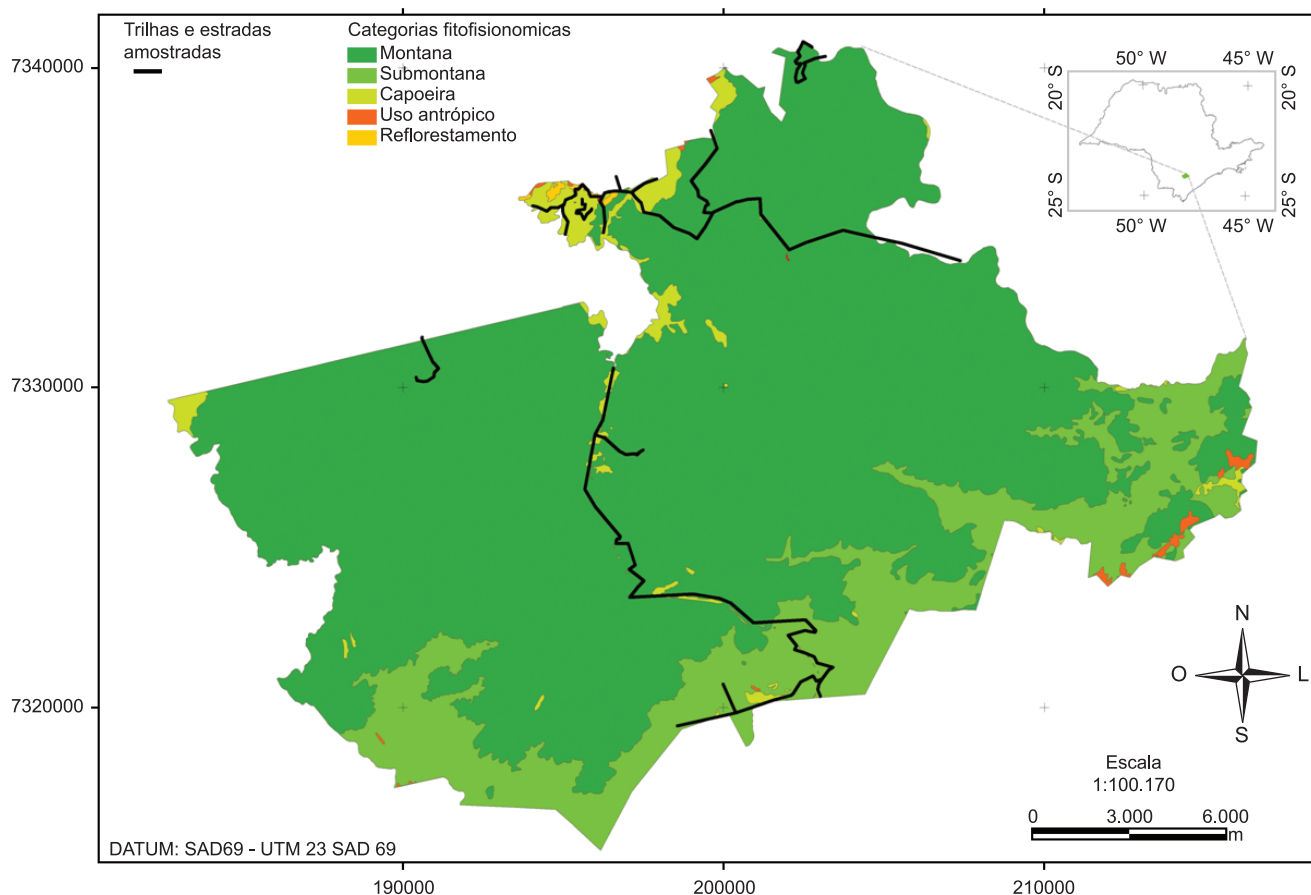


Figura 1. Principais fitofisionomias presentes no Parque Estadual Carlos Botelho e localização das trilhas e estradas amostradas.

Figure 1. Main vegetation types in Carlos Botelho State Park and location of sampled trails and roads.

junho-agosto e setembro-novembro. Valores médios de contatos são apresentados com os desvios padrões e foram comparados através do teste Mann-Whitney (U) ou de ANOVA de um fator (F). Para o último tipo de teste os dados sofreram transformação logarítmica. A correlação entre valores médios mensais de riqueza e total de contatos foi avaliada por meio do teste de correlação de postos de Spearman (rs). Os testes estatísticos foram efetuados com o programa BioEstat 5.0 (Ayres et al. 2008) e os resultados foram considerados significativos para $p < 0,01$.

Resultados

Foram obtidos 30353 contatos para 331 espécies (Tabela 1). Duzentas e uma foram gravadas, resultando na documentação de 60% da assembleia amostrada. A distribuição das espécies em classes de abundância relativa aponta que a maioria das espécies foi pouco contatada (Figura 2). A estimativa de riqueza indica um acréscimo esperado de 5% com a continuação da amostragem (Figura 3).

Noventa espécies (27%) foram encontradas apenas nas fitofisionomias antropogênicas (Figura 4) e foram significativamente menos contatadas do que as demais espécies (média = $22,18 \pm 62,02$ contatos), $U = 4474,50$ $p < 0,00001$, representando 6% ($N = 1996$) do total de contatos obtidos.

O período compreendido entre setembro e novembro apresentou os maiores valores de riqueza (Tabela 2), sendo que no total 278 espécies (84%) foram detectadas nesse trimestre (Tabela 1). A riqueza média desse trimestre diferiu significativamente em relação ao trimestre junho-agosto ($F = 5,45$ $p = 0,0034$; teste Tukey $Q = 5,56$ $p < 0,01$), mas não dos demais. A comparação entre médias de contatos trimestrais não foi possível, pois as variâncias foram desiguais. Não houve correlação entre as médias mensais de riqueza e total de contatos, $rs = 0,02$ $p = 0,95$. A distribuição dos contatos ao longo do ano indica que pelo menos 17 espécies (5%) podem ser consideradas localmente migratórias, sendo que *Pyrocephalus rubinus* (Boddaert, 1783) foi detectado entre maio e outubro e as demais entre agosto e abril (Tabela 1).

Vinte e cinco espécies (7%) são consideradas ameaçadas de extinção (18 vulneráveis, quatro em perigo e três criticamente em perigo). Estas espécies (média = $39,48 \pm 51,70$ contatos) não diferiram significativamente no total de contatos obtidos em relação às espécies de menor preocupação conservacionista ($N = 306$ média = $95,96 \pm 181,34$ contatos), $U = 3362,5$ $p = 0,31$. Também, não diferiram significativamente no número de fitofisionomias ocupadas, $U = 3121,50$ $p = 0,12$ (Figura 5).

Discussão

Assim como para outras áreas de alta diversidade, foram necessários vários anos de amostragem para se alcançar a caracterização da avifauna apresentada (Cohn-Haft et al. 1997). A avifauna conhecida no interior dessa unidade de conservação totaliza 370 espécies, quando são considerados os registros obtidos e publicados por outros pesquisadores (Antunes et al. 2006). Esta riqueza registrada corresponde a 47% da avifauna conhecida para o estado de São Paulo (Silveira & Uezu 2011). Ressalte-se que a maior parte da área do PECB ainda não foi amostrada devido a questões

Tabela 1. Espécies de aves registradas no Parque Estadual Carlos Botelho entre abril de 2006 e dezembro de 2009, com o total de contatos obtidos, o status de conservação, as fitofisionomias e meses de ocorrência. * = espécie gravada; ^m = espécie migratória; CR = Criticamente em Perigo; EN = Em Perigo; NT = quase Ameaçada; VU = Vulnerável; AB = açudes e brejos; CP = capoeiras; GJ = gramados e jardins; FM = Floresta Ombrófila Densa Montana; FS = Floresta Ombrófila Densa Submontana; RA = reflorestamento com pinheiros-do-Paraná; MR = margens de riachos; SO = sobrevoando e TA = taquarais.

Table 1. Bird species recorded in Carlos Botelho State Park between April 2006 and December 2009, with total contacts made, conservation status, vegetation types and months of occurrence. * = audio-recorded; ^m = migratory; CR = critically endangered; EN = endangered; NT = near threatened; VU = vulnerable; AB = ponds and swamps; CP = secondary forest; GJ = lawns and gardens; FM = lower highlands evergreen tropical forest; FS = lower plains evergreen tropical forest and RA = Parana pine reforestation. MR = river edges; SO = flying over and TA = bamboo clumps.

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
Tinamiformes					
Tinamidae					
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)*	macuco	187	VU	FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)*	inhambu-guaçu	90		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Crypturellus noctivagus</i> (Wied, 1820)*	jaó-do-sul	76	EN	FM FS CP	Mar, Maio, Jul-Dez
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã	1		FS	Ago
Anseriformes					
Anatidae					
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	irerê	2		AB	Nov e Out
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	pato-do-mato	1		AB	Ago
Galliformes					
Cracidae					
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815*	jacuguaçu	74		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Aburria jacutinga</i> (Spix, 1825)*	jacutinga	29	CR	FM FS CP	Jan, Fev, Abr-Out e Dez
Odontophoridae					
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)*	uru	136	NT	FM FS CP RA	Jan-Dez
Suliformes					
Phalacrocoracidae					
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá	2		AB	Abr e Out
Pelecaniformes					
Ardeidae					
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	socó-boi	1		FS (MR)	Out
<i>Tigrisoma fasciatum</i> (Such, 1825)	socó-boi-escuro	1	CR	FM (MR)	Jun
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira	25		GJ	Maio, Jun, Ago
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	garça-moura	1		AB	
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	garça-branca-grande	2		AB	Ago e Out
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)*	maria-faceira	2		GJ	Jan, Abr-Jun-Dez
Threskiornithidae					
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca	3		GJ RA	Set
Cathartiformes					
Cathartidae					
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha	18		FM FS CP (SO)	Fev, Abr, Jun-Nov
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-preto	231		FM FS CP (SO)	Jan-Dez
Accipitriformes					
Accipitridae					
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	gavião-de-cabeça-cinza	1		FM	Out
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	gavião-tesoura	4		FM	Jan-Fev
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira	1		GJ	Nov
<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823) ^m	gavião-bombachinha	14		FM FS	Ago-Fev
<i>Accipiter poliogaster</i> (Temminck, 1824)	tauató-pintado	2	NT	FM	Jan
<i>Accipiter superciliosus</i> (Linnaeus, 1766)	gavião-miudinho	1	NT	FM	Abr
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	gavião-pernilongo	2		FM RA	Ago e Out
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	gavião-caboclo	1		RA	Jan
<i>Amadonastur lacernulatus</i> (Temminck, 1827)	gavião-pombo-pequeno	1	VU	FM	Out
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)*	gavião-carijó	78		CP RA GJ	Jan-Dez
<i>Parabuteo leucorrhous</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	gavião-de-sobre-branco	9		FM	Dez-Mar

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Geranoetus albicaudatus</i> Vieillot, 1816	gavião-de-rabo-branco	1		GJ	Jun
<i>Pseudastur polionotus</i> (Kaup, 1847)	gavião-pombo-grande	31	VU	FM	Jan-Abr, Jun-Dez
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	gavião-de-rabo-curto	4		FM CP (SO)	Mar, Ago e Set
<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820)*	gavião-pegas-macaco	13	VU	FM FS	Jan-Jun, Set e Nov
<i>Spizaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1816)	gavião-pato	1	EN	FM	Set
<i>Spizaetus ornatus</i> (Daudin, 1800)	gavião-de-penacho	1	CR	FS	Maio
Falconiformes					
Falconidae					
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	12		CP RA GJ	Jan, Abr-Jun, Ago-Nov
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)*	carrapateiro	48		CP RA GJ	Jan-Dez
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	acauã	19		CP RA	Jan, Fev, Abr, Set-Dez
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)*	falcão-caburé	32		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)*	falcão-relógio	30		FM FS RA	Jan-Out, Dez
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	quiriquiri	4		GJ	Fev, Jun e Set
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	falcão-de-coleira	1		GJ	Abr
Gruiformes					
Aramidae					
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	carão	1		FS (MR)	Jul
Rallidae					
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)*	saracura-do-mato	116		FM FS CP RA	Jan-Jun, Ago-Dez
<i>Amaurolimnas concolor</i> (Gosse, 1847)	saracura-lisa	2		FS (MR)	Out
<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	sanã-parda	2		AB	Dez
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	saracura-preta	2		AB	Mar
Cariamiformes					
Cariamidae					
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	seriema	3		GJ	Jan-Dez
Charadriiformes					
Charadriidae					
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)*	quero-quero	10		GJ	Jan-Dez
Columbiformes					
Columbidae					
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)*	rolinha-roxa	4		GJ	Jan, Abr-Jun, Ago-Dez
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)*	asa-branca	210		CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	20		FS CP	Set-Dez
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)*	pomba-amargosa	141		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)*	avoante	8		GJ	Jan-Jun, Ago-Dez
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855*	juriti-pupu	20		CP	Jan, Abr, Jul-Dez
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-gemeadeira	3		CP RA	Out-Nov
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)*	juriti-piranga	22		FM FS	Fev, Abr, Jun, Ago-Dez
Psittaciformes					
Psittacidae					
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)*	tiriba-de-testa-vermelha	1406		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)*	tuim	237		FM FS CP GJ	Jan-Dez
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)*	periquito-rico	843		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Touit melanonotus</i> (Wied, 1820)	apuim-de-costas-pretas	17	VU	FS	Fev
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)*	cuiú-cuiú	194		FM FS	Jan-Dez
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)*	maitaca-verde	774		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Triclaria malachitacea</i> (Spix, 1824)*	sabiá-cica	57	VU	FM FS CP	Jan-Set, Nov e Dez
Cuculiformes					
Cuculidae					
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	56		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto	13		GJ	Jan, Jun e Ago
<i>Guirra guirra</i> (Gmelin, 1788)*	anu-branco	6		GJ	Jan, Fev, Abr-Jun, Ago-Dez

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci-do-campo	1		CP	Jul
Strigiformes					
Tytonidae					
<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)	suindara	2		GJ	Maio e Ago
Strigidae					
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato	4		GJ	Jan, Abr, Maio e nov
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	murucututu-de-barriga-amarela	7		FM RA	Jan, Mar, Abr, Ago-Out
<i>Strix hylophila</i> Temminck, 1825*	coruja-listrada	7		FM RA	Mar, Abr e Out
<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)	coruja-de-bigodes	1		FM	Mar
<i>Glaucidium minutissimum</i> (Wied, 1830)*	caburé-miudinho	13		FM FS	Mar, Abr, Jul-Set, Dez
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	2		GJ	Abr e Set
Caprimulgiformes					
Nyctibiidae					
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)*	urutau	12		FM FS RA	Fev, Abr, Ago, Out-Dez
Caprimulgidae					
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i> (Tschudi, 1844)	bacurau-ocelado	2		FS	Maio
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)* ^m	tuju	30		FM FS CP GJ RA (SO)	Set-Abr
<i>Hydropsalis albicollis</i> (Gmelin, 1789)*	curiango	37		CP GJ	Jan, Mar-Dez
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	bacurau-tesoura	6		CP GJ RA	Abr, Jul e Ago
<i>Hydropsalis forcipata</i> (Nitzsch, 1840)	bacurau-tesourão	1	NT	CP	Nov
Apodiformes					
Apodidae					
<i>Cypseloides fumigatus</i> (Streubel, 1848)	taperuçu-preto	50		FS	Jun
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	taperuçu-de-coleira	110		FM FS CP GJ RA (SO)	Jan-Dez
<i>Chaetura cinereiventris</i> Sclater, 1862*	taperá-de-barriga-cinza	476		FM FS CP GJ RA (SO)	Jan-Dez
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907*	taperá-do-temporal	22		FS CP (SO)	Set-Nov
<i>Panyptila cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	taperá-estofador	3		FS	Maio e Set
Trochilidae					
<i>Ramphodon naevius</i> (Dumont, 1818)*	beija-flor-rajado	425		FS CP	Jan-Dez
<i>Phaethornis squalidus</i> (Temminck, 1822)*	rabo-branco-miúdo	27		FM FS	Jan-Ago, Out e Dez
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	rabo-branco-acanelado	1		GJ	Maio
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)*	rabo-branco-de-garganta-rajada	130		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	14		GJ	Jan-Fev, Maio-Jun, Ago-Set, Nov-Dez
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)*	beija-flor-cinza	4		FS CP	Jan, Fev, Jun e Dez
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto	78		FM FS CP GJ RA	Jul, Set-Abr
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)	beija-flor-de-orelha-violeta	1		GJ	Dez
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817) ^m	beija-flor-de-veste-preta	10		FS GJ	Out-Abr
<i>Lophornis chalybeus</i> (Vieillot, 1823)*	topetinho-verde	3		FS GJ	Jan, Abr e Jun
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	esmeralda-de-bico-vermelho	17		GJ	Jan, Fev, Set-Dez
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)*	beija-flor-de-fronte-violeta	240		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-papo-branco	13		FM FS CP GJ	Fev-Maio, Set, Nov-Dez
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	15		FM FS CP GJ	Jan, Fev, Set-Dez
<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-garganta-verde	6		FM FS	Jan, Out e Dez

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	beija-flor-de-peito-azul	4		GJ	Jan, Maio e Dez
<i>Clytolaema rubricauda</i> (Boddaert, 1783)*	beija-flor-rubi	8		FM CP	Fev, Abr, Jun, Ago, Set e Dez
<i>Helimaster squamosus</i> (Temminck, 1823)	bico-reto-de-banda-branca	1		GJ	Dez
Trogoniformes					
Trogonidae					
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766*	surucuá-de-barriga-dourada	182		FM FS CP	Jan-Dez
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817*	surucuá-variado	152		FM CP RA	Jan-Dez
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788*	surucuá-de-barriga-amarela	166		FM FS CP RA	Jan-Dez
Coraciiformes					
Alcedinidae					
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	8		AB GJ (SO)	Abr, Jun-Set
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	martim-pescador-verde	7		AB FS (MR)	Fev-Abr, Jul, Ago e Out
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	martim-pescador-pequeno	11		AB FS (MR)	Fev, Mar, Maio, Set, Out e Dez
<i>Chloroceryle inda</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-da-mata	4	NT	FM FS (MR)	Jan, Mar e Set
Momotidae					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)*	juruva-verde	125		FM FS CP	Jan-Dez
Galbuliformes					
Bucconidae					
<i>Notharchus swainsoni</i> (Gray, 1846)	macuru-de-barriga-castanha	3	NT	FS	Fev e Abr
<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)	barbudo-rajado	11		FM FS CP	Fev, Mar, Jun, jul, Set, Nov e Dez
Piciformes					
Ramphastidae					
<i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823*	tucano-de-bico-preto	97		FM FS CP	Jan-Dez
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766*	tucano-de-bico-verde	293		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)*	araçari-poca	55	VU	FM FS CP	Jan-Dez
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)	araçari-banana	22	VU	FM FS	Fev, Abr-Jun, Set, Nov e Dez
Picidae					
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845*	pica-pau-anão-de-coleira	198		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)*	pica-pau-branco	3		GJ	Maio e Jun
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)*	benedito-de-testa-amarela	135		FM FS CP GJ	Jan-Dez
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)*	pica-pau-manchado	159		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Piculus flavigula</i> (Boddaert, 1783)	pica-pau-bufador	17		FS	Mar-Jul e Set
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)*	pica-pau-dourado	18		FM RA	Fev, Abr, Jun-Nov
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)*	pica-pau-carijó	11		FM FS CP GJ	Mar, Ago, Set e Dez
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	3		GJ	Fev, Abr-Jun, Ago-Nov
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)*	pica-pau-velho	215		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)*	pica-pau-de-banda-branca	24		CP GJ RA	Jan-Mar, Jun, Ago-Dez
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)*	pica-pau-rei	54	NT	FM FS CP RA	Jan-Set, Nov-Dez
Passeriformes					
Thamnophilidae					
<i>Terenura maculata</i> (Wied, 1831)*	zidedê	293		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Myrmeciza squamosa</i> Pelzeln, 1868*	formigueiro-da-grota	253		FM FS CP RA	Jan-Dez

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Myrmotherula gularis</i> (Spix, 1825)*	choquinha-de-garganta-pintada	458		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Myrmotherula minor</i> Salvadori, 1864	choquinha-pequena	2	VU	FS	Jun e Set
<i>Myrmotherula unicolor</i> (Menetries, 1835)	choquinha-cinzenta	25	VU	FM FS	Fev, Mar, Maio-Dez
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)*	choquinha-de-peito-pintado	87	NT	FM FS CP	Jan-Dez
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)*	choquinha-lisa	340		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Dysithamnus xanthopterus</i> Burmeister, 1856*	choquinha-de-asa-ferrugem	3		FM CP	Out e Dez
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)*	chorozinho-de-asa-vermelha	28		FM FS	Jan, Mar-Nov
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816*	choca-da-mata	70		FM FS GJ CP	Jan, Fev, Abr-Dez
<i>Hypodaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)*	chocão-carijó	169		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)*	matracão	54		FM FS CP RA (TA)	Jan-Nov
<i>Mackenziaena leachii</i> (Such, 1825)	borralhara-assobiadora	7		FM FS (TA)	Mar, Maio e Dez
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)*	borralhara-preta	30		FM FS CP (TA)	Fev, Abr-Dez
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)*	olho-de-fogo-do-sul	346		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Dryophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)*	dituí	63		FM FS CP (TA)	Jan-Dez
<i>Dryophila rubricollis</i> (Bertoni, 1901)	trovoada-de-bertoni	3		FM FS (TA)	Jul, Set e Dez
<i>Dryophila ochropyga</i> (Hellmayr, 1906)*	trovoada-de-dorso-vermelho	24		FM FS (TA)	Fev-Jul, Set-Dez
<i>Dryophila malura</i> (Temminck, 1825)*	trovoada-carijó	14		FM FS CP (TA)	Jan-Abr, Ago-Dez
<i>Dryophila squamata</i> (Lichtenstein, 1823)*	pintadinho	19		FS	Mar, Maio, Jul, Ago e Nov
Conopophagidae					
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)*	chupa-dente-marrom	76		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)*	chupa-dente-mascarado	35		FM FS	Fev, Abr-Set, Nov e Dez
Grallariidae					
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)*	tovacuçu	79		FM FS RA	Jan-Dez
Rhinocryptidae					
<i>Merulaxis aff. ater</i> Lesson, 1830*	bigodudo-preto	43	NT	FS CP	Jan-Dez
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)*	macuquinho-perereca	141		FM FS CP RA (TA)	Jan-Dez
<i>Scytalopus aff. speluncae</i> (Ménétrières, 1835)*	macuquinho-preto	9		FM FS (TA)	Mar, Abr, Ago-Nov
<i>Psilorhamphus guttatus</i> (Ménétrières, 1835)*	macuquinho-pintado	44		FM FS CP (TA)	Fev-Dez
Formicariidae					
<i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783*	galinha-do-mato	90		FS CP	Fev-Dez
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)*	tovaca-campainha	246		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Chamaeza meruloides</i> Vigors, 1825	tovaca-cantadora	16		FM FS	Fev, Abr-Jul, Set, Out e Dez
Scleruridae					
<i>Sclerurus mexicanus</i> Sclater, 1857*	vira-folha-de-peito-vermelho	6	VU	FS	Mar, Maio, Jul e Ago
<i>Sclerurus scansor</i> (Menetries, 1835)*	vira-folha-vermelho	32		FM FS CP RA	Jan-Jun, Set-Nov
Dendrocolaptidae					
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)*	arapaçu-liso	204		FM FS	Jan-Dez
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)*	arapaçu-verde	321		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)*	arapaçu-rajado	271		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	arapaçu-alfange	23		FM FS (TA)	Maio-Dez
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	arapaçu-escamado-do-sul	10		FM	Jan, Abr-Jun, Set e Nov
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825*	arapaçu-de-bico-preto	62		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)*	cochi-de-garganta-branca	66		FM FS CP RA	Jan-Dez
Furnariidae					

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)*	bico-virado-miúdo	19		FM FS	Mar-Jul, Set, Nov e Dez
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó	22		FM FS CP RA	Jan, Mar-Maio, Set-Dez
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)*	joão-de-barro	4		GJ	Jan-Jun, Ago-Dez
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)*	joão-do-riacho	89		FM FS CP (MR)	Jan-Dez
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)*	barranqueiro-de-olho-branco	171		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Anabazenops fuscus</i> (Vieillot, 1816)*	trepador-coleira	76		FM FS CP (TA)	Fev-Dez
<i>Philydor lichtensteini</i> Cabanis & Heine, 1859	limpa-folha-ocráceo	20		FM FS	Fev-Set, Nov
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)*	limpa-folha-coroado	291		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)*	limpa-folha-de-testa-baia	317		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885*	trepadorzinho	45		FM CP RA	Fev-Jun, Ago-Dez
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (Temminck, 1823)	limpa-folha-miúdo	29		FM	Jan-Set e Nov
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	limpa-folha-quiete	5		FM (TA)	Maio e Out
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i> (Jardine & Selby, 1830)	trepador-sobrancelha	21		FM FS	Jan-Jul, Out-Dez
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)*	grimpeiro	6		RA	Jan, Fev, Abr-Jun, Ago-Dez
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819*	pichororé	119		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	pi-puí	1		FM	Ago
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856*	joão-teneném	19		CP GJ	Fev, Mar, Maio, Jun, Ago-Nov
<i>Cranioleuca pallida</i> (Wied, 1831)*	joão-pálido	32		FM CP GJ RA	Mar, Abr, Maio, Jun, Ago-Nov
Pipridae					
<i>Neopelma chrysolophum</i> Pinto, 1944*	fruxu	3		FM CP	Abr e Out
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira	21		FS CP	Fev, Mar, Maio-Out
<i>Ilicura militaris</i> (Shaw & Nodder, 1809)*	tangarazinho	53		FM FS CP GJ	Mar-Nov
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)*	tangará-dançarino	889		FM FS CP RA	Jan-Dez
Tityridae					
<i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821*	bico-agudo	37		FM FS	Jan-Dez
<i>Onychorhynchus swainsoni</i> (Pelzeln, 1858)	maria-leque-do-sudeste	2	VU	FM (MR)	Maio e Set
<i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789)	assanhadinho	19		FS	Fev, Maio-Jul, Set, Out e Dez
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)*	flautim-verde	378		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823) ^m	araponguinha-de-cara-preta	19		FM FS CP GJ	Out-Abr
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766) ^m	araponguinha-de-rabo-preto	36		FM FS CP GJ RA	Set-Mar
<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)	caneleiro-verde	1		FM	Dez
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)*	caneleiro-castanho	140		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Pachyramphus polychropterus</i> (Vieillot, 1818)* ^m	caneleiro-preto	21		FM FS CP RA	Set-Abr
<i>Pachyramphus marginatus</i> (Lichtenstein, 1823)*	caneleiro-bordado	16	NT	FS	Fev, Mar, Maio-Dez
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)* ^m	caneleiro-de-crista	37		FM FS CP GJ RA	Set-Jan
Cotingidae					
<i>Lipaugus lanioides</i> (Lesson, 1844)*	cricrió-suisso	32	VU	FM FS	Jan, Fev, Maio-Dez
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)*	araponga	188	VU	FM FS CP RA	Jan-Fev, Abr-Dez
<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)*	pavó	108	VU	FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)*	corocochó	231		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Carpornis melanocephala</i> (Wied, 1820)*	cochó	50	VU	FS	Jan, Mar-Dez
<i>Phibalura flavirostris</i> Vieillot, 1816	tesourinha-da-mata	1	NT	GJ	Abr
Tyrannoidea Incertae sedis					
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818*	patinho	284		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Piprites chloris</i> (Temminck, 1822)*	caneleirinho-cantor	34		FM RA	Jan, Mar-Dez

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
Rhynchocyclidae					
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846*	abre-asa-de-cabeça-cinza	141		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846*	abre-asa-cabeçudo	248		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)*	maria-borboleta	12		FM RA	Fev, Abr-Jun, Out
<i>Phylloscartes paulista</i> Ihering & Ihering, 1907*	não-pode-parar	13	VU	FS	Abr, Jun, Jul, Set, Out e Dez
<i>Phylloscartes oustaleti</i> (Sclater, 1887)*	treme-rabo	324		FM FS RA	Jan-Dez
<i>Phylloscartes sylvius</i> (Cabanis & Heine, 1859)*	maria-pequena	42	NT	FS	Jan-Ago
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)*	bico-chato-de-orelha-preta	230		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)*	ferreirinho-teque-teque	67		FM FS CP	Jan-Dez
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)*	tororó	31		CP	Fev, Mar-Jun
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)*	maria-cigarra	302		FM FS CP RA	Jan-Dez
<i>Hemitriccus diops</i> (Temminck, 1822)	maria-olho-falso	1		FM (TA)	Maio
<i>Hemitriccus obsoletus</i> (Miranda-Ribeiro, 1906)*	maria-catraca	7		FM (TA)	Set-Nov
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	maria-tiririzinha	21		FS	Fev-Dez
<i>Hemitriccus nidipendulus</i> (Wied, 1831)	maria-verdinha	1		CP	Maio
Tyrannidae					
<i>Tyranniscus burmeisteri</i> (Cabanis & Heine, 1859)*	piolhinho-chiador	14		FM FS	Abr-Jun, Ago-Nov
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)*	risadinha	27		FM CP	Jan, Fev, Abr-Dez
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)*	maria-é-dia	11		CP GJ	Fev, Abr, Out-Dez
<i>Elaenia chilensis</i> Hellmayr, 1927	guaracava-de-crista-branca	1		CP	Abr
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868	guaracava-de-bico-curto	3		CP	Abr e Nov
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque	2		GJ	Nov
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)*	maria-da-copa	53		FS	Jan, Mar-Jul, Set-Dez
<i>Phyllomyias virescens</i> (Temminck, 1824)	piolhinho-verdoso	2		CP	Abr e Jun
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)*	piolhinho	17		CP GJ	Jan, Abr, Jun-Out, Dez
<i>Phyllomyias griseocapilla</i> Sclater, 1862*	piolhinho-serrano	41		FM FS	Mar-Set, Nov e Dez
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)*	alegrinho	24		CP GJ	Jan, Abr-Dez
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868* ^m	tinguaçu-castanho	120		FM FS CP RA	Set-Mar
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)*	capitão-de-saíra	231		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)* ^m	bem-te-vi-pirata	36		FM FS CP GJ	Set-Fev
<i>Ramphotrigon megacephalum</i> (Swainson, 1835)*	maria-cabeçuda	7		FM FS (TA)	Fev, Jul, Ago, Out-Dez
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859* ^m	irré	122		FM FS CP GJ RA	Set-Mar
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)*	maria-assobiadeira	22		FM FS	Fev, Mar, Maio-Set, Nov e Dez
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)*	bem-te-vi-verdadeiro	104		CP GJ	Jan, Fev, Abr-Dez
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)*	suiriri-cavaleiro	4		GJ	
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)* ^m	bem-te-vi-rajado	146		FM FS CP GJ RA	Set-Fev
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)*	neinei	52		FM FS CP GJ RA	
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)*	bem-te-vi-de-coroa-vermelha	75		FM FS CP GJ	Jan-Dez
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819* ^m	suiriri	13		CP GJ RA	Set-Abr
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha-do-campo	1		GJ	Dez
<i>Empidonotus varius</i> (Vieillot, 1818) ^m	peitica	18		FM FS CP GJ RA	Set-Fev
<i>Conopias trivirgatus</i> (Wied, 1831)*	bem-te-vi-de-três-riscas	36		FM FS CP	Mar, Jun, Ago-Dez
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)*	maria-viuvinha	40		FM FS CP	Fev-Jun, Ago-Dez
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)*	felipe	3		CP	Nov
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783) ^m	príncipe	4		GJ	Maio, Jun, Ago e Out

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	lavadeira-mascarada	1		AB GJ	Dez
<i>Lathrotriccus eulerei</i> (Cabanis, 1868)* ^m	enferrujado	113		FM FS CP RA	Set-Abr
<i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825)	piuí-cinza	1		FM	Ago
<i>Knipolegus cyanirostris</i> (Vieillot, 1818)	maria-preta-de-bico-azulado	1		CP	Out
<i>Muscipipra vetula</i> (Lichtenstein, 1823)	tesoura-cinza	10		FM CP	Maio, Ago, Set-Nov
Vireonidae					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)*	pitiguari	152		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)* ^m	juruviara	155		FM FS CP GJ RA	Set-Abr
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822*	vite-vite-coroado	100		FM CP RA	Jan-Dez
Corvidae					
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)*	gralha-azul	37	NT	FS CP	Fev-Jul, Set-Nov
Hirundinidae					
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)*	andorinha-azul-e-branca	445		GJ CP (SO)	Jan-Dez
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)*	andorinha-serradora	85		FS GJ CP (SO) (MR)	Jan-Maio, Ago-Dez
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)*	andorinha-grande	319		GJ CP (SO)	Jan-Dez
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-de-frente-branca	7		GJ	Set-Nov
Troglodytidae					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823*	corruíra-de-casa	87		CP GJ	Jan-Dez
<i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819)	garrincha-trovão	4		CP	Mar, Maio, Ago
Poliptilidae					
<i>Ramphocaenus melanurus</i> Vieillot, 1819*	bico-assovelado	10		FM FS CP	Mar, Jul-Set, Nov e Dez
Turdidae					
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818*	sabiá-una	301		FM FS CP GJ RA	Jan-Abr, Jun-Dez
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818*	sabiá-laranjeira	81		FM FS CP GJ RA	Jan, Fev, Abr-Dez
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818*	sabiá-de-cabeça-cinza	33		GJ	Jan, Fev, Abr-Jun, Ago-Dez
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	20		FM FS CP GJ	Jan, Maio, Ago-Dez
<i>Turdus subalaris</i> (Seeböhm, 1887)	sabiá-ferreiro	1		CP	Out
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818*	sabiá-coleira	536		FM FS CP RA	Jan-Dez
Mimidae					
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo	1		GJ	Set
Coerebidae					
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)*	cambacica	117		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
Thraupidae					
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)*	bico-de-pimenta	119		FM FS CP	Jan-Dez
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837*	trinca-ferro-de-asa-verde	26		FM FS CP GJ RA	Jan, Mar, Jun, Ago-Dez
<i>Orchesticus abeillei</i> (Lesson, 1839)	tiê-pardo	9		FM FS	Abr, Ago-Nov
<i>Orthogonys chloricterus</i> (Vieillot, 1819)*	catirumbava	408		FM FS GJ CP	Fev-Dez
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	cabecinha-castanha	2	NT	FS	Set
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)*	gurundi	218		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-sangue	52		FS CP GJ	Jan-Dez
<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)*	tiê-galo	166		FS CP GJ	Jan, Mar-Set, Nov-Dez
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)*	tiê-de-topete	273		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)*	saíra-de-sete-cores	1274		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)*	saíra-militar	877		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Tangara desmaresti</i> (Vieillot, 1819)	saíra-da-serra	65		FM CP GJ RA	Jan, Mar, Maio, Jun, Set, Out e Dez
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)*	sanhaço-cinza	156		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)*	sanhaço-da-serra	86		FM FS CP GJ RA	Jan, Fev, Abr-Dez
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)*	sanhaço-do-coqueiro	95		FM FS CP GJ	Jan-Dez

Tabela 1. Continuação...

Espécie	Nome popular	Contatos	Status	Fitofisionomias	Meses
<i>Tangara ornata</i> (Sparman, 1789)*	sanhaço-rei	86		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)*	saira-cabocla	26		CP GJ	Fev, Abr, Jun, Out e Nov
<i>Stephanophorus diadematus</i> (Temminck, 1823)	sanhaço-frade	1		CP	Out
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788)*	tietinga	48	NT	FM FS CP	Fev, Abr-Jul, Set, Nov e Dez
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)*	saira-viúva	16		FM CP GJ RA	Jan, Jun, Ago-Nov
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)*	saí-andorinha	69		FM FS CP GJ RA	Fev-Jun, Ago-Dez
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	77		FM FS CP GJ RA	Jan-Nov
<i>Chlorophanes spiza</i> (Linnaeus, 1758)*	saí-verde	11		FS GJ	Fev, Abr, Jul-Set
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)*	saira-ferrugem	364		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
Emberizidae					
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)*	tico-tico-verdadeiro	42		GJ	Jan-Dez
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo	2		GJ	Set e Nov
<i>Haplopiza unicolor</i> Cabanis, 1851*	catatau	58		FM FS CP (TA)	Fev-Jun, Ago-Dez
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)*	canário-da-terra	54		GJ	Jan-Dez
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu	25		GJ	Jan, Fev, Jun, Set-Dez
<i>Sporophila frontalis</i> (Verreaux, 1869)*	pichochó	30	EN	FM FS CP (TA)	Jan-Jun, Ago, Set, Nov-Dez
<i>Sporophila falcirostris</i> (Temminck, 1820)*	papa-capim-da-taquara	32	EN	FM FS CP (TA)	Mar, Maio-Set, Nov e Dez
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758) ^m	bigodinho	12		GJ	Nov-Fev
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)*	coleirinha	33		GJ	Jan-Maio, Out-Dez
<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)	cigarrinha-do-coqueiro	1		FS (TA)	Dez
<i>Arremon semitorquatus</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-coleira-falha	2		FS	Maio e Out
Cardinalidae					
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)*	tiê-da-mata	905		FM FS RA	Jan-Dez
Parulidae					
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)*	mariquita	71		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)*	pia-cobra	6		AB	Jan, Abr, Jun, Ago, Out
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)*	pula-pula-coroado	786		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Basileuterus hypoleucus</i> Bonaparte, 1830	pula-pula-pichito	1		RA	Maio
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)*	pula-pula-assobiador	34		FM CP RA	Jan-Dez
<i>Phaeothlypis rivularis</i> (Wied, 1821)*	pula-pula-ribeirinho	391		FM FS CP (MR)	Jan-Dez
Icteridae					
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)	japu-preto	3		GJ	Ago
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)*	soldado	109		FM CP GJ RA	Jan-Jun, Ago-Dez
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)*	guaxe	460		FM FS CP	Jan-Dez
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)*	encontro	3		CP	Out
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	chopim	17		GJ	Maio-Dez
Fringillidae					
<i>Sporagra magellanica</i> (Vieillot, 1805)*	pintassilgo-de-cabeça-preta	4		GJ	Maio e Out
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	vi-vi	2		CP	Jan e Jun
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)*	gaturamo-verdadeiro	50		FM FS CP GJ	Jan-Dez
<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	cais-cais	8	VU	FM GJ	Maio, Set e Nov
<i>Euphonia cyanocephala</i> (Vieillot, 1818)	gaturamo-rei	2		GJ	Dez
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)*	ferro-velho	335		FM FS CP GJ RA	Jan-Dez
<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)	gaturamo-bandeira	1		FS	Jul

logísticas, porém, como observa-se na Figura 1, as fitofisionomias mais representativas já foram contempladas. A riqueza e a composição das espécies são similares às encontradas para o contíguo Parque Estadual Intervales (Vielliard & Silva 2001, Aleixo & Galetti 1997, Willis & Oniki 2003).

Espécies colonizadoras, vagantes e localmente raras poderão continuar a ser encontradas por um período de tempo imprevisível, como se observa ao se analisar os levantamentos de áreas amostradas por mais de cinquenta anos (Magalhães 1999, Cavarzere et al. 2010). A ausência de estabilização da curva do coletor, a estimativa obtida

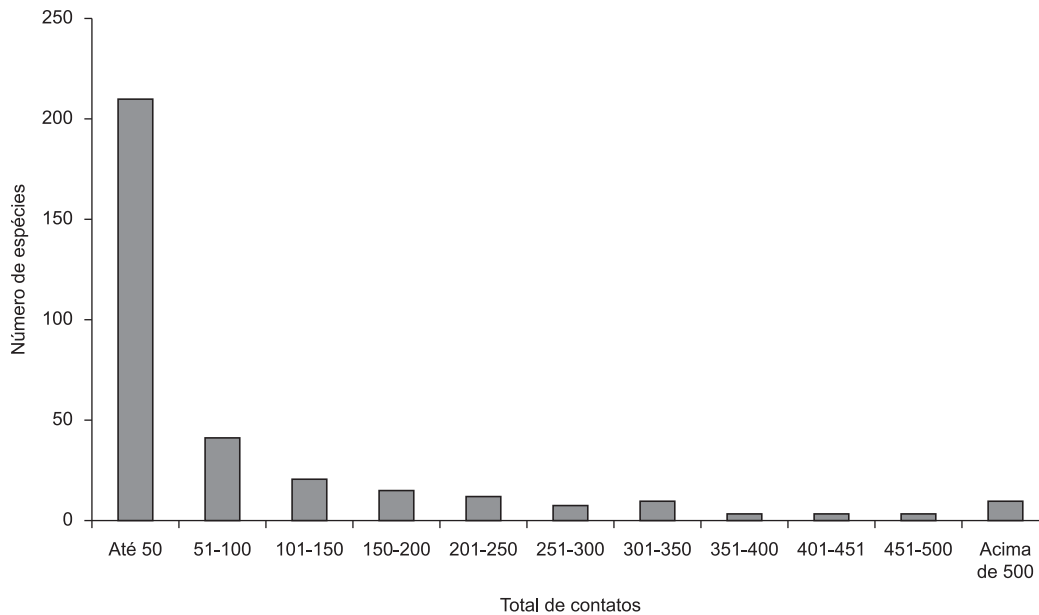


Figura 2. Distribuição das espécies de aves registradas no Parque Estadual Carlos Botelho em classes de total de contatos.

Figure 2. Bird species distribution in total contacts classes for Carlos Botelho State Park, São Paulo southeastern Brazil.

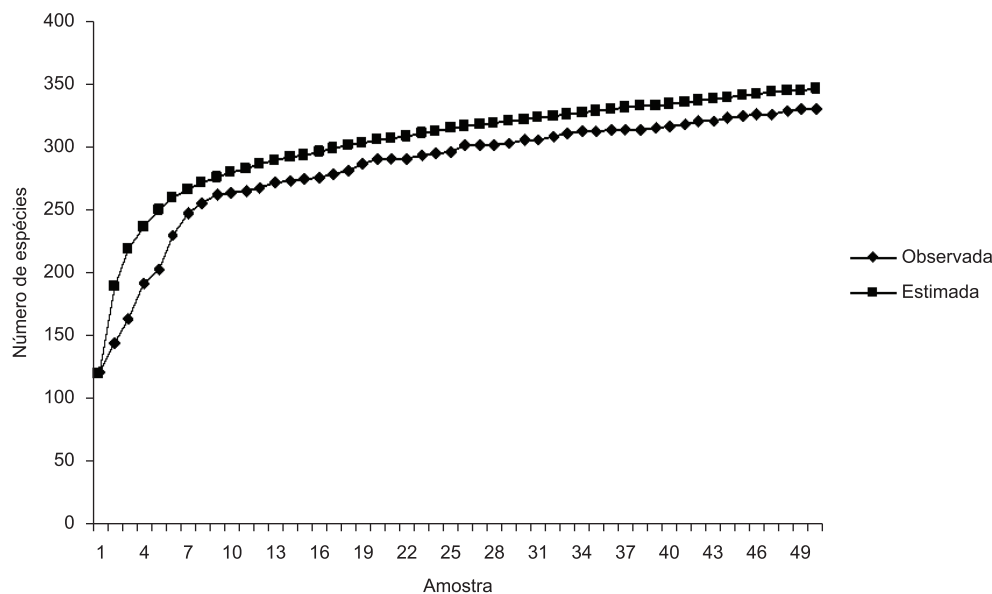


Figura 3. Curvas de acúmulo de espécies de aves observada e estimada (método Bootstrap) para o período amostral de abril de 2006 a dezembro de 2009 no Parque Estadual Carlos Botelho.

Figure 3. Observed and estimated (Bootstrap) bird species accumulation curves between April 2006- December 2009 for Carlos Botelho State Park.

pelo *Bootstrap* e o registro de espécies por outros pesquisadores ou no entorno do parque, apóiam essa constatação. A caracterização da chamada avifauna nuclear é um objetivo mais factível de ser atingido do que um inventário completo (Remsen 1994, Cohn-Haft et al. 1997). No caso do PECB as espécies florestais, residentes e migratórias, constituem essa avifauna nuclear. O emprego de outras metodologias de amostragem como capturas com redes de neblina, uso de *playbacks* e observações focais em fruteiras e flores, provavelmente pode contribuir para atingir tal objetivo (Remsen 1994).

O período de setembro a novembro corresponde ao início da estação reprodutiva para a maior parte das espécies de aves no

sudeste do Brasil (Sick 1997), o que pode ter colaborado para os valores mais elevados de riqueza mensal encontrados. As espécies classificadas como provavelmente migratórias localmente, também são consideradas migratórias na maior parte do estado de São Paulo (Willis & Oniki 2003). Para outras espécies, relacionadas como migratórias no estado por Willis & Oniki (2003), foram obtidos poucos registros, não permitindo definir se tratavam-se de migrantes ou vagantes. Adicionalmente, é provável a ocorrência de migrações altitudinais no interior do PECB, principalmente envolvendo espécies frugívoras (Castro et al. 2012).

Aves Parque Carlos Botelho

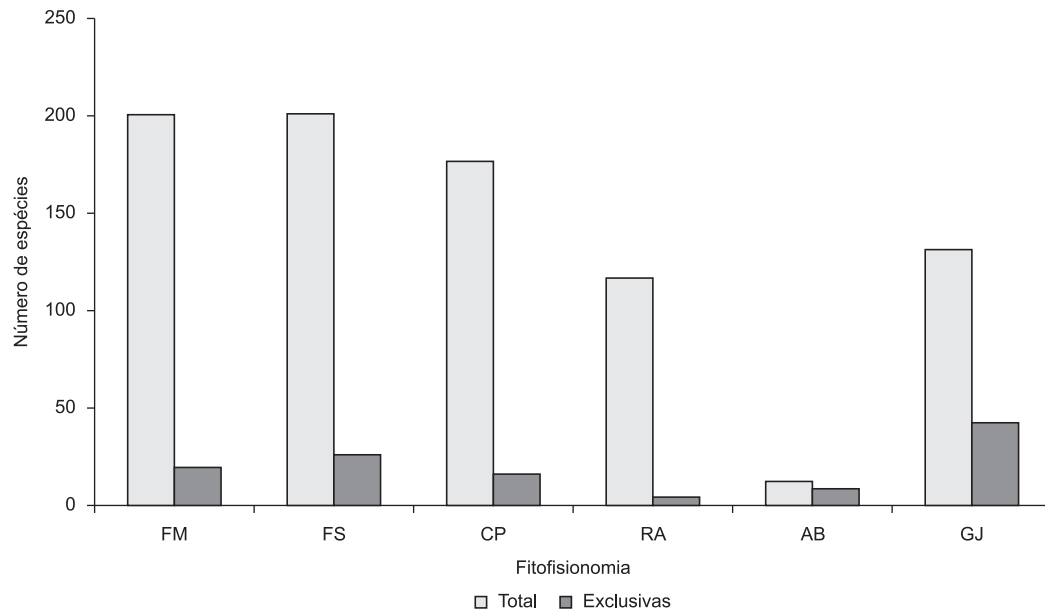


Figura 4. Distribuição das espécies de aves nas fitofisionomias amostradas no Parque Estadual Carlos Botelho. Espécies exclusivas são aquelas que foram encontradas num único tipo de vegetação durante o período amostral. AB = açudes e brejos; CP = capoeiras; GJ = gramados e jardins; FM = Floresta Ombrófila Densa Montana; FS = Floresta Ombrófila Densa Submontana e RA = reflorestamento com pinheiros-do-Paraná.

Figure 4. Bird species distribution in Carlos Botelho State Park in sampled vegetation types. Exclusive species are recorded only in one vegetation type. AB = ponds and swamps; CP = secondary forest; GJ = lawns and gardens; FM = lower highlands evergreen tropical forest; FS = lower plains evergreen tropical forest and RA = Parana pine reforestation.

Tabela 2. Valores médios de riqueza e total de contatos, acompanhados pelos respectivos desvios padrões, para a avifauna do Parque Estadual Carlos Botelho entre abril de 2006 e dezembro de 2009.

Table 2. Mean values of richness and total contacts, accompanied by standard deviations, for avifauna from Carlos Botelho State Park between April 2006 and December 2009.

Mês (n)	Riqueza Média	Média do total de contatos
Janeiro (4)	125 ± 12,49	592 ± 115,83
Fevereiro (3)	136 ± 5	749 ± 218,11
Março (3)	123 ± 15,59	812 ± 116,09
Abril (5)	136,25 ± 7,32	713,75 ± 84,17
Maio (4)	122,50 ± 13,62	756,5 ± 234,62
Junho (5)	124,75 ± 6,75	839,75 ± 223,76
Julho (4)	112,75 ± 26,38	661 ± 352,91
Agosto (4)	122,33 ± 11,37	706 ± 162,37
Setembro (6)	151,75 ± 37,74	1057,5 ± 499,08
Outubro (4)	144,50 ± 9,81	602,25 ± 156,33
Novembro (4)	146,25 ± 18,28	700,75 ± 172,00
Dezembro (4)	137,75 ± 8,26	684,75 ± 86,73

As fitofisionomias antropogênicas, que ocupam áreas restritas no interior do parque, apresentaram espécies registradas exclusivamente em seus habitats e que em geral foram pouco contatadas. Além de espécies residentes que provavelmente apresentam populações pequenas, nesse conjunto estão incluídas vagantes e ocasionais. De maneira similar ao observado em outras localidades do sudeste do Brasil (Willis & Oniki 2002), as aves que ocupam essas fitofisionomias são em geral de menor preocupação conservacionista. Na região serrana do Espírito Santo onde os remanescentes florestais avaliados estão numa matriz agrícola, os percentuais de espécies

registradas exclusivamente em habitats antropogênicos variaram entre 25 e 30% da avifauna local, dependendo do grau de degradação das áreas (Willis & Oniki 2002). Tais valores são similares ao registrado para o PECB. A presença da maioria dessas espécies no parque parece estar condicionada ao uso da terra nas propriedades do entorno. Recentemente, áreas com pastagens vizinhas à sede do PECB foram reflorestadas com eucaliptos, o que poderá ter impacto nas populações locais de algumas espécies no futuro.

Em relação às espécies florestais registradas em habitats antropogênicos, pode ser que essas áreas estejam absorvendo excedentes populacionais das florestas contíguas no caso de formas mais generalistas, que estejam funcionando como áreas de “dreno” para populações de algumas destas, ou que para certas espécies ocorra apenas o uso ocasional, ligado à disponibilidade de determinados recursos (Harris & Pimm 2004, Barlow et al. 2010). Essas possibilidades precisam ser investigadas, pois essa maior flexibilidade no uso de habitats, apresentada por grande parte das aves locais, não necessariamente favorecerá suas populações em casos de perda ou degradação da floresta (Aleixo 2001).

O grimpieiro *Leptasthenura setaria* (Temminck, 1824) destaca-se entre as espécies exclusivas de habitats antropogênicos, por ser dependente dos pinheiros-do-paraná e estar expandindo sua área de distribuição, colonizando plantios dessa árvore localizados próximos a áreas de ocorrência natural da fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (Antunes et al. 2007, Cabanne et al. 2007).

Diferenças locais nas assembleias de aves florestais foram detectadas em pesquisas que abordaram a influência da vegetação sobre a avifauna, em escalas mais refinadas do que a utilizada no presente estudo. Antunes et al. (2011) indicaram que os estádios médio e avançado de sucessão ecológica das florestas montanas e submontanas do PECB não diferem quanto à riqueza de espécies, mas sim em relação à composição das assembleias, com números similares de espécies exclusivas a cada uma delas. Já trechos da

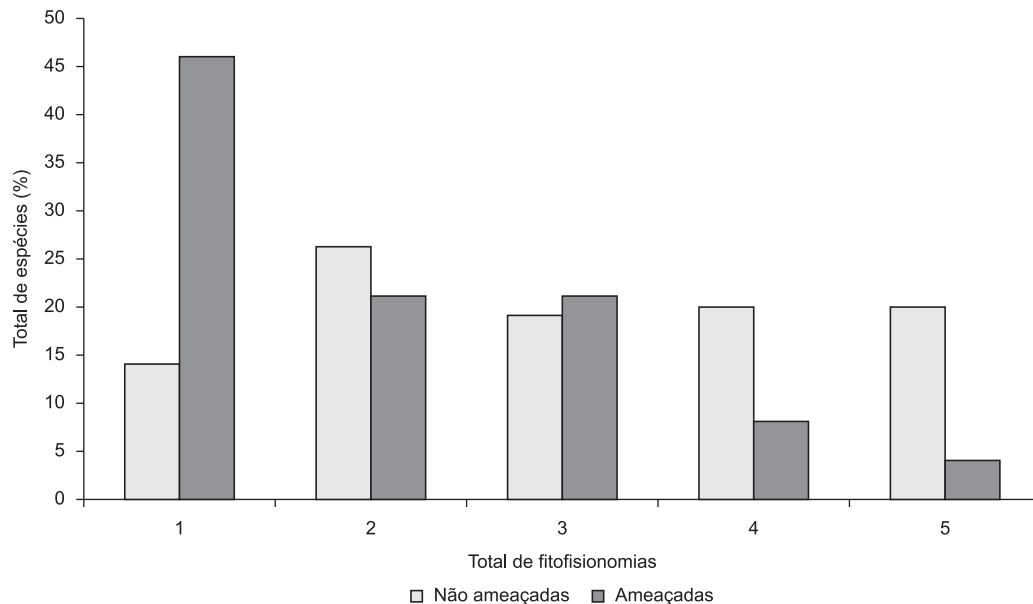


Figura 5. Distribuição percentual de espécies das aves do Parque Estadual Carlos Botelho, ameaçadas e de menor preocupação conservacionista, em relação ao número de fitofisionomias em que foram registradas.

Figure 5. Percentage distribution of threatened and least concern birds in Carlos Botelho State Park in relation to vegetation types number that were recorded.

Floresta Montana nos estádios inicial e médio apresentaram maior heterogeneidade estrutural da vegetação, resultando em maior riqueza e maior número de espécies exclusivas de aves, do que trechos no estágio avançado dessa fitofisionomia (Silva et al. 2010).

O principal vetor de impacto à biota do parque atualmente é a exploração ilegal do palmito da palmeira-juçara, que gera a degradação da floresta, a perda de recurso alimentar para frugívoros e a caça de espécies cinegéticas (Galetti & Aleixo 1997). Historicamente esta atividade está concentrada em certos trechos mais vulneráveis, como as divisas e as vias de acesso originadas a partir da estrada estadual (SP 139) que corta o parque. Durante o período de estudo, constatou-se que esteve constantemente sujeita às ações repressivas dos guarda-parques e policiais ambientais. Projetos para a geração de renda e educação ambiental para os moradores do entorno têm sido efetuados e espera-se que resultem no declínio da atividade (São Paulo 2008a). A estrada é outro vetor de impacto importante, além de atropelamentos, ela serve de via de acesso para infratores ambientais, carrega lixo, poluentes e sedimentos para trechos da floresta e dos cursos d'água, e contribui para o estabelecimento de espécies vegetais exóticas invasoras (São Paulo 2008a). Além disso, descontinuidades da cobertura florestal, como estradas e linhas de transmissão de energia elétrica, prejudicam ou mesmo inviabilizam o deslocamento de certas espécies entre blocos de vegetação por elas seccionados. Esse efeito de barreira da rodovia foi detectado para a tovaça *Chamaeza campanisona* (Lichtenstein, 1823) (Oliveira et al. 2011).

Espera-se que o panorama elaborado sobre a avifauna do PECB, baseado em dados qualitativos e quantitativos obtidos periodicamente por um período de quase quatro anos, possa futuramente contribuir para se avaliar padrões de diversidade local no tempo e no espaço. A partir da lista de aves consolidada podem ser selecionados táxons ou grupos funcionais apropriados para subsidiar protocolos de monitoramento ambiental (ver Silva et al. 2010, Oliveira et al. 2011). O conhecimento gerado sobre a avifauna do PECB também poderá contribuir com informações para os programas de educação ambiental e ecoturismo, que em conjunto com a preservação dos ecossistemas

e a realização de pesquisas científicas constituem os objetivos de um Parque Estadual (Brasil 2000).

Agradecimentos

Ao diretor do Parque Estadual Carlos Botelho, Engenheiro José Luiz Camargo Maia pelo apoio à pesquisa. Aos revisores anônimos pelas críticas e sugestões.

Referências Bibliográficas

- ALEIXO, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. In Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias (J.L.B. Albuquerque, J.F. Cândido Junior, F.C. Straube & A.L. Roos, ed.). Unisul, Tubarão, p.199-206.
- ALEIXO, A. & GALETTI, M. 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic Forest in southeast Brazil. *Bird Conserv. Int.* 7(3):235-261. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270900001556>
- ANTUNES, A.Z., ESTON, M.R., SANTOS, A.M.R. & MENEZES, G.V. 2006. Avaliação das informações disponíveis sobre a avifauna do Parque Estadual Carlos Botelho. *Rev. Inst. Flor.* 18:103-120.
- ANTUNES, A.Z., ALVARENGA, H., SILVEIRA, L.F., ESTON, M.R., MENEZES, G.V. & SANTOS, A.S.R. 2007. Distribuição de *Leptasthenura setaria* (Temminck, 1824) (Aves: Furnariidae) no Estado de São Paulo (Short Communication). *Biota Neotrop.* 7(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?shortcommunication+bn00607012007>.
- ANTUNES, A.Z., ESTON, M.R., SILVA, B.G. & SANTOS, A.M.R. 2011. Comparação entre as comunidades de aves de duas fitofisionomias florestais contíguas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. *Neotrop. Biol. Conserv.* 6(3):213-226.
- AYRES, M., AYRES JUNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.S. 2008. BioEstat 5.0 Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Belém.
- BARLOW, J., GARDNER, T.A., LOUZADA, J. & PERES, C.A. 2010. Measuring the conservation value of tropical primary forests: the effect of occasional species on estimates of biodiversity uniqueness. *PLoS ONE* 5(3):e9609. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0009609>

- BEISIEGEL, B.M. 2006. Shelter availability and use by mammals and birds in na Atlantic forest área. *Biota Neotrop.* 6(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?article+bn00206012006>.
- BEISIEGEL, B.M. 2007. Foraging association between coatis (*Nasua nasua*) and birds of the Atlantic forest, Brazil. *Biotropica* 39(2):383-385. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00255.x>
- BEISIEGEL, B.M. 2009. First camera trap record of bush dogs in the state of São Paulo, Brazil. *Canid news* 12:5.
- BENCKE, G.A., MAURÍCIO, G.N., DEVELEY, P.F. & GOERCK, J.M. 2006. Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo.
- BERNARDO, C.S.S., RUBIM, P., BUENO, R.S., BEGOTTII, R.A., MEIRELLES, F., DONATTI, C.I., DENZIN, C., STEFFLER, C.E., MARQUES, R.M., BOVENDORP, R.S., GOBBO, S.K. & GALETTI, M. 2011. Density Estimates of the Black-Fronted Piping Guan in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Wilson J. Ornithol.* 123(4):690-698. <http://dx.doi.org/10.1676/10-140.1>
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. 1992. Bird census techniques. Academic Press, Orlando.
- BRASIL. Governo Federal. 2000. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, regulamenta o artigo 225 da Constituição Federal e institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e da outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 jul. 2000.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília.
- BROCARDO, C.R., RODARTE, R., BUENO, R.S., CULOT, L. & GALETTI, M. 2012. Non-volant mammals of Carlos Botelho State Park, Paranapiacaba Forest Continuum. *Biota Neotrop.* 12(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n4/pt/abstract?inventory+bn02512042012>
- CABANNE, G.S., ZURITA, G.A., SEIPKE, S.H. & BELLOCQ, M.I. 2007. Range expansion, density and conservation of the araucaria Tit-spinetail *Leptasthenura setaria* (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. *Bird Cons. Int.* 17(4):341-349.
- CASTRO, E.R., CORRÊA, M.C., NAVARRO, L., GALETTI, M. & MORELLATO, L.P.C. 2012. Temporal variation in the abundance of two species of thrushes in relation to fruiting phenology in the Atlantic rainforest. *Emu* 112(1):137-148. <http://dx.doi.org/10.1071/MU11023>
- CAVARZERE, V., MORAES, G.P. & SILVEIRA, L.F. 2010. Boracéia Biological Station: an ornithological review. *Pap. Avulsos Zool.* 50(13): 189-201. <http://dx.doi.org/10.1590/S0031-10492010001300001>
- COHN-HAFT, M., WHITTAKER, A. & STOUFFER, P.C. 1997. A new look at the “species-poor” Central Amazon: the avifauna North of Manaus, Brazil. *Ornithol. Monogr.* 48:205-235. <http://dx.doi.org/10.2307/40157535>
- COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://purl.oclc.org/estimates> (último acesso em 18/01/2011).
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2011. Listas das aves do Brasil. 10. ed. versão 25/01/2011. <http://www.cbro.org.br> (último acesso em 28/05/2011).
- FIGUEIREDO, L.F.A. & CUSTÓDIO-FILHO, A. 2003. Aves observadas em unidades de conservação do estado de São Paulo por Antonio Flávio Barbosa. *Bol. CEO.* 15:30-43.
- FRANCISCO, M.R., OLIVEIRA JUNIOR, P.R.R. & LUNARDI, V.O. 2008. Nest and fledglings of the Red-ruffed Fruitcrow (*Pyroderus scutatus*). *Wilson J. Ornithol.* 120(2):413-416. <http://dx.doi.org/10.1676/07-030.1>
- GALETTI, M. & ALEIXO, A. 1997. Effects of palm heart harvesting on avian frugívoras in the Atlantic rain forest of Brazil. *J. Applied Ecol.* 35(2):286-293. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00294.x>
- GALETTI, M., MARTUSCELLI, P., OLMOS, F. & ALEIXO, A. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. *Biol. Conserv.* 82(1):31-39. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00004-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00004-9)
- GALETTI, M., GIACOMINI, H.C., BUENO, R.S., BERNARDO, C.S.S., MARQUES, R.M., BOVENDORP, R.S., STEFFLER, C.E., RUBIM, P., GOBBO, S.K., DONATTI, C.I., BEGOTTI, R.A., MEIRELLES, F., NOBRE, R.A., CHIARELLO, A.G. & PERES, C.A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biol. Conserv.* 142(6):1229-1241. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.023>
- GUIX, J.C., MARTÍN, M.C. & SERRA, A. 2002. Density estimates of five syntopic species of parrots (Aves: Psittacidae): population status in the Paranapiacaba fragment. In *Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment* (E. Mateos, J.C. Guix, A. Serra & K. Pisciotta, eds.). Universitat de Barcelona, Barcelona, p.95-110.
- HARRIS, G.M. & PIMM, S.L. 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conserv. Biol.* 18(6):1607-1616.
- HERNÁNDEZ, A., MARTÍN, M., SERRA, A. & GUIX, J.C. 2002. Density estimates of syntopic species of toucans (Aves: Ramphastidae). In *Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment* (E. Mateos, J.C. Guix, A. Serra & K. Pisciotta, eds.). Universitat de Barcelona, Barcelona, p.79-94.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. IBGE, Rio de Janeiro.
- MAGALHÃES, J.C.R. 1999. As aves na fazenda Barreiro Rico. Plêiade, São Paulo.
- MITTERMEIER, R.A., ROBLES, G.P., HOFFMANN, M., PILGRIM, J., BROOKS, T.M., MITTERMEIER, C.G., LAMOREUX, J. & FONSECA, G.A.B. 2004. Hotspots revisited. CEMEX, Cidade do México.
- OLIVEIRA, P.R.R., ALBERTS, C.C. & FRANCISCO, M.R. 2011. Impact of road clearings on the movements of three understory insectivorous bird species in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 43(5):628-632. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00744.x>
- PACAGNELLA, S.G., ANTONELLI-FILHO, R., LARA, A.I. & SCHERER-NETO, P. 1994. Observações sobre *Pipile jacutinga* Spix, 1825 (Aves, Cracidae) no Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. *Iheringia Zool.* 76(1):29-32.
- PACHECO, J.F. & FONSECA, P.S.M. 2002. Resultados de excursão ornitológica a determinadas áreas dos estados de São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul em janeiro, 1990. *Atual. Ornitol.* 106(1):3-5.
- PEDROCCHI, V., SILVA, C.R. & SILVA, A. 2002. Check list of birds and mammals in the Paranapiacaba forest fragment. In *Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment* (E. Mateos, J.C. Guix, A. Serra & K. Pisciotta, eds.). Universitat de Barcelona, Barcelona, p.183-204.
- REMSEN, J.V.Jr. 1994. Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk* 111(1):225-227. <http://dx.doi.org/10.2307/4088531>
- RIBEIRO, M.C., MARTENSEN, A.C., METZGER, J.P., TABARELLI, M., SCARANO, F. & FORTIN, M.J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In *Biodiversity Hotspots: distribution and protection of conservation priority areas* (F.E. Zachos & J.C. Habel, eds.). Springer-Verlag, London, p.405-434.
- ROCCA, M.A. & SAZIMA, M. 2008. Ornithophilous canopy species in the Atlantic Rain Forest of southeastern Brazil. *J. Field Ornithol.* 79(2):130-137. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1557-9263.2008.00154.x>
- ROCCA, M.A., SAZIMA, M. & SAZIMA, I. 2006. Woody woodpecker enjoys soft drinks: the blond-crested woodpecker seeks néctar and pollinates canopy plants in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 6(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?shortcommunication+bn026066022006>
- RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (Org.). 2008. Diretrizes para a conservação e recuperação da Biodiversidade no Estado de São Paulo. Imprensa Oficial, São Paulo.

- SÁNCHEZ-ALONSO, C., OLIVERAS, I. & MARTÍN, M. 2002. Density estimates of guans (Aves: Cracidae): *Pipile jacutinga* and *Penelope obscura*. In *Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment* (E. Mateos, J.C. Guix, A. Serra & K. Pisciotta, eds.). Universitat de Barcelona, Barcelona, p. 67-78.
- SÃO PAULO (Estado). 2008a. Plano de Manejo do Parque Estadual Carlos Botelho. <http://www.fflorestal.sp.gov.br/planodemanejoCompleto.php> (último acesso em 20/01/2011).
- SÃO PAULO (Estado). 2008b. Decreto nº 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 3 out. 2008. Seção I, n.118 (187), p.2-10.
- SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SILVA, B.G., ANTUNES, A.Z. & ESTON, M.R. 2010. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo-SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo. *Rev. Inst. Florest.* 22(2):215-232.
- SILVEIRA, L.F. & UEZU, A. 2011. Checklist of birds from São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0061101a2011>.
- STRAUBE, F.C. & SCHERER-NETO, P. 1995. Novas observações sobre a “cunhatai” *Triclaria malachitacea* (Spix, 1824) nos Estados do Paraná e São Paulo (Psittacidae, Aves). *Acta Biol. Leopold.* 17(1):147-152.
- TERBORGH, J. & VAN SCHAIK, C. 2002. Por que o mundo necessita de parques. In *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos* (J. Terborgh, C. Van Schaik, L. Davenport & M. Rao, orgs.). Editora da UFPR e Fundação O Boticário, Curitiba, p.25-36.
- VELLIARD, J.M.E. & SILVA, W.R. 2001. Avifauna. In: *Intervalos* (Secretaria de Estado do Meio Ambiente, org.). Imprensa Oficial, São Paulo, p.124-145.
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1981. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Rev. Brasil. Biol.* 41(1): 121-135.
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 2002. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: Do humans add or subtract species? *Papéis Avulsos de Zool.* 42(9):193-264. <http://dx.doi.org/10.1590/S0031-10492002000900001>
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 2003. Aves do Estado de São Paulo. Divisa, Rio Claro.

Recebido em 22/06/2011

Versão reformulada recebida em 01/03/2013

Publicado em 08/04/2013

First record of endoparasitism of Pycnogonida in Hydrozoan polyps (Cnidaria) from the Brazilian coast

Ariane Lima Bettim^{1,2} & Maria Angélica Haddad¹

¹Departamento de Zoologia, Centro Politécnico, Universidade Federal do Paraná – UFPR, Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 210, Jardim das América, CEP 81531-970, Curitiba, PR, Brazil

²Corresponding author: Ariane Lima Bettim, e-mail: arianelbt@yahoo.com.br

BETTIM, A.L. & HADDAD, M.A. **First record of endoparasitism of Pycnogonida in Hydrozoan polyps (Cnidaria) from the Brazilian coast.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?short-communication+bn01513022013>

Abstract: Despite the relatively high number of recent studies on Cnidaria off the Brazilian coast, we have observed only two records of parasitism on macromedusae and none on polyps. Endoparasitic associations between Pycnogonida larvae and hydroids have been well known since the early 20th century. Protonymph larvae develop inside the gastrovascular cavity of polyps, typically gastrozooids, which are then called gallzooids. This short communication is an unprecedented record of parasitism on the polyps of Brazilian cnidarian fauna. The parasitic association between Pycnogonida *Anoplodactylus stictus* and a new hydroid species of *Podocoryna* has been casually detected on the encrusting communities of experimental polyethylene plates installed at the Paranaguá Yacht Club, Paranaguá, south of Brazil from February 2007 to February 2008. This hydrozoan host is most likely an exotic species because it had not been observed in previous studies of Paranaguá Bay or beaches along the southern coast of Brazil in the previous 20 years. Eighty-eight hydroid colonies were analyzed, of which 19 were parasitized mainly from June to August 2007. Protonymphs were pink-red colored, similar to gallzooids and all other polyps of the colony, thus indicating that they had eaten the hosts' tissues. Up to six protonymphs were observed inside the gallzooids. The gallzoooid column was elongated, and the tentacles were atrophied or even absent because of the development of the larvae. Some observations of endoparasitism in two live colonies that were maintained in aquaria until their complete disappearance (one month) are also described in this note.

Keywords: *benthic community, hydrozoan polyp, interspecific relationship, Pantopoda, protonymph.*

BETTIM, A.L. & HADDAD, M.A. **Primeiro registro de endoparasitismo de Pycnogonida em pólipos de hidrozoário (Cnidaria) da costa brasileira.** *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?short-communication+bn01513022013>

Resumo: Apesar do número relativamente elevado de estudos recentes sobre Cnidaria da costa brasileira, encontramos dois casos de parasitismo, ambos em macromedusas, e nenhum em pólipos. Associações endoparasíticas entre larvas de picnogônidas e hidróides são bem conhecidas desde início do século 20. A larva protoninfa desenvolve-se no interior da cavidade gastrovascular dos pólipos, geralmente dos gastrozoóides, que são então chamados “gallzooids”. Esta nota é um registro inédito de parasitismo em pólipos de cnidários da fauna brasileira. A associação parasitária entre o picnogônida *Anoplodactylus stictus* e uma espécie nova de hidróide do gênero *Podocoryna* foi detectada casualmente sobre a comunidade incrustante de placas experimentais, instaladas no Iate Clube de Paranaguá, Paranaguá, sul do Brasil, de fevereiro/2007 a fevereiro/2008. O hospedeiro hidrozoário provavelmente é uma espécie exótica, pois não havia sido observado em estudos anteriores da Baía de Paranaguá ou praias ao longo da costa sul do Brasil nos últimos 20 anos. Foram analisadas 88 colônias do hidróide das quais 19 estavam parasitadas, principalmente nos meses de junho a agosto/2007. As protoninfas eram rosa-avermelhadas, a mesma coloração dos “gallzooids” e dos demais pólipos da colônia, indicando que elas ingeriram tecidos do hospedeiro. Até seis protoninfas foram observados no interior dos “gallzooids”. O comprimento da coluna dos “gallzooids” alongava e os tentáculos atrofiavam ou mesmo desapareciam devido ao desenvolvimento das larvas. Algumas observações do endoparasitismo em duas colônias vivas mantidas em aquários, até seu desaparecimento completo (um mês), também são descritas nesta nota.

Palavras-chave: *comunidade bentônica, hidróide, relação interespecífica, Pantopoda, protoninfa.*

Introduction

Interspecific relationships between hydrozoan polyps and other marine organisms, such as sponges, bryozoans, molluscs, polychaetes, tunicates and vertebrates (Gili & Hughes 1995, Puce et al. 2008), include common epibiosis (Cerrano et al. 2001, Gili et al. 2006, Cunha & Jacobucci 2010) and predation (Madin et al. 1996, Bavestrello et al. 2000, Cerrano et al. 2000) and closer associations, such as commensalism (Hand & Hendrickson 1950, Braverman 1960, Bavestrello et al. 1996, Genzano & San Martin 2002), mutualism (Caine 1998, Cerrano et al. 1998, Raskoff & Robison 2005) and parasitism (Heb & Melzer 2003).

In parasitic associations, polyps may be the parasite or act as the host (in this short communication, we consider the organism that lives inside a host or has a body part embedded into the host tissues to be the parasite, cf. Boero & Bouillon (2005)) (Boero et al. 1991, Piraino et al. 1992, Rhode 2005, Evans et al. 2008). Fungi, protozoans and rotifers can be polyp ectoparasites (Gili & Hughes 1995, Rhode 2005), and Pycnogonida is notable in its ecto- or endoparasitic associations with hydroids (Staples 2005). Pycnogonida/hydroid endoparasitism is characterized by the development of the pycnogonid protonymph inside the gastrovascular cavity of polyps, typically gastrozooids. These parasitized polyps are called gallzooids (Staples & Watson 1987, Genzano 2002, Heb & Melzer 2003).

Until the late 20th century, 470 species of Cnidaria had previously been recorded in Brazilian continental and marine waters (Migotto et al. 1999). Currently, this number is approximately 600, with new observations in southeast and southern Brazil (Silveira & Morandini 2011, Van Ofwegen & Haddad 2011). From 1997 to 2007, many studies were published on traditional and molecular taxonomy, ecology, toxicity, life cycles and other aspects of this fauna (summary in Haddad & Marques 2009). This hydrozoan host is most likely an exotic species in Paranaguá Bay, State of Paraná, South of Brazil because it was not observed in previous studies conducted in this location (Correia & Silva 1990, Neves et al. 2007, Neves & Rocha 2008). Because the organism was identified as a new species of the genus *Podocoryna* M. Sars, 1846, the origin of hydroid is unknown. Molecular analysis showed that it is a sister species of *P. hayamaensis* Hirohito, 1988 from Japan (Dr. Maria Pia Miglietta and Dr. Peter Schuchert, pers. comm. The manuscript describing the new species is in preparation; therefore, we refer to it as *Podocoryna* n. sp. in this paper).

Despite the relatively high number of recent studies, we have observed only two records of parasitism in Brazilian cnidarians, both on macromedusae (Morandini et al. 2005, Nogueira Junior & Silva 2005). Cases of parasitic relationships with cnidarian polyps have not been observed, although many cases of endoparasitic associations between Pycnogonida larvae and hydroids have been recognized since the early 20th century (Table 1). In the majority of these cases, the parasitized species are not uncommon to southeastern and southern Brazilian hydrozoan fauna (Table 1). Therefore, this short communication is an unprecedented record of parasitism on polyps for the cnidarian fauna of Brazil. Some observations of endoparasitism in live colonies are also described.

Material and Methods

The parasitized hydrozoan colonies were observed within a set of 48 experimental polyethylene plates (14 × 14 cm) installed at the marinas of the Paranaguá Yacht Club situated at the Itiberê River mouth (25° 31' S and 48° 30' W), Paranaguá Bay, State of Paraná, Brazil (Figure 1). The experiment was conducted to study the succession of encrusting species on the artificial plates between

February 2007 and February 2008 (Altvater 2009, Cangussu et al. 2010).

Two polyethylene plates were also collected for tracking parasitized colonies *in vivo*. Only one *Podocoryna* n. sp. colony was maintained on the plates, and all other colonies and organisms, except Pycnogonida, were removed. Each plate was placed in separate aquaria with water from the collection site and maintained under constant aeration. The colonies were fed with *Artemia salina* nauplii approximately three times a week. From one of the plates, the gallzooids of the colony and Pycnogonida adults were removed to establish a control and were referred to as “desparasitized”. The other colony was denoted “parasitized”. The coverage area of the colonies and each type of zooid (gastro-, gono-, tentaculo- and gallzooids) was estimated under a stereomicroscope using a grid divided into 81 quadrants.

Results

The Pycnogonida parasite species was identified as *Anoplodactylus stictus* by the original description of Marcus (1940), and the hydrozoan host was a species of the *Podocoryna* genus. The hydroid morphology resembled that of *Podocoryna carnea* (M. Sars, 1846) Hydractiniidae, but the 16S rDNA analysis revealed that it was a distinct species (Haddad et al. in preparation).

Fragments of the *Podocoryna* n. sp. colonies were deposited into the following Cnidaria collections: 1) Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Brazil (MUZUSP-001908) and 2) Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná, Brazil (DZoo-Cn 026). The specimens of *Anoplodactylus stictus* were also deposited in the Pantopoda collection of the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Brazil.

The parasitic association was casually detected on the encrusted communities of the artificial substrata collected in Paranaguá. We observed 88 *Podocoryna* n. sp. colonies on 28 of the 48 polyethylene plates of the experiment. The colonies were clear-pink, and the polyp hypostomes were highlighted by their whitish color. Nineteen parasitized colonies were distributed on nine plates mainly from June to August 2007. The gallzooids were modified gastrozooids containing one to six protonymphs of *A. stictus* (Figures 2a, b).

At the initial phase of endoparasitism, the lower section of the gallzooids column appeared slightly dilated and brightly colored. The protonymphs rapidly grew inside the gallzooids and were easily recognizable by their pinkish-red color, thus indicating that they consumed the polyp tissues (Figure 2c). The gallzooids tentacles atrophied or disappeared, whereas their column was elongated and conformed to the number and arrangement of larvae that were concentrated at the bottom or distributed along the column length (Figure 2b). No parasitized gono- or tentaculozooids were observed among the polyps of the *Podocoryna* n. sp. colonies.

When the two live colonies (one parasitized and one desparasitized) were placed into the aquaria, the parasite larvae were easily visible inside the gallzooids (Figures 2a, b). After eight days, the pinkish colored juveniles emerged with the fourth pair of appendices yet incompletely developed. When the juveniles were released from the gallzooids, no tissues remained inside the polyps, thus demonstrating that they were completely consumed by the parasite. New gallzooids did not appear during the period that the colonies survived in the aquaria (one month).

At the beginning of the observation period, the parasitized and desparasitized colonies had a high density of polyps and covered 8.78 cm² and 16.3 cm² of the plates, respectively. The polyps were mainly gastrozooids and covered approximately 70% of the total area of the colonies (Table 2).

Table 1. Records of the endoparasitism of Pycnogonida larvae in hydroid colonies (Hydrozoa). Classifications cf. the “World Register of Marine Species” (WoRMS, 2012).

Hydroid	Pycnogonida	Localities of record	Reference
Subclasse Leptothecata Cornelius, 1992			
Sertulariidae Lamouroux, 1812			
<i>Amphisbetia minima</i> (Thompson, 1879)	-	Australia	Staples & Watson (1987)
<i>Sertularella polyzonias</i> Hartlaub, 1901	-	-	Warren (1908)*
<i>Sertularia</i> Linnaeus, 1758	<i>Anoplodactylus</i> Wilson, 1878	Monterey Bay, California	Russel & Hedgpeth (1990)
<i>Sertularella</i> Gray, 1848	Unidentified pycnogonid larvae	South Africa	Warren (1908)**
<i>Sertularella</i> Gray, 1848	Unidentified pycnogonid larvae	South Africa	Flynn (1928)**
Campanulariidae Johnston, 1836			
<i>Ecopella everta</i> (Clarck, 1896)	<i>Ammothoa hilgendorfi</i> (Böhm, 1879)		Russel & Hedgpeth (1990)
<i>Clytia</i> Lamouroux, 1812	<i>Anoplodactylus petiolatus</i> (Kröyer, 1844)		Russel & Hedgpeth (1990)
<i>Obelia</i> Péron & Lesueur, 1810	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1862)	-	Helfer (1932)*
<i>Obelia bidentata</i> Clark, 1875	<i>Anoplodactylus</i> Wilson, 1878	Papua New Guinea	Staples & Watson (1987)
<i>Campanularia australis</i> Stechow, 1924	-	Australia	Staples & Watson (1987)
<i>Campanularia integra</i> Macgillivray, 1842	-	Australia	Staples & Watson (1987)
Plumulariidae Agassiz, 1862			
<i>Plumularia australis</i> Kirchenpauer, 1876	-	Australia	Staples & Watson (1987)
Subclasse Anthoathecata Cornelius, 1992			
Tubulariidae Goldfuss, 1818			
<i>Tubularia crocea</i> (Agassiz, 1862)	<i>Anoplodactylus erectus</i> Cole, 1904	-	Frey & Leuckart (1847)*
<i>Tubularia crocea</i> (Agassiz, 1862)	<i>Anoplodactylus erectus</i> Cole, 1904	-	Hilton (1916)*
<i>Tubularia</i> Linnaeus, 1758	<i>Phoxichilidium tubulariae</i> Lebour, 1945	-	Loman (1907)*
<i>Tubularia larynx</i> (Ellis & Solander, 1786)	<i>Phoxichilidium tubulariae</i> Lebour, 1945	Gulf of Maine, New Castle, USA	Lovely (2005)
Corynidae Johnston, 1836			
<i>Sarsia eximia</i> (Allman, 1859)	-	-	Allman (1860)*
<i>Sarsia eximia</i> (Allman, 1859)	<i>Phoxichilidium coccineum</i> (Johnston, 1837)	-	Hodge (1862)*
<i>Sarsia radiata</i> von Lendenfeld, 1884	<i>Anoplodactylus</i> Wilson, 1878	Australia	Staples & Watson (1987)
<i>Coryne muscoides</i> (Linnaeus, 1761)	<i>Phoxichilidium virescens</i> Hodge, 1864;	-	Staples & Watson (1987)
<i>Coryne muscoides</i> (Linnaeus, 1761)	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1862)	-	Staples & Watson (1987)
<i>Coryne pusilla</i> (Gaertner, 1774)	<i>Anoplodactylus</i> Wilson, 1878	New Zealand	Staples & Watson (1987)
<i>Coryne</i> sp.	<i>Amonthea</i> sp.	-	Allman (1860)**
<i>Coryne</i> sp.	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1864)	-	Sanches (1959)**
Stylasteridae Gray, 1847	Unidentified pycnogonid larva	-	Moseley (1879)**
Bougainvillidae Lütken, 1850			
<i>Bougainvillia ramosa</i> (van Beneden, 1844)	-	-	Van Beneden (1844)*
<i>Bougainvillia ramosa</i> (van Beneden, 1844)	-	-	Gegenbaur (1854)*
<i>Bougainvillia ramosa</i> (van Beneden, 1844)	<i>Phoxichilidium virescens</i> Hodge, 1864	-	Staples & Watson (1987)
<i>Bougainvillia ramosa</i> (van Beneden, 1844)	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1862)	-	Staples & Watson (1987)
<i>Bougainvillia</i> Lesson, 1830	<i>Phoxichilidium</i> Milne-Edwards, 1840	-	Hallez (1905)*
<i>Bimeria vestita</i> Wright, 1859	<i>Anoplodactylus petiolatus</i> (Kröyer, 1844)	Mar del Plata, Argentina	Genzano (2002)
<i>Bougainvillia muscus</i> (Allman, 1863)	<i>Anoplodactylus petiolatus</i> (Kröyer, 1844)	Mar del Plata, Argentina	Genzano (2002)
Hydractiniidae L. Agassiz, 1862			
<i>Podocoryne carnea</i> (M. Sars, 1846)	<i>Phoxichilidium virescens</i> Hodge, 1864	-	Staples & Watson (1987)
<i>Podocoryne carnea</i> (M. Sars, 1846)	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1862)	-	Staples & Watson (1987)
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	-	-	Wright (1863)*
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	-	-	Semper (1864)*
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	-	-	Dohrn (1881)*
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	-	-	Dogiel (1913)*
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	-	-	Bourdillon (1952)*
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	<i>Phoxichilidium virescens</i> Hodge, 1864	-	Staples & Watson (1987)
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	<i>Anoplodactylus pygmaeus</i> (Hodge, 1862)	-	Staples & Watson (1987)
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	<i>Anoplodactylus petiolatus</i> (Kröyer, 1844)	Helgoland, Deutschland, Germany	Heb & Melzer (2003)

*References cited in Staples & Watson (1987); **References cited in Bain (2003).

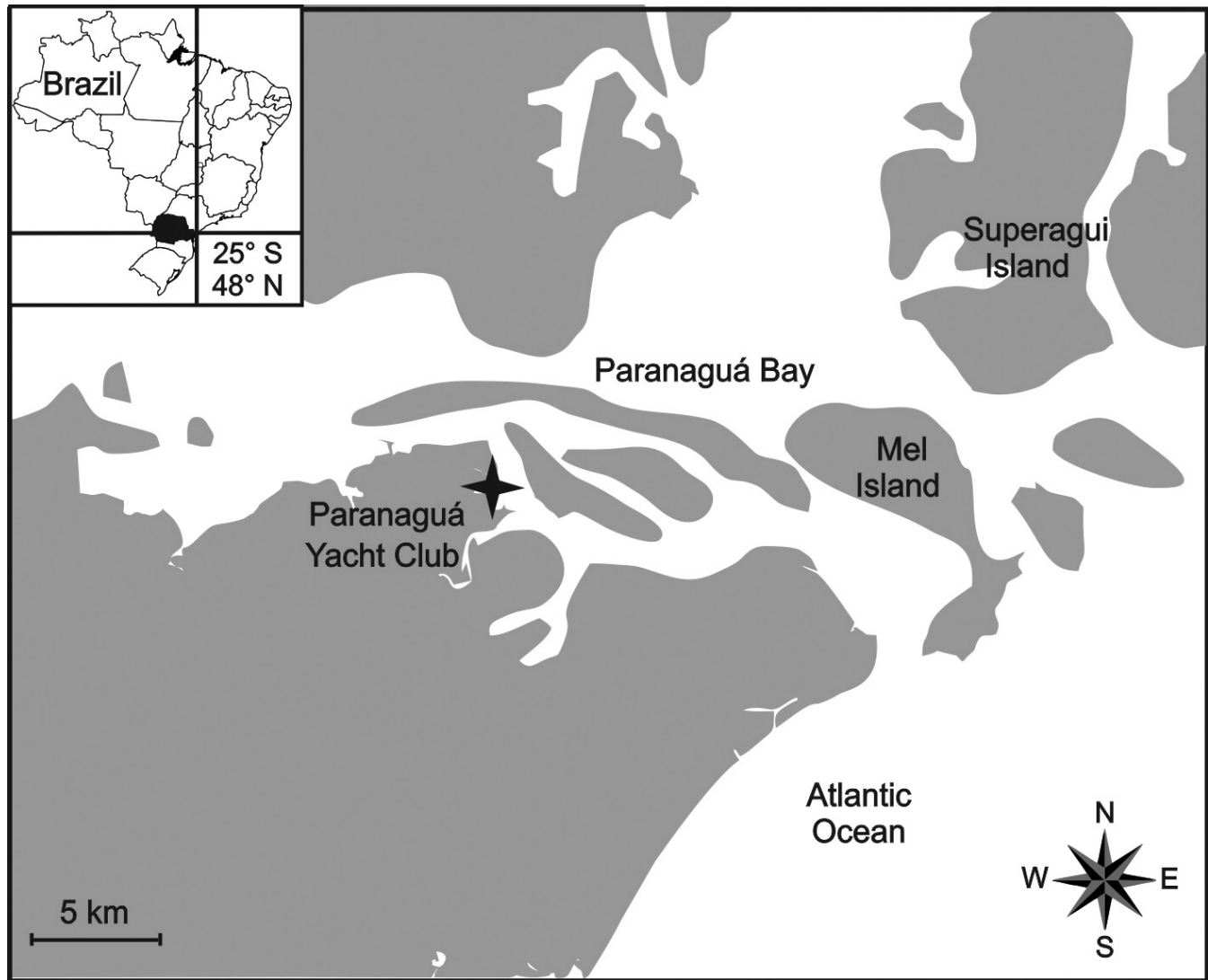


Figure 1. Location of the Paranaguá Yacht Club ★ inside Paranaguá Bay (where *Podocoryna* n. sp. was observed on the polyethylene plates) and Paraná State (dark area) in Brazil.

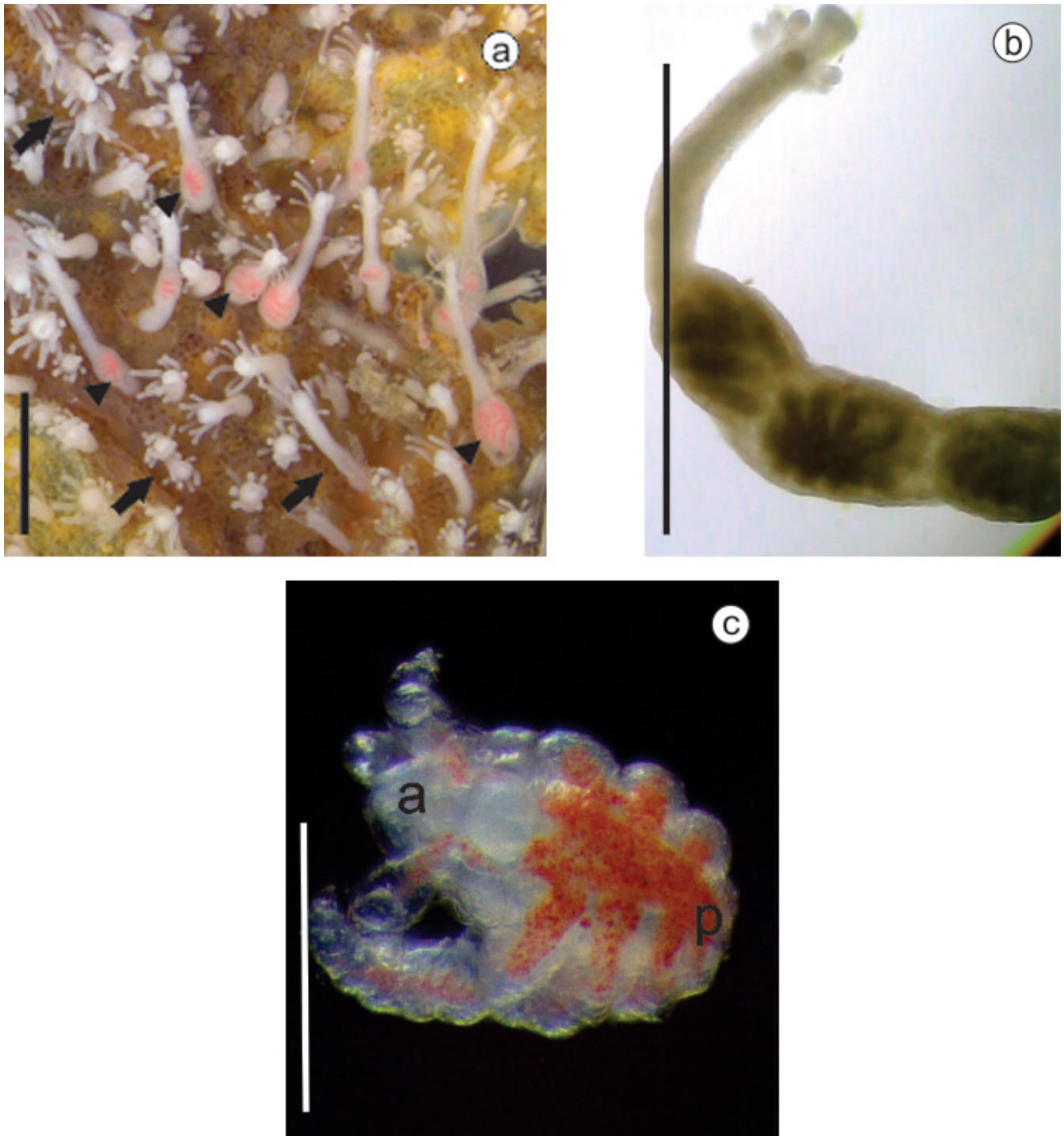
The degeneration began from the center of both colonies when the polyps decreased in size and lost their tentacles. The gallzooids (parasitized colony) quickly disappeared after the release of the juveniles, which became predators of the polyps. The gono- and tentaculozooids degenerated on the ninth day in the aquaria. The tentaculozooids of the parasitized colony remained active for longer. The gastrozooids degenerated gradually, and both colonies of *Podocoryna* n. sp. disappeared from the plates in one month (Figure 3). The desparasitized colony developed two stolons at its edge before total degeneration.

Discussion

How Pycnogonida larvae locate and penetrate gastrozooids has not yet been defined. Heb & Melzer (2003) observed that when small specimens of the Pycnogonida *Anoplodactylus petiolatus* (Krøyer, 1844) Phoxichilidiidae walked on colonies of *Hydractinia echinata* (Fleming, 1828) Hydractiniidae, parts of or their entire body was retained inside the gastrovascular cavity of the gastrozooids. The captured individuals could escape without damage. This fact suggested that swallowed protonymphs could develop undamaged

inside the gastrozooids (Heb & Melzer 2003). Most likely, *A. stictus* has an immunity against *Podocoryna* n. sp. nematocysts and is unpalatable to the hydroid, as proposed by Heb & Melzer (2003) for *A. petiolatus*. If endoparasitism depends on the ingestion of the larvae by gastrozooids, the absence of parasitized gono- and tentaculozooids in the *Podocoryna* n. sp. colonies is most likely because of the inability of these polyps to capture or swallow the protonymphs.

The Pycnogonida species that have an post-embryonic development with “encysted protonymphs” (see the review of Pycnogonida embryonic and post-embryonic development types in Brenneis et al. (2011a, b)) experience several molts inside the polyps. According to Bain (2003) and Lovely (2005), Pycnogonida hatch as juveniles in the fourth or fifth instar with a bud of walking leg 4 (Brenneis et al. 2011b), similar to the *A. stictus* that we observed in the aquaria. However, the hatching of *A. stictus* juveniles after the consumption of the gallzoooid tissues of the *Podocoryna* n. sp. colonies contrasts with the report of Lovely (2005), who observed the parasite *Phoxichilidium tubulariae* Lebour, 1945 Phoxichilidiidae extending its legs to get rid of the gallzooids of *Tubularia larynx* Ellis & Solander, 1786 Tubulariidae.



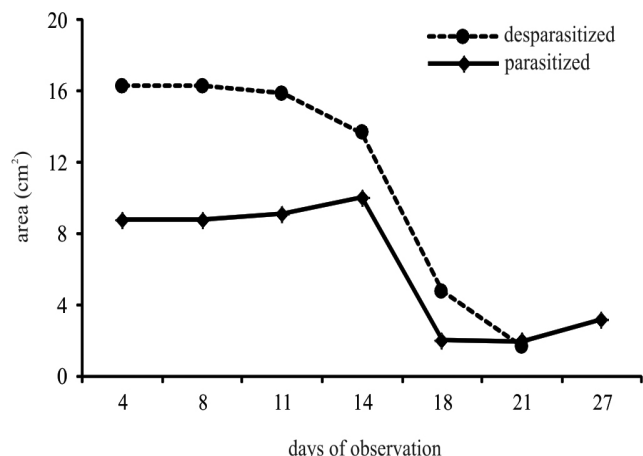
Figures 2. Larval endoparasitism of the Pycnogonida *Anoplodactylus stictus* in gastrozooids of the hydroid *Podocoryna* n. sp.: a) A portion of a *Podocoryna* n. sp. colony: the arrows indicate groups of gastrozooids, and the arrow heads indicate gallzooids; scale bar: 1 cm.; b) An isolated gallzoid with tree protozooids inside; scale bar: 0.1 cm; c) Juvenile *A. stictus* newly released from inside a gallzoid: a – anterior, p – posterior; scale bar: 0.5 cm. Photographs: (a, c) obtained with a Leica® MZ16 stereomicroscope with a Leica® DFC500 camera and processed in Auto-Montage Pro-3.5 Syncrosopy; (b) obtained with an Olympus® BX 51 optical microscope with an Olympus® America INC Oly-200 camera using the Honestech TVR 2.5 program.

The endoparasitic association between Pycnogonida and Cnidaria has been minimally investigated. The few studies regarding this association are mainly devoted to the description of the Pycnogonida life cycle (Russel & Hedgpeth 1990, Genzano 2002, Lovely 2005); therefore, whether endoparasites affect the development or growth of the hydroid colony is not clarified. Both the parasitized and

desparasitized colonies of *Podocoryna* n. sp. survived one month inside the aquaria, gradually degenerating simultaneously. We observed that the absence or reduced number of tentacles in the gallzooids did not compromise the nutrition of these polyps. In fact, the gastrozooids efficiently captured the brine shrimp nauplii and became orange-colored internally, which also occurred with

Table 2. Estimate of the area and composition of the *Podocoryna* n. sp. colonies at the beginning of the laboratory observations.

Colony	Total area cm ²	% gastrozoid	% gonozoid	% tentaculozoid	% gallzoid
Desparasitized	16.3	75.3	7.6	5.1	12.0
Parasitized	8.8	67.2	0	17.2	15.6

**Figure 3.** Variation of the *Podocoryna* n. sp. colony areas while maintained in the aquaria.

the gallzooids. The orange contents of the gallzooids indicated that if they could not catch the prey, they received food through the gastrovascular network.

Both the parasitized and desparasitized colonies of *Podocoryna* n. sp. possessed few gonozooids, signaling they were about to complete their life cycle, and degeneration occurred in the natural process of their life span. When analyzing the succession of the encrusting community on the polyethylene plates from Paranaguá (pers. observ.), we observed that the parasitism by the *A. stictus* protonymphs mainly occurred in the larger and post-reproductive *Podocoryna* n. sp. colonies. After the period of parasitism, the colonies disappeared from the plates, similar to what occurred in the control colonies maintained in the aquaria. Therefore, although these preliminary observations of endoparasitism between *A. stictus* and *Podocoryna* n. sp. are not conclusive, they may suggest that the presence or absence of adult Pycnogonida on the colonies and small number of gallzooids most likely did not alter the survival time of the hydroid host.

Acknowledgements

We would like to thank the staff of the Paranaguá Yacht Club for kindly providing space for the study. We also thank Luciana Altwater, who conducted her master's dissertation at the Universidade Federal do Paraná and allowed the analysis of part of her data to be presented in this short communication. Ariane L. Bettim received a research grant from the CNPq.

References

ALTWATER, L. 2009. Composição e Sazonalidade de cnidários em substrato artificial, na Foz do Rio Itiberê, Baía de Paranaguá, Paraná. Tese de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BAIN, B.A. 2003. Larval types and a summary of postembryonic development within the pycnogonids. *Invertebr. Reprod. Dev.* 43(3):193-22. <http://dx.doi.org/10.1080/07924259.2003.9652540>

BAVESTRELLO, G., CERRANO, C., CATTANEO-VIETTI, R. & SARÀ, M. 1996. Relations between *Eudendrium glomeratum* (Cnidaria, Hydromedusae) and its associated vagile fauna. *Sci. Mar.* 60(1):137-143.

BAVESTRELLO, G., PUCE, S., CERRANO, C. & BALDUZZI, A. 2000. Life history of *Perarella schneideri* (Hydrozoa, Cytaedidae) in the Ligurian Sea. *Sci. Mar.* 64(1):141-146.

BOERO, F., BOUILLON, J. & GRAVILI, C. 1991. The life cycle of *Hydrichthys mirus* (Cnidaria: Hydrozoa: Anthomedusae: Pandeidae). *Zool. J. Linn. Soc.-Lond.* 101:189-199. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1991.tb00893.x>

BOERO, F. & BOUILLON, J. 2005. Cnidaria and Ctenophora. In: *Marine Parasitology* (K. Rhode, ed.). CSIRO Publishing, Australia, p.177-182.

BRAVERMAN, M.H. 1960. Differentiation and commensalism in *Podocoryne carnea*. *Am. Midl. Nat.* 63(1):223-225. <http://dx.doi.org/10.2307/2422942>

BRENNEIS, G., ARANGO, C.P. & SCHOLTZ, G. 2011a. Morphogenesis of *Pseudopallene* sp. (Pycnogonida, Callipallenidae) I: embryonic development. *Dev. Genes. Evol.* 221:309-328. <http://dx.doi.org/10.1007/s00427-011-0382-4>

BRENNEIS, G., ARANGO, C.P. & SCHOLTZ, G. 2011b. Morphogenesis of *Pseudopallene* sp. (Pycnogonida, Callipallenidae) II: postembryonic development. *Dev. Genes. Evol.* 221:329-350. <http://dx.doi.org/10.1007/s00427-011-0381-5>

CAINE, E.A. 1998. First case of caprellid Amphipod-Hydrozoan mutualism. *J. Crustacean Biol.* 18(2):317-320. <http://dx.doi.org/10.2307/1549325>

CANGUSSU, L.C., ALTWATER, L., HADDAD, M.A., CABRAL, A.C., HEYSE, H.L. & ROCHA, R.M. 2010. Substrate type as a selective tool against colonization by non-native sessile invertebrates. *Braz. J. Oceanogr.* 58(3):219-231. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592010000300005>

CERRANO, C., BAVESTRELLO, G., PUCE, S. & SARÀ, M. 1998. Biological Cycle of *Podocoryna exigua* (Cnidaria: Hydrozoa) from a Sandy Bottom of the Ligurian Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. Uk.* 78(4):1101-1111. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315400044350>

CERRANO, C., PUCE, S., CHIANTORE, M. & BAVESTRELLO, G. 2000. Unusual trophic strategies of *Hydractinia angusta* (Cnidaria, Hydrozoa) from Terra Nova Bay, Antarctica. *Polar Biol.* 23: 488-494. <http://dx.doi.org/10.1007/s0030000000110>

CERRANO, C., PUCE, S., CHIANTORE, M., BAVESTRELLO, G. & CATTANEO-VIETTI, R. 2001. The influence of the epizoic hydroid *Hydractinia angusta* on the recruitment of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. *Polar Biol.* 24:577-581. <http://dx.doi.org/10.1007/s003000100254>

CORREIA, M.D. & SILVA, J.L. 1990. Caracterização das comunidades incrustantes e a fauna associada em painéis experimentais na Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. In: *II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo*. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, São Paulo, p.89-110.

CUNHA, A.F. & JACOBUCCI, G.B. 2010. Seasonal variation of epiphytic hydroids (Cnidaria: Hydrozoa) associated to a subtropical *Sargassum cymosum* (Phaeophyta: Fucales) bed. *Zoologia.* 27(6):945-955. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702010000600016>

EVANS, N.M., LINDNER, A., RAIKOVA, E.V., COLLINS, A.G. & CARTWRIGHT, P. 2008. Phylogenetic placement of the enigmatic parasite, *Polypodium hydriforme*, within the Phylum Cnidaria. *BMC Evol. Bio.* 8:139.

GENZANO, G.N. 2002. Associations between pycnogonids and hydroids from the Buenos Aires littoral zone, with observations on the semi-parasitic life cycle of *Tanytulum orbiculare* (Ammonotheidae). *Sci. Mar.* 66(1):83-92.

GENZANO, G.N. & SAN MARTIN, G. 2002. Association between the polychaete *Procerastea halleziana* (Polychaeta: Syllidae: Autolytinae) and the hydroid *Tubularia crocea* (Cnidaria: Hydrozoa) from the Mar del Plata intertidal zone, Argentina. *Cah. Biol. Mar.* 43(2):165-170.

- GILI, J.-M. & HUGHES, R.G. 1995. The Ecology of marine benthic hydroids. *Oceanogr. Mar. Biol.* 33(4):351-426.
- GILI, J.-M., LÓPEZ-GONZÁLEZ, P.J. & BOUILLON, J. 2006. A new Antarctic association: the case of the hydroid *Sarsia medelae* (new sp.) associated with gorgonians. *Polar Biol.* 29(7):624-631. <http://dx.doi.org/10.1007/s00300-005-0098-x>
- HADDAD, M.A. & MARQUES, A.C. 2009. Cnidaria. In *Estado da arte e perspectivas para a Zoologia no Brasil*. (R.M. Rocha & W.A.P. Boeger eds). Editora UFPR, Curitiba, p.29-48.
- HAND, C. & HENDRICKSON, J.R. 1950. A two-tentacled, commensal hydroid from California (Limnomedusae, Proboscidiactyla). *Biol. Bull.* 99(1):74-87. <http://dx.doi.org/10.2307/1538753>
- HEB, M. & MELZER, R.R. 2003. *Anoplodactylus petiolatus* (Pycnogonida) and *Hydractinia echinata* (Hydrozoa) - Observations on galls, feeding behaviour and host's defence. *Vie Milieu.* 53(2-3):135-138.
- LOVELY, E.C. 2005. The Life History of *Phoxichilidium tubulariae* (Pycnogonida: Phoxichilidiidae). *Northeast. Nat.* 12(1):77-92. [http://dx.doi.org/10.1656/1092-6194\(2005\)012\[0077:TLHOPT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1656/1092-6194(2005)012[0077:TLHOPT]2.0.CO;2)
- MADIN, L.P., BOLLENS, S.M., HORGAN, E., BUTLER, M., RUNGE, J., SULLIVAN, B.K., KLEIN-MACPHEE, G., DURBIN, E., DURBIN, A., VANKEUREN, D. 1996. Voracious planktonic hydroids: unexpected predatory impact on a coastal marine ecosystem. *Deep-Sea Res. Pt. II.* 43(7-8):1823-1829. [http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645\(96\)00038-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0967-0645(96)00038-0)
- MARCUS, E. 1940. Os pantopodas brasileiros e os demais sul americanos. *Bol. Facult. Filos. Ciên. Letr.* 19(Zoologia 4):3-179.
- MIGOTTO, A.E., SILVEIRA, F.L., SCHLENZ, E. & FREITAS, J.C. 1999. Filo Cnidaria. In: *Bases para conservação da biodiversidade de São Paulo – Síntese do conhecimento ao final do século XX 3: invertebrados marinhos*. (A.E. Migotto & C.G. Tiago, eds). FAPESP, São Paulo, p.33-46.
- MORANDINI, A.C., MARTORELLI, S.R., MARQUES, A.C. & SILVEIRA, F.L. 2005. *Digenean metacercaria* (Trematoda, Digenea, Lepocreadiidae) parasitizing "coelenterates" (Cnidaria, Scyphozoa and Ctenophora) from Southeastern Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 53(1-2):39-45. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592005000100004>
- NEVES, C.S. & ROCHA, R.M. 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 51(3):623-633. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132008000300025>
- NEVES, C.S., ROCHA, R.M., PITOMBO, F.B. & ROPER, J.J. 2007. Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling.* 23(5-6):319-330. <http://dx.doi.org/10.1080/08927010701399174>
- NOGUEIRA JUNIOR, M. & SILVA, J.L. 2005. Associações entre medusas (Cnidaria) e isópodos (Crustacea) nos litorais do Paraná e Santa Catarina, Brasil. *Acta Biol. Par.* 34 (1-2-3-4):127-138.
- PIRAINO, S., BOUILLON, J. & BOERO, F. 1992. *Halocoryne epizoica* (Cnidaria, Hydrozoa), a hydroid that "bites." *Sci. Mar.* 56(2-3):141-147.
- PUCE, S., CERRANO, C., DI CAMILLO, C.G. & BAVESTRELLO, G. 2008. Hydroidomedusae (Cnidaria: Hydrozoa) symbiotic radiation. *J. Mar. Biol. Assoc. Uk.* 88(8):1715-1721. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315408002233>
- RASKOFF, K.A. & ROBISON, B.H. 2005. A novel mutualistic relationship between a doliolid and a cnidarian, *Bythotiara doliioequus* sp. nov. *J. Mar. Biol. Assoc. Uk.* 85:583-593. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315405011513>
- RHODE, K. 2005. *Marine Parasitology*. CSIRO Publishing, Australia.
- RUSSEL, D.J. & HEDGPETH, J.W. 1990. Host utilization during ontogeny by two pycnogonid species (*Tanystylum duospinum* and *Ammonothea hilgendorfi*) parasitic on the hydroid *Eucopeia everta*. *Bijdr. Dierkd.* 60(3-4):215-224.
- SILVEIRA, F.L. & MORANDINI, A.C. Checklist dos Cnidaria do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11(1a):<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0161101a2011> (último acesso em 07/07/12).
- STAPLES, D. 2005. Pycnogonida. In: *Marine Parasitology* (K. Rhode, ed.). CSIRO Publishing, Australia, p.177-182.
- STAPLES, D.A. & WATSON, J.E. 1987. Associations between pycnogonids and hydroids. In *Modern Trends in the Systematics, Ecology and Evolution of Hydroids and Hydromedusae* (Oxford Science Publications) (J. Bouillon, F. Boero, F. Cicogna & P.F.S. Cornelius, eds.). Oxford University Press, United States of America, p.215-226.
- VAN OFWEGEN, L.P. & HADDAD, M.A. 2011. A probably invasive new genus and new species of soft coral (Octocorallia: Alcyonacea: Clavulariidae) from Brazil. *Zootaxa.* 3107:38-46.
- WORMS. WoRMS taxon details. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1267> (último acesso em 23/08/2012).

Received 08/28/2012

Revised 04/01/2013

Accepted 05/01/2013

Histerídeos (Staphyliniformia: Coleoptera: Histeridae) dos Campos Gerais, Paraná, Brasil

Fernando Willyan Trevisan Leivas^{1,2}, Paschoal Coelho Grossi¹ & Lúcia Massutti Almeida¹

¹Laboratório de Sistemática e Bioecologia de Coleoptera, Departamento de Zoologia,
Universidade Federal do Paraná – UFPR, CP 19020, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil

²Autor para correspondência: Fernando Willyan Trevisan Leivas, e-mail: fwleivas@gmail.com

LEIVAS, F.W.T., GROSSI, P.C. & ALMEIDA, L.M. **Histerid beetles (Staphyliniformia: Coleoptera: Histeridae) from Campos Gerais, Paraná, Brazil.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn02613022013>

Abstract: Histeridae is a group of beetles with diverse morphology known as generalist predators and which occurs in a wide variety of habitats. The objective of this paper was to present the first list of Histeridae from the Campos Gerais region (Parques Estaduais de Vila Velha, do Cerrado, e do Cânion Guartelá) and provide information about species from protected areas in the state of Paraná. Also were provided appropriate collecting methods for the group. The Histeridae from Campos Gerais are represented by 29 species belonging to eight genera: Haeteriinae sp. (1 sp.), *Coelister* Bickhardt, 1917 (1 sp.), *Epierus* Erichson, 1834 (1 sp.), *Euspilotus* Lewis, 1907 (6 spp.), *Hister* Linnaeus, 1758 (2 spp.), *Omalodes* Dejean, 1833 (3 spp.), *Operclipygus* Marseul, 1870 (6 spp.) and *Phelister* Marseul, 1854 (9 spp.). Two genera (*Coelister* and *Epierus*) and four species (*Coelister* sp., *Phelister brevistrius* Marseul, 1854, *Phelister panamensis* LeConte, 1859 and *Phelister pumilus* (Erichson, 1834)) were recorded for the first time for the state of Paraná. Five genera (*Coelister*, *Epierus*, *Euspilotus*, *Hister* and *Phelister*) and five species (*Coelister* sp., *Omalodes laceratus* Marseul, 1853, *Phelister brevistrius*, *Phelister panamensis* LeConte, 1859 and *Phelister pumilus* (Erichson, 1834)) were recorded for the first time for Campos Gerais. The fauna of Histeridae is diverse when compared with surveys conducted in other floristic conditions. However, the majority of species do not demonstrate a selection for open grass field areas. Considering the habitats loss of Campos Gerais it is important to increase the faunistic surveys with appropriate methodology and regional lists of Coleoptera in order to know the biodiversity.

Keywords: biodiversity, histeroidea, insecta, Neotropical region, South America.

LEIVAS, F.W.T., GROSSI, P.C. & ALMEIDA, L.M. **Histerídeos (Staphyliniformia: Coleoptera: Histeridae) dos Campos Gerais, Paraná, Brasil.** Biota Neotrop. (13)2: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?inventory+bn02613022013>

Resumo: Histeridae é um grupo de besouros com morfologia diversificada, conhecidos como predadores generalistas e que ocorrem em uma ampla variedade de habitats. O objetivo deste trabalho foi apresentar uma primeira listagem dos táxons de Histeridae ocorrentes na região dos Campos Gerais (Parques Estaduais de Vila Velha, do Cerrado, e do Cânion Guartelá) e fornecer informações sobre as espécies das Unidades de Conservação do Estado do Paraná. Também foram apresentados os métodos apropriados para coleta do grupo. Os Histeridae dos Campos Gerais estão, até o momento, representados por 29 espécies de oito gêneros: Haeteriinae sp. (1 sp.), *Coelister* Bickhardt, 1917 (1 sp.), *Epierus* Erichson, 1834 (1 sp.), *Euspilotus* Lewis, 1907 (6 spp.), *Hister* Linnaeus, 1758 (2 spp.), *Omalodes* Dejean, 1833 (3 spp.), *Operclipygus* Marseul, 1870 (6 spp.) e *Phelister* Marseul, 1854 (9 spp.). Dois gêneros (*Coelister* e *Epierus*) e quatro espécies (*Coelister* sp., *Phelister brevistrius* Marseul, 1854, *Phelister panamensis* LeConte, 1859 e *Phelister pumilus* (Erichson, 1834)) foram registrados pela primeira vez para o Estado do Paraná. Cinco gêneros (*Coelister*, *Epierus*, *Euspilotus*, *Hister* e *Phelister*) e cinco espécies (*Coelister* sp., *Omalodes laceratus* Marseul, 1853, *Phelister brevistrius*, *Phelister panamensis* LeConte, 1859 e *Phelister pumilus* (Erichson, 1834)) foram registrados pela primeira vez para os Campos Gerais. A fauna de Histeridae se mostrou diversa quando comparada a levantamentos em outras formações vegetacionais. Entretanto, a maioria das espécies não demonstra uma seleção de habitat para áreas abertas. Considerando a perda de habitat ocorrida nos Campos Gerais, salienta-se a importância dos levantamentos faunísticos através de métodos apropriados e listagens regionais de Coleoptera para o conhecimento da biodiversidade.

Palavras-chave: biodiversidade, histeroidea, insecta, região Neotropical, América do Sul.

Introdução

Os Campos Gerais do Estado do Paraná constituem uma região fitogeográfica situada no Sul do Brasil em que predominam campos limpos permeados por matas de galerias e capões esparsos de Floresta Ombrófila Mista. A evolução dos Campos Gerais apresenta relações históricas com fatores ambientais como clima, paleoclima, geologia e pedologia, o que refletiu em interações entre diversos componentes vegetacionais, agregando assim uma relevância no contexto da biodiversidade (Maack 2012, Melo et al. 2007, Rocha & Weirich Neto 2007, Silva 2011, Instituto... 2002a, b, 2004).

Essa região fitogeográfica ocupava originalmente sete por cento do território do Paraná, entretanto, a partir do século XVIII os Campos Gerais foram fortemente modificados ao longo da colonização do território por atividades agropecuárias (pecuária, agricultura e plantios de espécies florestais), estando os maiores remanescentes de áreas naturais presentes dentro das Unidades de Conservação, que representam 28% do total originalmente existente no Estado. Desta parcela, apenas 0,36% está sob proteção integral entre os domínios dos Parques Estaduais de Vila Velha, do Cerrado e do Cânion Guartelá (Maack 2012, Melo et al. 2007, Rocha & Weirich Neto 2007, Vasconcelos & Rocha 2011), os quais sofrem influências antrópicas devido à proximidade com as fazendas em seus entornos. Segundo o Ministério do Meio Ambiente (Brasil 2007) os Parques Estaduais do Cerrado e do Cânion Guartelá são áreas de relevância biológica extremamente alta para o bioma Cerrado, assim como o Parque Estadual de Vila Velha é de alta relevância biológica para a Mata Atlântica.

As primeiras informações geradas para a fauna entomológica do Estado do Paraná foram baseadas principalmente nas regiões do primeiro planalto e litorânea, sem o intuito de realizar análises comparativas (Laroca & Mielke 1975, Rhies 1982, Laroca et al. 1982, 1989, Cure-Hakim 1983, Yamamoto 1984). Os primeiros esforços para o conhecimento da biodiversidade do Estado foram feitos com a criação do projeto PROFAUPAR onde foram realizadas coletas por oito pontos, incluindo a planície litorânea, primeiro, segundo e terceiro planaltos (Marinoni & Dutra 1991, 1997, Fernandes & Linzmeier 2012).

Posteriormente, alguns levantamentos da fauna de Coleoptera resultaram do projeto PROVIVE que abrangeu o Parque Estadual de Vila Velha (Ganho & Marinoni 2003, 2005 Marinoni & Ganho 2003, 2006, Linzmeier et al. 2006, Linzmeier & Ribeiro-Costa 2009, Fernandes & Linzmeier 2012, Grossi et al. 2012), totalizando atualmente 76 famílias de Coleoptera registradas para os Campos Gerais (Barbola et al. 2007). Apesar destes esforços, a grande maioria dessas famílias permanece pouco estudada no Paraná e nos Campos Gerais, como é caso de Histeridae (Marinoni & Ganho 2003).

Histeridae possui 4.252 espécies pertencentes a 391 gêneros, 17 tribos e 11 subfamílias (Mazur 2011). Na região Neotropical são registrados 139 gêneros e 1.047 espécies (Costa 2000), sendo que destes, 120 gêneros e 449 espécies são registradas para o Brasil (Mazur 2011).

Os histerídeos são conhecidos como predadores generalistas, com ampla variação de habitats, podendo ocorrer em fezes, fungos, troncos, frutos em decomposição, raízes de árvores, ninhos de aves, toca de mamíferos ou répteis, e em vegetação em decomposição. Estudos ligados à Entomologia Forense indicam a associação de algumas espécies desse grupo, tidas como relevantes devido ao seu potencial predador, como os gêneros *Euspilotus* Lewis, 1907 e *Hister* Linnaeus, 1758 (Carvalho et al. 2000, Mise et al. 2007). Além de serem importantes predadores de ovos e larvas, particularmente de Díptera (Cyclorrhapha), alguns grupos estão relacionados a outros animais, principalmente a insetos sociais, como formigas e cupins.

Possuem ainda importância no controle de pragas, como é o caso de *Hololepta quadridentata* (Olivier, 1789), predador do moleque-da-bananeira, *Cosmopolites sordidus* (Germar, 1824), gorgulho considerado principal praga desta cultura (Mesquita 2003). Registros na Amazônia Central indicam que *Hololepta (Leionota) reichii* (Marseul, 1853) pode ser considerada inimigo natural de abelhas sem ferrão, predando larvas e pupas de meliponíneos (Coletto-Silva & Freire 2006). Tal abrangência de ambientes em que são encontrados proporciona a esses besouros uma grande diversidade morfológica (Kovarík & Caterino 2001).

Nos últimos anos vários trabalhos foram realizados sobre os histerídeos brasileiros, principalmente no âmbito da sistemática (Leivas 2009, 2012, Moura 2010, Degallier et al. 2011, Corrêa et al. 2012, Leivas et al. 2012a, b). Entretanto, poucos estudos de levantamentos faunísticos de Histeridae têm sido realizados no Brasil (Lopes et al. 2005, Borges 2006), mesmo para aqueles grupos com importância econômica (Rodrigues & Marchini 1998). Não existem listagens de Histeridae do Brasil, com exceção da lista de Schmidt (1896) que apresentou dados iniciais da fauna brasileira, não mencionado registros para o sul do país, e posteriormente por Guérin (1953) que mencionou algumas poucas espécies ocorrentes no Brasil. Da mesma forma, são desconhecidas informações a respeito do "status" da conservação das espécies brasileiras.

O presente trabalho tem como objetivo compilar e divulgar a primeira listagem Histeridae da região dos Campos Gerais, fornecendo informações sobre as espécies das Unidades de Conservação do Estado do Paraná.

Material e Métodos

Para o estudo foram selecionados exemplares de Histeridae provenientes de coletas realizadas no Parque Estadual de Vila Velha, Parque Estadual do Cerrado e Parque Estadual do Cânion Guartelá, provenientes de projetos do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná e de coletas esporádicas durante o desenvolvimento do projeto de doutorado do primeiro autor (Licença nº 279/10).

1. Descrição dos locais de coleta

O Parque Estadual de Vila Velha (3.122,11 ha, 25° 14' 20.51" S e 50° 0' 48.11" O, 800-1000 m), município de Ponta Grossa, está localizado no segundo planalto paranaense que é limitado a leste pela Escarpa Devoniana e a oeste com o Terceiro Planalto, através da Serra da Esperança (Serra Geral). A região onde se insere o Parque situa-se no contexto climático do tipo Cfb de Köppen-Geiger (clima temperado sempre úmido, sem estação seca definida, com verão ameno em que a temperatura do mês mais quente é menor que 22 °C, 11 meses do ano com temperatura acima de 10 °C e apresentando mais que cinco geadas noturnas por ano) (Peel et al. 2007, Maack 2012). O Parque apresenta uma mescla de refúgios vegetacionais rupestres em meio à formação de transição de Estepe *stricto sensu* (com pequenas áreas de estepe higrófila) e Cerrado, e com capões de Floresta Ombrófila Mista (Montana e Aluvial) (Instituto... 2004).

O Parque Estadual do Cerrado (426,62 ha, 24° 10' 15.64" S e 49° 39' 56.55" O, 800-1200 m), municípios de Jaguariaíva e Sengés, está situado na mesorregião Centro Oriental do Estado do Paraná, no segundo planalto. A região onde se insere o Parque situa-se no contexto climático do tipo Cfb de Köppen-Geiger (clima temperado sempre úmido, sem estação seca definida, com verão ameno em que a temperatura do mês mais quente é menor que 22 °C, 11 meses do ano com temperatura acima de 10 °C e apresentando algumas geadas noturnas por ano) (Peel et al. 2007, Maack 2012). O Parque está localizado quase que totalmente em área de vegetação típica

de Cerrado em suas distintas fitofisionomias (campo limpo/sujo de cerrado, campo cerrado e cerradão), e em menor parcela por campo, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta de Galeria com ocorrência de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. Representa o limite austral de distribuição do bioma Cerrado no Brasil (Uhlmann 1997, Instituto... 2002a, Aguiar & Vieira 2011).

O Parque Estadual do Cânion Guartelá (798,97 ha, 24° 34' 0.42" S e 50° 15' 37.88" O, 800-1200 m), município de Tibagi, está situado na porção centro-leste do Estado do Paraná, também no segundo planalto. A região onde se insere o Parque situa-se no contexto climático do tipo Cfa de Köppen-Geiger (clima temperado sempre úmido, sem estação seca, de verão quente com temperatura do mês mais quente maior ou igual a 22 °C) (Peel et al. 2007, Maack 2012). Enquadra-se no âmbito de uma mescla de componentes vegetacionais como Floresta Ombrófila Mista (Montana e Aluvial), em mistura com a Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa, e Estepe que cobre a maior extensão do Parque, variando entre campo com afloramentos rochosos e campo limpo, e uma mancha de Cerrado (Instituto... 2002b).

Os métodos mais usuais e apropriados para coleta de Histeridae, incluindo os utilizados para as espécies listadas, são descritos detalhadamente, com base na experiência dos pesquisadores do grupo.

Os espécimes estão depositados na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP), Universidade Federal do Paraná. A complementação dos dados de distribuição geográfica foi realizada com base em revisão bibliográfica.

2. Métodos para coleta de Histeridae

Geralmente os histerídeos ocorrem em baixa abundância durante as coletas. Este fato mostra a necessidade de um maior esforço amostral, quando comparado a outros grupos, para que se obtenha uma coleta mais representativa. Os métodos para captura de Histeridae envolvem tanto coletas ativas como passivas.

Em coletas ativas os histerídeos podem ser encontrados em substratos onde, possivelmente, suas presas (grande maioria dípteros) estejam presentes, como sob casca de árvores em decomposição, no interior de troncos podres, interior de cavidade de árvores, em ninhos de aves, em tocas de répteis ou mamíferos, no interior de



Figura 1. Métodos de coleta de Histeridae. a: Coleta manual em cupinzeiros; b: Armadilha de interceptação de voo; c: Armadilha *Cryldé* (Teia de aranha artificial); d: Armadilha *Pitfall* com fezes humana; e: Armadilha com fruta fermentada (meia calça); f: Armadilha com fruta fermentada (garrafa pet).

Figure 1. Collecting methods of Histeridae. a: Manual collecting in termite nest; b: Flight interception trap; c: *Cryldé* trap; d: *Pitfall* trap with human feces; e: Fruit trap (nylon sock); f: Fruit trap (bottle).

cupinzeiros (Figura 1a), em ninhos de formigas, em composteiras, em lixo orgânico, na superfície ou no interior de massas fecais, sobre, no interior e abaixo de carcaças e entre a serapilheira. As coletas ativas podem também ser realizadas com o uso de iscas atrativas, como frutas em decomposição, carne em decomposição ou fezes humanas.

As coletas passivas são realizadas com armadilhas que podem ser potencializadas com o uso de iscas atrativas, como as citadas acima. As armadilhas mais usuais para as coletas de Histeridae são descritas a seguir.

3. Armadilha de interceptação de voo

Esta armadilha (Figura 1b) é um dos principais métodos passivos de coleta de histerídeos, pois possibilita a captura de quase todos os grupos que são voadores ativos.

A armadilha consiste de uma barreira, de vidro, de acrílico, ou tela de malha fina (tipo sombrite), esticada preferencialmente em uma trilha, clareira ou em área aberta. Abaixo da barreira é colocada uma calha (do tipo para coleta de água de chuva) ou várias bandejas plásticas, uma ao lado da outra que funcionam como recipiente coletor. Para a proteção contra chuva, folhas e galhos utiliza-se um plástico esticado em forma de telhado acima da armadilha. O líquido conservante varia de acordo com o tempo de exposição da armadilha, e em geral é recomendado o uso de uma mistura de detergente neutro e álcool absoluto ou etileno glicol a 10% para amostragens de longa exposição. Para amostragens rápidas de até dois dias, pode ser utilizada uma mistura de água, detergente e sal em solução bem concentrada. Os insetos se chocam com o obstáculo e caem no recipiente coletor ao tentarem passar por baixo da tela. Esta armadilha pode ser suspensa em diferentes alturas do solo proporcionando uma amostragem avaliativa às diferenças na estratificação vertical da fauna (Degallier et al. 2011).

4. *Cryldé* (Teia de aranha artificial)

Trata-se de uma modificação da armadilha de interceptação de voo a qual simula uma teia de aranha (Figura 1c). A teia é feita de material sintético plástico e pode ser adquirida em casas de festas e funciona muito bem para a coleta de insetos. A teia deve ser esticada e instalada entre árvores e arbustos e também pode ser potencializada com o uso de iscas colocadas próximas. Devem ser feitas verificações constantes, pois os insetos ficam presos por algum tempo e tentam se livrar por movimentos constantes. Para a potencialização deste tipo de coleta pode-se colocar abaixo da teia bandejas plásticas com líquido conservante. Os primeiros experimentos com este tipo de armadilha no Brasil se mostraram muito eficientes, porém as avaliações constantes da armadilha podem ser consideradas uma desvantagem.

5. Armadilha de queda (Pitfall)

Esta armadilha (Figura 1d) possibilita a captura dos histerídeos errantes de solo, e quando utilizadas iscas atrativas beneficia a coleta de grupos que possuem afinidade com a isca utilizada. No entanto, observações de campo sugerem que quanto maior o tempo de exposição da armadilha, somado com a isca atrativa, maior se torna a eficiência da coleta. O aparecimento dos Histeridae é dependente da colonização precedente do substrato por larvas de Diptera.

Esse tipo de armadilha consiste de um recipiente de boca larga enterrado no solo de maneira que a abertura fique ao nível da superfície do mesmo. O recipiente deve conter cerca de um terço do volume do frasco de água, sal ou ainda álcool absoluto, etileno glicol ou outro líquido conservante, sempre com detergente para promover a quebra da tensão superficial da água. Sobre o frasco deve-se colocar um telhado (tampa, ou qualquer outra estrutura de proteção) para evitar o acúmulo de água da chuva no seu interior,

deixando um espaço entre o telhado e a *pitfall* para que os besouros possam entrar na armadilha. Quando utilizadas iscas atrativas, as mesmas podem ser colocadas em copinhos de café (ou qualquer outro recipiente pequeno) e suspensas no interior do frasco, presas lateralmente com um arame.

6. Armadilha com fruta fermentada

Consiste de um pedaço de tecido fino de *nylon* (tipo meia calça), na qual é colocada fruta fermentada (Figura 1e). Posteriormente, fecham-se suas extremidades e prende-se a um tronco ou galho em forquilha no ambiente onde se quer coletar. Geralmente utiliza-se banana já em decomposição, processo que pode ser acelerado com o uso de caldo-de-cana e/ou cerveja. Os insetos são atraídos pelo odor e permanecem aderidos ao tecido e podem ser facilmente capturados manualmente.

Outro meio de captura é colocar a fruta fermentada em garrafa *pet* previamente cortada na região mediana (em forma de janela), a qual pode ser suspensa em diferentes alturas da vegetação (Figura 1f) proporcionando uma amostragem das diferenças na estratificação vertical da fauna. Os histerídeos são atraídos para dentro da garrafa e acabam ficando presos no seu interior.

Resultados e Discussão

A fauna de Histeridae dos Campos Gerais é, até o momento, representada por 29 espécies, alocadas em oito gêneros (Tabela 1), o que representa 8,2% da diversidade brasileira, que é de 449 espécies (Mazur 2011). Esses dados demonstram a diversidade do grupo nos Campos Gerais quando comparados aos obtidos em áreas de pastagem e floresta semicaducifolia em Goiás, com 18 espécies por Borges (2006), e em área de restinga do Espírito Santo, oito espécies por Lopes et al. (2005).

Da mesma forma, o número de espécies de Histeridae registrada é equivalente aos trabalhos de levantamento de fauna de Scarabaeinae (Scarabaeidae) em áreas abertas que utilizaram métodos de amostragem semelhantes, 27 espécies em campo rupestre (Nunes et al. 2012) e 30 espécies em campo nativo de Pampa (Silva et al. 2012). O único estudo de diversidade de besouros nos três parques da região dos Campos Gerais do Paraná é o de Grossi et al. (2012) que estudaram a fauna de Dynastinae (Coleoptera, Melolonthidae) e registraram 51 espécies, o que demonstra o grande potencial dessa região já que esse é um grupo menos diverso e bem estudado taxonomicamente.

No Parque Estadual de Vila Velha são conhecidas 12 espécies, pertencentes à Haeteriinae (uma espécie), *Euspilotus* (cinco espécies), *Operclipygus* (duas espécies), *Phelister* (três espécies) e *Epiurus* (uma espécie), onde foram amostrados em diferentes contextos e composição vegetal e de preservação (Marinoni & Ganho 2003).

No Parque Estadual do Cerrado são registradas apenas 10 espécies, *Coelister* (uma espécie), *Euspilotus* (três espécies), *Hister* (uma espécie), *Omalodes* (uma espécie) e *Phelister* (quatro espécies), em função de poucas coletas, havendo uma expectativa de grande diversidade para esse bioma.

O Parque Estadual do Cânion Guartelá apresenta 12 espécies registradas pertencentes a *Euspilotus* (uma espécie), *Hister* (duas espécies), *Omalodes* (duas espécies), *Operclipygus* (cinco espécies) e *Phelister* (duas espécies).

1. Haeteriinae

Esta subfamília é representada predominantemente pelas espécies mirmecófilas e termitófilas as quais, em grande parte, estão distribuídas no Novo Mundo. Estas espécies se adaptaram a condições específicas na periferia ou dentro das colônias de formigas ou cupins, relação que levou a uma das maiores diversidades morfológicas a

Tabela 1. Espécies de Histeridae do Paraná registradas para os Campos Gerais no “Parque Estadual de Vila Velha” (Vila Velha), “Parque Estadual do Cerrado” (Cerrado), “Parque Estadual do Cânion Guartelá” (Guartelá), e os respectivos métodos de coleta utilizados.

Table 1. Histeridae species from state of Paraná recorded to Campos Gerais in “Parque Estadual de Vila Velha” (Vila Velha), “Parque Estadual do Cerrado” (Cerrado), “Parque Estadual do Cânion Guartelá” (Guartelá), and respective collecting methods.

Táxon	Tribo	Subfamília	Vila Velha	Cerrado	Guartelá	Captura
<i>Coelister</i> sp.	-	Haeteriinae		X		C
<i>Haeterinae</i> sp.1	-	Haeteriinae	X			P
<i>Euspilotus</i> sp.1	-	Saprininae		X		PF
<i>Euspilotus</i> sp.2	-	Saprininae	X	X		PF
<i>Euspilotus</i> sp.3	-	Saprininae	X	X	X	PF/FB
<i>Euspilotus</i> sp.4	-	Saprininae	X			P
<i>Euspilotus</i> sp.5	-	Saprininae	X			P
<i>Euspilotus</i> sp.6	-	Saprininae	X			P
<i>Hister</i> sp.1	Histerini	Histerinae			X	FB
<i>Hister</i> sp.2	Histerini	Histerinae		X	X	PF/FB
<i>Omalodes foveola</i>	Omalodini	Histerinae		X		BF/LO/C
<i>Omalodes laceratus</i>	Omalodini	Histerinae			X	DD
<i>Omalodes</i> sp.1	Omalodini	Histerinae			X	DD
<i>Operclipygus distractus</i>	Exosternini	Histerinae			X	PF
<i>Operclipygus iheringi</i>	Exosternini	Histerinae			X	PF
<i>Operclipygus latemarginatus</i>	Exosternini	Histerinae			X	IV
<i>Operclipygus sejunctus</i>	Exosternini	Histerinae	X			P
<i>Operclipygus subrufus</i>	Exosternini	Histerinae			X	IV
<i>Operclipygus subterraneus</i>	Exosternini	Histerinae	X		X	P/IV
<i>Phelister brevistrius</i>	Exosternini	Histerinae	X			P
<i>Phelister pumilus</i>	Exosternini	Histerinae			X	FB
<i>Phelister panamensis</i>	Exosternini	Histerinae			X	FB
<i>Phelister</i> sp.1	Exosternini	Histerinae	X			P
<i>Phelister</i> sp.3	Exosternini	Histerinae	X			PF
<i>Phelister</i> sp.3	Exosternini	Histerinae		X		IV
<i>Phelister</i> sp.4	Exosternini	Histerinae		X		PF
<i>Phelister</i> sp.5	Exosternini	Histerinae		X		PF
<i>Phelister</i> sp.6	Exosternini	Histerinae		X		PF
<i>Epierus</i> sp.1	-	Tribalinae	X			P

C: *cryldé*; P: armadilha *Pitfall* sem atrativo; PF: armadilha *Pitfall* com fezes humana; FB: fezes bovinas; BF: banana fermentada; LO: lixo orgânico; DD: dado desconhecido; IV: Armadilha de Intercepção de voo).

(C: *cryldé*; P: *Pitfall* trap without baits; PF: *Pitfall* with human feces; FB: human feces; BF: fermenting banana; LO: organic debris; DD: unknown data; IV: Flight interception trap).

nível genérico dentro da família (Helava et al. 1985). Para o Brasil são registradas 134 espécies (sete para o Paraná) alocadas em 71 gêneros (11 para o Paraná) (Helava et al. 1985, Mazur 2011).

Coelister Schmidt, 1889 (Figura 2a) é um gênero monoespecífico que inclui *Coelister cavernosus* (Schmidt, 1889) (Mazur 2011), entretanto, uma revisão do gênero está sendo conduzida e tem reconhecido espécies ainda não descritas (Degallier comunicação pessoal). Os únicos registros de distribuição do gênero são para o Brasil, Campos do Jordão, São Paulo (Degallier 1998); Brasília, Distrito Federal (Degallier comunicação pessoal); e Paraguai (Mazur 2011). Esse gênero é registrado pela primeira vez para o Estado do Paraná e para os Campos Gerais. A distribuição do gênero para estas localidades demonstra uma seleção de hábitat para áreas abertas.

2. Histerinae, Exosternini

Histerinae corresponde ao maior grupo da família, com ampla distribuição geográfica e hábitos ecológicos diversificados, com 177 espécies alocadas em 24 gêneros registrados para o Brasil (Mazur 2011). Exosternini ocorre em todas as regiões zoogeográficas

(Kovarik & Caterino 2005) possuindo 12 gêneros e 88 espécies registradas para o Brasil (Mazur 2011).

Phelister Marseul, 1853 representa um gênero diverso, com cerca de 100 espécies descritas e distribuição Neotropical (Mazur 2011). Podem ser encontrados em substratos diversificados como em fezes, carcaça, matéria vegetal em decomposição, subcórte de plantas, tocas de mamíferos, ninhos de aves e pilha de detritos de formigas cortadeiras. Algumas espécies associadas à carcaça têm sido consideradas relevantes em estudos de Entomologia Forense (Almeida & Mise 2009). Tamanha diversidade, carência de estudos taxonômicos e a possibilidade de descrição de muitos novos táxons dificultam o reconhecimento das espécies. Nos Campos Gerais foram reconhecidas nove espécies, o que representa 32,4% dos registros para o Brasil (36 espécies, segundo Mazur 2011). Este representa o primeiro registro do gênero para os Campos Gerais.

Phelister brevistrius Marseul, 1854 tem distribuição conhecida na Costa Rica, no Panamá, no Equador e no Brasil (Mazur 2011). Esta espécie é registrada pela primeira vez para o Estado do Paraná e para os Campos Gerais. A ampla distribuição conhecida para essa espécie não demonstra uma seleção de hábitat para áreas abertas.

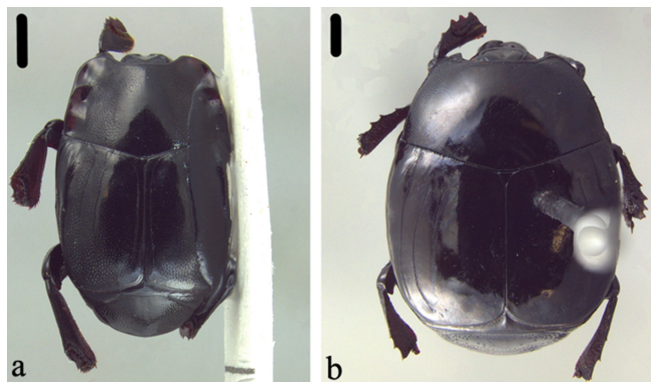


Figura 2. Histeridae dos Campos Gerais, Paraná, Brasil. a) *Coelister* sp.; b) *Omalodes (Omalodes) foveola* Erichson. Escala: 1 mm.

Figure 2. Histeridae from Campos Gerais, Paraná, Brazil. a) *Coelister* sp.; b) *Omalodes (Omalodes) foveola* Erichson. Scale: 1 mm.

Phelister panamensis LeConte, 1859 tem distribuição nos Estados Unidos (Texas, Arizona, Alabamba e Florida), Panamá; Colômbia (Antioquia: Puerto Berrio) e Brasil (Amazonas) (LeConte 1859, Marseul 1862, Casey 1916, Wenzel & Dybas 1941, Mazur 2011). Esta espécie é registrada pela primeira vez para o Estado do Paraná e para os Campos Gerais. A ampla distribuição conhecida para essa espécie não demonstra uma seleção de habitat para áreas abertas.

Phelister pumilus (Erichson, 1834) tem distribuição conhecida no Brasil (Santa Catarina e Bahia), na Argentina (Buenos Aires) e na Venezuela (Marseul 1870, Mazur 2011). Esta espécie é registrada pela primeira vez para o Estado do Paraná e para os Campos Gerais. A falta de precisão na localidade de ocorrência desta espécie para os demais estados brasileiros impossibilita inferência sobre afinidade de habitats.

Operclipygus Marseul, 1870 representa um grande gênero com 177 espécies descritas, destas 138 descritas recentemente (Caterino & Tishechkin 2013). Possui distribuição quase que exclusivamente Neotropical, apresentando maior diversidade nas regiões tropicais da América do Sul e Central, com poucas espécies se estendendo às regiões temperadas da América do Norte. Muitas espécies estão associadas com vegetação em decomposição e serapilheira, onde são predadores de pequenos artrópodes, e uma pequena porção é conhecida como inquilinos de insetos sociais (formigas e cupins) e tocas de mamíferos (Caterino & Tishechkin 2013). Nos Campos Gerais foram reconhecidas seis espécies, o que representa 10,3% das registradas para o Brasil (58 espécies, Caterino & Tishechkin 2013).

Operclipygus distractus (Schmidt, 1896) tem distribuição conhecida no Brasil (Rio de Janeiro: Petrópolis; Paraná: Tibagi e Piraquara) (Caterino & Tishechkin 2013). *Operclipygus iheringi* (Bickhardt, 1917) ocorre no Brasil (São Paulo; Paraná: Tibagi e Piraquara) (Caterino & Tishechkin 2013). *Operclipygus latemarginatus* (Bickhardt, 1920) tem distribuição no Brasil (Minas Gerais: Lavras; Rio de Janeiro: Nova Friburgo; Paraná: Tibagi e Campina Grande do Sul) e na Argentina (Buenos Aires) (Caterino & Tishechkin 2013). *Operclipygus sejunctus* (Schmidt, 1896) distribui-se no Brasil (Paraíba: Santa Rita; Rio de Janeiro: Nova Friburgo), no Paraguai (Itapúa: Koronay) e na Argentina (Misiones: Puerto Iguazú) (Caterino & Tishechkin 2013). *Operclipygus subrufus* Caterino & Tishechkin, 2013 é distribuída apenas no Brasil (Distrito Federal: Brasília; Minas Gerais: Viçosa; Rio de Janeiro: Nova Friburgo; Paraná: Tibagi e Piraquara) (Caterino & Tishechkin 2013). *Operclipygus subterraneus* Caterino & Tishechkin, 2013 ocorre no Brasil (Minas Gerais: Viçosa, Ingaí, Lavras e Passa Quatro; Rio de Janeiro: Nova Friburgo e Rio de Janeiro; São Paulo: São Paulo e Guarujá; Paraná: Tibagi, Ponta Grossa, Piraquara, Campina Grande

do Sul e Curitiba; Santa Catarina: Nova Teutonia) (Caterino & Tishechkin 2013). Os dados de distribuição conhecidos para todas estas espécies do gênero não demonstram uma seleção de habitat para áreas abertas.

3. Histerinae, Histerini

Esta tribo ocorre em todas as regiões zoogeográficas (Kovarík & Caterino 2005) possuindo três gêneros e 16 espécies registrados para o Brasil, sendo *Margarinotus* Marseul, 1853 considerado possivelmente introduzido (Mazur 2011).

Hister Linnaeus, 1758 é o gênero mais diverso da família, com cerca de 230 espécies descritas e distribuição para todas as regiões zoogeográficas (Kovarík & Caterino 2005, Mazur 2011). Pode ser encontrado em fezes, carcaça, matéria vegetal e fungos em decomposição, tocas de mamíferos e pilha de detritos de formigas cortadeiras. Algumas espécies coprófilas têm sido investigadas como potenciais agentes no controle biológico da mosca dos chifres (Mazur 2001), e outras associadas à carcaças, relevantes em estudos de Entomologia Forense (Almeida & Mise 2009). Nos Campos Gerais foram coletadas duas espécies, representando 12,5% das 16 registradas para o Brasil (Mazur 2011). O pequeno número de espécies registradas para o Brasil indica que novos táxons e novos registros poderão ser descritos. Este representa o primeiro registro do gênero para os Campos Gerais.

4. Histerinae, Omalodini

Segundo a classificação tradicional, esta tribo possui distribuição conhecida para as regiões Neotropical, Oriental, Afrotropical e Afrotropical (Mazur 2011) possuindo quatro gêneros e 40 espécies registradas para o Brasil (Mazur 2011). Entretanto, recentemente, um estudo filogenético, conduzido pelo primeiro autor, demonstrou que o grupo não é monofilético, ficando a tribo composta pelas linhagens de *Omalodes* Dejean, 1833 e *Ebonius* Lewis, 1885, ambas registradas para o Brasil e com distribuição quase que exclusivamente Neotropical (Leivas 2012).

Omalodes (Omalodes) Dejean, 1833 representa o maior grupo da tribo com 51 espécies descritas e com duas espécies ocorrendo na região Neártica (Mazur 2011, Kovarík & Caterino 2005). As espécies podem ser encontradas em matéria vegetal e fungos em decomposição, carcaças, exsudação de seiva e inflorescências. Algumas espécies têm sido consideradas relevantes em estudos de Entomologia Forense (Almeida & Mise 2009, Mise et al. 2010) e no controle de pragas (Mesquita 2003). No Brasil são reconhecidas 25 espécies, com novos táxons ainda a serem descritos (Moura 2010). Nos Campos Gerais a amostragem é superficial havendo o reconhecimento de apenas três espécies, o que representa 12% da diversidade descrita para o Brasil. Espécies de *Omalodes* já haviam sido registradas nos Campos Gerais (Paraná: Telêmaco Borba) (Leivas 2009, Moura 2010).

Omalodes foveola Erichson, 1834 (Figura 2b) é possivelmente uma das espécies de maior distribuição geográfica do gênero, sendo registrada para países da América do Sul e Central (Mazur 2011), com variações morfológicas populacionais. Esta espécie é considerada potencialmente efetiva no controle do curculionídeo *Cosmopolites sordidus* Germar, 1924, uma das principais pragas do cultivo da banana, apesar de sua baixa especificidade e do difícil acesso ao rizoma da planta (Mesquita, 2003). Tem distribuição para Trinidad (Maracas Bay); Venezuela (Bolívar); Colômbia (Letícia); Guiana Francesa (Île de Cayenne); Brasil (Amapá: Serra do Navio; Amazonas: Benjamin Constant, Itacoatiara, Lábrea, Novo Airão, Manaus, São Paulo de Olivença, Santo Antônio do Içá, Tabatinga e Tapuruquara; Acre: Rio Branco; Pará: Benevides, Breves, Marajó, Cachimbo, Jacareacanga, Mocajuba, Obidos, Santarém e Serra Norte,

Nhamundá e Tefé; Ceará: Carquejo; Rondônia: Porto Velho e Vilhena; Goiás: Aragarças e Santa Isabel; Distrito Federal: Brasília; Mato Grosso: Diamantino, Salobra, Selvíria, Chapada dos Guimarães, Cáceres, Rosário d' Oeste, Itiariti, Rondonópolis, Forte Príncipe da Beira e Cacaolândia; Bahia: Encruzilhada, Maracás e Curui; Minas Gerais: Passos, Camanducaia, Sete Lagoas, Lagoa Santa e Ibiá; Espírito Santo: Baixo Guandú, Conceição da Barra, Córrego do Itá, Itaguaçu, Linhares, Sooretama e Santa Teresa; Rio de Janeiro: Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro, São João da Barra e Teresópolis; São Paulo: Campinas, Guarujá, Marília, Orlândia, Rio Claro, Batatais, Cerqueira César e Teodoro Sampaio; Paraná: Rolândia e Telêmaco Borba; Santa Catarina: Corupá e Nova Teutônia; Rio Grande do Sul: Carazinho, Dois Irmãos, Porto Alegre, Serro Azul e São Salvador; Peru (Iquitos); Bolívia (Ichilo: Buena Vista; Coroico); Paraguai (Concepción; Cazaapá; Itapúa: Yataí) e Argentina (Misiones: Puerto Esperanza; Puerto Iguazú; Concepción: Santa Maria) (Leivas 2009, Moura 2010).

Omalodes laceratus Marseul, 1853 possui distribuição geográfica conhecida para o Brasil (Mazur 2011). No Estado do Paraná, além do presente registro para os Campos Gerais há coleta para o município de Piraquara (Mananciais da Serra) em Floresta Ombrófila Densa (Leivas 2009). Este representa o primeiro registro da espécie para os Campos Gerais.

Os dados de distribuição conhecidos para essas espécies não demonstram uma seleção de habitat para áreas abertas.

5. Sapriniinae

Esta subfamília possui distribuição conhecida para todas as regiões zoogeográficas (Kovarik & Caterino 2005) com nove gêneros e 37 espécies registradas para o Brasil (Mazur 2011).

Euspilotus Lewis, 1907 possui 78 espécies descritas, com distribuição principalmente nas regiões Neotropical e Neártica (com apenas uma espécie na região Paleártica), sendo o segundo maior gênero da subfamília (Kovarik & Caterino 2005). As espécies podem ser encontradas em fezes, carcaças, tocas de mamíferos, ninhos de aves e ninhos de abelhas sem ferrão. Algumas espécies associadas a carcaças têm sido consideradas relevantes em estudos de Entomologia Forense (Almeida & Misse 2009). Nos Campos Gerais foram reconhecidas seis espécies o que representam 28,5% das 21 espécies registradas para o Brasil (Mazur 2011). Este representa o primeiro registro do gênero para os Campos Gerais.

6. Tribalinae

Esta subfamília possui distribuição conhecida para todas as regiões zoogeográficas (Kovarik & Caterino 2005) possuindo três gêneros e 25 espécies registradas para o Brasil (Mazur 2011).

Epierus Erichson, 1834 possui 45 espécies descritas, com distribuição principalmente na região Neotropical, mas com várias espécies nas regiões Neártica e Oriental e uma na região Paleártica (Mazur 2011). Podem ser encontradas em fungos vivos (possivelmente micetófagas), cavidades de árvores, subcortex de plantas, galeria de besouros em troncos e em matéria vegetal em decomposição. Representa um grupo de difícil reconhecimento taxonômico com muitas espécies a serem descritas. No Brasil são registradas 14 espécies, sendo aqui o primeiro registro do gênero para o Paraná e para os Campos Gerais.

Considerações Finais

Degallier et al. (2011) salientaram o pobre número de espécies conhecidas de Histeridae em áreas tropicais, locais em que condições climáticas e ecológicas deveriam ser favoráveis a altos níveis de biodiversidade, e atribuíram esses baixos valores à falta de coletas específicas e a carência de entomologistas especialistas no grupo.

Apesar da carência de coletas de Histeridae, os resultados aqui obtidos fornecem uma ideia parcial da grande diversidade do grupo, na medida em que dois gêneros (*Coelister* e *Epierus*) e quatro espécies (*Coelister* sp., *Phelister brevistrius*, *Phelister panamensis* e *Phelister pumilus*) foram registrados pela primeira vez para o Estado do Paraná, e cinco gêneros (*Coelister*, *Epierus*, *Euspilotus*, *Hister* e *Phelister*) e cinco espécies (*Coelister* sp., *Omalodes laceratus*, *Phelister brevistrius*, *Phelister panamensis* e *Phelister pumilus*) foram registradas pela primeira vez para os Campos Gerais. Estes novos dados (29 espécies) demonstram a diversidade do grupo nos Campos Gerais quando comparados aos obtidos em áreas de pastagem e floresta semicaducifolia (Borges 2006), e em área de restinga (Lopes et al. 2005). Ainda, nenhuma das espécies aqui citadas foi registrada nesses trabalhos.

A fauna de Histeridae aqui estudada demonstrou estar associada a Mata Atlântica com apenas um gênero restrito a áreas abertas. Isso evidencia a importância dessas Unidades de Conservação para a proteção de táxons de diversos componentes vegetacionais.

Durante a elaboração do plano de manejo dos Parques Estaduais Vila Velha, do Cânion Guartelá e do Cerrado a fauna de invertebrados terrestres não foi alvo de grande atenção uma vez que Coleoptera, grupo mais diverso dentre os Metazoa, com mais de 387.100 espécies (Zhang 2011), não foi contemplado (Instituto... 2002a, b, 2004). Os dados aqui apresentados vêm além de gerar informação a respeito da fauna de Histeridae dos Campos Gerais paranaenses, fornecer dados sobre as espécies que estão protegidas pelas Unidades de Conservação, assim como servir de fonte de informações para futuras revisões do plano de manejo dos parques.

Considerando que nas últimas décadas tem havido uma grande perda dos campos naturais do Paraná, salienta-se a importância dos levantamentos e listagens regionais de fauna. Em especial na região do primeiro planalto paranaense, os campos naturais foram quase que completamente extintos, e junto com eles a sua fauna e flora, em alguns casos não encontradas nos demais planaltos (Martins & Melo 2010). Estes estudos trazem a luz o conhecimento de grupos relevantes, tanto do ponto de vista básico, como os aplicados. Além disso, a biodiversidade dessas formações vegetacionais é pouco conhecida e para sanar isso, coletas com a utilização de métodos apropriados devem ser realizadas para suprir essa carência.

Agradecimentos

Ao Instituto Ambiental do Paraná, pela concessão da licença de coleta; aos gerentes e funcionários das Unidades de Conservação dos Parques Estaduais dos Campos Gerais; ao Taxon line Rede Paranaense de Coleções Biológicas pelas fotos; aos pesquisadores que geraram informações prévias sobre a fauna de Histeridae dos parques; ao Dr. Nicolas Degallier e ao revisor anônimo pelas contribuições no manuscrito. Ao CNPq pela concessão das bolsas (processo 160217/2012-1) para FWT, (processo 150227/2013-2) para PCG, (processo 305789/2009-0) para LMA. Esta é a contribuição número 1828, do Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná.

Referências Bibliográficas

- AGUIAR, T.H. & VIEIRA, A.O.S. 2011. Florística do Parque Estadual do Cerrado de Jaguariaíva - Paraná: Atualização da lista de espécies. In Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá (O.T.B. Carpanezzi & J.B. CAMPOS, orgs.). Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, p.263-272.
- ALMEIDA, L.M. & MISE, K.M. 2009. Diagnosis and key of the main families and species of South American Coleoptera of forensic importance. Rev. Bras. Entomol. 53(2):227-244. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000200006>

- BARBOLA, I.F., NASCIMENTO, E.A. & MILLÉO, J. 2007. Os Campos Gerais do Paraná. In *Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná* (M.S. Melo, R.S. Moro & G.B. Guimarães, coords.). Editora UEPG, Ponta Grossa, p.17-21, 221-227.
- BORGES, L.O. 2006. Estudo comparativo de assembléias de Histeridae e Staphylinidae (Insecta, Coleoptera) em áreas de mata semicaducifolia tropical e pastagem no Campus Samambaia, Goiânia, Goiás, Brasil. *Rev. Biol. Neotrop.* 3(2):189-190.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. MMA, Brasília. http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf (último acesso em 01/02/2013).
- CARVALHO, L.M.L., THYSSEN, P.J., LINHARES, A.X. & PALHARES, F.A.B.A. 2000. Checklist of Arthropods Associated with Pig Carrion and Human Corpses in Southeastern Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 95(1):135-138. <http://dx.doi.org/10.1590/S0074-02762000000100023>
- CASEY, T. 1916. *Memoirs on the Coleoptera*. Lancaster, Paris, v.7.
- CATERINO, M.S. & TISHECHKIN, A.K. 2013. A systematic revision of *Operclipygus* Marseul (Coleoptera, Histeridae, Exosternini). *ZooKeys* 271:1-401. <http://dx.doi.org/10.3897/zookeys.271.4062>
- COLETTTO-SILVA, A. & FREIRE, D.C.B. 2006. *Hololepta (Leionota) reichii* Marseul (Coleoptera, Histeridae) un nuevo enemigo natural para la meliponicultura en la Amazonia Central, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23(2):588-591. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000200036>
- CORRÊA, R.C., MOURA, D.P., LEIVAS, F.W.T. & ALMEIDA, L.M. 2012. *Operclipygus hospes* (Lewis) (Coleoptera, Histeridae): a Beetle of Potential Forensic Importance for Buried Bodies. *Neotrop. Entomol.* 41(3):254-256. <http://dx.doi.org/10.1007/s13744-012-0032-1>
- COSTA, C. 2000. Estado de conocimiento de los Coleoptera neotropicales. In *Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PrIBES-2000* (F. Martín-Piera, J.J. Morrone & A. Melic, coords.). Ed. Monografías Tercer Milênio, Zaragoza, p.99-114.
- CURE-HAKIM, J.R. 1983. Estudo ecológico da comunidade de abelhas silvestres (Hymenoptera, Apoidea) do Parque da Cidade, comparado ao de outras áreas de Curitiba, Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- DEGALLIER, N. 1998. Notes Taxonomiques sur les Coleoptera Histeridae Hetaeriinae du Muséum d'Histoire Naturelle de Berlin (MNHUB). *Mitteilungen aus dem Museum für Naturkunde in Berlin. Zool. Reihe* 74(1):129-143.
- DEGALLIER, N., LEIVAS, F.W.T. & MOURA, D.P. 2011. Histerid beetles of French Guiana. V. Revision of the genus *Ebonius* Lewis (Coleoptera, Histeridae, Omalodini). *Zootaxa* 2824:44-52.
- FERNANDES, F.R. & LINZMEIER, A.M. 2012. Tortoise beetles (Coleoptera, Chrysomelidae, Cassidinae) captured with Malaise traps on PROFAUPAR and PROVIVE projects (Paraná, South Brazil). *Check List* 8(6):1225-1231.
- GANHO, N.G. & MARINONI, R.C. 2003. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas malaise. *Rev. Bras. Zool.* 20(4):727-733. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752003000400028>
- GANHO, N.G. & MARINONI, R.C. 2005. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Rev. Bras. Entomol.* 49(4):535-543. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262005000400014>
- GROSSI, P.C., LEIVAS, F.W.T. & ALMEIDA, L.M. 2012. Dinastinae (Coleoptera: Scarabaeoidea: Melolonthidae) dos Campos Gerais, Paraná, Brasil. In *Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá* (O.T.B. Carpanezzi & J.B. Campos, orgs.). Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, p.108-118.
- GUÉRIN, J. 1953. *Coleopteros do Brasil*. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- HELAVA, J.V.T., HOWDEN, H.F. & RITCHIE, A.J. 1985. A review of the New World genera of the myrmecophilous and termitophilous subfamily Hetaeriinae. *Sociobiology* 10(2):127-382.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. 2002a. Plano de Manejo do Parque Estadual do Cerrado. <http://www.uc.pr.gov.br> (último acesso em 28/02/2013).
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. 2002b. Plano de Manejo do Parque Estadual do Cânion Guartelá. <http://www.uc.pr.gov.br> (último acesso em 28/02/2013).
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. 2004. Plano de Manejo do Parque Estadual de Vila Velha. <http://www.uc.pr.gov.br> (último acesso em 28/02/2013).
- KOVARIK, P.W. & CATERINO, M.S. 2001. Histeridae. In *American Beetles. Archostemata, Myxophaga, Adephaga, Polyphaga: Staphyliniformia* (R.H. Arnett Junior, M.C. Thomas & C. Michael, coords.). Ed. CRC Press, Boca Raton, v.1, p.214-227.
- KOVARIK, P.W. & CATERINO, M.S. 2005. Histeridae. In: *Handbook of Zoology (R.G. Beutel & R.A.B. Leschen, coords.)* Ed. Walter de Gruyter, Berlin, v.1: Morphology and Systematics, part 38, Coleoptera, p.90-222.
- LAROCA, S. & MIELKE, O.H.H. 1975. Ensaios sobre ecologia de comunidade em Sphingidae da Serra do Mar, Paraná, Brasil (Lepidoptera). *Rev. Bras. Biol.* 35(1):1-19.
- LAROCA, S., BECKER, V.O. & ZANELLA, F.C.V. 1989. Diversidade, abundância relativa e fenologia em Sphingidae (Lepidoptera) na Serra do Mar (Quatro Barras, PR), sul do Brasil. *Acta Biol. Paranaense* 18(1/4):13-54.
- LAROCA, S., CURE-HAKIM, J.R. & BORTOLI, C. 1982. A associação das abelhas silvestres (Hymenoptera, Apoidea) de uma área restrita no interior da Cidade de Curitiba (Brasil): uma abordagem biocenótica. *Dusenja* 13(3):93-117.
- LECONTE, J.L. 1859. A description of the insects of North America, by Thomas Say, with illustrations drawn and colored after Nature. London.
- LEIVAS, F.W.T. 2009. Estudo dos gêneros neotropicais de Omalodini Kryzhanovskij, 1972 (Coleoptera, Histeridae, Histerinae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- LEIVAS, F.W.T. 2012. Análise Cladística de Omalodini Kryzhanovskij, 1972 (Coleoptera, Histeridae, Histerinae). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- LEIVAS, F.W.T., BICHO, C.L., DEGALLIER, N. & MOURA, D.P. 2012a. Revision of the genus *Scapomegas* Lacordaire, 1854 (Coleoptera: Histeridae: Omalodini). *Zootaxa* 3482:33-46.
- LEIVAS, F.W.T., MISE, K.M., ALMEIDA, L.M., MACARI, B.P. & GOMY, Y. 2012b. New species and key of *Aeletes* Horn (Coleoptera: Histeridae: Abraeinae) from Brazil. *Zootaxa* 3165:63-68.
- LINZMEIER, A.M. & RIBEIRO-COSTA, C.S. 2009. Spatio-temporal dynamics of Alticini (Coleoptera, Chrysomelidae) in a fragment of Araucaria Forest in the state of Parana, Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 53(2):294-299. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000200013>
- LINZMEIER, A.M., RIBEIRO-COSTA, C.S. & MARINONI, R.C. 2006. Fauna de Alticini (Newman, 1834) (Coleoptera, Chrysomelidae, Galerucinae) em áreas com diferentes tipos de manejo e níveis de preservação vegetal na Floresta de Araucária do Paraná, Brasil: diversidade e estimativa de riqueza de espécies. *Rev. Bras. Entomol.* 50(2):101-109. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262006000100015>
- LOPES, P.P., LOUZADA, J.N.C., OLIVEIRA-REBOUÇAS, P.L., NASCIMENTO, L.M. & SANTANA-REIS, V.P. 2005. Resposta da Comunidade de Histeridae (Coleoptera) a Diferentes Fisionomias da Vegetação de Restingas no Espírito Santo. *Neotrop. Entomol.* 34(1):25-31. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2005000100004>
- MAACK, R. 2012. Geografia física do Estado do Paraná. 4. ed. Imprensa UEPG, Ponta Grossa.

- MARINONI, R.C. & DUTRA, R.R.C. 1991. Levantamento da fauna entomológica no Estado do Paraná. I. Introdução. Situação climática e florística dos oito pontos de coleta. Dados faunísticos de agosto de 1986 a julho de 1987. Rev. Bras. Zool. 8(1-4):1-73. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751991000100005>
- MARINONI, R.C. & DUTRA, R.R.C. 1997. Famílias de Coleoptera capturadas com armadilha malaise em oito localidades do estado do Paraná, Brasil. Diversidades alfa e beta. Rev. Bras. Zool. 14(3):751-770. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751997000300021>
- MARINONI, R.C. & GANHÓ, N.G. 2003. A fauna de Coleoptera em áreas com diferentes condições florísticas no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas de solo. Rev. Bras. Zool. 20(4):737-744. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752003000400029>
- MARINONI, R.C. & GANHÓ, N.G. 2006. A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. Rev. Bras. Entomol. 50(1):64-71. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262006000100009>
- MARSEUL, S.A. 1862. Supplément à la monographie des Histerides (suite). Ann. Soc. Entomol. Fr. 4(2):5-48, 437-516, 669-720.
- MARSEUL, S.A. 1870. Descriptions d'espèces nouvelles d'Histerides. Ann. Soc. Entomol. Bel. 13(1869-1870):55-158.
- MARTINS, A.C. & MELO, G.A.R. 2010. Has the bumblebee *Bombus bellicosus* gone extinct in the northern portion of its distribution range in Brazil? J. Insect Conserv. 14: 207-210. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-009-9237-y>
- MAZUR, S. 2001. A Review of the Histeridae (Coleoptera) of Mexico. Dugesiana 8(2):17-66.
- MAZUR, S. 2011. A concise catalogue of the Histeridae (Insecta: Coleoptera). Warsaw University of Science- SGGW Press, Warsaw, p.1-332.
- MELO, M.S., MORO, R.S. & GUIMARÃES, G.B. 2007. Os Campos Gerais do Paraná. In Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná (M.S. Melo, R.S. Moro & G.B. Guimarães, Coords). Editora UEPG, Ponta Grossa, p.17-21, 221-227.
- MESQUITA, A.L.M. 2003. Importância e métodos de controle do "Moléque" ou Broca-do-rizoma-da-bananeira. Embrapa, Circular Técnica online, n.17, p.1-55.
- MISE, K.M., ALMEIDA, L.M. & MOURA, M.O. 2007. Levantamento da fauna de Coleoptera que habita a carcaça de *Sus scrofa* L., em Curitiba, Paraná. Rev. Bras. Entomol. 51(3):358-368. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262007000300014>
- MISE, K.M., SOUZA, A.S.B., CAMPOS, C.M., KEPPLER, R.L.F. & ALMEIDA, L.M. 2010. Coleoptera associated with pig carcass exposed in a forest reserve, Manaus, Amazonas, Brasil. Biota Neotrop. 10(1):321-324. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000100027>
- MOURA, D.P. 2010. Revisão das espécies brasileiras de *Omalodes* (*Omalodes*) Erichson, 1834 (Coleoptera, Histeridae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- NUNES, R.V., FRIZZAS, M.R. & VAZ-DE-MELLO, F.Z.S. 2012. Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) of a rupestrian field at Cafuringa, Distrito Federal, Brazil: commented list of species. Biota Neotrop. 12(4):125-129. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032012000400013>
- PEEL, M.C., FINLAYSON, B.L. & McMAHON, T.A. 2007. Updated world map of the Koeppen-Geiger climate classification. Hydrol. Earth Syst. Sc. 11:1633-1644. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- RHIES, P.J. 1982. Fenologia de Dinastíneos (Coleoptera, Scarabaeidae) noturnos fototáticos do Leste Paranaenses. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- ROCHA, C.H. & WEIRICH NETO, P.H. 2007. Origens dos sistemas de produção e fragmentação dos Campos Gerais. In Os Campos Gerais do Paraná. In Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná (M.S. Melo, R.S. Moro & G.B. Guimarães, Coords). Editora UEPG, Ponta Grossa, p.171-179.
- RODRIGUES, S.R. & MARCHINI, L.C. 1998. Espécies de Histeridae coletadas em Piracicaba, SP. Sci. Agriculture 55(1):59-63.
- SCHMIDT, J. 1896. Aufzählung der von Herrn Professor F. Sahlberg in Brasilien gesammelten Histeriden. Berl. Entomol. Z. 41: 55-66.
- SILVA, P.A.H. 2011. Vila Velha e as origens dos Campos Gerais e das Florestas de araucária. In Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá (O.T.B. Carpanezzi & J.B. CAMPOS, orgs.). Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, p.23-28.
- SILVA, P.G., ANDINO, L.D., NOGUEIRA, J.M., MORAES, L.P. & VAZ-DE-MELO, F.Z. 2012. Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de uma área de campo nativo no bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil. Biota Neotrop. 12(3):246-253. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032012000300024>
- UHLMANN, A. 1997. Relações entre a distribuição das categorias fitofisionômicas e padrões geomorfológicos e pedológicos em uma área de savanna (cerrado) no estado do Paraná, Brasil. Arq. Biol. Tecnol. 40(2):473-484.
- VASCONCELOS, G.C. & ROCHA, M.R. 2011. A importância dos Parques Estaduais de Vila Velha, Guartelá e Cerrado na produção e divulgação de conhecimento científico. In Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá (O.T.B. Carpanezzi & J.B. CAMPOS, orgs.). Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba p.7-8.
- WENZEL, R.L. & DYBAS, H. 1941. New and little known Neotropical Histeridae (Coleoptera). Fieldiana Zool. 22(7):433-472.
- YAMAMOTO, A.F. 1984. Fauna urbana e rural de Ichneumonidae (Hymenoptera) da região de Curitiba, Paraná. Curitiba: Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- ZHANG, Z.-Q. 2011. Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. In Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness (Zhang, Z.-Q., ed.). Zootaxa 3148:99-103.

Recebido em 07/03/2012

Versão reformulada recebida em 10/05/2013

Publicado em 27/05/2013

Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil

Ana Carolina Srbek-Araujo^{1,2,4} & Adriano Garcia Chiarello³

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brazil

²Vale S.A. / Reserva Natura Vale - Centro, CP 91, CEP 29900-970, Linhares, ES, Brazil

³Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo – USP, Av. dos Bandeirantes, 3900, CEP 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brazil

⁴Corresponding author: Ana Carolina Srbek-Araujo, e-mail: srbekaraujo@hotmail.com

SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?article+bn02013022013>

Abstract: The distribution of species and population attributes are critical data for biodiversity conservation. As a tool for obtaining such data, camera traps have become increasingly common throughout the world. However, there are disagreements on how camera-trap records should be used due to imperfect species detectability and limitations regarding the use of capture rates as surrogates for abundance. We evaluated variations in the capture rates and community structures of mammals in camera-trap surveys using four different sampling designs. The camera traps were installed on internal roads (in the first and fourth years of the study), at 100-200 m from roads (internal edges; second year) and at 500 m from the nearest internal road (forest interior; third year). The mammal communities sampled in the internal edges and forest interior were similar to each other but differed significantly from those sampled on the roads. Furthermore, for most species, the number of records and the capture success varied widely among the four sampling designs. A further experiment showed that camera traps placed on the same tree trunk but facing in opposing directions also recorded few species in common. Our results demonstrated that presence or non-detection and capture rates vary among the different sampling designs. These differences resulted mostly from the habitat use and behavioral attributes of species in association with differences in sampling surveys, which resulted in differential detectability. We also recorded variations in the distribution of records per sampling point and at the same spot, evidencing the stochasticity associated with the camera-trap location and orientation. These findings reinforce that for species whose specimens cannot be individually identified, the capture rates should be best used as inputs for presence and detection analyses and for behavior inferences (regarding the preferential use of habitats and activity patterns, for example). Comparisons between capture rates or among relative abundance indices, even for the same species, should be made cautiously.

Keywords: Atlantic Forest, capture success, detection bias, detection probability, mammal inventory.

SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. Influência do desenho amostral na taxa de captura e na estrutura da comunidade de mamíferos registrada a partir de armadilhas fotográficas no sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 13(2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/pt/abstract?article+bn02013022013>

Resumo: A distribuição das espécies e os atributos das populações são dados críticos para a conservação da biodiversidade. Enquanto ferramenta para obtenção de tais dados, as armadilhas fotográficas tem se tornado cada vez mais comuns em estudos em todo o mundo. No entanto, há divergências sobre como os registros fotográficos devem ser utilizados devido a problemas de detectabilidade e limitações relacionadas ao uso das taxas de captura como substitutos de abundância. No presente estudo foram avaliadas variações na taxa de captura e na estrutura da comunidade de mamíferos registrada por meio de armadilhas fotográficas utilizando-se quatro diferentes desenhos amostrais. As armadilhas foram instaladas em estradas internas (primeiro e quarto anos), a 100-200 m de distância das estradas (bordas internas; segundo ano) e a 500 m da estrada mais próxima (interior da mata; terceiro ano). As comunidades de mamíferos amostradas em bordas internas e interior da floresta foram semelhantes entre si, mas diferiram significativamente daquelas amostradas em estradas. Além disso, para a maioria das espécies, o número de registros e o sucesso de captura variaram muito entre os quatro desenhos amostrais. A partir de um experimento desenvolvido paralelamente às amostragens, foi observado ainda que armadilhas fotográficas colocadas em um mesmo tronco de árvore, mas voltadas para direções opostas, registraram poucas espécies em comum. Nossos resultados demonstram que presença ou não detecção e taxas de captura variam entre diferentes desenhos de amostragem. Essas diferenças são atribuídas principalmente ao uso do habitat e atributos comportamentais das espécies, em associação com diferenças no desenho amostral, resultando em diferenças na detectabilidade. Foram também registradas variações na distribuição de registros entre pontos de amostragem e para o mesmo local, evidenciando a estocasticidade associada à localização e orientação das armadilhas. Esses

dados reforçam que, para espécies cujos espécimes não podem ser individualmente identificados, os registros fotográficos são mais bem utilizados como insumo para análises de presença e detecção, assim como para obtenção de informações relacionadas a comportamento (uso preferencial de habitats e padrão de atividade, por exemplo). Comparações entre taxas de captura ou índices de abundância relativa, mesmo para a mesma espécie, devem ser realizadas com cautela.

Palavras-chave: Mata Atlântica, sucesso de captura, viés de detecção, probabilidade de detecção, inventário de mamíferos.

Introduction

The distributions of species and population abundance or density are critical data for planning and evaluating research priorities and strategies for biodiversity conservation. The quality of inventories depends on the ability of the surveying team and the adequacy of the procedures, particularly regarding the efficiency of the sampling methods used for each target group. Indeed, the methods used in mammal inventories are generally appropriate for collecting or observing only a fraction of species, given the morphological and behavioral diversity in this group (Voss & Emmons 1996).

Failures to detect species are common errors in surveys and are related to the detection probability of each species (Gu & Swihart 2004). The detection of mammals may vary depending on the animal's sex, age, social status (alpha or beta and resident or transient) and territoriality (Larrucea et al. 2007), the distribution of reproductive females, the local abundance of prey (Guil et al. 2010), intraspecific and interspecific interactions (Harmsen et al. 2010), human pressure and the physical environment (Guil et al. 2010). Furthermore, the seasonality of the species can change the intensity with which a given species is recorded (Yasuda 2004), and the capture rate is influenced by the temporal and seasonal activity patterns of the species (Larrucea et al. 2007). Differences in detectability among species also can be caused by relatively subtle differences in behavior (Harmsen et al. 2010). It is thus important to evaluate differences in capture efficiency to distinguish true absence from the non-detection of a species in mammal inventories (Jennelle et al. 2002). And detection is indicative of presence, but non-detection is not equivalent to absence (MacKenzie et al. 2002).

Camera traps have become increasingly common in studies conducted in several parts of the world, especially during the last decade. These devices have been widely used in mammal inventories and are especially effective for detecting elusive, cryptic and/or rare species (e.g., Srbek-Araujo & Chiarello 2005, Tobler et al. 2008, Ahumada et al. 2011, Espartosa et al. 2011). In addition to this usual application, Carbone et al. (2001) consider that the use of indices to estimate the relative abundance of mammals would increase the use of this tool because only a small fraction of the species may have the individuals identified and studied using capture-recapture methods based on camera traps. However, these indices use the rates of camera-trap capture as the main input to estimate abundance (e.g., Carbone et al. 2001, O'Brien et al. 2003), and the variation in the detection probability of each species is not considered. Thus, for relative abundance indices to be useful, some authorities recommend the calibration of indices using camera trap data (Carbone et al. 2001) and the evaluation of the index accuracy (Diefenbach et al. 1994) to demonstrate the existence of a functional relationship between the index and the true value (Diefenbach et al. 1994). However, the calibration process is not trivial, and there is no firm consensus on the best strategy to follow (e.g., O'Brien et al. 2003, Rowcliffe et al. 2008, Rovero & Marshall 2009).

Notwithstanding the increase in the popularity of camera traps, the imperfect detectability and the appropriate application of capture rates remain very important issues, particularly regarding

the use of camera-trap records as surrogates for abundance and population density of species whose individuals cannot be identified (Carbone et al. 2001, 2002, Jennelle et al. 2002, Yasuda 2004, Larrucea et al. 2007, Srbek-Araujo & Chiarello 2007, Rowcliffe et al. 2008, Rovero & Marshall 2009, Harmsen et al. 2010). Despite these limitations and recommendations, the index of relative abundance, without calibration, obtained from the rate or frequency of capture has been widely used in camera-trap studies (e.g., Jácomo et al. 2004, O'Brien et al. 2003, Silveira et al. 2003, Trolle & Kéry 2005, Weckel et al. 2006, Kasper et al. 2007, Rowcliffe et al. 2008, Rovero & Marshall 2009), without consideration of the variations in species capture probability (Gu & Swihart 2004). These issues are relevant and need to be better understood because camera-trap data have been used in management and conservation studies around the world, including ratings of the distribution and monitoring of threatened species.

In this study, we report the results of four years of camera-trapping inventories in a protected area of Atlantic Forest in Brazil. We evaluate the variation of mammal capture rates from each survey and the influence of the sampling design on the mammal community recorded. We also discuss whether the capture rates represent reliable inputs for relative abundance indices. We hypothesized that detection does not change significantly and that capture rates are similar for a given mammal species sampled in the same area among subsequent camera-trap surveys, despite differences in the sampling designs (null hypothesis). If this hypothesis is true, the sampling design does not interfere with the community recorded, and the capture rates could be considered sufficient input to calculate the relative abundance indices; therefore, the calibration of the indices may be overlooked.

Material and Methods

1. Study area

The study was conducted in Reserva Natural Vale (RNV; Vale Natural Reserve), which is located 30 km north of the Doce River between the municipalities of Linhares and Jaguaré in the state of Espírito Santo, southeastern Brazil (19° 06' S, 39° 45' W and 19° 18' S, 40° 19' W). The RNV (~23,000 ha) encompasses approximately 5% of the remaining forest in the state (Fundação... & Instituto... 2011) and is adjacent to the Reserva Biológica de Sooretama (RBS; Sooretama Biological Reserve: ~24,250 ha).

The topography in RNV is relatively flat, with the elevation ranging between 28 and 65 m above sea level (Jesus & Rolim 2005). The climate is tropical hot and humid (Aw), following the Köppen system) with wet summers (October to March) and dry winters (April to September) (Jesus & Rolim 2005). The average annual temperature is 23.3 °C (14.8 and 34.2 °C average minimum and maximum, respectively). The average annual rainfall is 1,202 mm, with high inter-annual variability (Jesus & Rolim 2005). During the years of study, for example, the annual rainfall ranged from 857 mm (2007) to 1,638 mm (2006), and the average annual rainfall was 1,194 mm.

Most of the reserve is covered by dense lowland forest located on flat terrain (Tabuleiro Forest), classified as perennial seasonal forest (Jesus & Rolim 2005). RNV has an internal system of unpaved roads (126 km in total length). These roads are approximately 4 m wide and were built decades ago to allow access to all parts of the reserve for reserve staff and authorized researchers only. The perimeter of RNV is irregularly shaped and is surrounded mostly by pastures and crops, especially fruit and coffee cultivation (Jesus & Rolim 2005). In recent years, particularly after 2007, there has been an increase in *Eucalyptus* plantations surrounding the reserve.

2. Data collection

The sampling designs used in the four years were designed primarily to meet the requirements for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density. We used four different sampling designs over approximately 48 months: June 2005 to June 2006 (first year or year 1); June 2006 to August 2007 (second year or year 2); August 2007 to October 2008 (third year or year 3); and June 2009 to February 2010 (fourth year or year 4). Cam Trakker game cameras (Cam Trak South Inc., USA) were used in the first year; in the other years, we used Tigrinus cameras (conventional model; Tigrinus Research Equipment, Brazil). Both brands of equipment have a passive infrared sensor and 35 mm cameras, which were loaded with 36-exposure / 200 or 400 ASA negative films. The camera traps were operated 24 hours/day, and the delay between photographs was set to 20 seconds. The equipments were checked every 30 days for cleaning and to replace the batteries and film. The camera traps were attached to tree trunks at approximately 45 cm above the ground. In the first year, all trapping stations contained a pair of cameras, and the units were installed facing each other. In the other years, we used only one camera trap per trapping station. No baits were used.

In the first year, the reserve was divided into three areas ("north", "south" and "west"), and sampling was conducted in each of these areas sequentially. In the remaining years, a fixed number of sampling points or trap stations were established throughout the whole area of

the reserve (years 2 and 3) or in just the northern part of the reserve (year 4) (Figure 1). The cameras were installed on internal roads (in the first and fourth years), at 100–200 m from roads (internal edges; second year) and at 500 m from the nearest internal road (forest interior; third year). In years 2 and 3, the sampling points were selected by searching for the presence of signs (such as footprints and animal trails or tracks) or odors indicating recent mammal activity. A narrow trail (~1 m width) was opened to access the trap stations in the second and third years. The camera-trap sampling points were always set in the predominant type of forest existing in RNV (Tabuleiro Forest). The main differences among the sampling designs are summarized in Table 1.

In the second year, we set up a 30-day experiment to test whether two cameras installed at the same spot would result in the same list of species. For this experiment, we used 8 pairs of Tigrinus cameras (the year 2 sampling point or principal camera [C1] and an additional camera [C2]) scattered throughout RNV. Every pair of cameras was positioned on the same tree trunk but faced in opposing directions (one camera rotated 180 degrees from the other) and remained operational for 30 days. We directed both of the cameras from each pair at points with similar characteristics to minimize sampling differences related to habitat conditions (e.g., the presence of tracks and/or other signs of animal activity).

3. Data analysis

Each photograph taken by the camera traps was considered a record. However, when more than one photograph of the same species was obtained from the same trapping station within a period of 1 hour, only the first photograph was considered valid for analytical purposes. The sampling effort was calculated by multiplying the number of camera traps (or pairs of equipment in year 1) by the number of sampling days (the time between the first and last records in each month of sampling). The capture success was calculated by dividing the number of records by the sampling effort and multiplying the result by 100, as used in previous studies (e.g., Srbek-Araujo

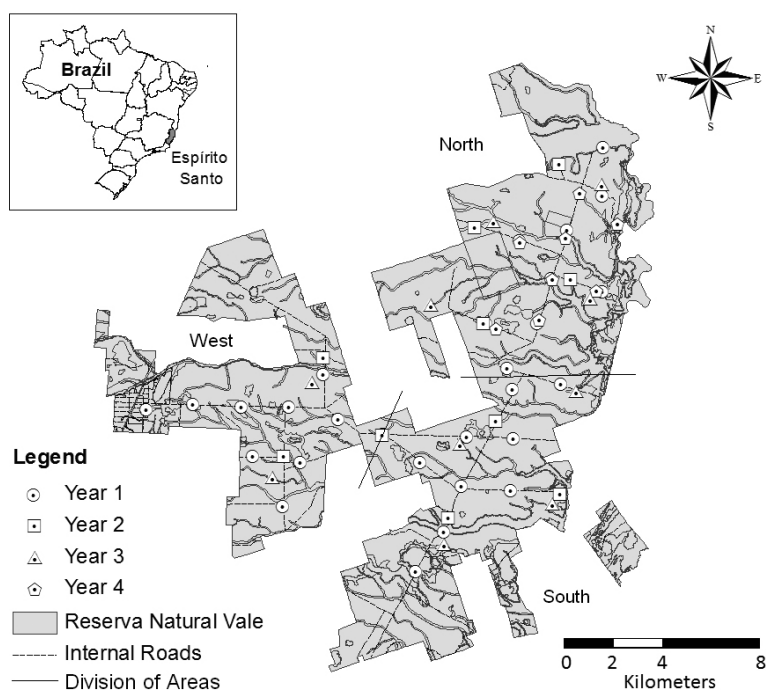


Figure 1. Reserva Natural Vale (Espírito Santo state) and locations of the camera traps in the four different sampling designs (June 2005 to February 2010).

Table 1. Features of the sampling designs used in each year of the study in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010).

	Sampling coverage	Camera placement	Number of trapping stations	Sampling duration (number of months)	Sampling time/sampling station	Camera spacing (km)*
Year 1	Areas north, south and west	Internal roads	30 (10/area)	12	4 months/area (2 months/wet season and 2 months/dry season)	2.35 (1.96)
Year 2	Areas north, south and west	Forest interior at 100-200 m from the nearest internal road	10	14	Fixed	4.40 (4.05)
Year 3	Areas north, south and west	Forest interior at 500 m from the nearest internal road	10	14	Fixed	5.14 (3.93)
Year 4	Area north	Internal roads	8	8	Fixed	2.31 (1.75)

*Average distance between adjacent sampling points. The minimum spacing between cameras is shown in brackets.

& Chiarello 2005). The armadillos *Dasypus novemcinctus* and *Dasypus septemcinctus* were analyzed together, as were the deer *Mazama americana* and *Mazama gouazoubira*, due to difficulties in distinguishing each congeneric species from most of the photographs. Only native species were considered in the statistical analyses.

The Mao Tau estimator (the accumulation of the observed species) was used to calculate randomized species accumulation curves considering 10-day bins of camera trapping as units of sampling effort. The lower and upper bounds of the 95% confidence interval (CI) were graphed. We used the first-order Jackknife (Jackknife 1) to estimate the species richness for each sampling design. This non-parametric estimator is based on the number of unique species contained in each observation (Smith & Pontius 2006), and according to Tobler et al. (2008), it performs better than other estimators for data sets derived from large numbers of camera days. We also selected this estimator for its reduced bias and because it is based on the presence or absence of a species rather than on the abundance of the species (Smith & Pontius 2006). For these analyses, we used the program EstimateS (version 7.5.2), and for randomizations, we used 1,000 runs.

The Spearman rank correlations and the qualitative cluster analysis (based on the Jaccard coefficient) were used to compare the mammal communities recorded by the four sampling designs (n=27 cases). Both of the analyses were performed using the presence-absence data only (with values of "1" when a mammal species was detected by a sampling design and "0" when it was not). For these analyses, the program Statistica was used (version 7.1).

Given the differences in the sampling effort, we calculated the capture success of each mammal species ([number of records for each species / sampling effort] X 100) to obtain comparable capture rates for each species among the years. We used the Spearman rank test to investigate whether there were correlations in the capture rates of each species among the sampling designs. For this analysis, only species recorded in two or more years (n=23 cases) were included to reduce the occurrence of spurious correlations arising from the high frequency of zeros (four native species were detected in only one year). The tests were performed in the program Statistica (version 7.1).

We assessed the variation in capture success among the sampling designs by calculating the 95% CI for each species. For this analysis, each sampling point was considered a replicate of a given sampling year, and the capture success of each species was calculated for every sampling point from each year of study. The program SPSS (version 8.0) was used for this analysis. And the results were displayed graphically to species with more contrasting detection rates (more than 10 records for the whole study). We complemented this analysis by contrasting the capture success of each species among the sampling

designs using a Kruskal-Wallis one-way analysis of variance. For these analyses, the capture success values of each species were used as dependent variables, using the sampling points as replicates (n=58 cases), and the years of sampling were the grouping variable (categorical). Only the species recorded in two or more years (n=23 cases) were considered in the Kruskal-Wallis one-way analysis of variance. For these analyses, the program Statistica was used (version 7.1). The variation in the capture success was assessed because these data can be used as an indicative of variation in the capture or detection probability of species.

4. Assumptions

Because weather variation can influence the detection of mammals and therefore the camera-trap results, we conducted preliminary tests to evaluate whether the capture success was significantly influenced by the inter-annual variability in climate conditions. For this analysis, we correlated the monthly capture success of native mammal species with climate variables (i.e., average monthly rainfall, total monthly rainfall and average monthly temperature) using the Spearman rank correlation. Each year was analyzed separately, and only months with 30 days of sampling were considered (11 cases for year 1, 14 cases for years 2 and 3, and seven cases for year 4). These tests were performed in the program Statistica (version 7.1). We obtained climatic data from the Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE; National Institute of Spatial Research), and the data were collected at a meteorological station located in Sooretama, the closest city to the study site. The results of these tests indicated no consistent pattern in the relation between the climate variables and capture success. Significant correlations (Spearman Rank, $p < 0.05$) between the climate variables (mostly for average monthly temperature) and capture success were observed for only 11 species (40.74%), and most cases were restricted to one year (nine species). For two species, there were significant correlations (Spearman Rank, $p < 0.05$) for two years, but for one of those species, the correlation between the average monthly temperature and capture success was positive in one year and negative in the other year. These results suggest a small influence of annual climate variation on the capture rates and leave us comfortable in assuming that the variations in our camera-trap data result mostly from differences among the sample designs.

Another limitation of our sampling design is that due to the theft of equipment and maintenance problems of some of the units, we had to choose a different brand of cameras in the second year. We are aware that variations in the efficiency and capability to record species among different brands or models of camera traps can influence the results (Srbek-Araujo & Chiarello 2007), particularly when film and digital cameras are compared (Kelly & Holub 2008). Because of that

influence, it might be difficult to distinguish whether the variation in the number of records in a given survey is due to differences in trapping success among species or among the cameras (Kelly & Holub 2008). Fortunately, only film cameras were used in our study, and the differences between the equipment are relevant only to year 1, when Cam Trakker cameras were used, but not the other years (including the 30-day experiment), when only Tigrinus cameras were used. It is also relevant to stress that overall, the results from the first and fourth years were more similar to each other than to the second and third years, though different brands of cameras were used. For these reasons, we assumed that the use of two brands of cameras had no significant influence on our main findings.

Results

The sampling effort accumulated during the four years of study (10,567 camera-days) resulted in 2,790 records of 30 mammal species, including the domestic dog (*Canis lupus familiaris*) (Table 2).

Although the number of recorded species was similar among the sampling designs (19 to 23 species), the capture success was lower in the first and fourth years, when the cameras were located along roads. The community composition also varied among the sampling designs: 12 species (40.0%) were recorded in all four designs; four species (13.3%) were recorded in three designs; nine species (30.0%) were recorded in two designs; and five species (16.7%) were recorded in only one design. Six species (20.0%) were recorded only on roads, and four (13.3%) were recorded only on internal edges and/or in the forest interior. Some of the species recorded frequently along roads were rarely or not at all recorded when the cameras were set up away from roads, especially *Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous*, *Procyon cancrivorus* and *Sylvilagus brasiliensis* (Table 2). In contrast, some species were recorded mostly away from roads: *Dasybus* sp., *Nasua nasua*, *Pecari tajacu*, *Mazama* sp., *Cuniculus paca* and *Dasyprocta leporina*.

Records of species not previously photographed occurred in all of the sampling periods, and the last inclusion of new species occurred in

Table 2. Number of records (n) and capture success (CS) for each mammal species recorded by four camera trapping sampling designs in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010). The species richness, sampling effort (camera-days) and total capture success are also shown for each sampling design separately and in total.

Order	Species	Year 1 (roads)		Year 2 (internal edges)		Year 3 (forest interior)		Year 4 (roads)		Total
		n	CS	n	CS	n	CS	n	CS	
Didelphimorphia	<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	5	0.16	21	0.61	3	0.10	14	1.36	43
	<i>Metachirus nudicaudatus</i> (Desmarest, 1817)			7	0.20					7
Cingulata	<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)			1	0.03			1	0.10	2
	<i>Dasybus</i> sp. (Linnaeus, 1758) ^a	10	0.33	74	2.13	38	1.25	11	1.06	133
	<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0.03			1	0.03			2
Pilosa	<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)			1	0.03			1	0.10	2
Primates	<i>Callithrix geoffroyi</i> (Humboldt, 1812)							1	0.10	1
	<i>Sapajus robustus</i> (Kuhl, 1820)			2	0.06			3	0.29	5
Carnivora	<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	2	0.07							2
	<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	24	0.79					34	3.29	58
	<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)							1	0.10	1
	<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	17	0.56	71	2.05	47	1.55	1	0.10	136
	<i>Procyon cancrivorus</i> (G. Cuvier, 1798)	17	0.56					1	0.10	18
	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)			7	0.20	3	0.10			10
	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	67	2.21	13	0.37	5	0.16	16	1.55	101
	<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)			1	0.03	2	0.07	2	0.19	5
	<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	80	2.64	3	0.09	2	0.07	32	3.10	117
	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)					1	0.03			1
	<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy, 1803)	3	0.10	9	0.26	3	0.10	4	0.39	19
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	68	2.24	51	1.47	50	1.65	8	0.77	177
Artiodactyla	<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	5	0.16	2	0.06	3	0.10			10
	<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)			51	1.47	46	1.52	2	0.19	99
	<i>Mazama</i> sp. (Rafinesque, 1817) ^b	57	1.88	378	10.90	563	18.56	34	3.29	1,032
Rodentia	<i>Guerlinguetus ingrami</i> (Thomas, 1901)			16	0.46	17	0.56			33
	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	5	0.16			2	0.07	3	0.29	10
	<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	4	0.13	194	5.59	91	3.00	18	1.74	307
	<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	16	0.53	231	6.66	152	5.01	16	1.55	415
Lagomorpha	<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	42	1.39					2	0.19	44
Number of Records		423		1,133		1,029		205		2,790
Number of Species		17 (19)		19 (21)		18 (20)		21 (23)		28 (30)
Sampling Effort		3,032		3,468		3,034		1,033		10,567
Capture Success		13.95		32.67		33.92		19.85		26.40

^a *Dasybus novemcinctus* (Linnaeus, 1758) and *Dasybus septemcinctus* (Linnaeus, 1758). ^b *Mazama americana* (Erxleben, 1777) and *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814).

the 43rd month of the study. The sample-based species accumulation curve for the first year leveled off, indicating a more complete survey (Figure 2), although the number of recorded species was much lower than the total number of observed species for the whole study. The curves for the other three years of sampling, as well as the curve for the whole study, did not reach an asymptote and showed a wide 95% CI interval (Figure 2). Wider confidence intervals were observed for years 2 and 4.

The species richness estimated using the whole data set (all four years) was 29.98 ± 1.71 species, which is similar to the observed richness ($n = 29$ native species). The estimated richness was also similar to the observed richness in the third year ($19.95 [\pm 1.36]$

species) (observed richness = 20 species). However, for the second ($22.90 [\pm 2.34]$ species) and fourth ($26.74 [\pm 2.48]$ species) years, the estimated richness was higher than the observed value (21 and 23 species, respectively); for the first year ($16.97 [\pm 0.97]$ species), the estimated richness was lower than the observed value (18 native species).

A significant correlation of the mammal communities (list of species) was found only between the second and third years (Spearman Rank, $r_s = 0.402$, $p < 0.05$, $n = 27$ pairs), when the camera traps were placed away from roads. The cluster analyses indicated that the most dissimilar community was sampled during the last year,

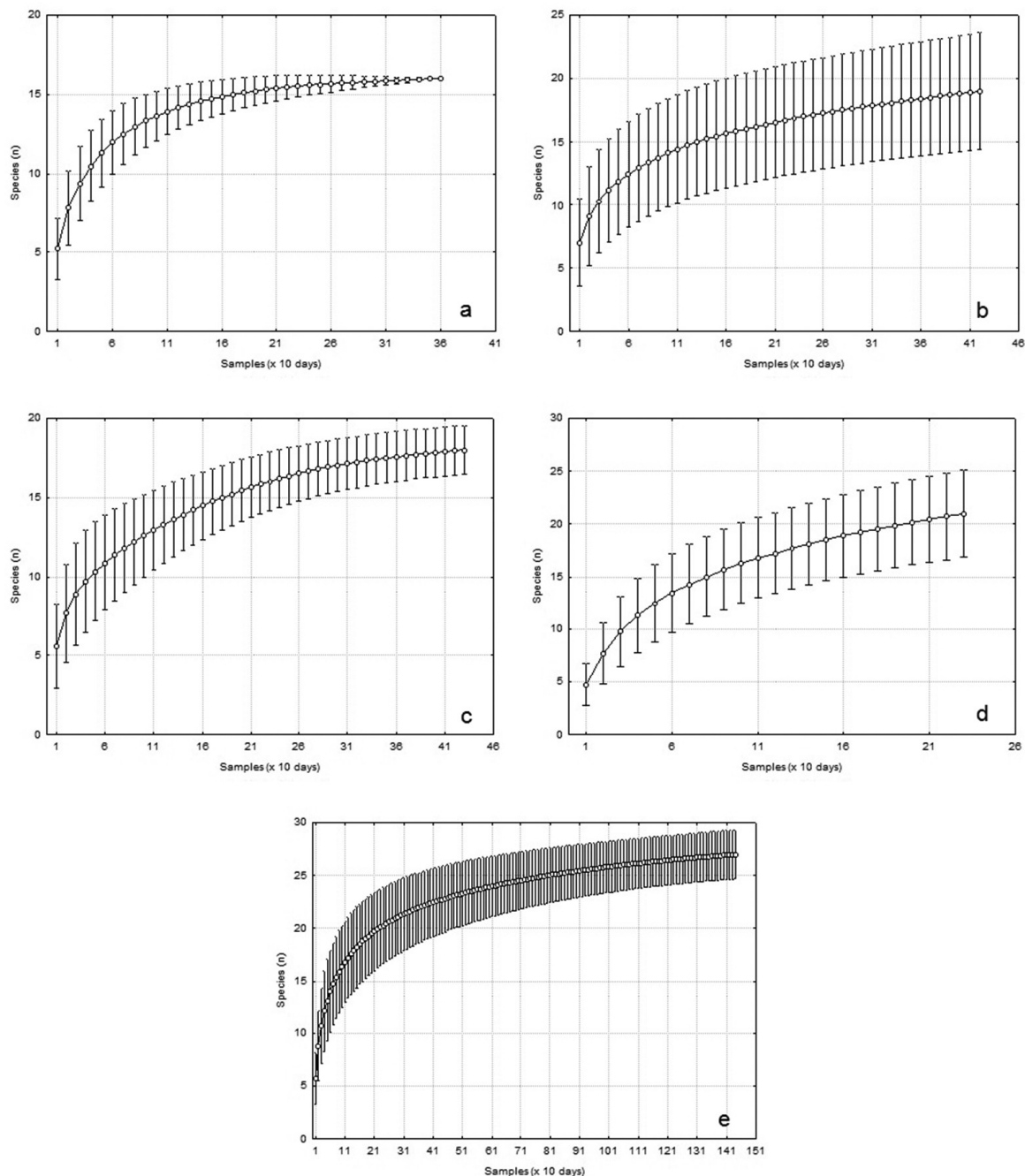


Figure 2. Sample-based species-accumulation curves (Mao Tau estimator) for the mammal species recorded during camera trapping surveys in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010), including the lower and upper bounds of the 95% CI: year 1 (a), year 2 (b), year 3 (c), year 4 (d) and the whole study (e). Each sampling unit (x axis) represents 10 camera-days.

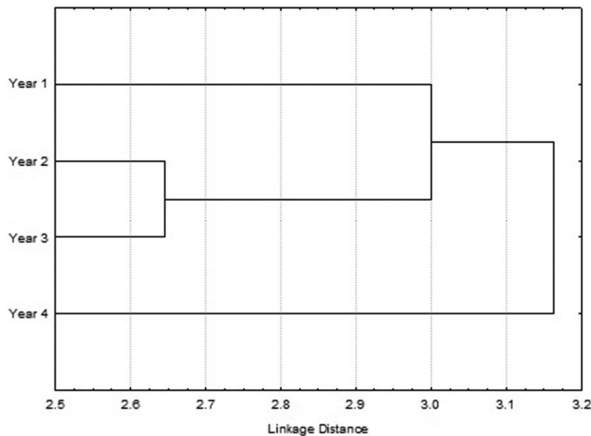


Figure 3. Dendrogram produced by the cluster analyses of the presence/absence data (Jaccard coefficient) of the species recorded by the camera traps in the four sampling designs in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010).

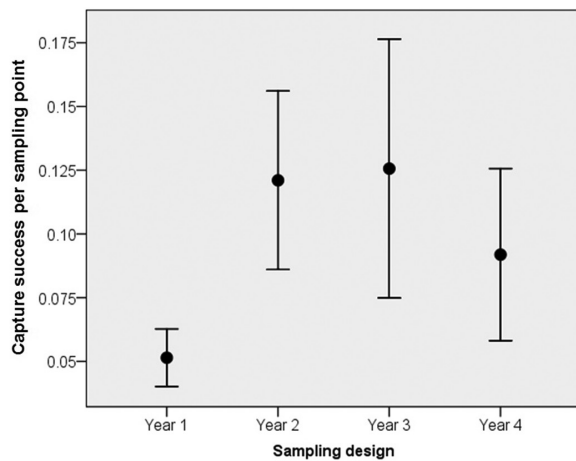


Figure 4. Means and confidence intervals (95% CI) of the capture success per sampling point for each camera trap design in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010).

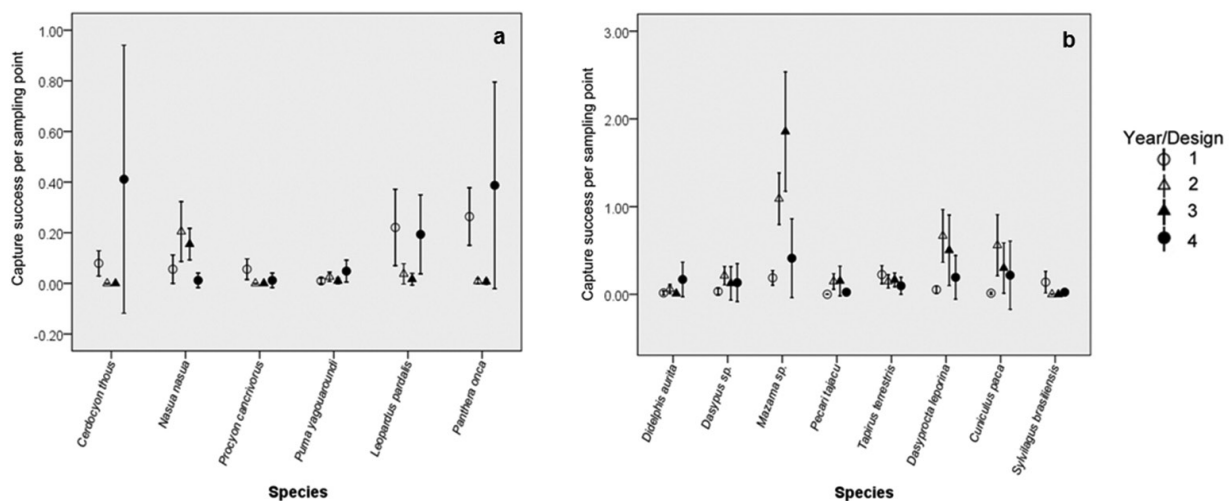


Figure 5. Means and confidence intervals (95% CI) of the capture success per sampling point for Carnivora species (Families Canidae, Procyonidae and Felidae) (a) and other Orders (Families Didelphidae, Dasypodidae, Tayassuidae, Cervidae, Tapiridae, Dasyproctidae, Cuniculidae and Leporidae) (b) recorded in four camera trap designs in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010).

which was closer to the first year (with the samplings on roads) than to the other two years (Figure 3). Similarly, the distribution of the capture success in the set of species recorded was highly correlated between the first and fourth years (Spearman Rank, $r_s = 0.588$, $p < 0.05$, $n = 23$ pairs) and between the second and third years (Spearman Rank, $r_s = 0.914$, $p < 0.05$, $n = 23$ pairs).

Although the results from the internal edges (second year) and forest interior (third year) were more similar to each other, the capture rate (and therefore the capture success) for most species varied among the years (Table 2). The same pattern was also found between the first and fourth years. Overall, the variation in capture success tended to be lower for the first year (with a smaller confidence interval and higher precision), but this parameter varied widely both within species among years and among species within years (Figure 4). For several species, the 95% CI showed no overlap among the sample designs, notably for *Dasyptes* sp., *Nasua nasua*, *Leopardus pardalis*, *Panthera onca*, *Mazama* sp., *Dasyprocta leporina* and *Cuniculus paca* (Figure 5). Additionally, the difference in capture success among the sampling designs was statistically significant for 14 species (Kruskal-Wallis, $df = 3$, $n = 58$ cases, $p \leq 0.05$) (Table 3). The number of species recorded at each sampling point ranged from 1 to 15 (mean = 6.86), and the total number of records for the trap stations ranged from 1 to 201 (mean = 48.07). When analyzing each species separately, the distribution of records among the sampling points was also variable, even for the species with the highest number of records in each sampling year (Table 3).

During the 30-day experiment, the number of species recorded by both of the cameras (C1+C2) and the interceptions of records from each pair were very low (Table 4). Only the units from three pairs (37.5%) shared 50% or more of the list of species recorded by the pair. For the remaining five pairs (62.5%), each unit shared $\leq 25\%$ of the species pool (Table 4). Four species (*Eira barbara*, *Nasua nasua*, *Panthera onca* and *Puma yagouaroundi*) were recorded during the 30-day experiment only by the additional unit (C2) and were not recorded by the principal camera (C1) even during the 14 months of sampling by this unit. Discrepancies were also observed between units of each pair when compared the total number of records of each species and the overall number of records (sum of the records from all the species).

Table 3. Number of sampling points (p), amplitude of records per trap station (am) and average number of records per sampling point (av) for each of the mammal species recorded using four camera trapping sampling designs in Reserva Natural Vale (June 2005 to February 2010). Kruskal-Wallis one-way analysis of variance results are also shown for each species tested (df=3, n=58 cases).

Species	Year 1			Year 2			Year 3			Year 4			Kruskal-Wallis
	p	am	av	p	am	av	p	am	Av	p	am	av	
<i>C. tatouay</i>	-	-	-	1	1	1.00	-	-	-	1	1	1.00	H = 4.6318, p = 0.201
<i>C. geoffroyi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1.00	-
<i>S. robustus</i>	-	-	-	1	2	2.00	-	-	-	1	3	3.00	H = 4.6318, p = 0.201
<i>C. thous</i>	10	1-4	2.40	-	-	-	-	-	-	4	2-18	8.50	H = 11.103, p = 0.011
<i>C. paca</i>	4	1	1.00	10	1-50	19.40	8	1-38	11.38	4	1-14	4.50	H = 30.3992, p < 0.001
<i>D. leporina</i>	6	1-4	2.67	10	5-47	23.10	10	1-58	15.20	4	2-9	4.00	H = 31.7385, p < 0.001
<i>Dasypus</i> sp.	4	1-4	2.50	9	3-15	8.22	5	1-26	7.60	2	4-7	5.50	H = 18.6732, p < 0.001
<i>D. aurita</i>	3	1-3	1.67	7	1-8	3.00	3	1	1.00	3	4-5	4.67	H = 12.2507, p = 0.007
<i>E. barbara</i>	-	-	-	4	1-4	1.75	2	1-2	1.50	-	-	-	H = 14.2842, p = 0.003
<i>E. sexcinctus</i>	1	1	1.00	-	-	-	1	1	1.00	-	-	-	H = 1.8327, p = 0.608
<i>G. cuja</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1.00	-
<i>H. hydrochaeris</i>	5	1	1.00	-	-	-	2	1	1.00	2	1-2	1.50	H = 2.5263, p = 0.471
<i>L. pardalis</i>	18	1-21	3.72	5	1-6	2.60	3	1-3	1.67	5	2-5	3.20	H = 8.4012, p = 0.039
<i>L. wiedii</i>	-	-	-	1	1	1.00	2	1	1.00	2	1	1.00	H = 7.406, p = 0.060
<i>Mazama</i> sp.	19	1-8	3.00	10	27-68	37.80	10	14-92	56.30	6	1-16	5.67	H = 35.5118, p < 0.001
<i>M. nudicaudatus</i>	-	-	-	2	2-5	3.50	-	-	-	-	-	-	-
<i>N. nasua</i>	5	1-7	3.40	10	1-20	7.10	10	1-9	4.70	1	1	1.00	H = 28.5303, p < 0.001
<i>P. onca</i>	24	1-14	3.33	3	1	1.00	2	1	1.00	7	1-16	4.57	H = 24.4249, p < 0.001
<i>P. tajacu</i>	-	-	-	10	1-11	5.10	8	1-24	5.75	2	1	1.00	H = 40.7603, p < 0.001
<i>P. cancrivorus</i>	9	1-5	1.89	-	-	-	-	-	-	1	1	1.00	H = 7.9002, p = 0.048
<i>P. concolor</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1.00	-	-	-	-
<i>P. yagouaroundi</i>	3	1	1.00	6	1-2	1.50	3	1	1.00	4	1	1.00	H = 9.2832, p = 0.026
<i>G. ingrami</i>	-	-	-	5	1-9	3.20	7	1-6	2.43	-	-	-	H = 29.1555, p < 0.001
<i>S. brasiliensis</i>	8	1-15	5.25	-	-	-	-	-	-	2	1	1.00	H = 6.3342, p = 0.096
<i>T. tetradactyla</i>	-	-	-	1	1	1.00	-	-	-	1	1	1.00	H = 4.6318, p = 0.201
<i>T. terrestris</i>	19	1-11	3.58	2	1-4	25.50	10	1-11	5.00	4	1-3	2.00	H = 2.6301, p = 0.452
<i>T. pecari</i>	5	1	1.00	2	1	1.00	3	1	1.00	-	-	-	H = 2.4932, p = 0.477

Discussion

We recorded substantial variations in the detection (presence or non-detection) and capture rates of mammals among the four sampling periods. Some species were missed in one or more years, and singular assemblages of elusive species (≤ 5 records/species) were recorded in each of the four sampling designs. Some of these species maintain their "status" of elusive or rarely recorded even when the whole sampling period is considered, such as *Cabassous tatouay*, *Euphractus sexcinctus*, *Tamandua tetradactyla*, *Puma concolor*, *Leopardus wiedii* and *Galictis cuja*, and new species were recorded during all four years of study. According to Tobler et al. (2008), the recording of more elusive species requires larger sampling efforts, and these species are the ones that determine how much time is needed to complete an inventory (Tobler et al. 2008). In fact, despite the relatively long sampling time in the present study, the camera-trapping inventory of medium-sized and large mammals is not yet complete in RNV. Two elusive species recently recorded in the study area (after 2006) using other methods and potentially recordable by camera traps have not been registered to date: *Prionodontes maximus* (Kerr, 1792) (giant armadillo; Srbek-Araujo et al. 2009) and *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) (oncilla; A.C. Srbek-Araujo, unpublished data). The slope of the sample-based species accumulation curve and the 95% CI interval for the whole study also corroborate the previous affirmation.

For MacKenzie & Royle (2005), the optimal strategy for sampling rare species is to conduct fewer surveys at more sampling

Table 4. Number of species recorded by each camera separately (C1 and C2), in total (C1+C2) and the intersection of records (number of species [n] and percentage [%] of the total species recorded) during the 30-day period from two cameras positioned on the same tree and facing opposite directions. The results from the pairs of cameras were arranged in increasing rate of intersection of records. See Methods for details.

Samples (pairs)	Cameras			Intersection	
	C1	C2	C1+C2	N	%
2	5	0	5	0	0.0
3	5	4	8	1	12.5
4	5	3	7	1	14.3
1	1	5	5	1	20.0
6	1	4	4	1	25.0
5	2	1	2	1	50.0
7	1	2	2	1	50.0
8	3	4	4	3	75.0
Total	12	11	15	8	53.3

points, while for common species, it is more efficient to conduct more intensive surveys at fewer stations. However, Srbek-Araujo & Chiarello (2007) showed that the number of recorded species (common and rare species) is strongly correlated with sampling effort, recommending a sampling effort of at least 250 camera-days at each trapping station for mammal inventories. Additionally, Tobler et al.

(2008) concluded that the camera spacing and total area covered have little influence on the number of species recorded and the survey success, with the survey effort being the main factor determining the number of recorded species. Our present data corroborate these last two studies and reinforce the importance of survey effort for recording elusive or rare species in camera-trapping inventories. In contrast, in occupancy studies, the number of sampling points can be as or more important than the number of sampling days at each trap station (MacKenzie et al. 2002). However, for these studies, the sampling points and the timing of repeat surveys must be defined appropriately, as described by MacKenzie & Royle (2005).

The total number of species recorded in each sampling survey was similar in years 1 to 3, despite the higher number of trap stations sampled during the first year. The sampling effort was almost three times smaller in year 4 than in the other years, with the smallest number of sampling points, but the number of species was higher in the last year of sampling than in the other three survey periods. All of the sampling surveys performed poorly at estimating the total number of species present across the whole study area, and the list of species recorded each year was different among the surveys. The different results among the years highlight that species inventories also need to achieve good spatial replication and cover a range of habitat types to adequately characterize a mammal community (Colwell & Coddington 1994, Engeman 2005, Tobler et al. 2008). In addition to the differences related to the set of species recorded each year, the differences among the sampling designs are also represented by differences in the capture rate for most of the species recorded during the present study.

We consider that the differences in capture rates obtained for the same species during our study resulted mostly from habitat use (i.e., species presence and frequency of use) and the behavioral attributes of the species in association with differences in the sampling design, which resulted in differential detectability and different capture success. Different species were more likely to be recorded on or off roads/trails, corroborating studies conducted elsewhere (Trolle & Kéry 2005, Srbek-Araujo & Chiarello 2007, Harmsen et al. 2010, Weckel et al. 2006). Some species were detected exclusively or preferentially on roads (e.g., *Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Sylvilagus brasiliensis*, *Cercopithecus thous* and *Procyon cancrivorus*) and can be referred to as “trail followers”. Other taxa, the “generalist users”, were detected equally on roads and away from them (*Tapirus terrestris* and *Tayassu peccary*). The remaining species, the “trail crossers”, seemed to avoid roads and were mostly recorded on the forest edge or in the forest interior. These distinctions are relevant given that both roads and trails have been widely used for sampling mammals, either because they offer easy access into the forest or because some species, particularly carnivores, might be highly “captured” in these places (e.g., Silveira et al. 2003, Trolle & Kéry 2005, Beisiegel 2009). Therefore, the risk of tendentious sampling must be considered when designing studies for mammal community inventories.

Furthermore, differences in patterns of habitat use may not be similar even when the same species is compared between sampling sites. In a study by Weckel et al. (2006), for example, *Tayassu peccary* and *Pecari tajacu* failed to show preferences in habitat use, while in our study, the latter species was recorded almost exclusively in the forest edge and interior. In the same study, *Panthera onca* was never photographed using forested areas (Weckel et al. 2006), while in RNV, jaguar was recorded, although rarely, on internal edges and forest interior. In our study, *Panthera onca* and *Leopardus pardalis* were frequently recorded on roads, and both species have low capture rates outside roads, while *Puma concolor* was captured only once and in forest interior. Harmsen et al. (2010) recorded *Leopardus*

pardalis only on trails (0.5 to 4.5 m width) and the capture sites of *Panthera onca* were also adequate for capturing *Puma concolor*. Differences between our study and Harmsen et al. (2010) were also observed for *Tayassu peccary*, *Mazama* sp. and *Nasua nasua* regarding their tendency to follow or cross trails. These examples of differences between studies suggest idiosyncratic habitat use patterns for some mammal species, which can induce erroneous comparisons of data even when applied to similar sample designs. These data also corroborate those of Jennelle et al. (2002), who cited site-specific detection probabilities as one of the sources of variation in camera-trap data. Therefore, if individual species may have consistent differences in detectability in different areas, the survey designs should not automatically follow designs that have been useful in other areas, even for the same target species.

Environmental seasonality is known to influence the activity patterns and home-range size in mammals (Harestad & Bunnell 1979). In turn, the variation in the intensity of movement of individuals may result in increased or decreased detection probabilities, thereby influencing the capture rates. However, there was a lack of significant correlation between climatic variables and capture success for most of the species recorded in the present study (see Methods for details), and the inter-annual variation in rainfall may have not contributed significantly to the variation in the capture rate among the years. Although camera traps are well suited to standardization when compared to other sampling methods for mammals (Ahumada et al. 2011), the places where the data are collected influences the efficiency in obtaining adequate measurements of species studied Engeman (2005), and the choices about where and when the camera traps will be placed can influence the sampling process. These choices can lead to biased results because species use the environment differently and researchers use different criteria to define the best sampling locations (Larrucea et al. 2007).

We observed a wide variation in the capture success at each sampling point, both within and among the sampling periods, for most of the species recorded at RNV. The 30-day experiment with paired cameras also revealed that the variation in camera-trap records may be high at the same spot. These data illustrate the stochasticity associated with camera location and orientation and lend support to the idea that there are other biotic or abiotic factors, not yet fully understood, influencing the delivery of camera-trap records and interfering with probability of detection of species over time. Similarly, Silveira et al. (2010) noticed that the “long-term” fluctuation in capture rate is more complex than the seasonal variation in the number of records obtained by camera traps. And there are not enough data to identify the source of these variations (Silveira et al. 2010). In another study, five of the 15 species recorded by Espartosa et al. (2011) were captured only by camera trapping or track counts using sampling units consisting of one camera trap and four sand plots set at 5 m around the camera. These findings corroborate our previous study (Srbek-Araujo & Chiarello 2007), in which we suggested that factors intrinsic to the place at which the equipment was installed might influence the records obtained. Our results further exemplify how much variability can be present in camera-trap data, which can restrict the application of records and blur conclusions, even when the same sampling methods are used and similar sampling designs are applied. Because of that variability, researchers conducting camera-trap surveys in time series should try to ensure a consistent setup of cameras (e.g., leaving cameras *in situ* for a long time) to reduce the stochasticity effect.

Despite the set of factors influencing the detection probability of species (e.g., Yasuda 2004, Larrucea et al. 2007, Guil et al. 2010, Harmsen et al. 2010), there is a growing demand for the use of camera traps as a tool for estimating population parameters or monitoring the population tendencies of threatened species. When the same

sampling survey is adopted, it is reasonable to evaluate the trend of camera-trap records against a detectable perturbation or impact (e.g., the start of hunting activities or the detection of pest animals), but it is necessary to determine whether the trends of decline or increase are real or whether they result from other sampling factors (Tomas & Miranda 2003).

According to Johnson (2008), for the valid use of indices to detect changes in density or abundance, the variation in detectability needs to be substantially lower than the variation in population size. Based on this premise, imperfect detectability or changes in species detection can make the use of rates of camera-trap capture non-viable as surrogates of abundance estimates or inputs for relative abundance indices. The capture success calculated for each species in the present study, for example, which is similar to the index of relative abundance "RAI-2" described by O'Brien et al. (2003), varied highly among the sampling designs for almost all of the species. Furthermore, for several species, there was no overlap in capture success among years, and the capture rate varied in both directions (rise and decline) over consecutive years, with very large differences in values. However, we assumed that the mammal community structure did not change dramatically in RNV over the four years of study and, therefore, that the variation in capture success among years and survey designs has another source. In this sense, it is noteworthy that smaller mammals experience more dramatic seasonal declines in abundance than do larger mammals (Harestad & Bunnell 1979). Additionally, variations in the abundance of medium and large mammal populations are not expected to occur as sudden events of high magnitude under stable environmental conditions (Vaughan et al. 2000). This pattern is reasonable to expect for RNV due to the existence of an effective surveillance system against poaching, logging and forest-fire intrusions. These activities help keep the local fauna and flora buffered against anthropogenic threats and disturbances, which currently occur at low intensities. Although changes in the abundance of medium-size and large mammals may occur as a result of significant changes in the availability of food resources (e.g., Groot-Bruinderink et al. 1994) or intensive poaching (e.g., Chiarello 1999), for example, it is often difficult to detect population declines over relatively short periods, unless the rates are catastrophic (Tomas & Miranda 2003). Furthermore, it is unlikely that the changes affect, in a short time, a comprehensive set of species with different ecological requirements and different levels of hunting pressure, with abrupt variations of abundance indices, as observed in the present study. Therefore, the variation in the specific capture success in RNV indicates a lack of real functional relationship between the camera-trapping rate and population abundance.

Our results provide further support to previous studies, indicating that detection is not similar for all species, neither in the same area nor between similar sampling designs (e.g., Tobler et al. 2008, Harmsen et al. 2010), which is aggravated by the stochasticity associated with the camera-trap location and orientation. Consequently, the capture rate obtained by camera traps is not standard and cannot be correlated with population size; therefore, the capture rate does not represent a precise input to assess the relative abundance of species without suitable data processing. To use the number of records in the evaluation of quantitative attributes of a species over time and among sampling sites, it is necessary to obtain comparable capture rates (Jennelle et al. 2002, Engeman 2005). To do so, we must ensure that the field protocols are standardized and simultaneously applied (Espartosa et al. 2011) and assume that the detection probability of target species is similar among the studied sites (Harmsen et al. 2010). Moreover, for abundance analyses, camera-trap surveys must conform to an appropriate sampling design (with adequate spatial and temporal replication) to produce

indices with a useful level of precision (Engeman 2005), and the indices must be calibrated (Carbone et al. 2001). Otherwise, the use of photographic records *per se* for population inferences can lead to erroneous interpretations of the number of individuals composing the populations, leading to under- or over-estimates of the populations of species whose specimens cannot be individually identified.

The influence of habitat use on the detection probabilities and capture rates of mammals (e.g., Srbek-Araujo & Chiarello 2005, Larrucea et al. 2007, Tobler et al. 2008, Harmsen et al. 2010) is one of the main sources of variation in camera-trap data, reinforcing the fact that comparisons of relative abundance indices between species should always be made with caution (Harmsen et al. 2010). The same caution should be applied to compare the same species in the same site or among areas based on similar or different sampling surveys. Corroborating the reports of other authors (Carbone et al. 2001, Jennelle et al. 2002, Srbek-Araujo & Chiarello 2007, Harmsen et al. 2010), we recommend that data on the capture rates of species should only be used as a surrogate for abundance when the probability of detection of each taxon has been ascertained and the indices based on capture rates have been calibrated. If these tasks cannot be accomplished, we suggest that camera-trapping rates should be best used as inputs for presence and detection analyses and for behavior inferences (regarding the preferential use of habitats and activity patterns, for example). Alternatively, the camera-trap data from appropriate sampling designs could be used to estimate species occupancy, which may be used as a surrogate for abundance (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie & Royle 2005), as applied by Ahumada et al. (2011). When it is possible to distinguish individuals, camera-trap data can be used to estimate population parameters through the use of capture-recapture probabilistic models, as proposed by Karanth (1995) and Karanth & Nichols (1998).

Conclusions

Our results indicate that the sampling design influences the mammal community recorded by camera traps, reinforcing that the risk of tendentious sampling must be taken into account when designing species inventories. The differences observed for the same species among the sampling years resulted mostly from habitat use and behavioral attributes in association with differences in the sampling design, which resulted in differential detectability and in different capture rates. We also observed a wide variation in the distribution of records per sampling point, within and among sampling periods, for most of the species recorded at RNV, and the variation in camera trap records may be high at the same spot. These data demonstrated the stochasticity associated with equipment location and orientation, reinforcing the idea that camera-trap surveys conducted in time series should try to ensure a consistent setup of cameras to reduce the stochasticity effect. The variation in specific capture success in RNV, at a high level and in both directions over consecutive years, indicates a lack of a real functional relationship between the camera-trapping rate and population abundance. Consequently, the use of rates of camera-trap capture *per se* for abundance inferences can lead to under- or over-estimates of the populations of mammalian species that are not individually identifiable.

Acknowledgments

The data in this paper are part of the research project "Population Size, Density and Habitat Use by Jaguar (*Panthera onca*, Carnivora, Felidae) in Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo / Brazil". We thank Vale S.A. / Instituto Ambiental Vale for their financial support. H.J. Del-Duque Junior, E.R. Coelho, B. Guerin and J. Simplicio for their help with the field activities and E.C. Landau

from Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) for the inestimable help with the climatic variables data. We thank anonymous reviewers for comments that helped to improve the paper. A. G. Chiarello is sponsored by CNPq (303273/2008-9 and 306848/2011-2).

References

- AHUMADA, J.A., SILVA, C.E.F., GAJAPERSAD, K., HALLAM, C., HURTADO, J., MARTIN, E., MCWILLIAM, A., MUGERWA, B., O'BRIEN, T., ROVERO, F., SHEIL, D., SPIRONELLO, W.R., WINARNI, N. & ANDELMAN, S.J. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philos. Trans. R. Soc. Lond., Ser. B* 366:2703-2711. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2011.0115>
- BEISIEGEL, B.M. 2009. First camera-trap record of bush dogs in the state of São Paulo, Brazil. *Canid News* 12.5. http://www.canids.org/canidnews/12/Bush_dogs_in_Sao_Paulo.pdf (último acesso em 08/07/2010).
- CARBONE, C., CHRISTIE, S., CONFORTI, K., COULSON, T., FRANKLIN, N., GINSBERG, J.R., GRIFFITHS, M., HOLDEN, J., KAWANISHI, K., KINNAIRD, M., LAIDLAW, R., LYNAM, A., MacDONALD, D.W., MARTYR, D., McDUGAL, C., NATH, L., O'BRIEN, T.O., SEIDENSTICKER, J., SMITH, D.J.L., SUNQUIST, M., TILSON, R. & WAN SHAHRUDDIN, W.N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Conserv.* 4(1):75-79. <http://dx.doi.org/10.1017/S1367943001001081>
- CARBONE, C., CHRISTIE, S., CONFORTI, K., COULSON, T., FRANKLIN, N., GINSBERG, J.R., GRIFFITHS, M., HOLDEN, J., KINNAIRD, M., LAIDLAW, R., LYNAM, A., MacDONALD, D.W., MARTYR, D., McDUGAL, C., NATH, L., O'BRIEN, T.O., SEIDENSTICKER, J., SMITH, D.J.L., TILSON, R. & WAN SHAHRUDDIN, W.N. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: response to Jennelle et al. *Anim. Conserv.* 5(2):121-132. <http://dx.doi.org/10.1017/S1367943002002172>
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biol. Conserv.* 89:71-82. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X)
- COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 345:101-118. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- DIEFENBACH, D.R., CONROY, M.J., WARREN, R.J., JAMES, W., BAKER, L.A. & HON, T. 1994. A test of the scent-station survey technique for bobcats. *J. Wildl. Manage.* 58:10-17. <http://dx.doi.org/10.2307/3809543>
- ENGEMAN, R.M. 2005. Indexing principles and a widely applicable paradigm for indexing animal populations. *Wildl. Res.* 32:203-210. <http://dx.doi.org/10.1071/WR03120>
- ESPARTOSA, K.D., PINOTTI, B.T. & PARDINI, R. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiv. Conserv.* 20(12):2815-2829. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0110-4>
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. 2011. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2008-2010. São Paulo. http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2008-10_relatorio%20final_versao2_julho2011.pdf (último acesso em 10/08/2012).
- GROOT-BRUIINDERINK, G.W.T.A., HAZEBROEK, E. & VAN DER VOOT, H. 1994. Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa scrofa*, without supplementary feeding. *J. Zool.* 233:631-648. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb05370.x>
- GU, W. & SWIHART, R.K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biol. Conserv.* 116:195-203. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00190-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00190-3)
- GUIL, F., AGUDÍN, S., EL-KHADIR, N., FERNANDEZ-OLALLA, M., FIGUEREDO, J., DOMÍNGUEZ, F.G., GARZON, P., GONZALEZ, G., MUÑOZ-IGUALADA, J., ORIA, J. & SILVESTRE, F. 2010. Factors conditioning the camera-trapping efficiency for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Eur. J. Wildl. Res.* 56(4):633-640. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-009-0353-5>
- HARESTAD, A.S. & BUNNEL, F.L. 1979. Home Range and Body Weight--A Reevaluation. *Ecology* 60(2):389-402. <http://dx.doi.org/10.2307/1937667>
- HARMSSEN, B.J., FOSTER, R.J., SILVER, S., OSTRO, L. & DONCASTER, C.P. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42(1):126-133. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00544.x>
- JÁCOMO, A.T.A., SILVEIRA, L. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *J. Zool.* 262:99-106. <http://dx.doi.org/10.1017/S0952836903004473>
- JENNELLE, C.S., RUNGE, M.C. & MacKENZIE, D.I. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Anim. Conserv.* 5(2):119-120. <http://dx.doi.org/10.1017/S1367943002002160>
- JESUS, R.M. & ROLIM, S.G. 2005. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. *Bol. Téc. SIF* 19:1-149.
- JOHNSON, D.H. 2008. In Defense of Indices: The Case of Bird Surveys. *J. Wildl. Manage.* 72:857-868.
- KARANTH, K.U. 1995. Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biol. Conserv.* 71:333-338. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W)
- KARANTH, K.U. & NICHOLS, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2852:EOTDII\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2852:EOTDII]2.0.CO;2)
- KASPER, C.B., MAZIM, F.D., SOARES, J.B.G., OLIVEIRA, T.G. & FABIÁN, M.E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 24(4):1087-1100. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000400028>
- KELLY, M.J. & HOLUB, E.L. 2008. Camera Trapping of Carnivores: Trap Success Among Camera Types and Across Species, and Habitat Selection by Species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeast. Nat.* 15(2):249-262. [http://dx.doi.org/10.1656/1092-6194\(2008\)15\[249:CTOCTS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1656/1092-6194(2008)15[249:CTOCTS]2.0.CO;2)
- LARRUCEA, E.S., BRUSSARD, P.F., JAEGER, M.M. & BARRETT, R.H. 2007. Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *J. Wildl. Manage.* 71(5):1682-1689. <http://dx.doi.org/10.2193/2006-407>
- MacKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., LACHMAN, G.B., DROEGE, S., ROYLE, J.A. & LANGTIMM, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- MacKENZIE, D.I. & ROYLE, J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.* 42:1105-1114. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>
- O'BRIEN, T.G., KINNAIRD, M.F. & WIBISONO, H.T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 6(2):131-139. <http://dx.doi.org/10.1017/S1367943003003172>
- ROVERO, F. & MARSHALL, A.R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *J. Appl. Ecol.* 46:1011-1017. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>
- ROWCLIFFE, J.M., FIELD, J., TURVEY, S.T. & CARBONE, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *J. Appl. Ecol.* 45:1228-1236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>

- SILVEIRA, L., JACOMO, A.T.A. & DINIZ-FILHO, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biol. Conserv.* 114:351-355. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00063-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6)
- SILVEIRA, L.F., BEISIEGEL, B.M., CURCIO, F.F., VALDUJO, P.H., DIXO, M., VERDADE, V.K., MATTOX, G.M.T. & CUNNINGHAM, P.T.M. 2010. Para que servem os inventários de fauna? *Estud. Av.* 24:173-207. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142010000100015>
- SMITH, C.D. & PONTIUS, J.S. 2006. Jackknife Estimator of Species Richness with S-PLUS. *Journal of Statistical Software* 15:1-12. <http://www.jstatsoft.org/> (último acesso em 22/01/2012).
- SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 21(1):121-125. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467404001956>
- SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Rev. Bras. Zool.* 24(3):647-656. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752007000300016>
- SRBEK-ARAUJO, A.C., SCOSS, L.M., HIRSCH, A. & CHIARELLO, A.G. 2009. Recent records of the giant-armadillo *Priodontes maximus* (Kerr, 1792) (Cingulata, Dasypodidae), in the Atlantic Forest of Minas Gerais and Espírito Santo: last refuges of the species in the Atlantic forest? *Zoologia* 26(3):461-468. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702009000300010>
- TOBLER, M.W., CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E., LEITE PITMAN, R., MARES, R. & POWELL, G. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11(3):169-178. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- TOMAS, W.M. & MIRANDA, G.H.B. 2003. Uso de equipamento fotográfico automático em levantamentos populacionais. In *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre* (L.Cullen Junior, R. Rudran & C. Valladares-Padua, eds.). Editora UFPR, Curitiba, p.243-267.
- TROLLE, M. & KÉRY, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69(3-4):405-412. <http://dx.doi.org/10.1515/mamm.2005.032>
- VAUGHAN, T.A., RYAN, J.E. & CZAPLEWSKI, N.J. 2000. *Mammalogy*. 4th ed. Thomson Learning Academic Resource Center, Stanford.
- VOSS, R.S. & EMMONS, L. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 230:1-115.
- WECKEL, M., GIULIANO, W. & SILVER, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *J. Zool.* 270:25-30.
- YASUDA, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Stud.* 29:37-46. <http://dx.doi.org/10.3106/mammalstudy.29.37>

Received 11/11/2012

Revised 04/16/2013

Accepted 05/13/2013