Glaucia Del-Rio

**Distribuição, habitat e área de vida do
bicudinho-do-brejo-paulista
(*Formicivora paludicola*)**

**Distribution, habitat, and home range
of São Paulo Marsh Antwren
(*Formicivora paludicola*)**

São Paulo
2014

Glaucia Del-Rio

**Distribuição, habitat e área de vida do
bicudinho-do-brejo-paulista
(*Formicivora paludicola*)**

**Distribution, habitat, and home range
of São Paulo Marsh Antwren
(*Formicivora paludicola*)**

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo, para a
obtenção de Título de Mestre em
Zoologia.

Orientador: Dr. Luís Fábio
Silveira

São Paulo

2014

Del-Rio, Glaucia

Distribuição, habitat e área de
vida do bicudinho-do-brejo-paulista
(*Formicivora paludicola*)

xi +135p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto
de Biociências da Universidade de São
Paulo. Departamento de Zoologia.

1. Conservação de aves 2. Várzeas
I. Universidade de São Paulo. Instituto
de Biociências. Departamento de
Zoologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Luís Fábio Silveira
Orientador

*À Bianca Reinert e Érica Pacífico de Assis, as biólogas de campo e
conservacionistas mais apaixonadas que conheci...*

“Aqui, por ora, este poço doido, que barulha como um fogo, e faz medo não é novo: tudo é ruim e uma só coisa, no caminho: como os homens e os seus modos, costumeira confusão. É só fechar os olhos. Como sempre. Outra passada, na massa fria. E ir sem afã, à voga surda, amigo da água, bem com o escuro, filho do fundo, poupando forças para o fim. Nada mais, nada de graça; nem um arranco, fora de hora. Assim.”

João Guimarães Rosa, *O burrinho pedrês*

Agradecimentos

A Deus, pois aprendi o suficiente para não acreditar Nele, mas vivi o bastante para acreditar em Sua existência e confiar em Sua vontade.

A meus pais, que nunca cobraram nada de mim, notas, desempenho, empenho, nada. Mas que, assim, dessa forma indireta, me estimularam a dar o sangue pelo meu trabalho e acima de tudo pelas pessoas que amo. A meu pai que me ofereceu seu carro, seu apoio, seu dinheiro para que esse projeto fosse realizado, a ele que foi meu exemplo de coragem, dedicação, generosidade e doação. A minha mãe que sempre me ajudou com toda a logística e ainda lavava os macacões que voltavam de campo imundos... ..a ela que ensinou tudo que sei, que estimulou minha criatividade, que cuidou de mim mesmo nos momentos mais difíceis, a ela que foi meu exemplo de força, fé, abdicação, determinação, pró-atividade e amor.

Às minhas irmãs, Dani e Nessa (em ordem alfabética e não necessariamente de preferência...rs) que sempre me defenderam nas minhas decisões, que sempre me apoiaram para que eu fizesse o que mais gostava! A elas que encheram meus dias de alegria com suas piadas e maluquices, com esse humor e essa liberdade que só a gente entende. Minhas irmãs que sempre foram maravilhosas, que foram meus grandes exemplos de conduta, valores e caráter. Obrigada pelas broncas e por rirem das minhas piadas, é impossível não amá-las como eu amo todos os dias, todas as horas...

Ao amado Marco Rêgo, meu mestre, professor, melhor amigo, namorado, futuro esposo e cartógrafo. Obrigada por ter colaborado tanto com este trabalho, por ter oferecido suas horas, dias, semanas, em campo ou quebrando a cabeça para que juntos pudéssemos escrever este trabalho. Obrigada por ter me ensinado a arte da cartografia, a presteza em ajudar o próximo e a forma mais bonita de exercitar a paixão pela ornitologia. Marcola, te agradeço por ter iluminado meus dias com sua presença, com suas incertezas, com suas certezas, com seus planos, com suas paixões, com suas manias, com suas piadas sem-graça e também com as engraçadas, com seu brilhantismo, com sua inteligência, com sua humildade, com sua amizade, com seu carinho, com seu amor, com seus discursos longos e truncados em sua voz grave de que gosto tanto... ..obrigada por ser o meu sorriso e o meu conforto...

Ao querido Wagner Cavarzere, meu mestre, que desde os primórdios me ensinou a abraçar a exatidão da ciência como uma amiga querida. Obrigada por ser esse exemplo de simplicidade, disciplina, generosidade. Obrigada por seu mau-humor matutino divertido, por seu carinho com a natureza, por seus ensinamentos ecológicos, por seus conselhos valiosos, por suas revisões cuidadosas, por seus questionamentos filosóficos, por sua humildade sincera.

À querida Érica Pacífico, minha maluca amiga, amável e brilhante, a pessoa mais corajosa que já conheci. Obrigada por ter me estimulado a imergir num projeto de ecologia, por ter despertado minhas melhores qualidades em campo. Obrigada pelas risadas, pelo bom humor, pelo carinho, pelas lágrimas, pela amizade verdadeira, pelo exemplo de coragem, amor pela natureza e dedicação à conservação! Você é demais e louca!

Ao querido Felipe Arantes, meu amigo Felipão! Obrigada por me acompanhar nas primeiras campanhas, quando tudo parecia tão difícil, quando capturar bicudinhos parecia impossível, quando observar bicudinhos parecia impossível, quando andar no brejo parecia impossível. Obrigada por me dar coragem, por me dar ânimo! Por me impulsionar e me mostrar que a vida não é um peso, ela é leve, especialmente para aqueles que aprenderam como é bom voar como um passarinho.

Ao querido Rafael Marcondes, meu companheiro de aventuras, que sempre, sempre me acompanhou às viagens de campo, mesmo as mais furadas, frias e molhadas; aos congressos, mesmo os mais repetecos; a todas às cruzadas e passarinhadas malucas nas quais nos metemos. Obrigada por sua amizade, Sifu, por seu intelectualismo (rs), por atravessar fronteiras por mim, e perdão pelo seu celular, que agora jaz no ninho de uma de suas amadas saracuras.

À querida Anna Ferraroni, minha amiga que sempre me apoiou, me ouviu, me estimulou e me fez feliz com suas risadas, com seu carinho. Sem você não teria graça voltar da faculdade e enfrentar os longos trânsitos, sem você nada teria graça! Você que abriu meus olhos, minha mente e me fez enxergar o mundo de uma nova maneira.

Ao querido Vinicius Tico, meu amigo irmão, obrigada pelas conversas de horas a fio pelas madrugadas de insônia, por ouvir minhas neuroses, por me estimular a sempre querer aprender mais. Obrigada por me pedir ajuda, por me superar a cada dia! Obrigada por ter me dito um dia: “Mas e o bicudinho?”, frase esta que me fez abraçar este projeto.

Aos meus queridos amigos Gustavo Bravo e Nati Aristizábal Uribe, que sempre traziam boas ideias para meus projetos, seja quanto a execução seja quanto aos questionamentos profundos por trás de qualquer projeto científico. Obrigada pela ajuda concreta e pelas revisões neste trabalho e em tantos outros processos árduos... Obrigada pelo exemplo de energia e dedicação ao trabalho e às pessoas, de maneira sempre leve, sempre alegre, sempre empolgada! Obrigada pelo carinho, pela alegria, pela torcida, pela força! E obrigada por me ajudarem a buscar novos rumos e novos horizontes. Valiô!

À querida Fernanda Alves, obrigada pelas risadas, pelas nossas criancices. Obrigada pelo grande exemplo de pesquisa, dedicação extrema, busca constante de seus objetivos. Obrigada por todas as dicas, por ser tão inteirada de tudo sempre, e assim, por compartilhar comigo tudo o que sabia e seus sentimentos verdadeiros. Obrigada pelos best-sellers, pelos blockbusters, pelas conversas inspiradoras, questionadoras, e pelos nossos sonhos com comida!

À querida Fernandinha Bocalini! Minha amiga que com seu jeito quietinho, supera todos e qualquer um em inteligência e esperteza. Muito obrigada por sempre me ajudar a lidar com coisas e assuntos com os quais sou incapaz de lidar, como, financiamento, bolsa, dinheiro, documentos, burocracias, valeu, Fê! Os Cyphorhynus estão em ótimas mãos.

Aos queridos Thiago Vernaschi e Bruno Rennó, os caras mais amáveis do mundo, por serem meus queridos confidentes, por oferecerem ombro amigo, por serem os embaixadores da fuletagem! Obrigada por secar as minhas lágrimas e me impulsionar a seguir em frente, sempre com muita alegria e com muito amor à fauna emplumada!

Ao grande e destemido Fabio Schunck! Por ter confiado em meu trabalho, por ter aberto tantas portas para mim, por ter me ensinado sua coragem e sua dedicação extrema à ciência! Muito obrigada, e vai dormir, Fabinho.

Ao excelentíssimo Dr. Piacentini, V. Q. por ser um exemplo de inteligência, meticulosidade, honestidade e crítica científica. Por ter me ajudado a estar exatamente onde eu gostaria: no meio do mato, atrás de passarinho, mesmo que onças esturrassem em minhas costas. Valeu, Vitão!

Ao querido Luciano Lima, por sua empolgação constante, por seu otimismo contagiante, por sua companhia valiosa em campo, obrigada, Furingo. E perdão pelas discussões sem fim...

Ao meu AMIGO Sérgio Bolívar, por sempre trazer aquela dose extra de glicose necessária ao desenvolvimento do próximo parágrafo, dose esta que sempre vinha em formato de BIS; e por sempre me instigar com suas perguntas pertinentes e me estimular com sua assustadora disciplina!

Ao querido Thyaguinho, por evitar desperdícios e comer toda a comida que eu levava para campo! Sim, toda a comida! Obrigada pelo bom humor, pelas picadas de vespa e pela ajuda esperta e agilizada no campo!

Ao amado Andre Mori, pelas risadas, aulas, mexicanos, companhia! Obrigada por seu humor afiado, por sempre estar ao meu lado, por gostar das minhas loucuras, por rir das minhas piadas, por ser tantas vezes minha alegria, meu alívio e minha salvação!

A todos os colegas de laboratório que sempre tornavam mais leve essa fase, muito obrigada: Cris, Ana, Natália Lucheti. Aos meus amigos que ora ou outra estiveram ao meu lado nesse processo, ao Léo Signorini meu reforço humorístico! Ao Jeremy, Ngiyabonga, umngane! À Luna por consertar meus erros na coleção! Ao Chico por me aguentar nas aulas de estatística! À Pati Lopes, porque ela sempre me faz sorrir! Ao Patrick pela força de vontade inspiradora! A dona Aline, porque eu tenho medo dela, e se eu não agradecer ela pode me demitir. Ao Alexandre. À dona Érika por ser a pioneira no estudo dessa espécie.

Aos professores e mestres Jedi: Alê Adalardo, Erik Johnson, Jared Wolfe, Paulo Inácio, Léo Wedekin, Carlos Ernesto Candia-Gallardo, Anselmo Nogueira, Caroline Nóbrega, Luke Powell, Kyle Harms e até ao Akira Itoh que lá de Osaka me ajudou. Vocês foram essenciais, sem vocês eu não teria conseguido fazer metade das análises aqui apresentadas, sem vocês esse trabalho não renderia os resultados que gerou.

Ao Marcola, ao Vagnólio, ao Jeremias, à Nati, ao Andre e ao Gus pelas revisões, sugestões e transformações neste manuscrito!

E a todas as pessoas maravilhosas que doaram um pouco do seu tempo, disposição, sangue aos mosquitos, higiene pessoal ao brejo: Flávia Martins, Gabriel Macedo, Rodrigo y Castro, Jeremy Dickens, Sérgio Bolívar, Tomaz Melo, Crisley Camargo, Cauê Alleman, Guilherme Battistuzzo, Natália Aristizabal, Fausto Kotama, Leandro Costa, Carla Hayashida, Benedito Camargo, Rafael Sobral Marcondes, Vagner Cavarzere, Érica Pacífico, Fernanda Bocalini, Bruno Troiano, Luciano Lima, Vinicius Tonetti, Thyago Santos, Anna Ferraroni, Felipe Arantes, Marco Rêgo, meu pai e até minha mãe. Essas pessoas tornaram possível cada célula preenchida em minhas planilhas, cada nome bobo atribuído aos bicudinhos. Essas pessoas contribuíram para a conservação dessa espécie e possibilitaram esse trabalho. Definitivamente, sem vocês, eu não teria conseguido! Biólogos, donas de casa, flautistas... Benditos sejam os voluntários de campo!

Aos amigos, colegas e passarinhos Tomaz Melo, Crisley Camargo, Calebe Dalprat, Felipe Passos, Elvis Jesus, Guto Balieiro, Luciano Lima, Érika Machado, Carlos Gussoni, Bruno Rennó e Fábio Schunck por terem fornecido fotos ou informações muito relevantes para as buscas do bicudinho em campo e elaboração dos mapas de distribuição.

Aos meus companheiros de passarinhada, principalmente Marcola, Rafa, Brunão, Ticão, De Lucai, Pudim, e Vagnólio, valeu pelos lifers que tive ao lado de vocês. Meus amigos e parceiros de expedições, Túlio Dooornas, André de Luca, Rafael Paixão, Vaninha, Juliana, Marcelo, Marina, PC, Ryan, Mike, Glenn, mestre Bret, foi uma honra trabalhar ao lado de vocês e foi essencial para voltar para casa com novas ideias e novo fôlego para mergulhar no mundo do bicudinho!

À FAPESP, à CAPES, ao CNPq, à PROEX, à Idea Wild, ao meu pai, mãe e minhas irmãs que ajudaram financeiramente para que o trabalho de campo pudesse ser realizado!

A todos os funcionários e colegas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, à Zina, ao Chico, ao Sérgio, ao Vanderlei, à Rose, ao Cláudio, à Neuza, à Dione, à Marta, ao Rogério, ao Ismael, ao Eliseu, ao André, ao Garbino Gromélia, à Carlinha Aquino e tantos outros que eu nem sei o nome, mas que sempre foram simpáticos à minha causa, sempre me saudaram com um sorriso, sempre me deram o impulso inicial para começar um bom dia de trabalho!

Ao pessoal do Arquivo Histórico do Estado de São Paulo que abriu as portas e forneceu mapas e documentos que testemunham a história de devastação do nosso estado...

À minha família, minha avó, tias, tios, primos (incontáveis) e à dona Manderlyn, por serem sempre fonte de inspiração, carinho e alegria para meus dias.

Ao meu orientador Luís Fábio, por confiar em meu trabalho, por me dar oportunidades de ter ações reais de conservação da espécie que vão além da minha dissertação, por todo o apoio, pelas revisões! Muito obrigada por ter aberto as portas da seção de aves a mim, este fato mudou a minha vida!

Ao pessoal do Parado, o verdadeiro pessoal do bicudinho! Ao Marcão Bornschein, ao Ricardo Belmonte e à Bianca Reinert! Obrigada pelos ensinamentos preciosos, pela oportunidade de conhecer seus brejos, roubar seus métodos e buscar inspiração para trabalhar com seu primo paulista!

Obrigada aos *Lateralus*, *Pardirralus*, *Geothlypis*, *Phacelodomus*, *Agelasticus* e acima de tudo ao meu amigo íntimo, bicudinho-do-brejo-paulista. Obrigada por me acompanharem nessa jornada e tornarem minha estadia em sua casa mais agradável! Ao bicudinho, peço desculpas pelas atitudes da minha espécie, espero poder fazer algo por você um dia.

Índice

AGRADECIMENTOS.....	vi
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
A Espécie	1
Áreas de Ocorrência	4
Modelos Ecológicos de Nicho.....	8
Área de Vida	9
Seleção de Habitat	13
Natureza do Estudo e Justificativa.....	14
CAPÍTULO I	17
On the verge of Extinction: Anthropogenic transformation of Atlantic Forest wetlands has created a pessimistic scenario for the São Paulo Marsh Antwren	
Abstract	17
Resumo	17
Key-words.....	18
Introduction	18
Methods.....	20
Ecological Niche Modeling	20
Validation.....	21
Distribution Range Size	22
Occupancy Models	22
Results	24
Ecological Niche Model and Distribution Range Size.....	24
Occupancy Models	24
Discussion.....	25
Distribution.....	25
Human occupation	26
Critically Endangered	26
Enhancing Protection	27
Habitat Features and Conservation Priorities.....	28
Conclusions	29
Literature Cited	36
CAPÍTULO II	41
Is it still possible to save? Home range, habitat selection and natural history of the São Paulo Marsh Antwren (<i>Formicivora paludicola</i>) provide some guidelines for its conservation	
Abstract	41

Resumo	42
Key-words.....	42
Introduction	42
Methods.....	44
Study Sites.....	44
Capturing and banding.....	45
Monitoring	45
Home Range Estimations	46
Habitat Selection	47
Natural History	48
Results	49
Home Range	49
Habitat Selection	49
Natural History	50
Discussion.....	51
Home Range	51
Habitat Selection	52
Natural History	53
Conservation	54
Enhancing Protection	55
Literature Cited	63
DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES	69
Distribuição	69
A Espécie não Ocupa Qualquer Brejo	71
A Área de Vida	72
Seleção de Habitat	74
Situação de Ameaça.....	76
O Que Ainda Precisa ser Estudado.....	77
O Que Fazer pela Espécie	78
RESUMO.....	81
ABSTRACT	82
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (INTRODUÇÃO E DISCUSSÃO).....	83
ANEXOS E APÊNDICES.....	93

Introdução Geral

A Espécie

O bicudinho-do-brejo-paulista (*Formicivora paludicola*) é uma das descobertas mais instigantes feitas recentemente pela ornitologia. Ele foi descoberto dentro da região metropolitana da maior cidade da América do Sul e, por habitar áreas tão vulneráveis como os brejos naturais, foi imediatamente considerado extremamente ameaçado de extinção. Esta é a única espécie de ave endêmica do Estado de São Paulo (SILVEIRA e UEZU, 2011), sendo encontrada apenas nas bacias do Alto Tietê e Alto Paraíba do Sul (BUZZETTI *et al.*, 2013). No entanto, ainda não se conhece quase nada sobre a sua biologia, o que compromete qualquer iniciativa para a sua conservação (SILVEIRA, 2009).

A maioria dos Thamnophilidae, uma das famílias mais ricas da região Neotropical (~226 espécies), habita florestas de baixada e matas úmidas nos sopés das montanhas. A família alcança sua maior diversidade na Bacia Amazônica, onde aproximadamente 45 espécies ocorrem sintopicamente em várias localidades na Colômbia, no Brasil, Peru e Bolívia (ZIMMER e ISLER, 2003; BRAVO, 2012; SACC, 2013). Na Mata Atlântica há um número elevado de thamnophilideos endêmicos, mas quanto à diversidade, poucos lugares alcançam mais do que 16 espécies simpátricas (ZIMMER e ISLER, 2003). Tanto o bicudinho-do-brejo-paulista quanto a sua espécie irmã, o bicudinho-do-brejo (*Formicivora acutirostris*) são duas espécies de Thamnophilidae endêmicas da Mata Atlântica e apresentam necessidades ambientais únicas dentro da família, vivendo exclusivamente em áreas alagadas.

Os Thamnophilidae são passeriformes de pequeno porte e diurnos. De modo geral, machos cinzentos alternam-se com fêmeas castanhas, havendo grande variação dentro dessa gama (SICK, 1997; ZIMMER e ISLER, 2003). Atualmente, no Brasil, reconhece-se a existência de 185 espécies compreendidas nesta família (CBRO, 2014), sendo que, 19 delas encontram-se ameaçadas de extinção (SILVEIRA e STRAUBE, 2008). Segundo a IUCN, 16 espécies brasileiras de Thamnophilidae se enquadram nas categorias “Vulnerável”, “Ameaçada” e “Criticamente Ameaçada” e dez espécies são consideradas “Quase Ameaçadas” (IUCN, 2013). Os thamnophilideos são muito pequenos para serem caçados, são pouco coloridos, alimentam-se de insetos e possuem cantos muito simples, de forma que não são atraentes para a manutenção em cativeiro e

para o tráfico ilegal de animais. Assim, a principal ameaça a estas espécies reside na perda de habitat (ZIMMER e ISLER, 2003).

Ao contrário da maior parte dos membros da família, essencialmente florestais, as espécies de *Formicivora* habitam formações vegetais mais baixas e abertas, como caatinga, cerrado, restinga, e capoeiras adjacentes a matas (GONZAGA, 2001). *F. grisea* e *F. rufa* são abundantes em certas áreas do Brasil Central (SICK, 1997), assim como *F. melanogaster* nas caatingas nordestinas e *F. littoralis* na restinga de Cabo Frio no Rio de Janeiro (GONZAGA, 2001). *F. grisea* é boa colonizadora de ambientes alterados na Amazônia, ocupando-os em grandes densidades (SICK, 1997). Na região amazônica, estas aves ocorrem naturalmente em formações mais abertas como as campinas, cerrados e clareiras tomadas por vegetação secundária (GONZAGA, 2001). Entretanto, apesar de comuns, pouquíssima foi a atenção dispensada até hoje ao estudo de aspectos da biologia de espécies do gênero (GONZAGA, 2001).

As espécies de *Formicivora* são aves pequenas (de 11 a 14 cm de comprimento; massa de 10 a 15 g), possuem cauda estreita e proporcionalmente longa; as asas são curtas e arredondas (GONZAGA, 2001), características que podem estar ligadas a seus voos curtos e à sua baixa capacidade de dispersão. Os padrões de colorido são simples assim como o repertório vocal. Tanto machos quanto fêmeas emitem canto e chamados com bastante frequência (SICK, 1997), o que torna ainda mais surpreendente o fato de duas espécies terem passado tanto tempo desconhecidas para a ciência.

BORNSCHEIN *et al.* (1995) descobriram o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis* [*Formicivora*] *acutirostris*) na costa do Paraná. Os autores, com base nas diferenças observadas na fêmea e em suas preferências ecológicas, descreveram também um novo gênero, *Stymphalornis* (BORNSCHEIN *et al.*, 1995). Entretanto, GONZAGA (2001), em uma análise filogenética que envolvia caracteres anatômicos, de plumagem e vocais, incluiu *Stymphalornis* dentro de *Formicivora* Swainson 1824. Estudos moleculares recentes apontam que *F. acutirostris* e *F. paludicola* são espécies irmãs, caracterizadas pela presença de 10 retrizes (BRAVO, 2012; BELMONTE-LOPES 2013; BUZZETTI *et al.*, 2013). Morfologicamente, os machos de *F. paludicola* podem ser distinguidos do cinzento *F. acutirostris* por sua coloração negra nas auriculares, garganta, peito, ventre e coxas (Figura 1). As fêmeas são muito semelhantes entre si, mas se distinguem das demais espécies do gênero pelo padrão estriado em preto e branco das partes inferiores do corpo combinado à coloração marrom acinzentada do dorso (Figura 2). Em geral, o dorso de machos e fêmeas de *F. paludicola* apresenta coloração marrom mais pálida do que o ferrugíneo vívido encontrado em *F. acutirostris*. As duas espécies ainda podem ser distinguidas por diferenças em seu DNA mitocondrial (BUZZETTI *et al.*, 2013).

Figura 1: Macho de *Formicivora paludicola* em São José dos Campos.

Figura 2: Fêmea de *Formicivora paludicola* em São José dos Campos.

Formicivora paludicola vive aos pares ou em pequenos grupos familiares, defendendo agressivamente seus territórios e forrageando em busca de Diptera, Mantodea e larvas de Lepidoptera (BUZZETTI *et al.*, 2013). Ela foi coletada pela primeira vez por Dante Buzzetti, em 2004, no Córrego Taboão em Mogi das Cruzes. Em 2005, às margens da barragem do Paraitinga, Luís Fábio Silveira coletou um casal que habitava uma região brejeira fadada à inundação iminente (SILVEIRA, 2009). Entre março e abril de 2005, equipes de biólogos da Universidade de São Paulo e da Universidade Federal do Paraná removeram 72 indivíduos de *Formicivora paludicola* dos brejos no entorno da futura Barragem do Paraitinga, translocando-os para 12 áreas previamente avaliadas quanto a características físicas e padrões vegetacionais nos municípios de Salesópolis, Biritiba-Mirim e Mogi das Cruzes. O monitoramento da população foi realizado por um ano subsequente à translocação (SILVEIRA *et al. in prep.*).

Em 2009, após intenso trabalho de campo, sabia-se de sua ocorrência em oito localidades distribuídas em apenas três municípios do alto Tietê: Mogi-das-Cruzes, Biritiba-Mirim e Salesópolis (SILVEIRA, 2009). Descobertas recentes apontam para a presença de *Formicivora paludicola* em algumas localidades no município de São José dos Campos (MELO e DALPRAT, comunicação pessoal) no Alto Paraíba do Sul. Até recentemente apontava-se para a ocorrência da espécie em 15 localidades (BUZZETTI *et al.*, 2013), no entanto, seu padrão de distribuição é ainda pouco conhecido.

Áreas de Ocorrência

Formicivora paludicola habita brejos constituídos majoritariamente por taboa (*Typha dominguensis*) e piri (*Schoenoplectus californicus*) e, secundariamente, por outras espécies de Cyperaceae (*e.g. Rhynchospora globosa*, *Rhynchospora* sp.), Poaceae (*e.g. Brisa* sp.), Asteraceae (*Eupatorium* spp., *Baccharis* sp.), Melastomataceae (*Tibouchina gracilis*, *T. ursina*), Campanulaceae (*Siphocampilus verticillatus*), Ericaceae (*Leucothoe* sp.) entre outras (BUZZETTI *et al.*, 2013). As áreas de ocorrência de *Formicivora paludicola* estão restritas às regiões da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (Mogi das Cruzes, Biritiba-Mirim e Salesópolis) e da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul (São José dos Campos) (ASSOCIAÇÃO PAULISTA DE MUNICÍPIOS, 2011). Os rios são os elementos naturais que mais participaram dos espaços humanizados (JORGE, 2006). Eles estão ligados à ocupação dos territórios naturais e à formação da maioria das cidades. Rios também são determinantes na construção de reservatórios e assim, responsáveis por mudanças radicais no espaço.

No século XVI, o nome mais empregado para designar o Tietê era Anhembi, “rio das anhumas”, aves típicas de áreas alagadas. Esta representação remonta um cenário atestado de mais de 61 km de várzeas se estendendo às margens dos Rios Tietê, Tamanduateí e Pinheiros, áreas que hoje são ocupadas pela cidade de São Paulo (JORGE, 2006). Antes de ser retificado, o leito menor do Rio Tietê variava de 24 a 50 m de largura e possuía, em média, de 2 a 3 m de profundidade. Suas águas percorriam, a baixa velocidade, um curso cheio de meandros, lagoas e brejos (BRITO, 1926). Por mais de três séculos, a cidade se desenvolveu mantendo praticamente inalterada a conformação da bacia hidrográfica à qual se amoldava. Em 1855, sua população era de cerca de 15 mil habitantes, que embora não obrigassem grandes intervenções em seus rios, já haviam causado algumas transformações na paisagem do ponto de vista ecológico. Os rios recebiam pequenas cargas de esgoto e resíduos, as várzeas eram ocupadas por animais de criação, pequenas culturas vegetais e plantas exóticas. Além disso, atividades como corte das matas ciliares, pesca e caça descontroladas já estavam presentes (FALCÃO, 1965; JORGE, 2006).

MOURA (1941) afirma que “outroora” (início do século XX), em toda a planície que se estendia na margem direita do Rio Tietê, compreendendo os bairros da “Luz”, “Campos Elísios” e “Bom Retiro”, havia veados, pacas, ariranhas, codornas, perdizes, muitos peixes, “cobras d’água”, bandos enormes de irerês e as saracuras, aves que eventualmente habitam áreas alagadas. O bicudinho-do-brejo-paulista poderia ser uma dessas espécies, e hoje, pode estar extinta do território paulistano. VON IHERING (1914) já afirmava que, no caso das aves, “o aumento da população e de suas indústrias e vias de comunicação, constantes queimas dos campos e outras circunstâncias diminuem as condições de existência para os pássaros, e as derrubadas das matas e capoeiras privam-nos das localidades apropriadas à sua procriação.”

No fim do século XIX, a cidade de São Paulo, já então sede política e ponto de articulação de todo o estado, integrou-se ao complexo exportador cafeeiro como centro financeiro, mercantil e ferroviário (JORGE, 2006). Tal situação desencadeou um processo acelerado de crescimento demográfico e expansão de sua área urbana. Em 1872, a cidade tinha 31 mil habitantes; em 1900, 239 mil. Em 1920, quando a cidade já era um dos maiores polos industriais do país, contava com 579 mil moradores e, em 1940, atingiria a marca de 1.326.261 habitantes (JORGE, 2006). Em 1913, as várzeas já recebiam lixo depositado pela prefeitura ou levado pelas chuvas, assim como iguais cargas de esgoto. Este fato, somado às valas, buracos, aterros e à crescente poluição das águas dos rios, são explicações plausíveis para que, com o avanço do século XX, a palavra “várzea”

adquirisse em São Paulo uma conotação pejorativa no linguajar cotidiano, sendo sinônimo de abandono, situação ruim, desagradável, estragada (JORGE, 2006).

Em 1890, cria-se a “Comissão de Saneamento das Várzeas”. A comissão foi criada para retificar os cursos e construir canais em todo o complexo de rios que cortava a cidade. O objetivo de tais obras era fazer com que a velocidade do fluxo dos rios aumentasse, e que não houvesse acúmulo de águas nas várzeas. O intuito era fazer com que os microrganismos fluíssem melhor junto com os rios, que começavam a dar sinais de contaminação, o que poderia estar associado a um número crescente de epidemias e mortes, sobretudo dos imigrantes que chegavam para impulsionar a economia cafeeira (RIBEIRO, 1993). No início do século XX, a principal meta era acabar com os criadouros de mosquitos, a fim de erradicar a febre amarela, e eram as várzeas os ambientes mais favoráveis à sobrevivência de seus vetores (JORGE, 2006). Outras modificações na paisagem resultaram da implementação das ferrovias ao lado dos rios; retirada de areia, argila e pedregulhos das várzeas para a construção civil; além da construção de reservatórios para abastecimento da população e aproveitamento do potencial hídrico para a geração de energia elétrica. Além das transformações que afetaram a paisagem da região metropolitana de São Paulo, muitas outras também atingiram os demais municípios que constituem a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, como as cidades de Suzano, Mogi das Cruzes, Biritiba Mirim, e Salesópolis, onde hoje estão dispostos cinco reservatórios que compõem o Sistema Produtivo Alto Tietê (SPAT; MURILLO, 2010). Em Salesópolis, Ponte Nova e Paraitinga; Biritiba Mirim, reservatório de Biritiba; Mogi das Cruzes, reservatório Jundiaí, e entre Mogi das Cruzes e Suzano, reservatório Taiaçupeba.

Seguindo os caminhos que ligavam São Paulo ao outro grande centro de concentração humana do Brasil, o Rio de Janeiro, estende-se uma das áreas mais afetadas pela ocupação humana do país, o Vale do Paraíba. No período pré-colonial, a região era ocupada por índios das tribos tupi e guarani, e segundo os registros arqueológicos, o impacto das populações indígenas na região parecia não ser significativo. A penetração dos colonizadores na região foi desordenada. Inicialmente, o principal interesse dos mesmos era a extração do pau-brasil. Por volta de 1600, com o início do Ciclo do Ouro, a região passou a ser considerada um importante corredor de escoamento entre Minas Gerais e o litoral, levando à construção das primeiras estradas. Devido à sua grande declividade, inicialmente, a Serra do Mar mostrava-se pouco prolífica para implementação da agricultura. Vencendo a Serra do Mar, os colonizadores puderam levar a cultura da cana-de-açúcar às regiões menos acidentadas, uma delas, o Vale do Paraíba (COELHO, 2012).

Mas nenhuma outra atividade modificou tanto a paisagem na região do Alto Paraíba como a produção do café. A Mata Atlântica havia se estabilizado nestes “mares de morros”, ao longo de milhares de anos de intervenção humana incipiente. Neste local o solo era raso, moderadamente fértil e levemente ácido, podendo assim, suprir, mesmo que momentaneamente, os nutrientes essenciais requeridos por uma plantação de café (DEAN, 1995). Mas o grande perigo para a Mata Atlântica surgia de uma crença infundada de que o café tinha de ser plantado em solo coberto por floresta “virgem”. Acreditava-se que após atingir a maturidade a plantação poderia manter-se produtiva por mais de trinta anos, o que trazia perspectivas muito favoráveis aos agricultores. No entanto, no Vale do Paraíba, plantações velhas eram abandonadas e novas faixas de florestas primárias eram limpas para receber novo plantio. O plantio era realizado a densidades baixas com técnicas rudimentares e de pouca otimização da produção, visto que a derrubada de novas florestas apresentava-se como estratégia mais prática e barata, mesmo que o produto gerado fosse medíocre. Os proprietários não dispunham de recursos para colocar todas as suas propriedades, simultaneamente, em produção. Assim, o Vale do Paraíba tornou-se uma colcha de retalhos de cafezais e floresta primária (DEAN, 1995). Um cafezal decadente era logo derrubado por lenhadores que trabalhavam em regime de arrendamento e, depois substituído pelo gado em terras estéreis. Calcula-se que só no primeiro século do cultivo do café no Brasil (1788-1888), 7200 km² de Floresta Atlântica primária foram consumidos em fogo para o plantio do café na região sudeste. A maioria dos recursos gerados pelo comércio do café não foi revertida em benefícios e avanços para as gerações futuras. Pelo contrário, os lucros foram gastos em bens e luxos para as famílias que detinham as terras (DEAN, 1995).

Hoje, quanto a cobertura vegetal e uso do solo no Vale do Paraíba, 67.4% de sua área é formada por pastagem, 4.2% por culturas e reflorestamento de eucalipto, 13.2% por vegetação secundária, e apenas 10.8% por florestas nativas que ainda subsistem na Serra dos Órgãos e nos parques nacionais da Serra da Bocaina e de Itatiaia, ou seja, em seu trecho paulista praticamente não há mais vegetação nativa. Assim, cercado de terras nuas e pastagens, se estende o Rio Paraíba do Sul. Sua função primordial é de abastecimento público para 80% da população do estado do Rio de Janeiro, que possui a maior densidade populacional dos estados brasileiros (366 habitantes/km²) (COELHO, 2012). A parte mais desenvolvida da bacia encontra-se entre as áreas metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro, os dois maiores aglomerados populacionais, industriais e comerciais do país. É pelo Vale do Paraíba que se dá a interligação rodoviária e ferroviária entre estes centros, que tem experimentado nos últimos 60 anos considerável expansão demográfica associada a um desenvolvimento industrial intenso e

diversificado. No Alto Paraíba, não há implantação de tratamento para remoção de nutrientes das águas. Os riscos de contaminação e poluição da bacia antecipam-se por todos os lados, seja por meio da ocupação humana, nas cidades e zonas rurais, seja pela deposição de lixo industrial, seja pelas atividades mineradoras, seja pela construção de rodovias e pavimentação de estradas, seja pelos potenciais acidentes que ocorrem nas vias de tráfego. O Rio Paraíba do Sul tem tido sua vazão reduzida, e muitos cursos d'água adjacentes já desapareceram, principalmente pela destruição das matas ciliares e da vegetação herbácea que juntas estabilizam suas margens e abrigam biodiversidade única (COELHO, 2012).

Atualmente, aproximadamente 13,5 milhões de pessoas vivem no Alto Tietê, e mais 3 milhões no Alto Paraíba do Sul. Essa grande presença humana se reflete em formas complexas de uso, ocupação da terra e aproveitamento de recursos naturais no local (HIRATA e FERREIRA, 2001), de forma que os brejos tornam-se altamente vulneráveis à expansão das áreas dedicadas à agricultura, pecuária, mineração, ou habitação. Na América do Norte, problemas semelhantes levaram a um declínio populacional vertiginoso de muitas espécies de aves habitantes de áreas alagadas (EDDLEMAN *et al.*, 1988; RIBIC *et al.* 1999; BOLENBAUGH, 2011), fazendo com que essas áreas se tornassem seu principal foco de conservação (NORTH AMERICAN BIRD CONSERVATION INITIATIVE, 2009).

Modelos Ecológicos de Nicho

A predição espacial da distribuição de espécies é um componente significativo do planejamento da conservação e ainda tem outras aplicações importantes em ecologia (AUSTIN, 2002; GRAHAN *et al.*, 2004). Para salvar uma espécie ameaçada é preciso saber onde a espécie prefere viver, e o que é necessário para sua sobrevivência, ou seja, seu nicho ecológico (HUTCHINSON, 1957). Modelos preditivos de distribuição espacial tem sido aplicados no estudo de dispersão de espécies invasoras (THUILLER *et al.*, 2005), impactos de mudanças climáticas (THOMAS *et al.*, 2004) e padrões espaciais de diversidade de espécies (GRAHAN *et al.*, 2006). Modelos que se valem de dados de presença requerem apenas um conjunto de localidades de ocorrência conhecidas com dados topográficos, climáticos, edáficos, biogeográficos e demais variáveis que podem ser medidas por sensoriamento remoto (PHILLIPS e DUDÍK, 2008). Tais modelos são usados amplamente para muitos propósitos em biogeografia, biologia da conservação e ecologia (ELITH e LEATHWICK, 2009).

Os dados disponíveis para resolver problemas referentes à predição distribucional de uma espécie, tipicamente, consistem em uma lista de localidades de ocorrência georreferenciadas. Além disso, há dados de uma série de variáveis ambientais, como temperatura média, precipitação média, altitude etc., medidas ou estimadas ao longo de uma região geográfica de interesse. O objetivo é prever quais áreas dentro daquela região satisfazem as necessidades ecológicas do nicho de uma espécie, fazendo parte, assim, de sua “distribuição potencial” (ANDERSON e MARTÍNEZ-MEYER, 2004; PHILLIPS *et al.*, 2004). A “distribuição potencial” descreve onde as condições são adequadas para a sobrevivência da espécie, e é então de grande importância para a conservação (PHILLIPS *et al.*, 2004).

O clima é apontado como um fator de grande relevância na limitação de distribuição geográfica de espécies (HUTCHINSON, 1918). De forma que, na literatura referente a modelos ecológicos de nicho, encontra-se mais trabalhos sobre clima do que sobre qualquer outro fenômeno. Isso se deve principalmente a dois fatores: primeiro, os limites de distribuição das espécies geralmente coincidem com uma combinação particular de condições climáticas; segundo, a distribuição de espécies tende a mudar através do tempo em ampla sincronia com as mudanças climáticas (GASTON, 2003). Hoje é comum o desenvolvimento de modelos de ocorrência espacial (presença/ausência ou densidade) baseados, pelo menos em parte, em variação espacial climática (GASTON, 2003). Segundo JIMÉNEZ-VALVERDE *et al.* (2008), a distribuição de espécies de nicho restrito é modelada com maior acurácia do que a de espécies generalistas. As conclusões de TSOAR *et al.* (2007) e ELITH *et al.* (2006) também apontam para o fato de que previsões mais acuradas serão encontradas para espécies com distribuição mais restrita e maior especificidade de habitat (MCPHERSON e JETZ, 2007). Levando em consideração que o bicudinho-do-brejo-paulista é uma espécie de distribuição restrita, pode-se concluir que a predição de sua distribuição não encontraria grandes dificuldades.

Área de Vida

A análise de área de vida pode contribuir para a compreensão da relação entre os animais e o ambiente que habitam. A definição oferecida por BURT (1943) para área de vida pode ser assim traduzida: “aquela área atravessada pelo indivíduo em suas atividades habituais de busca por comida, acasalamento e cuidado parental. Ocasionalmente, o animal pode deslocar-se fora dessa área, talvez explorando o ambiente, e então, este ambiente explorado não poderá ser considerado parte de sua área de vida”.

As investigações de área de vida tem suas origens junto às primeiras atividades de caça humanas. Hoje há uma série de técnicas sofisticadas que podem ser aplicadas em seu estudo (LAVIER, 2005). Segundo PETERS (1978), os membros de muitas espécies fazem mapas cognitivos de onde vivem e assim tornam-se conscientes das diferentes fontes de recurso e outras características dentro de sua área de vida, e de como devem se deslocar entre esses pontos. O cientista, por sua vez, pode imaginar tais mapas cognitivos como uma intergradação entre vários mapas, um para disponibilidade de comida, um para presença de abrigos, outro para rotas de fuga, etc. (POWELL, 2000).

Animais teriam áreas de vida, pois aprendem e seguem programas seriados sítio-específicos (STAMPS, 1995 apud POWELL, 2000). Estes programas seriam reflexos que levam um animal a fazer rotas bem traçadas até um estado de segurança (POWELL, 2000). Estes movimentos dentro de uma área familiar ajudariam o animal a escapar de possíveis predadores. Para animais com pequena área de vida e de pequeno porte, que representam constantes presas em potencial, como o caso do bicudinho-do-brejo-paulista, é possível aplicar a hipótese de Stamps.

Para manter uma área de vida, o animal desenvolve uma certa fidelidade a locais, e esta fidelidade pode ser utilizada para estudar se, e onde, o animal estabeleceu sua área de vida (POWELL, 2000). No entanto, o mapa cognitivo de um animal deve mudar, ao longo do tempo, a medida que aprende novas coisas sobre seu ambiente. Novos recursos são descobertos, assim como velhas fontes desaparecem. Portanto, em muitas abordagens uma área de vida deve ser definida para um intervalo de tempo específico. Quanto maior o intervalo, mais dados podem ser utilizados para quantificar a área de vida (POWELL, 2000). Neste projeto foram coletados dados de observação de indivíduos anilhados ao longo de um ano.

Um dos grandes desafios neste tipo de estudo é a definição dos limites da área de vida do animal. Geralmente, o interior da área de vida é mais importante para entender de que forma o animal habita aquele local, e é onde ele passa a maior parte de seu tempo (POWELL, 2000). No entanto, este cenário pode ser diferente em caso de animais territoriais. Há grande confusão na utilização da terminologia quando se estuda área de vida. POWELL (2000) lança luz sobre a questão definindo território como “uma área dentro da área de vida de um animal, sobre a qual o mesmo tem uso exclusivo, ou talvez, prioridade de uso.” Se uma espécie defende sua área de vida contra outros indivíduos da mesma espécie, a área defendida é chamada de território. A territorialidade é um mecanismo importante que reduz a competição intraespecífica, e que é mais pronunciada em espécies que constroem ninhos. Em geral, estes animais possuem padrões de comportamento complexos, requerendo ações altamente coordenadas

durante o período reprodutivo (ODUM, 1953; ODUM e KUENZLER, 1955). Territórios geralmente são defendidos de alguma forma. No caso das aves, como se observa na espécie em estudo, o território é defendido por meio de chamados, vocalizações e displays (como a exibição de partes brancas da plumagem das asas e dorso). Em algumas espécies os indivíduos defendem seus territórios somente contra membros do mesmo sexo.

Um estimador de área de vida deve delimitar onde um animal pode ser encontrado com algum nível de possibilidade de predição, e deve quantificar a probabilidade deste estar em lugares diferentes ou a importância dos diferentes locais para ele (POWELL, 2000). Para quantificar a área de vida de um animal é preciso usar dados sobre o seu uso do espaço. Estes dados geralmente são conseguidos por meio de observações, captura ou radiotelemetria. Para muitas questões, saber as linhas que delimitam a área de vida de um animal é suficiente, no entanto quando pretende-se investigar como ele utiliza as diferentes localidades dentro de sua área de vida, estimadores são necessários para prover cenários mais complexos. O índice mais comumente utilizado é a quantidade de tempo que um animal gasta em diferentes localidades de sua área de vida (POWELL, 2000).

Muitos estimadores descrevem a intensidade de uso de área de vida baseando-se na distribuição de uso. Essa distribuição por sua vez descreve a probabilidade de um animal estar em qualquer parte de sua área de vida (CALHOUN e CASBY, 1958; HAYNE, 1949; JENNRICH e TURNER, 1969; WHITE e GARROTT, 1990; VAN WINKLE, 1975) e é então geralmente representada por funções de densidade de probabilidade. Tal abordagem provê uma maneira objetiva de definir as atividades usuais de um animal.

O método mais antigo e mais comumente utilizado para estimar a área de vida é delimitar o menor polígono convexo que possua todas as localidades sabidas ou estimadas de ocorrência do animal (HAYNE, 1949). Dentre as vantagens dessa metodologia estão a facilidade em desenhar os polígonos e ausência de premissas de que os movimentos do animal deva se adequar a qualquer distribuição estatística subjacente. No entanto, há muitos problemas em tal metodologia (VAN WINKLE, 1975; POWELL, 1987; WORTON, 1987; HORNER e POWELL, 1990; WHITE e GARROTT, 1990; SEAMAN, 1993; STAHLACKER e SMITH 1993; POWELL *et al.*, 1997), dentre eles podemos citar: delimitação de meros limites da área de vida do animal, alta sensibilidade a pontos extremos, descarte de informações providas pelos pontos dentro do polígono, incorporação de áreas não utilizadas, e aproximação assintótica da área de vida do animal apenas com grandes amostragens (BEKOFF e MECK, 1984; POWELL, 1987; WHITE e GARROT, 1990).

Além disso, muitas análises acabam incorrendo erros interpretativos que atestam a utilização da área de vida de maneira uniforme.

Para POWELL (2000), os melhores estimadores disponíveis para estimar área de vida e seu uso são os estimadores de densidade Kernel (SEAMAN, 1993; SEAMAN *et al.*, 1999; POWELL *et al.*, 1997; SEAMAN e POWELL, 1996; WORTON, 1989). O Kernel pode ser definido como uma estimativa de densidade não influenciada por tamanho ou alocação de um grid (SILVERMAN, 1986). Em um plano x-y, que representa a área de estudo cobre-se cada estimativa de localização de um animal com “montanhas” tridimensionais, que representam o próprio Kernel. Seu volume é 1, seu formato e sua largura são escolhidos pelo pesquisador. A largura do Kernel, chamada de espessura da banda (h), e o seu formato devem ser hipoteticamente escolhidos usando possíveis erros de localização, o raio de percepção do animal, e outras informações pertinentes. Embora não haja nenhum método objetivo que amarre a espessura da banda com a biologia do animal ou o erro de locação, há métodos objetivos para escolher uma espessura de banda que seja consistente com propriedades estatísticas de dados de alocação de animais (POWELL, 2000).

Escolher a largura da banda é um dos aspectos mais importantes e ainda assim mais difíceis ao desenvolver um estimador Kernel para áreas de vida de animais (SILVERMAN, 1986). Quando o estimador é estreito revela-se detalhes em pequena escala nos dados, e conseqüentemente, são ressaltados erros de medição. Quando o Kernel é largo, os erros são disfarçados mas os detalhes de localização também o são. A largura ótima é conhecida para dados que são aproximadamente normais, mas, infelizmente, dados de distribuição de animais raramente se aproximam da distribuição normal (HORNER e POWELL, 1990; SEAMAN e POWELL, 1996). Para distribuições não-normais, uma largura de banda mais apropriada pode ser obtida com o método da validação cruzada dos quadrados mínimos. Os melhores estimadores no presente são obtidos por Kernel com largura de banda escolhida via validação cruzada dos mínimos quadrados (SEAMAN, 1993; SEAMAN e POWELL, 1996; SEAMAN *et al.*, 1999). Assim, este trabalho junta os dados de alocação dos indivíduos para fazer estimativas da densidade de uso da área de vida do bicudinho-do-brejo-paulista, por meio de estimadores Kernel, e largura de banda determinada pela validação cruzada dos quadrados mínimos.

Os estimadores Kernel compartilham três aproximações com maior parte dos demais estimadores de área de vida. Primeiro, eles ignoram a sequência temporal em que as realocações animais foram obtidas (WHITE e GARROT, 1990). Segundo, estimadores Kernel estimam a probabilidade de um animal estar em qualquer parte de sua área de vida; por isso, às vezes, produzem áreas convolutas ou ilhas de uso disjuntas.

Terceiro, os estimadores Kernel estimam a probabilidade de um animal estar em qualquer parte de sua área de vida, mas não estimam quão importante é aquela área dentro da área de vida do animal.

Este trabalho lida com dois tipos distintos de métodos de estudo da área de vida, o Mínimo Polígono Convexo e os estimadores Kernel. Tais métodos são utilizados para fornecer informações quanto à densidade de indivíduos em cada área de estudo e também para a avaliação do uso diferencial que possibilita análises de seleção de habitat.

Seleção de Habitat

Estudos de seleção de habitat recentemente assumiram uma nova urgência, parcialmente como um resultado de se incorporar ambos habitat e informações demográficas no planejamento de ações de conservação (CAUGHLEY, 1994; JONES, 2001). Seleção de habitat seria o processo de escolha de recursos e preferência seria a probabilidade de um recurso ser escolhido se oferecido da mesma maneira. ROSENZWEIG e ABRAMSKY (1986) caracterizaram habitat preferencial como aquele que confere alto valor adaptativo e que suportaria densidade de alto equilíbrio (na ausência de outros fatores que podem levar a confusão, como competidores). Em experimentos controlados, as preferências podem ser estudadas diretamente ao oferecer porções iguais de diferentes recursos e observar as escolhas que são feitas (ELSTON *et al.*, 1996). Na natureza, no entanto, a seleção deve ser inferida de padrões de observação de uso de ambientes com disposição de recursos variável. Geralmente o propósito de determinar as preferência ou seleção é avaliar a qualidade ou quão adequado é um ambiente para uma espécie (GARSHELIS, 2000). O uso do habitat geralmente é considerado seletivo se um animal faz escolhas ao invés de simplesmente vagar por seu ambiente. Tipicamente o uso desproporcional do habitat comparado a sua disposição é tomado como evidência primordial de seleção (HALL *et al.*, 1997).

O estudo de uso e seleção de habitat em aves tem uma longa tradição (JONES, 2001). Os primeiros estudos teóricos sobre seleção de habitat eram caracterizados por modelos de correlação entre características ambientais e abundância de espécies (MACARTHUR e PIANKA, 1966), e que depois evoluíram para modelos que envolviam dependência em relação à densidade (FRETWELL, 1972). Mais recentemente, estudos de seleção de habitat tem mostrado que muitos fatores, como a estrutura da paisagem, podem influenciar exatamente como os animais se movem e selecionam ambientes (PETIT e PETIT, 1996). Os métodos empíricos e estatísticos pelos quais se infere a seleção de habitat diferem bastante em precisão e aplicabilidade (ALLDREDGE e RATTI, 1986,

1992). Há duas maneiras principais pelas quais a seleção de habitat é testada para aves territorialistas: comparação de habitats usados e não utilizados e comparação de habitats usados e disponíveis (JONES, 2001). No entanto, há problemas estatísticos na comparação de áreas usadas e não utilizadas, como métodos que falham ao considerar que o uso que um indivíduo faz de um ambiente em particular, afeta o uso que ele faz dos demais ambientes (THOMAS e TAYLOR, 1990). Uma saída para este tipo de problema reside no uso de técnicas analíticas que lidam com comparações ao uso aleatório. Se o uso não randômico é detectado, outras técnicas devem então ser utilizadas para detectar quais tipos de ambiente são utilizados mais ou menos do que o esperado ao acaso (AEBISCHER *et al.*, 1993).

Há muito tempo, sabe-se que medidas locais de estrutura da vegetação afetam o uso do habitat de aves que vivem em diversos tipos de áreas alagadas (KAMINSKI e PRINCE, 1981; MURKIN *et al.*, 1997). Sabendo da existência da auto-correlação espacial nos padrões de uso de habitat de uma espécie territorialista, este trabalho utiliza de modelos nulos de distribuição da densidade de probabilidade de ocorrência do bicudinho-do-brejo-paulista para testar o uso diferencial e assim a seleção de habitat. Estuda-se de que maneira elementos da estrutura vegetal e da drenagem dos brejos são selecionados por *F. paludicola*. Desta forma é possível investigar fatores de ameaça a essas áreas e apontar os locais e atividades a serem priorizados em esforços de conservação.

Natureza do Estudo e Justificativa

O bicudinho-do-brejo-paulista é hoje considerado “Criticamente em Perigo” segundo o livro da Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo (SILVEIRA, 2009). No entanto, não se conhece, em detalhes, sua distribuição, o tamanho de sua área de vida e não há dados que permitam uma real estimativa de seu tamanho populacional, de forma que fazem-se necessários estudos voltados para suprir estas necessidades.

Segundo JONES (2004), o primeiro estágio para que se conserve espécies ameaçadas é conhecer sua história natural, ecologia e distribuição. JONES (2004) ainda afirma que mesmo um estudo com poucos casais pode responder questões sobre dieta, sucesso reprodutivo e tamanho de território. Além de dados sobre distribuição e abundância, o conhecimento do habitat preferencial ocupado pela espécie é importante em diferentes aspectos (PREISNER, 2008).

Modelos ecológicos de nicho podem ser utilizados na predição de padrões espaciais de espécies, ou fornecer informações a serem utilizadas no estudo da

distribuição das mesmas. Estes modelos tornaram-se ferramentas importantes para conservação e manejo de espécies (GUISAN e THUILLER, 2005). O principal objetivo é prever quais áreas dentro a região em foco satisfazem os requerimentos ambientais do nicho de uma espécie (ANDERSON e MARTÍNEZ-MAYER, 2004; PHILLIPS *et al.*, 2004) usando de localidades de ocorrência e dados climáticos, topográficos e edáficos que caracterizam as mesmas. Para espécies com poucos pontos de ocorrência Modelos Ecológicos de Nicho podem ser úteis por prover a descrição das áreas climaticamente similares àquelas onde a espécie ocorre, o que ajuda no planejamento e esforços de busca da espécie em campo (KAMINO *et al.*, 2012). Dessa maneira, esse método é uma ferramenta importante para fazer previsões da distribuição potencial de espécies pouco conhecidas, que podem estar sob risco de extinção (RAXWORTHY *et al.*, 2003; MARINI *et al.*, 2010). Como exemplo, DENÉS *et al.* (2010) obteve bons resultados aplicando esta metodologia para busca novas áreas de ocorrência para o ameaçado gavião-de-pescoço-branco (*Leptodon forbesi*).

As análises de área de vida encontram aplicação em conservação e manejo de espécies, e são de extrema importância para a delimitação de áreas a serem protegidas (LAVER, 2005). Por outro lado, o papel do comportamento territorialista na regulação da densidade populacional tem sido alvo de extensas investigações teóricas e empíricas (BROWN 1969a, 1969b; FRETWELL e LUCAS, 1969; WATSON e MOSS, 1970; MAYNARD SMITH, 1974; HIXON, 1980). Estudos dessa natureza fazem-se importantes devido à clara influência do tamanho da área de vida nos padrões espaciais de populações. Padrões espaciais, por sua vez, influenciam a distribuição, a abundância e a evolução dos organismos (BROWN e ORIAN, 1970; EWALD *et al.*, 1980). Este conceito também pode ser aplicado na avaliação de seleção de habitat e até mesmo para prever a aptidão adaptativa de uma espécie (MITCHELL e POWELL, 2003). Além disso, saber a área de vida de um animal lança luz sobre a formação de casais, aspectos da biologia reprodutiva, organização social, interações, forrageamento, escolha de itens alimentares, recursos limitantes, componentes importantes do habitat, etc. (POWELL, 2000).

Conhecer o habitat em que a espécie ocorre é relevante na compreensão de suas relações ecológicas básicas como competição, predação e também nas estratégias de forrageamento e nidificação. Além disso, a caracterização de habitat é inquestionavelmente essencial na proteção de espécies, por permitir a escolha das áreas mais adequadas a serem conservadas (PREISNER, 2008). Segundo SEAVY e ALEXANDER (2011), muitos estudos com comunidades tem enfatizado características estruturais (fitofisionomia) e a composição florística da vegetação para explicar padrões de diversidade de aves (MAC ARTHUR e MACARTHUR, 1961; VERNER e LARSON, 1989),

composição de comunidades (ROTENBERRY, 1985; BERSIER e MEYER, 1995), e abundância e distribuição de espécies individuais (SAAB, 1999; SEAVY *et al.*, 2009).

Ecólogos reconhecem a necessidade de direcionar ações de conservação àquelas espécies com maior risco de declínio populacional, e tem trabalhado para apontar grupos e habitats prioritários para manutenção (MYERS, 1988; GRUMBINE, 1990; PETIT e PETIT, 2003). Para indicar essas prioridades e para restaurar uma população ameaçada, geralmente, é preciso munir-se de uma síntese do conhecimento existente sobre a espécie, para então fazer uma avaliação dos problemas que esta enfrenta (JONES, 2004). Assim, este trabalho pretende elucidar aspectos básicos quanto a distribuição, área de ocupação, área de vida, densidade, habitat de ocorrência de *Formicivora paludicola*, para que sejam geradas novas informações que subsidiem o esclarecimento do seu atual status de conservação e que poderão auxiliar em futuros esforços para a manutenção da espécie. Tais resultados também poderão ser utilizados para instigar a criação de unidades de conservação, que protejam as várzeas do leste do estado São Paulo, que foram quase completamente destruídas graças às atividades humanas. Assim, este trabalho, além de abordar a ecologia e contribuir para a conservação de uma espécie que representa parte importante do equilíbrio ecológico e tem grande valor como patrimônio natural, também lança luz sobre a necessidade da proteção de um microambiente rico em biodiversidade e provedor de benefícios à humanidade, que atualmente é negligenciado e até perseguido pelas ações humanas.

Capítulo I

On the verge of Extinction: Anthropogenic transformation of Atlantic Forest wetlands has created a pessimistic scenario for the São Paulo Marsh Antwren

Abstract

Wetlands in Upper Tietê and Upper Paraíba do Sul basins, in southeastern Atlantic Forest, Brazil, have been severely transformed by urbanization, agriculture and mining in the last 500 years. Endemic to these areas, the São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*) persisted through this period unknown to science until its discovery in 2005, when its threatened situation became worrying. We investigated both the species distribution and the distribution of its suitable areas using ecological niche modeling, fieldwork surveys and occupancy models. Our results show that the species should be considered Critically Endangered according to IUCN criteria. Human occupation has resulted in a loss of more than 300 km² of suitable habitat, so that it now occupies a total and severely fragmented area of only 1.42 km². Additionally, *F. paludicola* has limited dispersal ability, narrow habitat specificity, and restricted habitat availability. Furthermore, we showed that marshes with lower cattail (*Typha domingensis*) densities have higher probabilities of being occupied. Thus, these areas should be prioritized in future conservation efforts, to help in the species conservation and in the restoration of Atlantic Forest wetlands.

Resumo

As várzeas do Alto Tietê e do Alto Paraíba do Sul, na Mata Atlântica do sudeste brasileiro, têm sido severamente exploradas e ocupadas por cidades, agricultura, e mineração nos últimos 500 anos. Endêmico destas áreas, o bicudinho-do-brejo-paulista (*Formicivora paludicola*) passou muito tempo desconhecido para a ciência, até sua

descoberta em 2005, quando sua situação de ameaça parecia preocupante. Nós investigamos sua distribuição e a distribuição das áreas mais adequadas para a espécie usando modelos ecológicos de nicho, amostragens de campo e modelos de ocupação. Nossos resultados mostram que a espécie deve ser considerada Criticamente Ameaçada de acordo com os critérios da IUCN. A ocupação humana na região resultou em uma perda de mais de 300 km² de habitat adequado à ocorrência de *F. paludicola*, que agora apresenta uma área de ocupação severamente fragmentada de 1.42 km². Além disso, esta espécie apresenta capacidade de dispersão limitada, alta especificidade de habitat e disponibilidade de habitat restrita. Também apontamos que brejos com menor densidade de taboa (*Typha dominguensis*) apresentam maiores probabilidades de ocorrência de *F. paludicola*. Essas áreas devem ser priorizadas em futuros esforços de conservação, o que ajudaria na manutenção da espécie e na restauração das áreas alagadas da Mata Atlântica.

Key-words

Wetlands conservation, Atlantic Forest, Thamnophilidade, Ecological Niche Modeling, Occupancy Models

Introduction

Wetlands have always been appealing for human occupation, due particularly to their fertile soils and high productivity, with many of the great historic civilizations having arisen in and near river floodplains (Keddy, 2010). They are one of the most productive habitats on Earth, supporting many kinds of life. Their food web is composed largely of invertebrates that feed on decaying plants, with vertebrates such as fish, reptiles, mammals and birds occupying the highest trophic levels (Keddy, 2010).

Within the Sao Paulo metropolitan region, rivers and wetlands used to compose one of the main landscapes (Jorge, 2006). Reports and historic maps show that within the city limits alone, there were once more than 80 km of wetlands extending along the Tietê, Pinheiros and Tamanduateí Rivers (Jorge, 2006). According to Jorge (2006), these areas used to shelter brocket deer, otters, rails and many fishes. Today, this area has one of the highest human concentrations in the world, with almost 20 million people (IBGE, 2009). The environmental impacts of this disorderly development are countless (Jorge, 2006). These wetlands are part of a mosaic of different landscape formations with distinct ecological borders that together form the Atlantic Forest domain (Lopes,

2008; Silva, 1996); a principle biodiversity hotspot, and one of the most endangered domains in the world (Iserhagen et al., 2009; Laurance, 2009). This is the result of a history of intense exploitation involving wood extraction, mining, agriculture, industrialization and urbanization (Coimbra-Filho and Câmara, 1996; Dean, 1995; Fonseca, 1985; Galindo-Leal and Câmara, 2003). However, of all the formations, wetlands are one of the most neglected and least studied and their biodiversity is now in great danger (Jorge, 2006).

The São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*; Buzzetti et al., 2013) is an example of this. It is a passerine endemic to the wetlands of the São Paulo state, yet it remained unknown to science for more than 500 years, until its discovery in the early XXI century. As far as is known, it is the only bird species and one of the few vertebrates endemic to this region (Silveira and Uezu, 2011). It belongs in the family Thamnophilidae, one of the richest Neotropical avian families whose members primarily inhabit humid lowland forests. However, *F. paludicola* occurs exclusively in wetlands, especially those dominated by cattail (*Typha domingensis*). It is socially monogamous, with couples defending their territories more or less intensively throughout the year (Buzzetti et al., 2013). As thamnophilids are not attractive for hunting or smuggling activities the main threat facing *F. paludicola* is habitat destruction (Zimmer and Isler, 2003).

Today, the species only occurs in several sparsely distributed marshes in the Upper Tietê and Upper Paraíba do Sul basins. In general, natural areas in this region are few and disconnected from one another. For wetlands, the situation is even worse, considering their delicate dynamics and negative status among authorities and lay population. Nevertheless, there are still some wetlands that have not yet been urbanized but they are all surrounded by pastures, mining, agriculture and industrial activities (Coelho, 2012; Jorge, 2006;). The conservation status of *F. paludicola* is thus of concern. However, due to its recent discovery almost every aspect of its natural history has not been studied, including its distribution (Silveira, 2009).

Predicting a species distribution plays a significant component in planning conservation efforts, and has other important applications in ecology (Austin, 1998, 2002; Elith and Burgman, 2002; Franklin, 1995; Grahman et al., 2004; Guisan and Zimmermann, 2000; Ko et al., 2009; Loiselle et al., 2003). The main objective is to predict which areas within a region satisfy the ecological needs of a species' niche (Anderson and Martínez-Mayer, 2004; Phillips et al., 2004) using known occurrence localities, and climatic, topographic, and edaphic data. For species with records from only a few localities, Ecological Niche Models (ENMs) may be useful for providing a

description of areas climatically similar to the ones where the species occur, helping to plan field surveys (Kamino et al., 2012). Therefore, ENMs are an important tool to predict the distribution of poorly known species, which may be under risk of extinction (Denés et al., 2010; Marini et al., 2010; Raxworthy et al., 2003). Furthermore, ecologists recognize the necessity to aim conservation efforts at species with a higher risk of population decline, and have worked to identify priority groups, habitats, and areas that are in greatest need of conservation (Grumbine, 1990; Myers, 1988; Petit and Petit, 2003). This prioritization should be based on environmental features that seem to benefit the maintenance of biodiversity. Occupancy models can then be used with the intent to relate species presence/absence to the characteristics of the sampling locations (Mackenzie and Bailey, 2004).

Since forces that alter the abundance and distribution of wetlands will affect the diversity and persistence of wetland biota (Gibbs, 2000), it is relevant to investigate *F. paludicola* conservation status and ecological traits. We used a multi-scale approach that integrates ecological niche models and occupancy models to assess *F. paludicola*'s conservation status, distribution, and possible associations with habitat features. With a compilation of systematized information about this species, and its habitat requirements, we highlight the prioritization strategies for conservation activities in these areas. The main goal is to provide important information that would help in the conservation of not only *F. paludicola* but the entire biota of the Atlantic Forest Wetlands. This is also important to safeguard their ecological functioning that has numerous other benefits, including the improvement of water quality, carbon storage and the processing of nutrients (Daily, 1997; Mitsch and Gosselink, 2000).

Methods

Ecological Niche Modeling

For generating potential distribution maps, we used 15 known localities of *F. paludicola*. Climate and altitude data were extracted from the WorldClim database (Hijmans et al., 2005) at a resolution of approximately 30 arc-seconds (1 km). To prevent problems with multi-collinearity and superparametrization, we tested for correlation between climatic variables using Pearson's correlation test and obtained clusters of correlated variables (Pearson's $r > 0.8$). We also performed a principal component analysis (PCA) using the function "dudi.pca" from package "ade4" in R software v. 3.0.2 (Dray and Dufour, 2007; R Development Core Team, 2013). We analyzed the clusters based on PCA results and retained the five least correlated variables

on the first two PCA components which explained a larger portion of variance among data (Raes, 2012). The climate variables used to run all models were: annual mean temperature; temperature seasonality (standard deviation*100); mean temperature of the driest quarter; annual precipitation; and precipitation of the warmest quarter.

Additionally, we used a vegetation measurement of greenness, the Normalized Vegetation Index (NDVI). This data was obtained from MODIS images from <http://mrtweb.cr.usgs.gov>, using USGS MODIS Reprojection Tool Web Interface (MRTWeb). We selected images made in a 16-day period in July 2013 from the MOD13A2 package of data. We also used two variables related to hydrology: height above the nearest drainage channel (Rennó et al., 2008) and drainage channel density obtained through SRTM (Shuttle Radar Topographic Mission) images from the HydroSHEDS project (Lehner et al., 2006), with a resolution of 1 km (Ximenes, 2008). Both these were obtained from the Ambdata INPE (Amaral et al., 2013).

We used the Maximum Entropy algorithm on the MaxEnt software 3.3.3 to generate the ENMs (Pearson et al., 2007; Phillips and Dudík, 2008; Phillips et al., 2006). In the maximum entropy density estimation, the true distribution of a species is represented as a probability distribution over the study area. MaxEnt then produces a model of a probability distribution that respects a set of constraints derived from the occurrence data. These constraints are expressed in terms of simple functions based on the environmental variables, or habitat features (Phillips and Dudík, 2008). We ran our model using 1000 iterations, cumulative output format and regularization equal to 1 (Nobrega and de Marco, 2011). To evaluate ENM performance we applied the AUC (area under the ROC curve) approach, this is the standard measure for assessing species distribution models accuracy (Jímenez-Valverde, 2012). AUC values higher than 0.75 indicate models that are potentially useful (Elith et al., 2006). Besides these potential distribution models, we also produced presence/absence maps using data above the maximum training sensitivity plus specificity threshold.

Validation

For the ENM validation we searched for wetlands within and adjacent to the limits indicated by the ENM. We visually scanned satellite images looking for marshes according to their color patterns. To highlight wetlands in these images, we used bands from the OLI (Operational Land Imager) sensor onboard LANDSAT 8 (United States Geological Survey 2013). Using ArcGIS Desktop 10.1, we performed a false color

classification (6, 5, 4 – RGB). To obtain a spatial resolution of 15 m, we applied a fusion technique with the panchromatic band (band 8).

We selected 67 areas in 32 different cities in São Paulo State and two in Rio de Janeiro State. We visited these areas at least twice over the two years between October 2011-October 2013. Knowing the territorial behavior of the species, we used three playback sessions at each visit to increase its detection probability. Each session included one minute of playback (loudsong and calls of males and females) intercalated by five minutes of silence (modified from Boscolo et al., 2006).

Distribution Range Size

In order to investigate the conservation status of the species, we calculated its extent of occurrence (EOO) using the minimum convex polygon (MCP) approach (International Union for Conservation of Nature Standards & Petitions Subcommittee, 2014). We calculated the suitable area predicted by MaxEnt within the MCP (Environmental Suitability in Extent of Occurrence ES-EOO) (Kamino et al., 2012). Additionally, we measured the area of occupancy (AOO) by counting the number of occupied cells in a grid of 330 m X 330 m covering the entire distribution (according to the average areas occupied size – 0.11 km²), and estimating the total area of occupied cells (International Union for Conservation of Nature Standards & Petitions Subcommittee, 2014).

Occupancy Models

To create the occupancy models we used a total of 47 areas. Of the 15 localities where *F. paludicola* was known to occur (used in the ENM), we included only nine as six no longer existed due to civil development; Figure 1). To these we added a further 38 marshes that fell within the MCP of the São Paulo Marsh Antwren distribution with a buffer of 30 km (Reside et al., 2012) that had previously been used in the ENM validation. We systematically visited each area three times, with an interval of ~15 days between visits from August to September 2013. Alternating the time of the visits (from 6h A.M. to 11h A.M.), we performed the playback routine described above. When at least one individual was detected during the first visit, positive detections were made during the next two visits. Therefore, we considered the detection probability to be constant among the visits. The main goal of this procedure was to test the effect of several environmental covariates on the occurrence probabilities of the São-Paulo Marsh Antwren. The selected variables were area size, presence of forest matrix adjacent to the marshes, presence of commercial plantations, such as *Eucalyptus* or *Pinus*, presence of

mining activities, distance to main highways and roads, distance to urban areas, distance to rivers, and water flow accumulation (maximum, average and minimum). These measures were obtained through BirdsEye Satellite Imagery in Base Camp and Spatial Analyst/Hydrology Tools in ArcGIS 10.1 (McCoy and Johnston, 2001). We also used average cattail *Typha dominguensis* density and height as covariates in the models. These were collected in the field by counting cattail individuals in three 1 m² allotments, randomly distributed in the sample site, for density estimate and then using the *sward stick* method for vegetal height estimates (Barthram, 1985; Goldsmith et al., 1986; Sutherland and Green, 2004). These features were assumed to be homogeneous within each site. The choice of these variables was based on their representativeness of human occupation, the age of the marsh and natural features. In other words, they were used to investigate how human activities and environmental traits may influence the *F. paludicola* occupancy probabilities.

We used occupancy models to estimate the probability of species occurring in a site (ψ). Detection histories were built for each site (Mackenzie et al., 2006) in which site-specific covariates were converted to standard normalized scores (Donavan and Hines, 2007). Our design corresponds to a “single-species, single-season occupancy model”, assuming that we had a closed population over the short period that the visits took place (54 days) (Mackenzie et al., 2006). This modeling could be considered a form of generalized logistic regression analysis as there is some uncertainty as to whether an observed absence equates to a true absence (Mackenzie et al., 2006). While the probability of occupancy varies among sites, the parameters being estimated are the β values, or the regression coefficients of each covariate (Mackenzie et al., 2006). We built models using the package “unmarked” in the R software (Fiske and Chandler, 2011) and began by fitting candidate single-season models, allowing them to vary with individual or additively combined site-specific covariates. In order to rank candidate models, we used the Akaike Information Criterion (AIC) (Akaike, 1974; Burnhan and Anderson, 2004) by calculating the difference between the best model (with the lowest AIC value) and all other models (ΔAIC) as well as using Akaike weights (ω_i) (i. e., the conditional probability for each model). We calculated the strength of evidence in favor of one model over another by dividing their Akaike weights to obtain the evidence ratio (Wagenmakers and Farrell, 2004). Those with $\Delta AIC \leq 2$ were considered informative. We excluded models that did not converge from our analysis. We also examined the confidence intervals for each of the estimated parameters (95%), excluding very inclusive confidence intervals (-/0/+ values).

Results

Ecological Niche Model and Distribution Range Size

The ecological niche model obtained showed habitat suitability (over the maximum training sensitivity plus specificity threshold of 0.405) in a very restricted area around the known distribution localities (Figure 1). It also predicted a small westward extension into São Paulo state and northwards in the Paraíba Valley. The AUC value obtained was 0.99. The analysis of variable contribution showed that annual mean temperature had a relative contribution of 31.5% to the model; precipitation of the warmest quarter, 29.4%; temperature seasonality, 21.6%; and mean temperature of the driest quarter, 9.5%. The other variables contributed a combined value of less than 5% to the model.

Of the 67 areas surveyed, *F. paludicola* was not detected in 64 of the areas, and found in only three new areas. These three sites were predicted to be part of the potential distribution of the species by the thresholded outcome of the model. We registered 42 points of absence in areas where the presence had been predicted, resulting in a commission error of 63%. Another 22 true absences were recorded in areas in which *F. paludicola* was predicted to be absent (Figure 1). The EOO was estimated as 1 268 km², ES-EOO as 912 km² (Figure 2) and AOO as 1.42 km² (Figure 2).

Occupancy Models

The São Paulo Marsh Antwren was detected in 12 of the 47 selected areas. Of the models tested the two that fit best to the data considered 1) cattail density and 2) the additive effect of cattail density and height as the most influential factors. Both models were equally plausible, as the ΔAIC value was less than 2 (0.98). However, there was some difference in the AIC weight: 0.62 and 0.38 respectively. The former model had an evidence ratio of 1.63 over the latter. Variables that were shown to be uninformative were distance to city, distance to highway, distance to river, area size, presence of forest matrix, mining or Eucalyptus plantation, and water flow accumulation (minimum, average and maximum) (Table 1). According to the best model, cattail density negatively affected the probability of occupancy of *F. paludicola*, as $\beta_{\text{Typhadensity}} = -3.65$ (SE=1.23). The second best model that can be considered equally plausible, considers an additive effect between the cattail density and height, which are negatively and positively related to the probability of occupancy, respectively (Table 2). The probability of occupancy estimated by the first model is 0.10 (SE=0.08; CI_{2.5-97.5}=0.02 – 0.41) (Table 2; Figure 3). This value is below the proportion of sites where *F. paludicola* was recorded (0.23), although this

falls within the confidence interval for the estimates. The calculation of the weighted average of occupancy estimations (probability of occupancy estimated by each model x each model Δ AIC weight) resulted in an occurrence probability of 0.08.

Discussion

Distribution

The ENM had a high accuracy and pointed to a very restricted area of suitable habitat for the *F. paludicola*. This is consistent with Jiménez-Valverde et al. (2008) who suggested that modeling the distribution of species that are habitat specialists is more accurate than modeling the distribution of generalists (Elith et al., 2006; MacPherson and Jetz, 2007; Tsoar et al., 2007;). On the other hand, this could also be the result of the small sample size (15 sites), or the narrow range of occurrence points (Phillips and Dudík, 2008). However, the validation process showed that the real distribution could be even smaller than the potential one (commission error of 63%). We could not find the species outside the polygon that represents its current known distribution (Figure 2). Based on the validation data, we settled with a final distribution for *F. paludicola* that included the upper Tietê River in Salesópolis, Biritiba-Mirim and Mogi das Cruzes cities and the upper Paraíba do Sul River in Guararema and São José dos Campos.

Within this area, there are only a few marshes occupied by the species. We were able to record *F. paludicola* in only 10 of the 15 areas previously known to have been occupied (Buzzetti et al., 2013) and in only three new areas (Figures 1-2). Therefore, some of the localities that were used to run the ecological niche models no longer possessed the species, and it is probably locally extinct. Four of these areas were lost due to the construction of the Paraitinga reservoir. Between 2006 and 2007 there was an effort to translocate individuals from these populations to new areas but the success of this is still being studied (Silveira et al., unpublished data). Another area is now covered by secondary growth (Ponte Nova Dam), and another still houses the species but belongs to a mining corporation and is currently being drained (Casa Grande Dirt Road).

As mentioned, we found only three additional localities with *F. paludicola* (Figures 1-2) and we suggest that the species distribution could be considered sparse and geographically restricted to a very specific habitat; features that often characterize rare species. Also, the marshes inhabited by *F. paludicola* are on average 4.5 km apart. However, long-term studies conducted on the dispersal ability of its sister species (*F. acutirostris*) show that the maximum distance traveled by a bird was of 180 m (from the place it was born to the site where it established its territory; Reinert et al. 2007; Reinert,

personal communication). Genetic studies, using microsatellites and loci RAD-tags also showed some genetic structure between two of the largest populations (Mogi das Cruzes city and Salesópolis city); which is also indicative of geographical isolation (Camargo et al., unpublished data). This isolation would be further justified by the presence of urban and rural development in a range of 30 km that separates both populations, or could be generated by natural processes.

Human occupation

The São Paulo Marsh Antwren has experienced a severe loss of habitat in the last 100 years. Documents and maps from 1889 to 1905 show that in urban region of São Paulo and between Jacareí and Caçapava in the Upper Paraíba do Sul Basin, there were more than 410 km² of marshes and wetlands (Coelho, 2012; Jorge 2006, 2012). Current LANDSAT imagery shows that this extension has been almost completely replaced by mining, agriculture, pastures, industries, and cities (Figure 4). According to results of ecological niche model, 303 out these 410 km² represented climatically suitable areas for the species. This data could indicate that *F. paludicola* could have lost more than 90% of suitable areas for its occurrence. New searches for suitable natural marshes and *F. paludicola* should therefore be done using this historical information (Del-Rio et al., unpublished data).

Critically Endangered

Using the occurrence data, we defined the IUCN Red List category in which *F. paludicola* should be considered. After calculating the EOO and ES-EOO, we observed that the potential geographic distribution by MaxEnt could indicate unsuitable areas to the species inside the EOO (Figure 2). This result indicates that the extent of occurrence may be even smaller than 1 268 km² (ES-EOO - 912 km²). Although this EOO could be considered large when compared to that of other threatened Brazilian *Thamnophilids*, such as: *Formicivora littoralis* (EN – EOO: 260 km²), *Formicivora erythronotos* (EN – EOO: 130 km²), and *Myrmotherula snowi* (CR – EOO: 150 km²; BirdLife International, 2013a; 2013b; 2013c), its AOO is 1.42 km², almost 10 times smaller than the inferior threshold for considering a species as Critically Endangered (International Union for Conservation of Nature Standards & Petitions Subcommittee, 2014). This, along with the severe fragmentation of the occupied area, their limited dispersal ability, narrow habitat specificity, limited habitat availability, and possible severe population reduction over the

last 100 years due to habitat loss, show that the *F. paludicola* must be classified as Critically Endangered according to IUCN Red List criteria.

Enhancing Protection

Today, the Upper Tietê and Upper Paraíba do Sul basins are together occupied by around 16 million people, around 8% of entire Brazilian population (IBGE 2009). This huge human presence is reflected in the complex and intensive forms of land transformation and use of natural resources (Hirata and Ferreira, 2001). Marshes are highly vulnerable to the expansion of areas dedicated to agriculture, livestock farming, mining or urbanization. This has resulted in the extensive loss of wetlands in many countries throughout the world (Mitsch and Gosselink, 1993). In North America, similar problems have led to a sharp decline of many wetland bird species (Bolenbaugh, 2011; Eddleman et al., 1988; Ribic et al., 1999), making these areas a primary conservation focus (North American Bird Conservation Initiative, 2009). Many other bird species inhabiting the São Paulo wetlands are also considered threatened in regional Red Lists, such as the Lesser Grass-Finch (*Emberizoides ypiranganus*), Long-winged Harrier (*Circus buffoni*), and the Sickie-winged Nightjar (*Hydropsalis anomala*) (Silveira et al., 2009). Additionally there are several fish species, including *Hyphessobrycon duragenys*, *Hyphessobrycon flammeus*, *Spintherobolus papilliferus*, *Heptapterus multiradiatus*, *Pseudotocinclus parahybae*, and one amphibian *Cycloramphus semipalmatus* that are endemic to the Upper Tietê and/or Upper Paraíba do Sul Basins, and are threatened according to regional lists (Garcia et al. 2009; Oyakawa et al. 2009). If transformation continues at the present rate, all of São Paulo's wetlands are destined to be destroyed or degraded, which will undoubtedly result in the loss of their specialist species, including *F. paludicola*. Thus, urgent conservation measures are required if this is to be prevented.

Urgent conservation action is required not only to protect the target species of this project – that could be also considered a flagship species – but the complete biota of São Paulo's wetlands. Entire ecological communities are threatened by the disorderly development that continues to transform marshes into urban areas, pastures and mines as they were historically considered of lower economical and anthropological value. However, wetlands are of enormous value due to their ability to store floodwaters, protect shorelines, improve water quality, recharge groundwater aquifers, and process nutrients (Daily, 1997; Keddy, 2010; Mitsch and Gosselink, 2000; Zedler and Kercher, 2005). Therefore, we strongly advise for the creation of protected areas and for the restoration of marshes in the Upper Tietê and Paraíba do Sul basins. We point also to the

prioritization for the creation of a protected area, including the Mogi Marsh, near the Rio Acima Road, since it shelters the largest population of *F. paludicola* (Del-Rio et al., unpublished data). An even better scenario would be the creation of a reserve from Mogi das Cruzes to Salesópolis with protected and connected marshes separated by a proper buffer zone against the surrounding agriculture and mining activities, to reduce the contamination of their waters. The protection of a diverse spectrum of wetland types could also mitigate against the problem that marshes are often transitory in nature.

Habitat Features and Conservation Priorities

The occupancy models showed that cattail density and height play an important role in determining the occurrence of *F. paludicola*. This highlights an important argument as to explain why so few marshes shelter the species within its distribution range. Often, wetlands with high biomass have dense vegetation structure and thick accumulations of leaf-litter, whereas plant diversity is highest where soil nutrients and biomass are low (Auclair et al., 1976; Keddy, 2010). Rejmankova et al. (1995) also found that plant species richness reaches a maximum at intermediate levels of biomass in cattail marshes. Therefore it is reasonable to suggest that high cattail density is associated with low vegetation heterogeneity (Davis, 1991; Newman et al., 1998; Urban et al., 1993).

Cattail proliferation may be related to anthropic activities as it is a pioneer species in wetland colonization (Keddy, 2010). The removal of riverside forests intensifies soil erosion and the production of sediments that accumulate in the lower parts of the drainage system. This siltation results in the water spreading out, forming adequate environments for the development of cattail and sometimes exotic plants adapted to saturated soils, such as *Hedychium coronarium* (Iserhagem et al., 2009). Cattail also benefits from the eutrophication of aquatic environments due to nutrient enrichment and results in dense stands of cattails forming in areas where nutrient enrichment is high, such as near highways, water reservoirs and pastures (Urban et al. 1993). However, according to Keddy (2010), dense stands composed by a single species are often undesirable for wildlife. Therefore, these areas may not be suitable for *F. paludicola*. It is also possible that many of these areas represent recent formations which have not been colonized yet due to their distance to and isolation from inhabited marshes. Our results show that marshes with higher plant diversity are more suitable for the occurrence of *F. paludicola*. Furthermore, we present important information for areas to prioritize in conservation efforts. Our results are also consistent with the idea of

striving for emergent marshes with heterogeneous emergent vegetation, and other sources of plant diversity such as shrub borders, as an important means of wildlife conservation (Verry, 1989).

Conclusions

In this study we have shown that besides being restricted, the distribution of *F. paludicola* is also very sparse, fragmented and habitat-specific. Based on these distribution patterns and the area of occupancy, *F. paludicola* should be considered Critically Endangered according to the ICUN Red List criteria. We also recorded a few local extinctions. We therefore encourage the creation of network of protected areas in the Upper Tietê and Upper Paraíba do Sul basins, prioritizing the protection of older marshes with heterogeneous vegetation. A series of protected wetlands could be an attraction for tourism and environmental education. The protection of these wetlands would also safeguard water supply and quality, recharge aquifers and protect against flooding. Besides benefiting human population, the conservation of *F. paludicola* could help to restore a piece of Atlantic Forest wetlands' and maintain its associated biota.

Figure 1: Green areas represent ENM (MaxEnt) results above the maximum training sensitivity plus specificity threshold. Diamonds represent areas visited for the ecological niche model validation where the species is absent. Circles represent areas visited three times for occupancy models design where the species is absent. Black triangles represent areas known to possess São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*) that were used in occupancy models. Stars represent new areas discovered to possess *F. paludicola* that were used in the occupancy models.

Figure 2: Occurrence of São Paulo Marsh Antwren (*F. paludicola*); black squares represent areas of previously known occurrence that still possess the species; red squares represent new areas of occurrence discovered during our field surveys; green areas represent ENM results above the maximum training sensitivity plus the specificity threshold (0.405). The EOO (extent of occurrence) was estimated at 1 268 km² and ES-EOO (environmental suitability in extent of occurrence) at 912 km².

Table 1: 15 models tested for probabilities of occupancy. N. parameters = number of parameters estimated by the model; AIC = Akaike Information Criterion value; ΔAIC = difference between each model and the best model.

Models	N. parameters	AIC	ΔAIC	AIC weight (ω_i)
ψ (Cattail density)p(.)	3	16.7	0	0.620
ψ (Cattail density+Cattail height)p(.)	4	17.68	0.98	0.380
ψ (Maximum water flow)p(.)	3	50.22	33.52	3.30E-08
ψ (Mean water flow)p(.)	3	53.45	36.74	6.50E-09
ψ (Cattail height)p(.)	3	54.38	37.68	4.10E-09
ψ (Distance to city+Area size)p(.)	4	55.89	39.19	1.90E-09
ψ (Area size)p(.)	3	55.94	39.24	1.90E-09
ψ (.)p(.)	2	57.4	40.7	9.00E-10
ψ (Area size*Distance to highway)p(.)	4	57.92	41.22	7.00E-10
ψ (Distance to city)p(.)	3	58.11	41.41	6.30E-10
ψ (Mining)p(.)	3	58.69	41.99	4.70E-10
ψ (Distance to river)p(.)	3	59.39	42.68	3.30E-10
ψ (Eucalyptus plantation)p(.)	3	59.4	42.69	3.30E-10
ψ (Distance to highway)p(.)	3	59.4	42.7	3.30E-10
ψ (Distance to city*Distance to Highway)p(.)	4	60.05	43.34	2.40E-10

Table 2: β values indicating the relationship between variables and the probability of occupancy; negative values indicate variables with a negative influence and positive values indicate variables with a positive influence on the probability of occupancy. Occupancy estimation, standard error and confidence intervals are also presented.

Model	β_1	β_2	Occupancy Estimation	SE	CI 0.025	CI 0.975
$\psi(\text{Cattail density})p(.)$	-3.65		0.10	0.08	0.02	0.41
$\psi(\text{Cattail density} + \text{Cattail height})p(.)$	-3.85	1.07	0.07	0.07	0.007	0.44
$\psi(\text{Maximum water flow})p(.)$	2.185		0.27	0.07	0.15	0.45
$\psi(\text{Mean water flow})p(.)$	0.827		0.24	0.24	0.13	0.39
$\psi(\text{Cattail height})p(.)$	0.822		0.22	0.06	0.12	0.38
$\psi(\text{Distance to city} + \text{Area size})p(.)$	0.477	0.696	0.24	0.06	0.13	0.39
$\psi(\text{Area size})p(.)$	0.618		0.25	0.06	0.14	0.39
$\psi(.)p(.)$	-1.07		0.25	0.06	0.15	0.39

Figure 3: **A)** Density of cattail (*Typha dominguensis*) in sites where *F. paludicola* is absent or present; **B)** Average cattail height in the two types of sites. Red dots represent the measures average values.

Figure 4: The **A)** Tietê and **B)** Paraíba do Sul Basins in the São Paulo Metropolitan Region. The green outline represents the extent of wetlands and marshes before urbanization, in 1905, according to the Comissão Geológica e Geográfica de São Paulo. This is superimposed on the present (2013) LANDSAT images of São Paulo State, showing the extent of human occupation of wetland areas, which have been predominantly replaced by agriculture, urbanization and mining. Orange stars represent marshes where São Paulo Marsh Antwren (*F. paludicola*) is known to occur.

Literature Cited

- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Autom. Control.* 19, 716–723.
- Amaral, S., Costa, C.B., Arasato, L.S., Ximenes, A.C., Rennós, C.D., 2013. AMBDATA: Variáveis ambientais para Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs), in: *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, pp. 6930–6937.
- Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biol. Cons.* 116, 167–179.
- Auclair, A.N.D., Bouchard, A., Pajaczkowski, J., 1976. Plant standing crop and productivity relations in a *Scirpus-Equisetum* wetland. *Ecology.* 57, 94–152
- Austin, M., 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecol. Model.* 157, 101–118.
- Barthram, G.T., 1986. Experimental techniques: the HFRO sward stick., in: *Hill Farming Research. Organization Biennial*, Edinburgh: HFRO, pp. 29–30.
- BirdLife International, 2013a. Species factsheet: *Formicivora littoralis*. <<http://www.birdlife.org>> (accessed 25/12/2013).
- BirdLife International, 2013b. Species factsheet: *Formicivora erythronotos*. <<http://www.birdlife.org>> (accessed 25/12/2013).
- BirdLife International, 2013c. Species factsheet: *Myrmotherula snowi*. <<http://www.birdlife.org>> (accessed 25/12/2013).
- Bolenbaugh, J.R., Kremetz, D.G., Lehn, S.E., 2011. Secretive marsh bird species co-occurrences and habitat association across the Midwest, USA. *J. Fish Wildl. Manage.* 2, 29–60.
- Burnham, K.P., Anderson D.R., 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Method.* 33, 261–304. doi: 10.1177/0049124104268644
- Buzzetti, D.R.C., Belmonte-Lopes, R., Reinert, B.L., Silveira, L.F., Bornschein, M. R., 2013. A new species of *Formicivora* Swainson, 1824 (Thamnophilidae) from the state of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Ornithol.* 21, 269–291.
- Coelho, V.M.B., 2012. Paraíba do Sul: um rio estratégico, first ed. Casa da Palavra, Rio de Janeiro.
- Coimbra-Filho, A.F., Câmara, I. G., 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil, Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Rio de Janeiro.
- Daily, G., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, DC, and Covelo.
- Davis, S.M., 1991. Growth, decomposition, and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers. in the Florida Everglades. *Aquat. Bot.* 40, 203–224.
- Dray, S., Dufour, A.B., Chessel, D., 2007. The ade4 package - II: Two-table and K-table methods. *R News* 7, 47–52.
- Eddleman, W.R., Knopf, F.L., Meanley, B., Reid, F.A., Zembal, R., 1988. Conservation of North American rallids. *Wilson Bull.* 100, 458–475.
- Elith, J., Burgman, M.A., 2002. Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia, in: Scott, J.M., Heglund, P., Morrison, M.L., Raven, P.H. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Covelo, pp. 303–314.
- Elith, J., Gham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.,

- Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.
- Fiske, I., Chandler, R., 2011. Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *J. Stat. Softw.* 43, 1–23.
- da Fonseca, G.A.B., 1985. The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biol. Cons.* 34, 17–34.
- Franklin, J., 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Prog. Phys. Geog.* 19, 474–499.
- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G., 2003. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook, Island Press, Washington, DC.
- Garcia, P. C. A., Sawaya, R.J., Martins, I.A., Brasileiro, C.A., Verdade, V.K., 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: Bressan, P.M., Kierulf, M.C., Sugieda, A.M. (Eds.), *Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 329–347.
- Gibbs, J.P., 2000. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conserv. Biol.* 14, 314–317.
- Goldsmith, F.B., Harrison, C.M., Morton, A.J., 1986. Description and analysis of vegetation. in: Moore, P.D., Chapman, S.B. (Eds.), *Methods in plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 437–519.
- Grahan, C.H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C., Peterson, A.T., 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends Ecol. Evol.* 19, 497–503.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147–186.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 25, 1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Hirata, R.C.A., Ferreira, L.M.R., 2001. Os Aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. *Rev. Brasil. Geocienc.* 31, 43–50.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Síntese dos Indicadores de 2009. IBGE, Rio de Janeiro. Updated 2010. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad_sintese_2009.pdf> (accessed 21.01.2011).
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) Standards & Petitions Subcommittee. 2014. 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>> (01.01.2014)
- Iserhagen, I., Brancalion P.H.S., Rodrigues, R.R., Nave, A.G., Gandolfi, S., 2009. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal, in: Rodrigues, R.R., Brancalion, P.H.S., Isernhagen, I. (Eds.), *Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, São Paulo, pp. 87–127.
- Jiménez-Valverde, A., 2012. Insights into the area under the ROC curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Global Ecol. Biogeogr.* 21, 498–507.

- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M., Hortal, J., 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Divers. Distrib.* 14, 885–890.
- Jorge, J., 2006. Tietê o rio que a cidade perdeu, São Paulo, 1890-1940, Alameda, São Paulo.
- Jorge, J., 2012. Rios e saúde na cidade de São Paulo, 1890-1940. *Hist. Perspec.* 25, 103–124.
- Kamino, L.H.Y., Siqueira, M.F., Sánchez-Tapia, A., Stehmann, J.R. 2012. Reassessment of the Extinction Risk of Endemic Species in the Neotropics: How can Modelling Tools Help us? *Natureza & Conservação: Braz. J. Nat. Conserv.* 10, 191–198.
- Keddy, P.A., 2010. *Wetland ecology: Principles and conservation*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Ko, C.Y., Lin, R.S., Ding, T.S., Hsieh, C.H., Lee, P.F., 2009. Identifying biodiversity hotspots by predictive models: a case study using Taiwan's endemic bird species. *Zool. Stud.* 48, 418–431.
- Laurance, W.F., 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biol. Cons.* 142, 1137.
- Lehner, B., Verdin, K., Jarvis, A., 2008. New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos Trans.* 89 (10), 93–94. doi:10.1029/2008EO100001.
- Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerck, J.M., Brooks, T., Smith, K.G., Williams, P.H., 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv. Biol.* 17, 1591–1600.
- MacKenzie, D.I., Bailey, L.L., 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *J. Agric. Biol. Envir. St.* 9, 300–318.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*, Elsevier, Amsterdam.
- Marini, M.A., Barbet-Massin, M., Martinez, J., Prestes, N.P., Jiguet, F., 2010. Applying ecological niche modeling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biol. Cons.* 143, 102–112.
- Mattos, J.C.F., Vale, M.M., Vecchi, M.B., Alves, M.A.S., 2009. Abundance, distribution and conservation of the Restinga Antwren *Formicivora littoralis*. *Bird Conserv.* 19, 392–400.
- McCoy, J., Johnston, K., 2001. *Using ArcGISTM Spatial Analyst*. Redlands, California.
- McPherson, J.M., Jetz, W., 2007. Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography* 30, 135–151.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 1993. *Wetlands*, second ed. John Wiley, New York.
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecol. Econ.* 35, 25–33.
- Myers, N., 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *Environmentalist* 8, 178–208.
- Newman, S., Schuette, J., Grace, J.B., Rutchey, K., Fontaine, T., 1998. Factors influencing cattail abundance in the northern Everglades. *Aquat. Bot.* 60, 265–280.
- Nóbrega, C.C., De Marco Jr. P., 2011. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. *Divers. Distrib.*, 17, 491–505. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00749.x>
- North American Bird Conservation Initiative, 2009. Bird conservation plans. U.S. North American Bird Conservation Initiative Committee. <<http://www.nabci-us.org/plans.htm>> (accessed 02.08.2011).
- Oyakawa, O.T., Menezes, N.A., Shibatta, O.A., Tima, F.C.T., Langeani, F., Pavanelli, C.S., Nielsen, D.T.B., Hilsdorf, A.W.S., 2009. Peixes de Água Doce, in: Bressan, P.M., Kierulf, M.C., Sugieda, A.M. (Eds), *Fuana ameaçada de extinção no Estado de*

- São Paulo: Vertebrados. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 349–424.
- Pearson, R.G., 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. <<http://biodiversityinformatics.amnh.org/files/SpeciesDistModeling>> (accessed 10.05.2013).
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231–259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161–175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling, in: *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*. ACM Press, New York, pp. 472–486.
- Raes, N., 2012. Partial versus Full Species Distribution Models. *Braz. J. Nat. Conserv.* 10, 127–138.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426, 837–841.
- R Development Core Team, 2013. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <www.R-project.org> (accessed 11.02.13).
- Reinert, B.L., Bornschein, M.R., Firkowski, C., 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Braz. J. Ornithol.* 15, 493–519.
- Rejmankova, E., Pope, K.O., Pohl, M.D., Rey-Benayas, J.M., 1995. Freshwater wetland plant communities of northern Belize: implications for paleoecological studies of Maya wetland agriculture. *Biotropica* 27, 28–36.
- Rennó, C.D., Nobre, A.D., Cuartas, L.A., Soares, J.V., Hodnett, M.G., Tomasella, J., Waterloo, M.J., 2008. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazônia. *Remote Sens. Environ.* 112, 3469–3481.
- Reside, A.E., VanDerWal, J., Kutt, A.S., 2012. Projected changes in distributions of Australian tropical savanna birds under climate change using three dispersal scenarios. *Ecol. Evol.* 2, 705–718.
- Ribic C.A., Lewis, S., Melvin, S., Bart, J., Peterjohn, B., 1999. Proceedings of the marsh bird monitoring workshop. Region 3 Administrative Report, Fish and Wildlife Service, Fort Snelling. <http://library.fws.gov/Pubs/marsh_bird.pdf> (accessed 23/07/2011).
- Silveira, L.F., Benedicto, G.A., Schunck, F., Sugieda, A.M., 2009. Aves, in: Bressan, P.M., Kierulff, M.C., Sugieda, A.M. (Eds.), *Fuana ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 87–283.
- Silveira, L.F., Uezu, A., 2011. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 11, 2–28.
- Sutherland, W.J., Green, R.E., 2004. Habitat assessment, in: Sutherland, W.J., Newton, I., Green, R.E. (Eds.), *Bird Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, New York, pp. 251–268.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Kadmon, R., 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Divers. Distrib.* 13, 397–405.
- United States Geological Survey, 2013. Earth Explorer LANDSAT 8. <<http://earthexplorer.usgs.gov>> (accessed 12.07.13).

- Urban, N.H., Davis, S.M., Aumen, N.G., 1993. Fluctuations in sawgrass and cattail densities in Everglades Water Conservation Area 2A under varying nutrient, hydrologic and fire regimes. *Aquat. Bot.* 46, 203–223.
- Verry, E.S., 1989. Selection and management of shallow water impoundments for wildlife, in: Sharitz, R.R., Gibbon, J.W. (Eds.), *Freshwater Wetlands and Wildlife*. Department of Energy, Washington, DC, pp. 1177–1194.
- Ximenes, A.C. 2008. Mapas auto-organizáveis para a identificação de ecorregiões do interflúvio Madeira-Purus: uma abordagem da biogeografia ecológica. (INPE-15332-TDI/1372). Master's Dissertation in Remote Sensing, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/08.18.14.02>> (accessed 01.01.2013).
- Wagenmakers, E.J., Farrel, S., 2004. AIC model selection using Akaike weights. *Psychon. B. Rev.* 11, 192–196.
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 39–74.
- Zimmer, K. J., Isler, M.L., 2003. Family *Thamnophilidae* (Typical Antbirds), in: del Hoyo, J., Elliott, A., Christie, D. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World, Broadbills to Tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 448–681.

Capítulo II

Is it still possible to save? Home range, habitat selection and natural history of the São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*) provide some guidelines for its conservation

Abstract

The São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*) is a recently discovered *Thamnophilidae* species that inhabits marshes in one of the most populous regions of South America, the São Paulo metropolitan region and neighboring Upper Paraíba do Sul Basin, in the Brazilian Atlantic Forest domain. This species should be considered “Critically Endangered” according to the IUCN criteria as it has a total area of occupancy of only 1.42 km², a sparse and fragmented distribution, low dispersal capacity and has probably lost around 300 km² of habitat in the last 500 years. *F. paludicola* was discovered on the verge of extinction, and virtually nothing is known about its natural history, population structure and habitat selection, which made conservation perspectives pessimist and discredited. Using Kernel home range estimations, we show that the species has a small home range of about 0.55 ha, and occurs in high densities in those areas where it is still present. Furthermore, using a novel tool for animal habitat selection studies, the Torus Shift, we showed that the alien invasive ginger lily (*Hedychium coronarium*) is avoided by the species, and that this invasion represents a serious threat to the remaining populations. We also present the first assessment of the breeding period and molt cycles of *F. paludicola*. The successful conservation of *F. paludicola* rests on the creation of a series of interconnected protected areas, with natural and restored wetlands. Given the high density of their population structure, this species could thrive in a relatively small area of suitable wetlands protected from human occupation, water contamination and invasive plants. Such efforts would also greatly contribute to the general conservation and restoration of Atlantic Forest wetlands.

Resumo

O bicudinho-do-brejo-paulista (*F. paludicola*) é uma espécie de Thamnophilidade recentemente descoberta que habita uma das regiões mais populosas da América do Sul, a região metropolitana da cidade de São Paulo e a Bacia do Alto Paraíba do Sul, na Mata Atlântica brasileira. Esta espécie deveria ser considerada “Críticamente Ameaçada” de acordo com os critérios da IUCN, por ter uma área de ocupação de 1.42 km², distribuição esparsa e fragmentada, baixa capacidade de dispersão e por ter enfrentado perda de habitat de aproximadamente 300 km² nos últimos 500 anos. O bicudinho-do-brejo-paulista foi descoberto à beira da extinção, e nada se sabe sobre sua história natural, estrutura populacional e seleção de habitat, o que gera perspectivas de conservação pessimistas e desacreditadas. Usando estimativas geradas por Kernel, nós mostramos que a espécie apresenta pequena área de vida de apenas 0.55 ha, e ocorre em altas densidades nas áreas ocupadas remanescentes. Por fim, usando uma nova ferramenta em estudos de seleção de habitat animal, a “Torus shift”, nós demonstramos que a espécie exótica invasora, lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) é evitada pela espécie, e que a invasão biológica representa mais um impacto sobre as populações existentes. Nós ainda apresentamos as primeiras informações sobre seu período reprodutivo e ciclos de muda. A conservação desta espécie reside na criação de uma rede de unidades de conservação conectadas, formadas por áreas naturais e restauradas. Por causa de sua estrutura populacional marcada pela alta densidade, a espécie pode prosperar em áreas alagadas relativamente pequenas, protegidas da ocupação humana, contaminação dos corpos d’água e plantas exóticas invasoras. Estes esforços poderiam ajudar não só esta ave, mas também contribuir para a conservação e restauração das áreas alagadas da Mata Atlântica.

Key-words

Kernel methods, Torus shift, Thamnophilidae, *Hedychium coronarium*, wetlands

Introduction

Ecologists have recognized the necessity to direct conservation actions to those species at higher risk of population decline, and have worked to identify priority groups, habitats, and areas to protect (Myers 1988; Grumbine 1990; Petit & Petit, 2003). There has also been growing recognition regarding the importance of incorporating both

habitat and demography information into conservation planning (Caughley 1994). The Brazilian Atlantic Rainforest is an example of such priority areas. It is designated as one of the principle biodiversity hotspot, and one of the most endangered domains in the world (Iserhagen et al. 2009; Laurance 2009). Although it comprises primarily of forest habitats, wetlands also play an important and largely neglected role. In Brazil southeastern Atlantic Forest, at the Upper Tietê and Upper Paraíba do Sul basins, more than 400 km² of marshes and wetlands were lost in due to anthropogenic transformation (Jorge 2006). The abundant flat land and water made this area very attractive to human occupation (Ab'Saber 1958; Jorge 2006) so that today it is dominated by pastures, crops, mining, cities and industries where once there were vast wetlands. This development has also resulted in the large-scale pollution of regional water resources as well as changes in flow due to the construction of dams and reservoirs (Coelho 2012). Nevertheless, the São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*), a Thamnophilidae or Antbird species, managed to survive in these areas and remained unknown to science for almost 500 years until its discovery in 2005 and description in 2013 (Buzzetti et al. 2013).

It has a very limited distribution spread over only a few disconnected and severely fragmented areas. Furthermore it faces a scenario of severe habitat loss. Recent estimates show that this species could have lost more than 300 km² of suitable habitat within its range within the last 100 years (GDR et al., unpublished data). Such that today, *F. paludicola* is considered one of the most threatened Thamnophilidae species in the world ("Critically Endangered" according to IUCN criteria; GDR et al., unpublished data), mostly because it has a total area of occupancy of only 1.42 km² (GDR et al., unpublished data). This is extremely small when compared to other members of the family (Matos et al. 2009). It also has limited dispersal ability (average 25 m; Reinert et al. 2007) and narrow habitat specificity, as it has never been recorded in habitat other than marshes composed of cattail (*Typha dominguensis*), giant bulrush (*Schoenoplectus californicus*) or switchgrass (*Panicum* sp.). These have been reduced by more than a 90% in over the last 100 years (GDR et al., unpublished data).

As with most Thamnophilids, *F. paludicola* is territorial and socially monogamistic. The dispersion pattern of territorial individuals thus tends to be regular and more or less evenly spaced (Brown 1969) with pairs defending their territories more or less intensively throughout the year (Willis 1978; Ridgely & Tudor 1994; Skutch 1996; Sick 1997; Zimmer & Isler, 2003; Stutchbury et al. 2005). For this reason, knowing how these birds occupy the environment is relevant to understand its population spatial patterns, which can provide important information regarding its distribution, abundance and even evolutionary patterns (Brown & Orians 1970; Ewald et al. 1980). Home range

(the area crossed by an individual in its habitual activities; foraging, mating and parental behavior, excluding environments only rarely entered into; Burt 1943) studies can also contribute for the comprehension of the relationship between an animal and its environment. This information has an important role in the delimitation of protected areas for a species' conservation and can be used in evaluations of habitat selection (Mitchell & Powell 2003; Laver 2005). Habitat use is considered selective when an animal uses particular types of habitats disproportionately relative to others that are present instead of using all the available habitats in randomly (Hall et al. 1997). The description of a species' habitat use is thus highly relevant to understanding its ecological relationships, foraging and nesting strategies, and in identifying the most appropriate conservation areas (Preisner 2008).

Besides our recent efforts to study this species' conservation status based on its distribution and occupancy models (GDR et al., unpublished data), no formal study has ever dealt with the home range, density, natural history, habitat selection, and breeding biology of *F. paludicola*. This lack of data undermines any conservation initiative. Therefore, to meet the need for a more detailed understanding of the natural history of *F. paludicola* we collected data about its life cycle, molt patterns, home range and habitat selection. We also provide information about its population structure, size and density. Additionally, we show relevant features that can be determinant about its spatial use, using a novel tool for zoological projects, the Adjusted-SD test (Harms et al. 2001; Itoh et al. 2010). We demonstrate some habitat choices and discuss the fitness consequences associated with the selection of certain habitats and the avoidance of an exotic plant invader (Jones 2001). This kind of characterization is important for assortment of the most adequate areas to be preserved, or to receive the birds in the case of translocation efforts. Such actions would greatly benefit this species' survival but, perhaps more significantly, the conservation of the Atlantic Forest wetlands in general.

Methods

Study Sites

Data collection was carried out in the three largest marshes occupied by *F. paludicola*, located in three different cities in São Paulo Metropolitan Region, São Paulo State, Brazil. The first, from here on treated as Mogi (23°32'45.57"S 46°07'14.88"W; elevation: 688 m; ~23 ha) is located in Mogi das Cruzes city (annual mean temperature: 17.7°C; annual mean rainfall: 1582 mm) (Hijmans et al. 2005). This falls within the Upper Tietê Basin and the vegetation is predominantly composed of cattail (*Typha*

dominguensis) and surrounded by a secondary-growth forest matrix. The second site, Sao Jose (23°04'15.27"S/46°02'44.2"W; elevation: 598 m; ~1.56 ha) is in São José dos Campos city (annual mean temperature: 19.4°C; annual mean rainfall: 1269 mm) (Hijmans et al. 2005). The marsh vegetation is predominantly composed of cattail and ginger lily (*Hedychium coronarium*) and the site is surrounded by *Eucalyptus* plantations. For the analysis of habitat selection, we divided Sao Jose Marsh into two subsets (Sao Jose 1 and Sao Jose 2) to avoid incorrect estimations due to a lake that divides the two subsets. The third site, Salesopolis (23°34'26.56"S/45°49'24.29"W; elevation: 866 m; ~5.3ha) is located near Salesópolis city (annual mean temperature: 17.4°C; annual mean rainfall: 1622 mm) (Hijmans et al. 2005), only 8 km from the headwaters of the Tietê River. The vegetation is composed primarily of cattail, giant bulrush, switchgrass and saw-sedge (*Cladium mariscus*) and surrounded by secondary forest growth and *Eucalyptus* plantations (Figure 1)

Capturing and banding

During 55 days (440 hours) of field work, we banded 53 individuals. The time spent at each site was relative to its size, so we spent 30 days at Mogi; 15 days at Salesopolis and 10 days at Sao Jose. We walked at random in these marshes playing a standardized sequence of *F. paludicola* songs and calls. When unbanded individuals were sighted, we set up a 12 m mist net to capture them, by using playback to attract them to the net. When captured, they received a metal ring from the Brazilian National Banding System (Centro de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres), which was placed on the right tarsus along with a unique combination of plastic colored rings, one on each tarsus. The banding procedures followed The North American Bander's Study Guide (North American Banding Council 2001) and the Brazilian Manual of Banding (IBAMA 1994). The individuals were then released at the same site where they were caught.

Monitoring

For one year (August 2012-August 2013), we monitored the banded birds. We visited each marsh on a monthly basis and walked in predefined trails at a speed of 0.01 km/h. In this period, we spent a total of 620 h in Mogi (103 days), 336 h in Salesopolis (56 days) and 108 h in São Jose (26 days); again, relative to the site's size and divided equally between months. Every two months we moved the trail taken by 10-20 m to either the left or right, depending on the local land features, to avoid local bias in our

data. When a banded individual was sighted, we recorded the colors of its rings and its geographical position using a hand-held Global Position System unit (Garmin GPSMAP 62s). The GPS location error was almost always lower than 4 m. When the animal was only heard within a 15 m radius, we annotated their geographic coordinates and called it using playback to verify its bands colors. After the initial playback, no other position was recorded, taking in consideration that it could have affected the individual's behavior (Harris & Haskell 2013).

Home Range Estimations

We used the Fixed-Kernel method to calculate home ranges (95% of utilization distribution) using the *adehabitatHR* package (Calenge 2006) in R software 3.0.2 (R Development Core Team 2013). This method is one of the most reliable to estimate home ranges (Seaman & Powell 1996; Kernohan et al. 2001) and measures the intensity of area use, whilst excluding areas that are rarely used by the birds (White & Garrott 1990). Kernel-based methods are useful to transform point distributions into density estimates. Therefore, the individual's use of space can be described by a bivariate probability density function; the utilization distribution (Worton 1989), which provides a useful summary of the space used by a given individual (Fieberg & Kochanny 2005). To calculate the smoothing parameter, we used the Least Square Cross Validation approach (Seaman & Powell 1996). We also calculated home range sizes using 95% minimum convex polygons (MCP) in *adehabitatHR* (Calenge 2006). Although it is a frequently used method for determining range size from a sample of locations (Gallerani & Rodger 1997), the minimum convex polygon does not describe the intensity with which different parts of an animal's home range are used (Powell 2000). Furthermore, this method is strongly influenced by outlying locations (Kenward 1987). However, we used it to compare the home range size with other species of *Thamnophilidae* (Greenberg & Gradwohl 1985; Terborg et al. 1990; Skutch 1996; Willis & Oniki 2001; Duca et al. 2006; Reinert et al. 2007). Although few *Thamnophilidae* species have been studied using Kernel methods (Hansbauer et al. 2010), we preferred to address the *F. paludicola* home range size using the Kernel method to avoid the numerous intrinsic problems associated with the MCP methods (van Winkle 1975; Powell 1987; Worton 1987; Horner & Powell 1990; White & Garrott 1990; Seaman 1993; Stahlecker & Smith, 1993; Powell et al. 1997; Powell 2000).

For analysis of range use, it is relevant that the sample is large enough to be representative of a time period that includes the full range of sites used and covers the

range of behavior likely to be observed (Huin & Prince 1997; Wood et al. 2000). MCP area/number of observation plots reached an asymptote by 25 locations or less. Therefore, we excluded birds with less than 25 locations from our analysis, so were left with 15 of the 53 banded individuals (Mogi = 7; Sao Jose = 4; Salesopolis = 4). As a standard rule, we considered that the curve had reached stability when five additional observations did not provide an increase in area greater than one percent (modified from Odum & Kuenzler 1955; Stenger & Falls 1959). In order to compare estimations of home range sizes between methods, sexes and sites, we performed Wilcoxon Signed-Rank Test, using the “Stats” package in R software (R Development Core Team 2013). For the total population estimate of the species, we multiplied the average density obtained from the study sites and multiplied it by the area of all other sites where it is known to occur.

Habitat Selection

Spatial autocorrelation and definition of habitats are two problems to be faced when studying habitat association (Itoh et al. 2010). The problem of spatial autocorrelation results from an aggregated distribution, exactly as occurs with *F. paludicola* due to its territoriality. Furthermore, some statistical methods fail to consider that an individual's use of a particular habitat affects its use of other habitats (Thomas & Taylor 1990; Aebischer et al. 1993). A possible alternative is the use of analytical techniques that test for departures from random use. If nonrandom use is detected, other techniques should be used to determine which habitats are used more or less than expected purely by chance (Johnson 1980; Aebischer et al. 1993). With respect to habitat association, botanists have developed a variety of tools to deal with this (Harms et al. 2001). In this case we used an Adjusted-SD test combined with a torus shift, where an original rectangular map for a species density distribution is shifted randomly on a two-dimensional torus (Itoh et al. 2010). This shift retains the overall auto-correlated patterns; therefore, the expected density of points is the same at any location within the plot due to the torus shift, creating a number of null scenarios. The null hypothesis was thus that the observed relationship between habitat and *F. paludicola* distribution is consistent with a “stationary” distribution model (that consists in a scenario where the species' expected utilization distribution is the same at any location within the study site, and therefore the expected *F. paludicola* density is similar in any habitat) that generates spatial patterns influenced by factors independent of habitat (Itoh et al. 2010). We applied a torus shift to the probability density of the 15 individuals of *F. paludicola* obtained by the Kernel method, whilst retaining the habitat map.

To construct the habitat map for the torus shift simulations, we collected data using a grid of 35 x 35 m for all three marshes. We collected data on the average cattail height (by *sward stick*; Barthram 1985; Sutherland & Green, 2004), cattail density (by counting individuals in 1 m² allotments; Goldsmith et al. 1986), vegetative cover (by visual estimation in 1 m² allotments, Goldsmith et al. 1986) and water depth. In Salesopolis, we replaced cattail height estimations for giant bulrush (*Schoenoplectus californicus*) height and added giant bulrush density in our analysis. We also ignored data obtained on and beyond a dirt road that divides the home range of one of the individuals monitored (Figure 2E) to exclude possible biases from our analysis. In Sao Jose, we also measured ginger lily (*Hedychium coronarium*) density (by counting individuals in 1 m² allotments), as this alien invader occurs in dense stands at this site. In order to avoid problems with habitat definition, we worked with continuous habitat variables (Itoh et al. 2006; John et al. 2007). To build a continuous habitat map we used an interpolation method of Ordinary Kriging in the “kriging” package in R software (“spherical model”, lags=5) (Olmedo 2011). The map was shifted along the x and y coordinates by 5 m steps on a two-dimensional torus, with the number of combinations dependent on the area of the site. We also used mirror and rotated maps for each shifted image (Harms et al. 2001; Itoh et al. 2010).

To check for association between the *F. paludicola* probability density and these habitat features, we calculated the SD of $p(E|x)$ (which represents the probability of *F. paludicola* occurring at any selected point that has habitat feature “x”) for all the shifted maps, and used it as the statistic for the significance test. The species was considered associated to an environmental feature if the observed SD was smaller than the smallest 5% of values obtained by the torus simulation (random chance). One would expect a small SD of $p(E|x)$ for a species that is associated to certain habitat features, because a habitat specialist may have a higher $p(E|x)$ within a certain range of x than in other habitats (Itoh et al. 2010). To access the range of the habitat features with which the species was associated we used functions of Adjusted-SD test.

Natural History

During the banding phase of this project we also measured several features of each individual to investigate the natural history of *F. paludicola*. This included bill length, wing length, tail length and tarsus length to test for significant sexual size dimorphism, using the Wilcoxon Signed-Rank Test in the “Stats” package in R software (R Development Core Team 2013). We also collected information about brood patches,

growth bars, cranial ossification and fat content to determine their life cycle and breeding season. Birds were sexed by plumage dimorphism and aged using molt cycles as proposed by Wolfe et al. (2010).

Results

Home Range

We achieved a total of 679 relocations from 15 individuals, however, only 452 relocations were used for home range estimations. Up to 32 points were used to perform the analysis in order to avoid the lack of convergence in the models, which occurs when multiple points overlap completely or nearly so when using LSCV in bandwidth choice.

The largest 95% kernel home range (1.07 ha) was almost six times larger than the smallest one (0.18 ha) (Table 1; Figure 2), with most of the variation being contained in a small range ($Q_1 = 0.42$ ha and $Q_3 = 0.71$ ha). The total average value of 95% kernel home range size for *F. paludicola* was 0.55 ha ($SD \pm 0.24$) (Table 1). Wilcoxon signed-rank test results indicated a non-significant difference between males and females home range size ($p=0.30$). Between the study sites, there was only a significant difference between home range sizes at Mogi and Sao Jose ($p=0.04$).

In addition, there was a significant difference between Kernel and MCP home range estimates (Wilcoxon's $p = 0.0004$); MCP size estimations were smaller than Kernel's. The largest value estimated was 0.47 ha while the smallest stood at 0.06 ha (Table 1; Figure 2). The average MCP value was 0.25 ha ($SD \pm 0.11$), and most of the variation was contained once again in a small range ($Q_1 = 0.18$ ha and $Q_3 = 0.33$ ha). Wilcoxon test results pointed to significant differences in home range sizes between Mogi measurements and Sao Jose's ($p=0.01$), and also between those of Salesopolis and Sao Jose ($p=0.02$). Home range overlap between adjacent individuals averaged 40% ($SD \pm 27\%$) at Mogi; 57% ($SD \pm 0.26$) at Salesopolis; and 67% ($SD \pm 0.27$) at Sao Jose.

Using Kernel home range estimations, we were able to estimate the total *F. paludicola* population size at 557 mature birds (average: 557; min:383; max:985; Table 2; Figure 3).

Habitat Selection

The results showed association between *F. paludicola* and cattail height ($SD_1 < 0.01$; $SD_2 < 0.01$), cattail density ($SD_1 = 0.04$; $SD_2 = 0.03$), water depth ($SD_1 = 0.03$; $SD_2 = 0.03$), and ginger lily density ($SD_1 < 0.01$; $SD_2 < 0.01$) in both subsets of Sao Jose. At Salesopolis, there was an association between the probability of *F. paludicola*

occurrence and the giant bulrush height (observed SD <0.01). At Mogi there was no association between *F. paludicola* probability density and any of the measured habitat variables (Table 3).

Functions of Adjusted-SD test along the habitat variables gradient showed, in both subsets of Sao Jose, that the probability density of *F. paludicola* occurrence was associated with lower values of ginger lily density, and higher values of both cattail height and cattail density, and with water depth, as shown by the graphs of $p(E/x)$, polarized in a restricted range of habitat variables values (Figures 4-5). At Salesopolis, the same graphs point to the polarization of $p(E/x)$ within higher values of giant bulrush height. At Mogi, we did not observe the polarization of $p(E/x)$ in any particular range of habitat variables measured.

Natural History

We banded 53 individuals (26 – Mogi; 12 – Salesopolis; 15 – Sao Jose); a total of 27 females and 26 males (34 adults; 17 immature and two young birds). Of these, 46 individuals lacked a brood patch, 44 of these being captured between January and July. Five individuals, captured in October, presented a vascularized (phase 2) or fluid filled brood patch (phase 3). Two birds captured in December and February had brood patches with wrinkles (phase 4). For molt cycles, 26 birds were in the Definitive Cycle Basic (adults), six in the First Pre-Basic (adults), two in the Second Pre-Basic (adults), 17 in the First Pre-Formative (immature), and two in the First Cycle Juvenile (young) (Wolfe et al. 2010). Some sexual dimorphism was found for wing and tail size (Wilcoxon test values < 0.05: $p_{\text{wing}}=0.005$, $p_{\text{tail}}=0.040$). Males had longer wings than females (σ average wing length=50.48 mm (± 2.34), and ϕ average wing length=48.73 mm (± 1.79)), as well as tails (σ average tail length=63.81 mm (± 2.91) and ϕ average tail length= 61.91 mm (± 2.72)). With regards to the bill and tarsus lengths, there was no significant difference between sexes.

Formicivora paludicola moves by short flights and small leaps through the lower strata of marsh vegetation. This species spends the majority of its time searching for mosquitoes (Diptera), mantises (Mantodea), caterpillars (Lepidoptera) (Buzzetti et al. 2013), as well as ants (Hymenoptera) and larvae. Contrary to the idea that pairs do not vocalize very frequently (Buzzetti et al. 2013), our observations indicated that, at the study sites, pairs do vocalize frequently from the early morning until noon, and in the afternoon, after 3 PM. However, from March to July they were very silent and much less responsive to playback.

Discussion

Home Range

MCP estimates obtained for *F. paludicola* are the same as obtained for *F. acutirostris* in tidal marshes, an average territory size of 0.25 ha (Reinert et al. 2007). These are the smallest values ever obtained for a member of the Thamnophilidae. In the Amazon forest, the smallest territories known for the family were assigned to the bamboo specialist *Cercomacra manu* (0.6 ha) and to *Cercomacra tyrannina* (0.3 ha) (Terborgh et al. 1990; Greenberg & Gradwohl 1985; Skutch 1996). In the Atlantic Forest, the smallest territory sizes obtained, besides *F. acutirostris*, are *Dysithamnus mentalis* (0.7 ha) and *Drymophila ferruginea* (0.6 ha) (Willis & Oniki 2001; Duca et al. 2006).

The home range of *F. paludicola* obtained by the Kernel estimation has an average size of 0.55 ha. At Sao Jose, which is the smallest study site, we found the smallest home range values (average of 0.30 ha). At Salesopolis, where the dominant vegetation consists of giant bulrush instead of cattail, we found the largest home range sizes (average of 0.77 ha). Buzzetti et al. (2013) believe that the original habitat of *F. paludicola* was marshes dominated by giant bulrush, but also mention that the species could subsequently have adapted to cattail habitats. Our results indicate that besides being adapted to cattail marshes, the species lives in higher densities in such habitat. Using the size of marshes occupied by *F. paludicola*, we estimated 557 (383 – 984) mature birds as the total population size (Table 2). This was based on the idea that a 0.55 ha area is a territory held by an adult pair. Therefore, this could represent an overestimation, since a surplus of potential breeders probably exists as non-breeding floaters (Meunier 1960). On the other hand, the marshes could have areas that are not occupied that may possibly counteract this overestimation.

On the other hand, density values represent an average of 3.6 mature individuals/ha. Within Thamnophilidae, this number is only surpassed by the Amazonian *Cercomacra tyrannina* (6.67 mature individuals/ha; Gorrell et al. 2005) and *Cercomacra manu* (4-10 mature individuals/ha; Zimmer & Isler 2003). A special attribute of territoriality is that at higher population densities some individuals may defend more than their proportional share of area in more productive habitats (Brown 1969). Although we were not able to express this overlap in terms of territory defense, we were able to address home range overlap for each study site. We found an inverse relationship between marsh size and the percentage of home range overlap. According to this data, in smaller marshes there is a large percentage of overlap, which could also represent more competition for resources. Also, another factor that could generate more

overlap between individual home ranges is the avoidance of exotic plant stands, as shown in our habitat selection analysis. However, when measuring the degree of shared space between individuals, it is important to consider the extent of seasonal variation, which would require longer monitoring efforts (Fieberg & Kochanny 2005).

Habitat Selection

The differential utilization distribution obtained by fixed Kernel methods was useful in the study of habitat selection. Adjusted-SD/Torus shift results indicated that in Salesopolis, *F. paludicola* occurrence is related to greater values of giant bulrush height. This feature could be beneficial for the species fitness, providing more shelter from predators and more suitable perching sites in an area where cattail density is extremely low. At Sao Jose, the results indicated selection of localities with higher cattail height and density and with lower ginger lily density. Although this plant is widely used by hummingbirds (Piacentini & Varassin 2007), our results showed a negative association between *F. paludicola* and ginger lily. Since population density and demographics may have major effects on which habitats are used or unused (Rotenberry & Wiens 1980; Wiens 1986; Wiens et al. 1987; Haila et al. 1996; Jones 2001), a smaller home range size in this marsh could also be related to the increasing size of ginger lily patches, which pushes the birds into remaining cattail stands.

At the wider scale, occupancy model investigations showed that cattail density could play an important role in the occupancy probability of *F. paludicola*. Marshes with lower and intermediate values of cattail density were shown to be more suitable for the species (as estimated by occurrence). These facts may be related to the heterogeneity and age of the marshes occupied (GDR et al., unpublished data). At a finer scale, our study showed that in occupied marshes, *F. paludicola* does not show such association; it could be associated with higher cattail densities in a scenario of ginger lily invasion instead. This exotic plant could be linked to a series of phenomena that influence habitat selection in birds, such as: nest predation (Sonerud 1985), competition (Petit & Petit 1996), and food limitation (McCollin 1998). Stands of ginger lily are often very dense and could hinder motion activities and possess reduced arthropod density and diversity, so affecting *F. paludicola* feeding activities. On the other hand, the areas inhabited by ginger lily are also the ones with lower level of water depth. According to Joly & Brändle (1995), this species' rhizomes are less tolerant to hypoxia and anoxia, which would explain its presence in drier areas. These areas may be avoided by *F. paludicola* because they provide less feeding resources. However, in Mogi and Salesopolis, where the ginger

lily does not occur, there is no association between water levels and *F. paludicola* occurrence probability.

Natural History

Brood patch analysis highlighted that their breeding period may be between October and February, as indicated by the capture of birds showing the initial stages of brood patch development in October and its final stages at the end of December through to the beginning of February. This information is corroborated by the collection of a male and a female with brood patches in early October (MZUSP 78787 and 78788) (Buzzetti et al. 2013). Our data also revealed brood patch presence in both male and females, indicating that both sexes participate in the incubation process, which is usual in *Thamnophilidae* (Zimmer & Isler, 2003). Buzzetti et al. (2013) recorded copulations for *F. paludicola* in October 2006. Additionally, we were able to find nests from October to the end of November in 2012 and 2013. We banded 17 immature birds and two juveniles, (i.e. more than 36% of the banded specimens). This information provides some clues about the species breeding period and success. However, to clearly understand the breeding biology of the species, it is essential to conduct long term studies that consider survivorship, breeding success, and recruitment (van Horne 1983).

Formicivora paludicola shows Complex Basic Molt Strategy (Howell et al. 2003). The species has partial pre-formative molts, supporting the data presented by Ryder & Wolfe (2009) for the genus *Formicivora*. Most of the time, when molt limits were observed, lesser coverts were replaced while greater coverts and flight feathers were retained. Buzzetti et al. (2013) observed and banded *F. paludicola* young male individuals with immature plumage that had some gray patterning in the chest instead of black and also less white streaking than observed in adult females. We banded five immature and two juvenile males, and our observations indicate a similar plumage pattern between young males and adult females. This is also the case with several other *Thamnophilidae* (Zimmer & Isler 2003).

We also found some sexual size dimorphism, with males slightly larger than females. This feature was also recorded in its sister species to *F. paludicola*, *F. acutirostris* and could be related to different roles in nest construction and territory defense (Reinert 2008). An alternative reason might be that the morphological differences between sexes have evolved as a consequence of selective pressures regarding the search for food within a shared territory (Williamson 1971).

Conservation

F. paludicola inhabits the Upper Tietê Basin, which encompasses more than 13 million people, and the Upper Paraíba do Sul Basin, with more than three million people (IBGE 2010). This huge human presence occurs as complex forms of occupancy and natural resources use (Hirata & Ferreira 2001). Therefore, these marshes are highly vulnerable to the expansion of areas dedicated to agriculture, livestock, mining, industrial activity or human habitation. In North America, similar problems lead to a vertiginous decline of many wetland bird species (Eddleman et al. 1988; Ribic et al. 1999; Bolenbaugh 2011), which had led to wetlands becoming a prime conservation focus (North American Bird Conservation Initiative 2009).

F. paludicola has a population size between 250-2500 individuals, which is severely fragmented into several small subpopulations (fewer than 250 individuals) each with a very high probability of extinction. Based on this information, according to the C2ai IUCN criteria, the species should be classified as “Endangered” in international listings (International Union for Conservation of Nature Standards & Petitions Subcommittee 2014). However, as mentioned previously, under criteria A and B (which consider population size reduction and area of occupancy, respectively, and precede C criteria hierarchically), *F. paludicola* should still be considered as “Critically Endangered”.

The high density that *F. paludicola* possesses in those few remnant marshes it is known to occupy, represent hope for the conservation of the species. Thanks to its small home range, the total *F. paludicola* population is of considerable size for such a reduced area of occupancy (1.42 km²). In conditions of such extreme fragmentation and habitat loss, we strongly advise the creation of a network of protected areas connected by restored wetlands in the Alto Tietê and Alto Paraíba do Sul regions. Under such circumstances, we believe that the extant populations could thrive and colonize new areas, inhabiting them in high densities, so expanding both overall range and population size. However, these any such areas should also be protected from water contamination and especially from the invasion of exotic plant species, since our results pointed out that such invaded areas may not be suitable for *F. paludicola*.

The ginger lily was brought from Asia as an ornamental species without any legal restriction. It has high capability of vegetative propagation and dispersion (Maciel 2011). It forms numerous clonal populations and adapts to humid soils, being common in marshes and river margins throughout SE Brazil (Ellison & Barreto 2004; Soares & Barreto 2008). The impacts caused by ginger lily invasions include shadowing of herbs and seedlings, competition for resources, and obstruction of water courses (Maciel 2011).

Low cattail density within ginger lily patches may be associated with the fact that its rhizomes concentrate on the surface, so forming clusters that prevent other species from rooting (Asner et al. 2008). At the same time, in southern Brazil, another serious threat to the “Endangered” *F. acutirostris* is the biological contamination of its marshes by exotic grass species such as *Urochloa arrecta* and *Brachiaria mutica* (Reinert et al. 2007).

Biological invasions are considered one of the main causes of biological diversity loss in the world and one of the most significant of the many environmental changes caused by humans (Vitousek 1990; Rejmánek 1995; Mooney & Hobbs 2000). Introduced species have the potential to impact fundamental processes of ecological community organization (Aslan & Marcel 2010; Tavernia & Reed 2012). In the Brazilian Cerrado and Pantanal, exotic grass invasions have been transforming the landscape. Consequently, a number of native plant species and their associated endemic animals are losing ground (Harris et al. 2005; Almeida-Neto et al. 2010; Martins et al. 2011). In Europe, exotic plant invasions are changing the avifaunal composition of riparian habitats, so increasing, for example, the threats facing river bank bird species (Hajzlerová & Reif 2014).

Enhancing Protection

We emphasize that Mogi and Salesópolis marshes should be the main protected sites, since they contain the largest *F. paludicola* populations and are not yet extensively invaded by exotic plants. In between these two sites is another population that deserves special attention, inhabiting an area that is presently being drained by sand mining companies. This population offers a means of restoring connectivity between Mogi and Salesópolis marshes, if restoration efforts were to be undertaken in the intermediate rural areas. We consider as essential the implementation of management strategies to control the prevalence of exotic plants, especially in São Jose, which has the largest *F. paludicola* population in the Paraíba do Sul Basin. The creation, maintenance, and administration of such protected areas, combined with constant monitoring of animal and plant species, could catalyze a diversity of regional scientific studies of bird dispersion, diversification, and ecology. In addition, such action would help protect many of São Paulo’s threatened wetlands species, such as the Lesser Grass-Finch (*Emberizoides ypiranganus*), Long-winged Harrier (*Circus buffoni*), and the Sickle-winged Nightjar (*Hydropsalis anomala*) (Silveira et al., 2009) and conserve one of the last remaining remnants of the now nearly-gone Atlantic Forest wetlands. It could also become a

lucrative touristic attraction, most notably for birdwatching, whilst also helping to maintain São Paulo's water quality, water supply, recharge groundwater, and play an important role in flood mitigation.

Figure 1: Study sites in São Paulo state, Brazil. 1 = Mogi in Mogi das Cruzes city; 2 = São José in São José dos Campos city; 3 = Salesópolis in Salesópolis city. In the picture; one of the females banded at Mogi.

Table 1: Kernel UD and MCP areas for 15 individuals of *F. paludicola*. Individual identification refers to the CEMAVE band number, whilst the numbers inside the brackets refer to the numbers displayed in Figure 2.

	Individual Identification	Sex	Kernel UD (ha)	MCP area (ha)
Mogi	D92460 (1)	F	0.52	0.35
	D92439 (2)	M	0.39	0.19
	D92453 (3)	F	0.55	0.24
	D92457 (4)	M	0.49	0.24
	D92443 (5)	M	0.75	0.33
	D92448 (6)	M	0.73	0.32
	E130230 (7)	F	0.52	0.33
average		-	0.56±0.13	0.28±0.06
Sao Jose	E130215 (8)	F	0.18	0.07
	E130219 (9)	F	0.52	0.17
	E130216 (10)	M	0.19	0.06
	E130221 (11)	M	0.33	0.11
average		-	0.30±0.15	0.10±0.05
Salesopolis	E130208 (12)	M	0.88	0.33
	E130206 (13)	F	0.45	0.21
	E130201 (14)	M	1.07	0.47
	E130204 (15)	M	0.70	0.28
average		-	0.77±0.26	0.32±0.10
TOTAL AVERAGE		-	0.55±0.24	0.25±0.11

Figure 2: Kernel home range estimations for **A)** Mogi, **C)** Sao Jose and **E)** Salesopolis marshes, respectively and **B, D, F)** 95% Minimum Convex Polygons obtained for the same sites. Numbers refer to individual identification of birds: 1 = D92460; 2 = D92439; 3 = D92453; 4 = D92457; 5 = D92443; 6 = D92448; 7 = E130230; 8 = E130215; 9 = E130219; 10 = E130216; 11 = E130221; 12 = E130208; 13 = E130206; 14 = E130201; 15 = E130204

Figure 3: Sites where *F. paludicola* occurs and the São Paulo city limit (grey). Green dots indicate the study sites.

Table 2: Estimations of *F. paludicola* population size, based on the density and area of known localities of occurrence. Green numbers represent study sites.

Area of Occurrence	Area size (ha)	Number estimated of individuals
1	44.16	111 - 284
2	18.7	47 - 120
3	28.52	72 - 183
4	1.85	5 - 11
5	5.41	13 - 34
6	4.2	11 - 27
7	10.42	26 - 67
8	4.29	10 - 27
9	2.13	5 - 13
10	11.07	28 - 75
11	9.4	23 - 60
12	6.7	16 - 43
13	6.44	16 - 41
TOTAL	153.29	383 - 985

Table 3: Adjusted-SD results. We considered that *F. paludicola* is associated with the habitat variable, when the observed SD of $p(E/x)$ (conditional probability of the species occurrence given a habitat variable x) was smaller than the smallest 5% (0.05) of values obtained by torus simulation.

Marsh	cattail height	cattail density	vegetal cover	water depth	giant bulrush density	giant bulrush height	ginger lily density
Mogi	0.79	0.11	0.93	0.99	-	-	-
Sao Jose 1	<0.01	0.04	0.24	0.03	-	-	<0.01
Sao Jose 2	<0.01	0.03	0.1	0.03	-	-	<0.01
Salesopolis	-	0.64	0.07	0.9	0.86	0.01	-

Figure 4: Functions of Adjusted-SD test along a habitat gradient showing association between *F. paludicola* and 4 habitat variables in 2 sets of Sao Jose. $p(x)$ is the probability that the point is within habitat x . $p(E/x)$ is the conditional probability of *F. paludicola* occurrence given a habitat variable x .

Figure 5: **A)** Grid generated for torus shift in Sao Jose 1 subset. **B)** Grid generated for torus shift in Sao Jose 2 subset. Green colors represent higher density of ginger lily and lower density of cattail; contours represent the Kernel utilization distribution for four *F. paludicola* individuals.

Literature Cited

- Ab'Saber, A. N. 1958. Meditações em torno da notícia e da crítica na geomorfologia brasileira. *Notícia Geomorfológica* **1**: 1–6.
- Aebischer, N. J., P. A. Robertson, and R. E. Kenward. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* **74**:1313–1325.
- Almeida-Neto, M., P. I. Prado, U. Kubota, J. M. Barani, G. H. Aguirre, and T. M. Lewinsohn. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* **209**(1): 109–122.
- Aslan, C. E., and R. Marcel. 2010. Avian use of introduced plants: Ornithologist records illuminate interspecific association and research needs. *Ecological Applications* **20**: 1005–1020.
- Asner, G. P., R. F. Hughes, P. M. Vitousek, D. E. Knapp, T. Kennedy-Bowdoin, J. Boardman, R. E. Martin, M. Eastwood, and R. O. Green. 2008. Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forests. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America* **105**(18): 4519–4523.
- Barthram, G. T. 1985. Experimental techniques: the HFRO sward stick. Biennial Report 2930. Hill Farming Research Organization, Penicuik.
- Bolenbaugh, J. R., D. G. Kremetz, and S. E. Lehn. 2011. Secretive marsh birds co-occurrences and habitat association across the Midwest, USA. *Journal of Fish and Wildlife Management* **2**(1): 29–60.
- Brown, J. L. 1969. Territorial Behavior and Population Regulation in Birds, a Review and Re-evaluation. *The Wilson Bulletin* **81**(3): 293–329.
- Brown, J. L., and G. H. Orians. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* **1**:239–262.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* **33**:261–304.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to *mammals*. *Journal of Mammalogy* **24**:346–352.
- Buzzetti, D. R. C., R. Belmonte-Lopes, B. L. Reinert, L. F. Silveira, and M. R. Bornschein. 2013. A new species of *Formicivora* Swainson, 1824 (Thamnophilidae) from the state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **21**(4):269–291.
- Calenge, C. 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling* **197**: 516–519.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* **63**:215–244.
- Duca, C., T. J. Guerra, and M. Â. Marini. 2006. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**(3): 692–698.
- Eddleman, W. R., F. L. Knopf, B. Meanley, F. A. Reid, and R. Zembal. 1988. Conservation of North American rallids. *Wilson Bulletin* **100**:458–475.
- Ellison, C., and R. Barreto. 2004. Prospects for the management of invasive alien weeds using co-evolved fungal pathogens: a Latin American perspective. *Biological Invasions* **6**:23–45.
- Ewald, P. W., G. L. Hunt Jr., and M. Warner. 1980. Territory size in western gulls: importance of intrusion pressure, defense investments, and vegetation structure. *Ecology* **61**(1):80–87.
- Fieberg, J., and C. O. Kochanny. 2005. Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. *Journal of Wildlife Management* **69**(4):1346–1359.

- Fiske, I., and R. Chandler. 2011. Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software* **43(10)**:1–23.
- Gallerani, E. J. and Rodgers, A. R. 1997. Differences in home-range size computed by commonly used software programs – *Wildlife Society Bulletin* **25**:721–729.
- Goldsmith, F. B., C. M. Harrison, and A. J. Morton. 1986. Description and analysis of vegetation. Pages 437–519 in P. D. Moore and S. B. Chapman, editors. *Methods in plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Hoboken, New Jersey.
- Gorrell, J. V., G. Ritchinson, and E. S. Morton. 2005. Territory size and stability in a sedentary Neotropical passerine: is resource partitioning a necessary condition? *Journal of Field Ornithology* **76(4)**:395–401.
- Greenberg, R., and J. Gradwohl. 1985. A comparative study of the social organization of Antwrens on Barro Colorado Island, Panama. *Ornithological Monographs* **36**: 845–855.
- Grumbine, E. 1990. Protecting biological diversity through the greater ecosystem concept. *Natural Areas Journal* **10**:114–120.
- Haila, Y., A. O. Nicholls, I. K. Hanski, and S. Raivio. 1996. Stochasticity in bird habitat selection: Year-to-year changes in territory in a boreal forest birds assemblage. *Oikos* **76**:536–552.
- Hajzlerová, L., and Reif, J. 2014. Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp.. *Biologia (Section Zoology)* **69(2)**:247–253.
- Hall, L. S., P. R. Krausman, and M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* **25(1)**:172–182.
- Hansbauer, M. M., Z. Végvári, I. Storch, R. Borntraeger, U. Hettich, R. G. Pimentel and J. P. Metzger. 2010. *Biotropica* **42(3)**:355–362.
- Harms, K. E., R. Condit, S. P. Hubbell, and R. B. Foster. 2001. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. *Journal of Ecology* **89**:947–959.
- Harris, M. B., W. Tomas, G. Mourão, C. J. Da Silva, E. Guimarães, F. Sonoda, and E. Fachim. 2005. Safeguarding the pantanal wetlands: Threats and Conservation Initiatives. *Conservation Biology* **19(3)**:714–720.
- Harris, J. B. C., and D. G. Haskell. 2013. Simulated Birdwatchers' Playback Affects the Behavior of Two Tropical Birds. *PLoS ONE* **8(10)**:e77902.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* **25**:1965–1978.
- Hirata, R. C. A., and L. M. R. Ferreira. 2001. Os Aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. *Revista Brasileira de Geociências* **31 (1)**:43–50.
- Hoffmann, W. A., and M. Haridasan. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* **33(1)**:29–36.
- van Horne, B. 1983. Density as a Misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management* **47(4)**:893–901.
- Horner, M. A., and R. A. Powell. 1990. Internal structure of home ranges of black bears and analyses of home-range overlap. *Journal of Mammalogy* **71**:402–410.
- Howell, S. N. G., C. Corben, P. Pyle, and D. I. Rogers. 2003. The first basic problem: a review of molt and plumage homologies. *Condor* **105**:635–653.
- Huin, N., and P. A. Prince. 1997. Diving behaviour of the grey-headed albatross. *Antarctic Science* **9(3)**:243–249.
- IBAMA (Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 1994. Manual de anilhamento de aves silvestres. IBAMA, Brasília.

- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Síntese dos Indicadores de 2009. IBGE, Rio de Janeiro. Available from http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad_sintese_2009.pdf (accessed June 2011).
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) Standards & Petitions Subcommittee. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Available from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf> (accessed January 2014)
- Iserhagem, I., P. H. S. Brancalion, R. R. Rodrigues, A. G. Nave, S. Gandolfi. 2009. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. Pages 87–127 in Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. S. and I. Isernhagen, editors. Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, São Paulo.
- Itoh, A., T. Ohkubo, and T. Yamakura. 2006. Topography and species diversity of tropical rain forests. Pages 219–241 in T. Masaki, H. Tanaka, M. Shibata, editors. Forest Ecology, with Long-Term Perspectives. Bun-ichi Sogo Shuppan, Tokyo.
- Itoh, A., T. Ohkubo, S. Nanami, S. Tan, and T. Yamakura. 2010. Comparison of Statistical tests for habitat associations in tropical forests: A case study of sympatric dipterocarp trees in a Norenean forest. *Forest Ecology and Management* **259**:323–332.
- John, R., J. W. Dalling, K. E. Harms, J. B. Yavitt, R. F. Stallard, M. Mirabello, S. P. Hubbell, R. Valencia, H. Navarette, M. Vallejo, and R. B. Foster. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**:864–869.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**:65–71.
- Joly, C. A., R. Brändle. 1995. Fermentation and adenylate metabolism of *Hedychium coronarium* J. G. Koenig (Zingiberaceae) and *Acorus calamus* L. (Araceae) under hypoxia and anoxia. *Functional Ecology* **9**:505–510.
- Jones, J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *The Auk* **118**(2):557–562.
- Jorge, J. 2006. Tietê o rio que a cidade perdeu, São Paulo, 1890-1940. Alameda Press, São Paulo.
- Kenward, R. 1987. Wildlife radio tagging. Academic Press, London.
- Kernohan, B. J., R. A. Gitzen, and J. J. Millspaugh. 2001. Analysis of animal space use and movements. Pages 126–147 in Millspaugh, J. J. and J. M. Marzluff, editors. Radio Tracking Animal Populations 1st edition. Academic Press, San Diego, California
- Laurance, W. F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation* **142**:1137.
- Laver, P. 2005. Abode Kernel Home Range Estimation for ArcGIS using VBA and ArcObjects. Department of Fisheries and Wildlife Sciences, Blacksburg, Virginia. Available from <http://fishwild.vt.edu/abode/abode.pdf> (accessed June 2013)
- Maciel, L. A. 2011. Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, SP. [Master's thesis]. Universidade de São Paulo Escola Superior Luiz de Queiroz. 97pp.

- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey and J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, Amsterdam.
- Martins, C. R., J. du Vall Hay, B. M. T. Walter, C. E. B. Proença, L. J. Vivaldi. 2011. Impact of invasion and management of molasses grass (*Melinis minutiflora*) on the native vegetation of the Brazilian Savanna. *Revista Brasileira de Botânica*. **34(1)**:73–90.
- Matos, J. C. F., M. M. Vale, M. B. Vecchi, M. A. S. Alves. 2009. Abundance, distribution and conservation of the Restinga Antwren *Formicivora littoralis*. *Bird Conservation International* **19(4)**:392–400.
- McCollin, D. 1998. Forest edges and habitat selection in birds: A functional approach. *Ecography* **21**:247–260.
- McCoy, J., and K. Johnston. 2001. Using ArcGIS^{tm} Spatial Analyst. Redlands, California.
- Meunier, K. 1960. Grundsätzliches zur Populationsdynamik der Vögel. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* **163**:397–445.
- Mitchell, M. S., and R. A. Powell. 2003. Linking fitness landscapes with the behavior and distribution of animals. Pages 93–124 in Bissonette, J. A. and I. Storch, editors. *Landscape Ecology and Resource Management: Linking Theory with Practice* 1st edition. Island Press, Washington DC.
- Mooney, H. A., and R. J. Hobbs. 2000. *Invasive Species in a changing world*. Island Press, Washington DC.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist* **8(3)**:187–208.
- North American Banding Council (NABC). 2001. *The North American Bander's Study Guide*. NABC, Point Reyes Station, California.
- North American Bird Conservation Initiative (NABCI). 2009. Bird conservation plans. U.S. NABCI committee, Washington DC. Available from <http://www.nabci-us.org/plans.htm> (accessed August 2011).
- Odum, E. P., and E. J. Kuenzler. 1955. Measurement of Territory and Home Range Size in Birds. *The Auk* **72**:128–137.
- Omar E. Olmedo (2011). Kriging: Ordinary Kriging. R package version 1.0.1. Available from <http://CRAN.R-project.org/package=kriging> (Accessed March 2013).
- Petit, L. J., and D. R. Petit. 1996. Factors governing habitat selection by Prothonotary Warblers: Field tests of the Fretwell–Lucas models. *Ecological Monographs* **66**:367–387.
- Petit, L. J. and D. R. Petit. 2003. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology* **17(3)**:687–694.
- Piacentini, V. Q. and I. G. Varassin. 2007. Interaction network and the relationships between bromeliads and hummingbirds in an area of secondary Atlantic rain forest in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **23(6)**:663–671.
- Powell, R. A. 1987. Black bear home range overlap in North Carolina and the concept of home range applied to black bears. *Bears: Their Biology and Management* **7**:235–242.
- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Pages 65–110 in Boitani, L and T. Fuller, editors. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences* 1st edition. Columbia University Press, New York.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, and D. E. Seaman. 1997. *Ecology and behaviour of North American black bears: Home ranges, habitat and social organization* 1st edition. Chapman & Hall, London.
- Preisner, B., and T. Csörgő. 2008. Habitat preference of Sylviidae warblers in a fragmented wetland. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **54**: 111–122.

- R Development Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org/> (accessed January 2013).
- Reinert, B. L. 1995. Ecologia e comportamento do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert & Teixeira, 1995 – Aves, Thamnophilidae) [Ph. D. dissertation]. Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Campus de Rio Claro. 198pp.
- Reinert, B. L., M. R. Bornschein, and C. Firkowski. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). Revista Brasileira de Ornitologia **15**(4):493–519.
- Rejmánek, M. 1995. What makes a species invasive? Pages 3–13 in Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M. and M. Wade, editors. Plant Invasions: General Aspects and Special Problems 1st edition. Academic Publishing, Amsterdam.
- Ribic, C. A., S. Lewis, S. Melvin, J. Bart, and B. Peterjohn. 1999. Proceedings of the marsh bird monitoring workshop Region 3 Administrative Report. U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Snelling, Minnesota.
- Ridgely, R. S. and G. Tudor. 1994. The birds of South America Volume II: The Suboscine Passerines. University of Texas Press, Austin, Texas.
- Rotenberry, J. T., and J. A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: A multivariate analysis. Ecology **61**:1228–1250.
- Ryder, T. B., J. D. Wolfe. 2009. The Current State of Knowledge on Molt and Plumage Sequences in selected Neotropical bird families: a review. Ornitologia Neotropical **20**(1):1–18.
- Seaman, D. E. 1993. Home range and male reproductive optimization in black bears. [Ph.D. dissertation]. North Carolina State University. 202pp.
- Seaman, D. E., and R. A. Powell. 1996. Accuracy of kernel estimators for animal home range analysis. Ecology **77**:2075–2085.
- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silveira, L. F., and A. Uezu. 2011. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropical **11**(1):2–28.
- Silveira, L. F., Benedicto, G. A., Schunck, F., Sugieda, A. M., 2009. Aves, in: Bressan, P.M., Kierulf, M.C., Sugieda, A.M. (Eds.), Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados. Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 87–283.
- Skutch, A. F. 1996. Antbirds and ovenbirds. University of Texas Press, Austin, Texas.
- Soares, D. J. and, R. W. Barreto. 2008. Fungal pathogens of the invasive riparian weed *Hedychium coronarium* from Brazil and their potential for biological control. Fungal diversity **28**:85–96.
- Sonerud, G. A. 1985. Nest hole shift in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. Journal of Animal Ecology **54**:179–192.
- Stahlecker, D. W., and T. G. Smith. 1993. A comparison of home range estimates for a bald eagle wintering in New Mexico. Journal of Raptor Research **27**:42–45.
- Stenger, J., and J. B. Falls. 1959. The utilized territory of the Ovenbird. Wilson Bulletin **71**:125–140.
- Stutchbury, B. J. M., B. E. Woolfenden, B. C. Fedy, and E. S. Morton. 2005. Nonbreeding territorial behavior of two congeneric antbirds, Chestnut-Backed Antbird (*Myrmeciza exsul*) and White-Bellied Antbird (*M. longipes*). Ornitologia Neotropical **16**:397–404.
- Sutherland, W. J. and R. E. Green. 2004. Habitat assessment. Pages 251-268 in Sutherland, W. J., Newton, I. and R. E. Green, editors. Bird Ecology and

- Conservation, a Handbook of Techniques 1st edition. Oxford University Press, New York.
- Tavernia, B. G., and J. M. Reed. 2012. The impact of exotic purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) on wetland bird abundances. *American Midland Naturalist* **168**(2): 352–363.
- Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn, and N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* **60**(2):213–238.
- Thomas, D. L., and E. J. TAYLOR. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management* **54**:322–330.
- Vitousek, P. M. 1990. Biological Invasion and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos* **57**: 7–13.
- White, G. C., and R. A. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. , Academic Press, New York.
- Wiens, J. A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shrubsteppe birds. Pages 154– 172 in Diamond, J. and T. J. Case, editors. *Community Ecology* 1st edition. Harper and Row, New York.
- Wiens, J. A., J. T. Rotenberry, and B. van Horne. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: The effects of spatial scale. *Oikos* **48**:132–147.
- Williamson, P. 1971. Feeding ecology of the Red-eyed Vireo (*Vireo olivaceus*) and associated foliage-gleaning birds. *Ecological Monographs* **41**(2):129–152.
- Willis, E. O. 1978. Antbirds. Pages 170–172 in Harrison, C. J. O., editor. *Bird families of the world* 1st edition. Elsevier Publishing Projects S.A., Lausanne.
- Willis, E. O. and Y. Oniki. 2001. Birds of a Central São Paulo Woodlot: 3. banded species. Pages 69–92 in Albuquerque, J. L. B., Cândido Jr., J. F., Straube, F. C. and A. L. Roos, editors. *Ornitologia e conservação da ciência às estratégias* 1st edition. Editora Unisul, Tubarão, Santa Catarina.
- van Winkle, W. 1975. Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management* **39**:118–123.
- Wolfe, J. D., T. B. Ryder, P. Pyle. 2010. Using molt cycles to categorize the age of tropical birds: an integrative new system. *Journal of Field Ornithology* **81**(2):186–194.
- Wood, A. G., B. Naef-Daenzer, P. A. Prince, and J. P. Croxall. 2000. Quantifying habitat use in satellite-tracked pelagic seabirds: application of kernel estimation to albatross locations. *Journal of Avian Biology* **31**:278–286.
- Worton, B. J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modeling* **38**:277–298.
- Worton, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utility distribution in home-range studies. *Ecology* **70**:164–168.
- Zimmer, K. J. and M. L. Isler. 2003. Family Thamnophilidae (Typical Antbirds). Pages 448–681 in del Hoyo, J., Elliott, A. and D. Christie, editors. *Handbook of the Birds of the World Volume VIII, Broadbills to Tapaculos* 1st edition. Lynx Edicions, Barcelona.

Discussão Geral e Conclusões

Distribuição

Os resultados do modelo ecológico de nicho apontam para uma área restrita de adequabilidade de habitat para a espécie. Por outro lado, buscas em campo para a validação do modelo, apontam para uma distribuição real ainda mais restrita do que a potencial (erro de comissão de 63%). Não foi possível detectar a espécie em nenhuma outra área fora de seu atual polígono de distribuição. Assim nossos resultados apontam para distribuição limitada à Bacia do Alto Tietê (em Salesópolis, Biritiba-Mirim e Mogi das Cruzes) e ao Alto Paraíba do Sul (em Guararema e São José dos Campos).

Das 15 localidades de ocorrência até então conhecidas (BUZZETTI *et al.*, 2013), o bicudinho-do-brejo-paulista foi encontrado em 10. Dessa maneira, algumas localidades usadas nas análises de modelagem de nicho não abrigam a espécie atualmente. Quatro delas foram transformadas pela construção do reservatório de Paraitinga em Salesópolis. De 2006 a 2007, 72 indivíduos foram translocados para novas áreas, e o sucesso deste manejo ainda está sob estudo (SILVEIRA *et al. in prep.*). Outras dessas áreas foram substituídas por mata secundária, e hoje não há qualquer resquício de acúmulo de água sobre o solo (Barragem Ponte Nova). Uma última área ainda abriga a espécie, no entanto, mesmo sob várias denúncias de crime ambiental, o brejo tem sido drenado para a extração de areia (Estrada da Casa Grande).

Como citado acima, áreas que sabidamente abrigavam a espécie foram perdidas devido à construção de reservatórios como o de Paraitinga. Os impactos de um reservatório rio abaixo podem afetar extensões ainda maiores do que a área afetada pelo reservatório em si. A partir de uma barragem, os níveis de água são geralmente estáveis, particularmente se a barragem foi construída para segurar água em períodos chuvosos e liberá-la mais tarde em períodos secos. Ao reduzir o fluxo de água em períodos chuvosos, as barragens eliminam áreas alagadas imensas em uma bacia hidrográfica (KEDDY, 2010). Alteração da vegetação rio abaixo após a criação de barragens, marcada pela invasão de vegetação lenhosa em planícies alagadas, já foi observada em muitas bacias hidrográficas, incluindo o Rio Colorado no Arizona (TURNER e KARPISCAK, 1980), O Milk River em Alberta e Montana (BRADLEY e SMITH, 1986) e o Platte River em Nebraska (JOHNSON, 1994).

Muitas espécies que habitam brejos requerem flutuações nos níveis de água. Quanto maior a amplitude de variação de nível de água, a longo prazo, em uma paisagem, maior será a extensão de áreas alagadas que se formarão. A abundância relativa de tipos de áreas alagadas em uma paisagem depende da frequência e da duração do período de alagamento. Flutuações naturais do nível da água resultam em uma longa “margem” onde formam-se largas várzeas e brejos. Flutuações engessadas criam uma barreira clara entre uma vegetação de áreas secas e uma vegetação aquática, sem as formações intermediárias antes existentes (PAINTER e KEDDY, 1992; KEDDY, 2010).

As três novas áreas de ocorrência de *F. paludicola* encontradas não geraram expansão no polígono original que define a extensão de ocorrência da espécie (EOO). Os brejos hoje habitados por *F. paludicola* distam 4,5 km, em média, entre si. Estudos com *F. acutirostris*, que se desenrolam há quase 20 anos no sul do país, revelaram que a distância máxima viajada por uma dessas aves foi de 180 m, e que, geralmente, quando excitadas pelo playback, essas aves conseguem se deslocar até 25 m entre a vegetação antes de pousar (REINERT pers. com.; REINERT *et al.*, 2007). A baixa capacidade de dispersão ainda pode ser indicada pelo formato de suas asas, curtas e arredondas, sem rêmiges primárias alongadas (BATES, 2000). Estudos que utilizaram microsatélites e loci RAD-tags, indicam que há estruturação genética entre duas populações (Mogi e Salesópolis), demonstrando que estas populações podem estar isoladas geograficamente, e que a dispersão de indivíduos entre elas é limitada (CAMARGO *et al. in prep.*). Tal isolamento seria justificado pela presença de áreas urbanas e rurais que separam as duas populações, distantes entre si, em cerca 30 km.

Estes estudos genéticos ainda indicam que, na população de Mogi das Cruzes, há um déficit significativo de heterozigotos. Este déficit pode ser explicado pela alta taxa de endocruzamento que resultaria de isolamento e tamanho reduzido da população (CAMARGO *et al. in prep.*). A perda de heterozigose aumenta a probabilidade de que os indivíduos sejam homozigotos para alelos deletérios recessivos, o que geraria baixa resistência a doenças, baixas taxas de sobrevivência e crescimento, anomalias fenotípicas, tamanho reduzido dos adultos e baixa fertilidade (YOUNG *et al.*, 1998; BRYANT e REED, 1999; FRANKHAM *et al.*, 2008). A perda da diversidade alélica ainda pode trazer dificuldades nos processos de adaptação da espécie frente às alterações do ambiente (TEMPLETON *et al.*, 2001). No entanto, o nível de heterozigose observado na população de Mogi das Cruzes pode não ser crítico para sua conservação, já que a heterozigosidade observada não diferiu daquela de *Myrmeciza exsul*, outro *Thamnophilidae* não ameaçado (CAMARGO *et al. in prep.*; BARNETT *et al.*, 2007; FIELDHEIM *et al.*, 2010).

A Espécie não Ocupa Qualquer Brejo

Para estudar porque apenas alguns brejos dentro de sua área de distribuição são ocupados pela espécie, foram utilizados modelos de ocupação. Tais modelos podem ser utilizados para investigar características ambientais que se relacionam com a probabilidade de ocorrência de uma espécie, levando em conta a detecção imperfeita da mesma (MACKENZIE *et al.*, 2006). Nossos resultados mostram que características da vegetação podem exercer um importante papel na probabilidade de ocorrência de *F. paludicola*. Segundo o critério de informação de Akaike, o AIC (BURNHAM e ANDERSON, 2004), o modelo de melhor ajuste aos dados aponta para uma relação negativa entre a densidade de taboa e a probabilidade de ocorrência da espécie. O segundo melhor modelo leva em conta um efeito aditivo entre densidade e altura de taboa, em que a densidade apresenta uma relação negativa com a probabilidade de ocorrência do bicudinho-do-brejo-paulista e, a altura, uma relação positiva.

Áreas alagadas com altos valores de biomassa, geralmente apresentam vegetação densa e denso acúmulo de sedimentos e nutrientes. A diversidade de plantas é maior onde a quantidade de nutrientes no solo e biomassa são mais baixas (AUCLAIR *et al.*, 1976; KEDDY, 2010). Desta forma, a alta densidade de taboa está associada à baixa heterogeneidade de vegetação (DAVIS, 1991; URBAN *et al.*, 1993; NEWMAN *et al.*, 1998). REJMANKOVA *et al.* (1995) ainda afirmam que, em brejos de taboa, a riqueza de espécies de plantas alcança o seu máximo em níveis intermediários de biomassa. A proliferação de taboa e formação de brejos majoritariamente ocupados por ela podem estar relacionadas a ações antrópicas. A remoção de matas ciliares intensifica a produção de sedimentos que se acumulam nas partes mais baixas de um terreno. Estas áreas, originalmente ocupadas por cursos d'água, são progressivamente assoreadas. A água então se espalha, formando ambientes adequados para o desenvolvimento de taboa, que podem até ser invadidos por espécies exóticas como o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) (ISERHAGEM *et al.*, 2009). A taboa ainda é beneficiada pelo enriquecimento de nutrientes na água, o que pode estar relacionado a processos de eutrofização (URBAN *et al.*, 1993). Além disso, brejos de vegetação muito densa e compostos por uma única espécie vegetal parecem estar associados à presença de menor diversidade animal (KEDDY, 2010). Desta maneira, áreas próximas a rodovias, represas e pastos, apesar de apresentarem brejos com altas densidades de *T. dominguensis*, podem não ser adequadas à sobrevivência do bicudinho-do-brejo-paulista. Outra explicação seria o

caráter recente dessas formações, que, devido ao seu isolamento, não teriam sido colonizadas por *F. paludicola*.

Estas áreas densamente ocupadas por taboa também poderiam ter surgido em processos de regeneração, após a destruição de brejos naturais. Muitas plantas de brejos caem na categoria de RAUNKIAER (1937) de criptófitas: plantas que se regeneram de brotos, bulbos ou rizomas que estão completamente enterrados no substrato. Após perturbações severas, clones de *Typha* são mais capazes de dominar comunidades de áreas alagadas em detrimento de outras espécies que possuem formas menores de crescimento e que crescem mais lentamente (GAUDET e KEDDY, 1988; GOPAL e GOEL 1993; KEDDY *et al.*, 1998). Especialmente em *Typha* até mesmo brotos mortos podem prover oxigênio aos rizomas (KAMINSKI *et al.*, 1985).

A Área de Vida

A estimativa média de tamanho do mínimo polígono convexo ocupado por *F. paludicola* é a mesma de populações de *F. acutirostris* que habitam brejos de marés no sul do país: aproximadamente 0,25 ha (REINERT *et al.*, 2007). Este valor é o menor já obtido para qualquer membro da família Thamnophilidae. Na Amazônia, os menores territórios na família foram encontrados em populações da especialista em bambu *Cercomacra manu* (0,6 ha) e em *Cercomacra tyrannina* (0,3 ha) (GREENBERG e GRADWOHL, 1985; TERBORG *et al.*, 1990; SKUTCH, 1996). Na Mata Atlântica, os menores valores obtidos, após aqueles de *F. acutirostris*, referem-se aos territórios de *Dysithamnus mentalis* (0,7 ha) e *Drymophila ferruginea* (0,6 ha) (WILLIS e ONIKI, 2001; DUCA *et al.*, 2006).

Embora poucas espécies de Thamnophilidae tenham sido estudadas usando-se de estimadores de área de vida Kernel (HANSBAUER *et al.*, 2010), o que dificulta esforços comparativos, nós preferimos lidar com os valores de área de vida obtidos por tal metodologia. Dessa maneira, evita-se os problemas intrínsecos de métodos de mínimo polígono convexo (van WINKLE, 1975; POWELL, 1987; WORTON, 1987; HORNER and POWELL, 1990; WHITE e GARROTT, 1990; SEAMAN, 1993; STAHLCKER e SMITH, 1993; POWELL *et al.*, 1997), e usufrui-se das vantagens dos estimadores Kernel, como a estimativa da probabilidade de uma animal estar em qualquer parte de sua área de vida (WHITE e GARROT, 1990; POWELL, 2000). Para construir um mínimo polígono convexo, um pesquisador descarta 90% dos dados que ele coletou. Esse método, mais do que qualquer outro, enfatiza apenas as instáveis propriedades das fronteiras de uma área de vida e ignora a sua estrutura interna e tendências centrais, que são mais estáveis, e

muitas vezes, mais importantes para questões críticas sobre os animais em estudo (POWELL, 2000).

Dessa maneira, a estimativa de área de vida de *F. paludicola* obtida com o uso de estimadores Kernel foi de, em média, 0,55 ha. No brejo de São José dos Campos, a menor das áreas estudadas, foram encontrados os menores valores de tamanho de área de vida (média de 0,30 ha). Em Salesópolis, onde a vegetação dominante é composta por piri, foram encontrados os maiores valores de área de vida (0,77 ha). Animais são territorialistas somente quando há um recurso limitante, ou seja, um recurso crítico de pequena oferta e que limita o crescimento da população (BROWN, 1969). O alimento é o fator limitante mais comum, e para indivíduos territorialistas, o tamanho do território tende a variar de maneira inversa à disponibilidade de alimento. Segundo essa lógica, quando a oferta do recurso é pequena, o animal precisa defender territórios maiores (POWELL, 2000). Esta ideia poderia explicar as variações no tamanho da área de vida entre as áreas estudadas, assim como as maiores densidades em áreas menores. Usando o tamanho das áreas de ocorrência da espécie e os valores de densidade obtidos, chega-se a uma estimativa total de tamanho populacional de 557 (383–984) indivíduos maduros. Esta estimativa foi calculada levando-se em conta que cada área de 0,55 ha é ocupada por um casal de indivíduos. Dessa maneira, este número pode representar um valor superestimado, já que há um excedente de reprodutores em potencial que existem como satélites não-reprodutivos (MEUNIER, 1960).

Quanto à densidade, nossos resultados apontam para uma média de 3,6 indivíduos maduros/ha. Dentro da família *Thamnophilidae*, este número só é ultrapassado pelas amazônicas *Cercomacra tyrannina* (6,67 indivíduos maduros/ha; GORRELL *et al.*, 2005) e *Cercomacra manu* (4-10 indivíduos maduros/ha; ZIMMER e ISLER, 2003). Como atributo especial da territorialidade, sabe-se que em maiores densidades populacionais alguns indivíduos podem defender mais do que sua área de direito em habitats mais produtivos (BROWN, 1969). Nossos dados não permitem expressar essa sobreposição em termos de defesa de território, mas permitiram medir a sobreposição entre as áreas de vida dos indivíduos monitorados. De acordo com estes dados, em brejos menores, há maior porcentagem de sobreposição, o que pode representar maior competição por recursos. Outro fator que poderia gerar maior sobreposição de áreas de vida é que a espécie tenderia a evitar áreas dominadas por certas plantas exóticas, como apontado por nossas análises de seleção de habitat. No entanto, quando se mede o grau de compartilhamento de área pelos indivíduos, é importante considerar a variação sazonal, o que requereria mais tempo de monitoramento (FIEBERG e KOCHANNY, 2005).

Seleção de Habitat

A distribuição do uso diferencial obtida por Kernel fixo pôde ser utilizada no estudo da seleção de habitat. Com ela foram gerados vários modelos nulos que representariam cenários nos quais a distribuição de densidade de probabilidade de cada indivíduo da espécie se organizaria aleatoriamente pelas camadas representativas das variáveis ambientais medidas. Depois, o desvio padrão da distribuição de probabilidade de ocorrência de *F. paludicola* dado um certo habitat foi comparado ao desvio padrão para o mesmo parâmetro dos modelos nulos. Quando o desvio padrão observado era menor do que 95% dos desvios padrões obtidos aleatoriamente, considerou-se que a espécie apresentava associação com determinada faixa de valores da variável ambiental. Os resultados das análises de “Adjusted-SD” mostram que, no brejo de Salesópolis, a ocorrência de *F. paludicola* está associada a maiores valores de altura de piri. Essa característica poderia beneficiar a espécie, ao prover abrigo de predadores e locais adequados para pouso, já que nessa área a densidade de taboa é extremamente baixa. No brejo de São José, os resultados apontam para a seleção de locais com maior altura e densidade de taboa e menor densidade de lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*).

Embora o lírio-do-brejo seja largamente usado por beija-flores (*Thalurania glaucopis* e *Florisuga fusca* por exemplo; PIACENTINI e VARASSIN, 2007), nossos resultados apontam para uma associação negativa entre esta planta e o bicudinho-do-brejo-paulista. Como densidade e demografia de populações afetam a escolha de que habitats são utilizados ou não (ROTEBERRY e WIENS, 1980; WIENS, 1986; WIENS *et al.*, 1987; HAILA *et al.*, 1996; JONES, 2001), o tamanho de área de vida de *F. paludicola* significativamente menor no brejo de São José também pode estar relacionado à ocupação destas áreas pelo lírio-do-brejo.

Em uma escala mais ampla, como apontado pelos modelos de ocupação, a densidade de taboa pode desempenhar um importante papel na probabilidade de ocorrência do bicudinho-do-brejo-paulista. Brejos com valores intermediários e baixos de densidade de taboa mostraram ser mais adequados à ocorrência da espécie. Em uma escala mais fina, a análise de seleção de habitat nos três brejos estudados não revela tal associação; ao contrário, a espécie pode estar associada a maiores densidades de taboa em um cenário de invasão de lírio-do-brejo. A espécie exótica poderia estar relacionada a uma série de fenômenos que influenciam a seleção de habitat em aves como: a predação de ninhos (SONERUD, 1985), competição (PETIT e PETIT, 1996) e limitação de recursos

alimentares (MCCOLLIN, 1998). Por outro lado, áreas dominadas pelo lírio-do-brejo também são as áreas mais secas do brejo. De acordo com JOLY e BRÄNDLE (1995), os rizomas dessa espécie são pouco tolerantes à hipóxia e também à anóxia o que explicaria sua presença nas áreas de menor nível d'água. Essas áreas poderiam ser evitadas por *F. paludicola* porque proveriam menos recursos alimentares à espécie. No entanto, em Mogi e Salesópolis, onde o lírio-do-brejo não ocorre, não há associação entre os diferentes níveis d'água e a probabilidade de ocorrência de *F. paludicola*.

O lírio-do-brejo foi trazido da Ásia, como uma espécie ornamental, sem qualquer restrição legal. Ele tem alta capacidade de propagação vegetativa e dispersão (MACIEL, 2011). A espécie se reproduz formando populações clonais adaptadas a solos úmidos, sendo comum em brejos e margens de rios por todo o sudeste brasileiro (ELLISON e BARRETO, 2004; SOARES e BARRETO, 2008). Os impactos causados pela invasão do lírio-do-brejo incluem o sombreamento de ervas e plântulas, competição por recursos e obstrução de cursos d'água (MACIEL, 2011). A baixa densidade de taboa em áreas dominadas por lírio-do-brejo pode estar associada ao fato de que os rizomas deste último concentram-se na superfície formando uma camada coesa que previne o enraizamento de outras espécies (ASNER *et al.*, 2008). Ao mesmo tempo, no sul do Brasil, a principal ameaça que atinge a “Ameaçada” *F. acutirostris* é a contaminação biológica de seus brejos por espécies de gramíneas exóticas como *Urochloa arrecta* e *Brachiaria mutica* (REINERT *et al.*, 2007).

A invasão biológica é considerada uma das principais causas de perda de diversidade biológica no mundo, assim como uma das mais importantes transformações ambientais causadas pelo homem (VITOUSEK, 1990; REJMÁNEK, 1995; MOONEY e HOBBS, 2000). Espécies introduzidas tem o potencial de impactar processos centrais da organização de comunidades ecológicas (ASLAN e MARCEL, 2010; TAVERNIA e REED, 2012). No Cerrado brasileiro e Pantanal, a invasão de espécies exóticas de gramíneas tem transformado a paisagem, e grande número de espécies vegetais, às quais animais endêmicos estão associados, estão perdendo espaço (HARRIS *et al.*, 2005; ALMEIDA-NETO *et al.*, 2010; MARTINS *et al.*, 2011). Na Europa, invasões de plantas exóticas estão mudando a composição da avifauna em ambientes ripários, aumentando a ameaça a espécies que habitam as margens dos rios (HAJZLEROVÁ e REIF, 2014). De acordo com nossos resultados, a invasão de *Hedychium coronarium* representa mais uma ameaça que afeta *F. paludicola* e que poderia afetar as áreas alagadas de São Paulo como um todo. Os maiores índices de sobreposição de área de vida foram registrados em São José, a área invadida por lírio-do-brejo, o que poderia representar um aumento da competição intraespecífica como consequência da invasão biológica.

Situação de Ameaça

Compilando os dados de ocorrência de *F. paludicola* foi possível apontar a categoria de ameaça da espécie. Sua extensão de ocorrência EOO (extent of occurrence) é de 1.268 km², no entanto, de acordo com os resultados apontados pela modelagem de nicho, há áreas climaticamente não adequadas para a espécie dentro dessa extensão. Este valor é alto quando comparado à mesma medida para outras espécies de *Thamnophilidae* brasileiros ameaçados em listas internacionais como: *Formicivora littoralis* (EN – EOO: 260 km²), *Formicivora erythronotos* (EN – EOO: 130 km²), e *Myrmotherula snowi* (CR – EOO: 150 km²; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2013a; 2013b; 2013c). No entanto, por habitar apenas brejos, e brejos pouco extensos, sua área de ocupação AOO (area of occupancy) é de apenas 1,42 km². Este valor está muito abaixo dos 10 km² usados pela IUCN como limite máximo para considerar uma espécie “Criticamente Ameaçada” (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE STANDARDS & PETITIONS SUBCOMMITTEE, 2014). Além disso, essa área de ocupação encontra-se severamente fragmentada, a espécie apresenta dispersão limitada, tem estreita especificidade de habitat e a disponibilidade de habitat é limitada.

Por trás de todo este cenário, podemos apontar para um histórico de destruição que marca toda a região. A ocupação humana foi responsável por um declínio vertiginoso de áreas adequadas à sobrevivência de *F. paludicola*, e pode, assim, ter sido causadora de uma redução severa no tamanho populacional da espécie, e autora de fragmentação e antropização de suas áreas remanescentes. Documentos e mapas que datam de 1889 a 1905, apontam para a existência de várzeas e brejos em mais de 410 km² ao redor do Rio Tietê, desde Mogi das Cruzes até o Rio Pinheiros, e na Bacia do Alto Paraíba do Sul, desde Jacareí até Caçapava. Os resultados da modelagem ecológica de nicho apontam para o fato de que 303 km² destas áreas seriam hoje considerados climaticamente adequados para a espécie. Investigações usando modelos ecológicos de nicho com dados climáticos para 100, 200 e 500 anos atrás poderão apontar áreas climaticamente adequadas à sobrevivência do bicudinho-do-brejo-paulista em períodos anteriores às maiores transformações da paisagem, e dar indícios se *F. paludicola* teria habitado as regiões centrais do que é hoje uma das maiores cidades do mundo (DEL-RIO *et al. in prep.*).

De acordo com nossos dados, *F. paludicola* apresenta tamanho populacional entre 250 e 2500 indivíduos. Além disso, sua população está severamente fragmentada com muitas subpopulações de tamanho inferior a 250 indivíduos, o que leva a alta

probabilidade de extinção das mesmas. Baseando-se nessas informações, de acordo com os critérios C2ai da IUCN, a espécie deveria ser classificada como “Ameaçada” em listas internacionais (INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE STANDARDS & PETITIONS SUBCOMMITTEE, 2014). No entanto, sob os critérios A e B, que consideram a redução do tamanho da população, área de ocupação e fragmentação dos ambientes ocupados, e que precedem o critério C hierarquicamente, apontamos que a espécie deve ser considerada “Criticamente Ameaçada”.

O Que Ainda Precisa ser Estudado

Formicivora paludicola se move em voos curtos e saltos nos estratos mais baixos da vegetação de brejos. A espécie passa a maior parte do tempo procurando por mosquitos (Diptera), louva-a-deus (Mantodea), lagartas (Lepidoptera) (BUZZETTI *et al.*, 2013), e ainda formigas (Hymenoptera) e larvas. Ao contrário da ideia de que os casais da espécie não vocalizam muito (BUZZETTI *et al.*, 2013), nossas observações mostram que, nas áreas estudadas, eles vocalizam frequentemente do início da manhã e à tarde após às 15h. No entanto, de março a julho, os indivíduos mostram-se mais silenciosos e menos responsivos ao playback.

A análise da placa de incubação indica que seu período reprodutivo deve ocorrer entre outubro e fevereiro, como notado pela captura de aves com estágios iniciais de placa de incubação ao longo de outubro e estágios terminais ao fim de dezembro e início de fevereiro. Esta informação é corroborada pela coleta, em outubro, de um macho e uma fêmea que apresentavam placa de incubação (MZUSP 78787 e 78788) (BUZZETTI *et al.*, 2013). Nossos dados também revelam a presença de placas em machos e fêmeas, mostrando que ambos os gêneros participam no processo de incubação dos ovos, como há muito sabe-se acontecer em *Thamnophilidae* (ZIMMER e ISLER, 2003). BUZZETTI *et al.* (2013) também registraram casais copulando em outubro de 2006. Além disso, em nossos estudos, encontramos ninhos de outubro até o fim de novembro de 2012 e 2013. Nós anilhamos 17 indivíduos imaturos e dois jovens, mais de 36% dos espécimes anilhados. Estas informações trazem alguma luz sobre o período reprodutivo da espécie, no entanto, para compreender esta dinâmica profundamente é relevante desenvolver estudos a longo prazo que investiguem sobrevivência, sucesso reprodutivo e recrutamento (VAN HORNE, 1983).

F. paludicola apresenta estratégia de muda complexa básica (HOWELL *et al.*, 2003). A espécie apresenta mudas parciais pré-formativas, corroborando os dados apresentados por RYDER e WOLFE (2009) para o gênero *Formicivora*. Quando os limites

de muda foram observados, havia coberteiras inferiores substituídas e grandes coberteiras e penas de voo retidas. BUZZETTI *et al.* (2013) observaram e anilharam jovens machos de *F. paludicola* com plumagem imatura, mostrando padrões acinzentados no peito ao invés de pretos e menos faixas brancas do que geralmente é observado em fêmeas adultas. Nós anilhamos cinco imaturos e dois jovens que apresentavam padrão de plumagem similar a este, apontando para a semelhança de padrões entre jovens machos e fêmeas como ocorre em diversos *Thamnophilidae* (ZIMMER e ISLER, 2003). Perspectivas futuras de trabalho envolveriam estudos genéticos para avaliar o poder de dispersão da espécie e o grau de isolamento entre as populações existentes (CAMARGO *et al. in prep.*). Estes dados, somados a estudos de biologia reprodutiva e dinâmica populacional, poderiam lançar luz sobre a escolha de estratégias de conservação da espécie. Eles ainda poderiam responder se a conexão das populações existentes traria benefícios à *F. paludicola*. Além disso, por ocupar uma região tão restrita, e devido ao isolamento das populações, a espécie representa um modelo perfeito para estudos biogeográficos e para uma melhor compreensão dos processos evolutivos que geraram os padrões de diversificação atual da avifauna local.

O Que Fazer pela Espécie

A espécie habita a bacia do Alto Tietê, que abriga mais de 13 milhões de pessoas, e também a Bacia do Alto Paraíba do Sul, com mais de 3 milhões de pessoas. No total, este valor representa quase 16% da população brasileira (IBGE, 2010). Esta ocupação humana enorme e desordenada se reflete em formas complexas de utilização dos recursos naturais (HIRATA e FERREIRA, 2001), de forma que estes brejos são extremamente vulneráveis à expansão de áreas dedicadas à agricultura, indústria, mineração, pecuária ou habitação. De maneira geral, solos de áreas alagadas tendem a armazenar mais material orgânico e experimentar menos lixiviação do que solos secos. Eles contêm microorganismos que emitem gases como metano, amônia e ácido sulfídrico. Assim, áreas alagadas são importantes para transformações químicas nos ciclos biogeoquímicos globais (KEDDY, 2010).

Áreas alagadas são um dos habitats mais produtivos do planeta, abrigando muitas formas de vida. Além disso elas produzem oxigênio, armazenam carbono e processam nitrogênio (KEDDY, 2010). Elas ainda beneficiam a vida humana ao armazenar água, melhorar a qualidade da mesma, proteger áreas costeiras e recarregar aquíferos subterrâneos e lençóis freáticos (DAILY, 1997; MITSCH e GOSSELINK 2000; ZEDLER e KERCHER, 2005; KEDDY, 2010). Grandes perdas de áreas alagadas naturais

ocorreram por todo o mundo (MITSCH e GROSSELINK, 1993). Muitas aves que habitam as áreas alagadas de São Paulo são consideradas ameaçadas, como *Emberizoides ypiranganus* (INGUI, 2009), *Circus buffoni* (CABANNE e GRANZINOLLI, 2009) e *Hydropsalis anomala* (BENEDICTO, 2009). As áreas alagadas de São Paulo estão destinadas à destruição, assim como suas espécies típicas.

Nossos resultados ressaltam a extrema necessidade de ações de conservação para proteger não apenas a espécie alvo deste trabalho, mas as áreas alagadas do Estado de São Paulo como um todo. Comunidades inteiras estão sendo ameaçadas pelo desenvolvimento desordenado que lança cidades, pastos e mineração sobre os brejos, historicamente considerados áreas de baixo valor econômico. Apesar de estar “Criticamente Ameaçada”, a alta densidade com a qual *F. paludicola* aparece nos poucos brejos ocupados representa uma nova esperança na conservação da espécie. As estimativas de tamanho populacional apontam para um número relativamente grande, levando-se em conta a reduzida área de ocupação (1,42 km²). Em uma situação de extrema fragmentação e perda de habitat, recomenda-se a criação de uma rede de áreas protegidas conectadas por áreas alagadas restauradas nas regiões do Alto Tietê e Alto Paraíba do Sul.

De acordo com nossos dados, brejos heterogêneos que apresentem fontes variadas de diversidade vegetal (VERRY, 1989) e maior acúmulo de água devem ser priorizados em esforços de conservação. Nós apontamos que os brejos de Mogi das Cruzes e Salesópolis, onde a maior parte dos anilhamentos foi realizada, devem ser priorizados na criação de áreas protegidas, pois abrigam as maiores populações da espécie (Tabela 1).

Tabela 1: Áreas a serem priorizadas na criação de áreas protegidas em ordem decrescente de prioridade.

Município	Localidades	Latitude		Longitude	
Mogi das Cruzes	Estrada do Rio Acima com Av. Pres. Castelo Branco	23	32	46	6
Salesópolis	Ribeirão do Pote (Parque Usina da Light)	23	34	45	49
Biritiba-Mirim	Estrada da Casa Grande	23	34	46	0

Um cenário ainda melhor seria a restauração de áreas alagadas que conectam ambos os brejos, passando pela área da Estrada de Casa Grande, que ainda abriga a espécie, mas está sendo drenada por empresas de mineração. Tal conexão poderia aumentar a variabilidade genética nas populações aumentando suas chances diante de situações adversas. A criação de áreas protegidas também deve ser acompanhada de

esforços para conter o avanço de espécies exóticas como o lírio-do-brejo cuja presença em alta densidade parece ter implicações negativas para o valor adaptativo da espécie. A restauração e proteção das áreas alagadas do leste do Estado de São Paulo, além de proteger a espécie alvo deste trabalho e toda a comunidade de plantas e animais que as habitam, poderiam gerar altos rendimentos quanto ao turismo de observação de aves; beneficiar a saúde e manutenção dos sistemas hídricos locais; mitigar inundações, e ainda perpetuar o abastecimento de aquíferos e lençóis freáticos.

Resumo

As várzeas do Alto Tietê e do Alto Paraíba do Sul, na Mata Atlântica do sudeste brasileiro, têm sido severamente exploradas e ocupadas por cidades, agricultura, e mineração nos últimos 500 anos. Endêmico destas áreas, o bicudinho-do-brejo-paulista (*Formicivora paludicola*) passou muito tempo desconhecido para a ciência, até sua descoberta em 2005, quando sua situação de ameaça parecia preocupante. *Formicivora paludicola* foi descoberto à beira da extinção, e nada se sabe sobre sua distribuição, história natural, estrutura populacional e seleção de habitat, o que gera perspectivas de conservação pessimistas e desacreditadas. Este trabalho traz uma investigação da distribuição da espécie e das áreas mais adequadas à sua sobrevivência usando modelos ecológicos de nicho, amostragens de campo e modelos de ocupação. Nossos resultados mostram que a espécie deve ser considerada Criticamente Ameaçada de acordo com os critérios da IUCN. A ocupação humana na região resultou em uma perda de mais de 300 km² de habitat adequado à ocorrência de *F. paludicola*, que agora apresenta uma área de ocupação severamente fragmentada de 1,42 km². Além disso, esta espécie apresenta capacidade de dispersão limitada, alta especificidade de habitat e disponibilidade de habitat restrita. Também apontamos que brejos com menor densidade de taboa (*Typha domingensis*) apresentam maiores probabilidades de ocorrência de *F. paludicola*, e que essas áreas devem ser priorizadas em futuros esforços de conservação. Usando estimativas geradas por Kernel, nós ainda mostramos que a espécie apresenta pequena área de vida de apenas 0,55 ha, e ocorre em altas densidades nas áreas ocupadas remanescentes, apresentando tamanho populacional entre 383 e 985 indivíduos maduros. Por fim, usando “Torus shift”, nós demonstramos que a espécie exótica invasora, lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) é evitada por *F. paludicola*, e que a invasão biológica representa mais uma ameaça às populações existentes. A conservação desta espécie reside na criação de uma rede de unidades de conservação conectadas, com áreas naturais e restauradas. Por causa de sua estrutura populacional marcada pela alta densidade, a espécie pode prosperar em áreas alagadas adequadas protegidas da ocupação humana, contaminação dos corpos d’água e plantas exóticas invasoras. Estes esforços poderiam ajudar não só esta ave extremamente ameaçada, mas também restaurar uma parte das áreas alagadas da Mata Atlântica no estado de São Paulo.

Abstract

Wetlands in Upper Tietê and Upper Paraíba do Sul basins, in southeastern Atlantic Forest, Brazil, have been severely transformed by urbanization, agriculture and mining in the last 500 years. Endemic to these areas, the São Paulo Marsh Antwren (*Formicivora paludicola*) persisted through this period unknown to science until its discovery in 2005, when its threatened situation became worrying. *F. paludicola* was discovered on the verge of extinction, and virtually nothing is known about its natural history, population structure and habitat selection, which made conservation perspectives pessimist and discredited. We investigated both the species distribution and the distribution of its suitable areas using ecological niche modeling, fieldwork surveys and occupancy models. Our results show that the species should be considered “Critically Endangered” according to IUCN criteria. Human occupation has resulted in a loss of more than 300 km² of suitable habitat, so that it now occupies a total and severely fragmented area of only 1.42 km². Additionally, *F. paludicola* has limited dispersal ability, narrow habitat specificity, and restricted habitat availability. Furthermore, we showed that marshes with lower cattail (*Typha dominguensis*) densities have higher probabilities of being occupied. Thus, these areas should be prioritized in future conservation efforts. Using Kernel home range estimations, we show that the species has a small home range of about 0.55 ha, and occurs in high densities in those areas where it is still present, with a total population size between 383 and 985 mature birds. Furthermore, using a novel tool for animal habitat selection studies, the Torus Shift, we showed that the alien invasive ginger lily (*Hedychium coronarium*) is avoided by the species, and that this invasion represents a serious threat to the remaining populations. The successful conservation of *F. paludicola* rests on the creation of a series of interconnected protected areas, with natural and restored wetlands. Given the high density of their population structure, this species could thrive in a relatively small area of suitable wetlands protected from human occupation, water contamination and invasive plants. Such efforts would also greatly contribute to the general conservation and restoration of Atlantic Forest wetlands.

Referências Bibliográficas (Introdução e Discussão)

- AEBISCHER, N. J.; ROBERTSON, P. A. e KENWARD, R. E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*. 74:1313–1325.
- ALLDREDGE, J. R. e RATTI, J. T. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management*. 50:157–165.
- ALLDREDGE, J. R. e RATTI, J. T. 1992. Further comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management*. 56:1–9.
- ALMEIDA-NETO, M.; PRADO, P. I.; KUBOTA, U.; BARANI, J. M.; AGUIRRE, G. H. e LEWINSOHN, T. M. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology*. 209(1):109–122.
- ANDERSON, R. P. e MARTÍNEZ-MEYER, E. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*. 116: 167–179.
- ASLAN, C. E. e MARCEL, R. 2010. Avian use of introduced plants: Ornithologist records illuminate interspecific association and research needs. *Ecological Applications*. 20:1005–1020.
- ASNER, G. P.; HUGHES, R. F.; VITOUSEK, P. M.; KNAPP, D. E.; KENNEDY-BOWDOIN, T.; BOARDMAN, J.; MARTIN, R. E.; EASTWOOD, M. e GREEN, R. O. 2008. Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forests. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*. 105(18):4519–4523
- ASSOCIAÇÃO PAULISTA DE MUNICÍPIOS 2011. *Bacias*. Disponível em <<http://www.apaulista.org.br/apm/constitucional/bacia.asp>> acesso em 21/07/2011.
- AUCLAIR, A. N. D.; BOUCHARD, A. e PAJACZKOWSKI, J. 1976. Plant standing crop and productivity relations in a *Scirpus-Equisetum* wetland. *Ecology*. 57:941–952.
- AUSTIN, M. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*. 157:101–118.
- BARNETT, J. R.; WOLTMANN, S.; STENZLER, L.; BOGDANOWICZ, S. M. e LOVETTE, I. J. 2007. Isolation and characterization of microsatellite markers from the chestnut-backed antbird, *Myrmeciza exsul*. *Molecular Ecology Notes*. 7(6):1070–1072.
- BATES, J. 2000. Allozymic genetic structure and natural habitat fragmentation: data for five species of Amazonian forest birds. *The Condor*. 2(4):770–783.
- BEKOFF, M. e MECH, L. D. 1984. Computer simulation: Simulation analyses of space use: Home range estimates, variability, and sample size. *Behavior Research Methods, Instruments, and Computers*. 16:32–37.
- BELMONTE-LOPES, R. 2013. Investigando o isolamento esplêndido da América do Sul: filogenia e biogeografia histórica dos Thamnophilidae (Aves: Passeriformes: Tyranni). Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2013.
- BENEDICTO, G. A. 2009. *Hydropsalis anomalus*. In: *Fauna Ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. (P. M. Bressan et al., Eds.). Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- BERSIER, L. F. e MEYER, D. R. 1995. Relationships between bird assemblages, vegetation structure, and floristic composition of mosaic patches in riparian forests. *Revue d'Ecologie La Terre et la Vie*. 50:15–33.

- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013a. Species factsheet: *Formicivora littoralis*. Disponível em <<http://www.birdlife.org>> acesso em 25/12/2013.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013b. Species factsheet: *Formicivora erythronotos*. Disponível em <<http://www.birdlife.org>> acesso em 25/12/2013.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013c. Species factsheet: *Myrmotherula snowi*. Disponível em <<http://www.birdlife.org>> acesso em 25/12/2013.
- BOLENBAUGH, J. R.; KREMENTZ, D. G. e LEHNEN, S. E. 2011. Secretive Marsh Bird Species Co-Occurrences and Habitat Associations Across the Midwest, USA. *Journal of Fish and Wildlife Management*. 2(1):49–60.
- BORNSCHEIN, M. R.; REINERT, B.L. e TEIXEIRA, D.M. 1995. Um novo Formicariidae do sul do Brasil (Aves, Passeriformes). *Série Publicação Técnico-Científica do Instituto Iguaçu de Pesquisa e Preservação Ambiental*. Rio de Janeiro. I+18p.
- BRADLEY, C. E. e SMITH, D. G. 1986. Plain cottonwood recruitment and survival on a prairie meandering river floodplain, Milk River, southern Alberta and northern Montana. *Canadian Journal of Botany*. 64:1433–1442.
- BRAVO, G. A. 2012. Phenotypic and niche evolution in the Antbirds (Aves, Thamnophilidae). Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Louisiana State University, Baton Rouge. 2012.
- BRITO, F. S. R. DE. 1926. *Melhoramentos do Rio Tietê em São Paulo*. São Paulo: Seção de Obras d’ O Estado de S. Paulo, São Paulo.
- BROWN, J. L. 1969a. Territorial behavior and population Regulation in Birds, A Review and Re-evaluation. *The Wilson Bulletin*. 81(3): 293–329.
- BROWN, J. L. 1969b. The buffer effect and productivity in tit populations. *American Naturalist*. 103:347–354.
- BROWN, J. L. e ORIAN, G. H. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1:239–262.
- BRYANT, E. e REED, D. 1999. Fitness decline under relaxed selection in captive populations. *Conservation Biology*. 13(3):665–669.
- BURNHAM, K. P. e ANDERSON, D. R. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*. 33:261–304.
- BURT, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*. 24:346–352.
- BUZZETTI, D. R. C.; BELMONTE-LOPES, R.; REINERT, B. L.; SILVEIRA, L. F. e BORNSCHEIN, M. R. 2013. A new species of *Formicivora* Swainson, 1824 (Thamnophilidae) from the state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*. 21(4):269–291.
- CABANNE, G. S. e GRANZINOLLI, M. A. M. 2009. *Circus buffoni*. In: *Fauna Ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. (P. M. Bressan et al., Eds.). Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- CALHOUN, J. B. e CASBY, J. U. 1958. Calculation of home range and density of small mammals. *Public Health Monograph*. 55:1–24.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*. 63:215–244.
- COELHO, V. M. B. 2012. *Paraíba do Sul: um rio estratégico*. Casa da Palavra, Rio de Janeiro.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2014. *Listas de Aves do Brasil*. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>> acesso em 21/01/2014.

- DAILY, G. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- DAVIS, S. M. 1991. Growth, decomposition, and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers. in the Florida Everglades. *Aquatic Botany*. 40:203–224.
- DEAN, W. 1995. *With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press, Berkeley.
- DÉNES, F. V.; GIORGI, A. P. e SEIPKE, S. H. Using ecological niche modeling to predict the distribution of the white-collared kite *Leptodon forbesi* in the Atlantic Forest of northeastern Brazil”, *In: INTERNATIONAL ORNITHOLOGICAL CONGRESS*, 25, 2010, CAMPOS DO JORDÃO. Abstracts, p. 426.
- DUCA, C.; GUERRA, T. J. e MARINI, M. A. 2006. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23(3):692–698.
- EDDLEMAN, W. R.; KNOPF, F. L.; MEANLEY, B.; REID, F. A. e ZEMBAL, R. 1988. Conservation of North American rallids. *Wilson Bulletin*. 100:458–475.
- ELITH, J.; GRAHAN, C. H.; ANDERSON, R. P.; DUDÍK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.; HIJMANS, R. J.; HUETTMANN, F.; LEATHWICK, J. R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LOHMANN, L. G.; LOISELLE, B. A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J. M.; PETERSON, A. T.; PHILLIPS, S. J.; RICHARDSON, K.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R. E.; SOBERÓN, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M. S. e ZIMMERMANN, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29: 129–151.
- ELITH, J. e LEATHWICK, J. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 40:677–697.
- ELLISON, C. e BARRETO, R. 2004. Prospects for the management of invasive alien weeds using co-evolved fungal pathogens: a Latin American perspective. *Biological Invasions*. 6:23–45.
- ELSTON, D. A.; ILLIUS, A. W. e GORDON, I. J. 1996. Assessment of preference among a range of options using log ratio analysis. *Ecology*. 77:2538–2548.
- EWALD, P. W.; HUNT Jr., G. L. e WARNER, M. 1980. Territory size in western gulls: importance of intrusion pressure, defense investments, and vegetation structure. *Ecology*. 61(1):80–87.
- FALCÃO, E. C. 1965. *Obras científicas, políticas e sociais de José Bonifácio de Andrade e Silva*. São Paulo.
- FELDHEIM, K. A.; WOLTMANN, S. e KREISER, B. R. 2010. Characterization of 20 additional microsatellite loci for *Myrmeciza exsul* (Aves: Thamnophilidae: chestnut-backed antbird). *Molecular Ecology Resources*. 10:404–408.
- FIEBERG, J. e KOCHANNY, C. O. 2005. Quantifying home-range overlap: the importance of the utilization distribution. *Journal of Wildlife Management*. 69(4):1346–1359.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J. e BRISCOE, D. 2008. *Fundamentos de Genética da Conservação*. SBG, Ribeirão Preto.
- FRETWELL, S. D. 1972. *Populations in Seasonal Environments*. Princeton University Press, Princeton.
- FRETWELL, S. D. e LUCAS, H. L. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica*. 19:16–36.

- GARSHELIS, D. L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. In: *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences* (L. Boitani e T. K. Fuller, Eds.). Columbia University Press, New York.
- GASTON, K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press, Oxford.
- GAUDET, C. L. e KEDDY, P. A. 1988. A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*. 334: 242–243.
- GONZAGA, L. A. P. 2001. Análise Filogenética do gênero *Formicivora* Swainson, 1824 (Aves: Passeriformes: Thamnophilidae) baseada em caracteres morfológicos e vocais. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2001.
- GOPAL, B. e GOEL, U. 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *Botanical Review*. 59:155–210.
- GORRELL, J.V.; RITCHISON, G. e MORTON, E.S. 2005. Territory size and stability in a sedentary Neotropical passerine: is resource partitioning a necessary condition? *Journal of Field Ornithology*. 76(4):395–401.
- GRAHAN, C. H.; FERRIER, S.; HUETTMAN, F.; MORITZ, C. e PETERSON, A. T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution*. 19(9):497–503.
- GRAHAN, C. H.; MORITZ, C. e WILLIAMS, S. E. 2006. Habitat history improves prediction of biodiversity in a rainforest fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 103:632–636.
- GREENBERG, R. e GRADWOHL, J. 1985. A comparative study of the social organization of Antwrens on Barro Colorado Island, Panama. *Ornithological Monographs*. 36:845–855.
- GRUMBINE, E. 1990. Protecting biological diversity through the greater ecosystem concept. *Natural Areas Journal*. 10:114–120.
- GUISAN, A. e THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*. 8:993–1009.
- HAILA, Y.; NICHOLLS, A. O.; HANSKI, I. K. e RAIVIO, S. 1996. Stochasticity in bird habitat selection: Year-to-year changes in territory in a boreal forest birds assemblage. *Oikos*. 76:536–552.
- HAJZLEROVÁ, L. e REIF, J. 2014. Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia*. 69(2):247–253.
- HALL, L. S.; KRAUSMAN, P. R. e MORRISON, M. L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*. 25(1):172–182.
- HANSBAUER, M. M.; VÉGVÁRI, Z.; STORCH, I.; BORNTAEGER, R.; HETTICH, U.; PIMENTEL, R. G. e METZGER, J. P. 2010. Microhabitat Selection of three Forest Understory Birds in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biotropica*. 42(3):355–362.
- HARRIS, M. B.; TOMAS, W.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C. J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F. e FACHIM, E. 2005. Safeguarding the pantanal wetlands: Threats and Conservation Initiatives. *Conservation Biology*. 19(3):714–720.
- HAYNE, D. W. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*. 30:1–18.
- HIRATA, R. C. A e FERREIRA, L. M. R. 2001. Os Aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. *Revista Brasileira de Geociências*. 31(1):43–50.
- HIXON, M. A. 1980. Food production and competitor density as the determinants of feeding territory size. *The American Naturalist*. 115(4):510–530.

- van HORNE, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management*. 47(4):893–901.
- HORNER, M. A. e POWELL, R. A. 1990. Internal structure of home ranges of black bears and analyses of home-range overlap. *Journal of Mammalogy*. 71:402–410.
- HOWELL, S. N. G.; CORBEN, C.; PYLE, P. e ROGERS, D. I. 2003. The first basic problem: a review of molt and plumage homologies. *Condor*. 105:635–653.
- HUTCHINSON, A. H. 1918. Limiting factors in relation to specific ranges of tolerance of forest trees. *Botanical Gazette*. 96(6):465–493.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22:415–427.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Síntese dos Indicadores de 2009. 2010. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad_sintese_2009.pdf> acesso em 21/07/2011.
- von IHERING, H. 1914. “Proteção às Aves”. *Revista do Museu Paulista*. 9:317–424.
- INGUI, D. L. 2009. *Emberizoides ypiranganus*. In: *Fauna Ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. (P. M. Bressan et al., Eds.). Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN) STANDARDS & PETITIONS SUBCOMMITTEE. 2014. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>> acesso em 20/01/2014.
- ISERHAGEM, I.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. e GANDOLFI, S. 2009. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: *Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal* (R. R. Rodrigues et al., Eds.). LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, São Paulo.
- IUCN 2013. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2*. Disponível em <http://www.iucnredlist.org> acesso em 18/12/2013.
- JENNRICH, R. I. e TURNER, F. B. 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology*. 22:227–237.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LOBO, J. M. e HORTAL, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*. 14:885–890.
- JOHNSON, W. C. 1994. Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: patterns and causes. *Ecological Monographs*. 64:45–84.
- JOLY, C. A. e BRÄNDLE, R. 1995. Fermentation and adenylate metabolism of *Hedychium coronarium* J. G. Koenig (Zingiberaceae) and *Acorus calamus* L. (Araceae) under hypoxia and anoxia. *Functional Ecology*. 9:505–510.
- JONES, C. G. 2004. Conservation management of endangered birds. In: *Bird Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques* (W. J. Sutherland et al., Eds.). Oxford University Press, New York.
- JONES, J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. *The Auk*. 118 (2): 557–562.
- JORGE, J. 2006. *O rio que a cidade perdeu: o Tietê em São Paulo 1890-1940*. Alameda, São Paulo.

- KAMINO, L. H. Y.; SIQUEIRA, M. F.; SÁNCHEZ-TAPIA, A. e STEHMANN, J. R. 2012. Reassessment of the Extinction Risk of Endemic Species in the Neotropics: How can Modelling Tools Help us? *Natureza e Conservação: Brazilian Journal of Nature Conservation*. 10(2): 191–198.
- KAMINSKI, R. M.; MURKIN, H. M. e SMITH, C. E. 1985. Control of cattail and bulrush by cutting and flooding. In: *Coastal Wetlands*. (H. H. Prince e F. M. D'Itri, Eds.). Lewis Publishers, Chelsea.
- KAMINSKI, R. M e PRINCE, H. H. 1981. Dabbling duck and aquatic macroinvertebrate responses to manipulated wetland habitat. *The Journal of Wildlife Management*. 45:1–15.
- KEDDY, P. A. 2010. *Wetland ecology: Principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- KEDDY, P. A.; FRASER, L. H. e WISHEU, I. C. 1998. A comparative approach to examine competitive responses of 48 wetland plant species. *Journal of Vegetation Science*. 9: 777–786.
- KO, C.Y.; LIN, R.S.; DING, T.S.; HSIEH, C.H. e LEE, P.F. 2009. Identifying biodiversity hotspots by predictive models: a case study using Taiwan's endemic bird species. *Zoological Studies*. 48:418–431.
- LAVER, P. 2005. *Abode Kernel Home Range Estimation for ArcGIS using VBA and ArcObjects*. User Manual Beta 2.
- MacARTHUR, R. e MacARTHUR, J. W. 1961. On bird species-diversity. *Ecology*. 42:594–598.
- MacARTHUR, R. H. e PIANKA, E. R. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*. 100:603–609.
- MACIEL, L. A. 2011. Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, SP. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, São Paulo, 2011.
- MacKENZIE, D. I.; NICHOLS, J.D.; ROYLE, J. A.; POLLOCK, K.H.; BAILEY, L.L. e HINES, J.E. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Burlington.
- MARINI, M. A.; BARBET-MASSIN, M.; MARTINEZ, J., PRESTES, N. P. e JIGUET, F. 2010. Applying ecological niche modeling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biological Conservation*. 143:102–112.
- MARTINS, C. R.; du VALL HAY, J.; WALTER, B. M. T.; PROENÇA, C. E. B. e VIVALDI, L. J. 2011. Impact of invasion and management of molasses grass (*Melinis minutiflora*) on the native vegetation of the Brazilian Savanna. *Revista Brasileira de Botânica*. 34(1):73–90.
- MAYNARD SMITH, J. 1974. *Models in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- McCOLLIN, D. 1998. Forest edges and habitat selection in birds: A functional approach. *Ecography*. 21:247–260.
- McPHERSON, J. M. e JETZ, W. 2007. Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography*. 30:135–151.
- MEUNIER, K. 1960. Grundsätzliches zur Populationsdynamik der Vögel. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie*. 163:397–445.
- MITCHELL, M.S. e POWELL, R. A. 2003. Linking fitness landscapes with the behavior and distribution of animals. In: *Landscape Ecology and Resource Management: Linking Theory with Practice* (J. A. Bissonette e I. Storch, Eds.). Island Press, Washington.

- MITSCH, W. J. e GOSSELINK, J. G. 1993. *Wetlands*. John Wiley, New York.
- MITSCH, W. J. e GOSSELINK, J. G. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*. 35:25–33.
- MOONEY, H. A. e HOBBS, R. J. 2000. *Invasive Species in a changing world*. Island Press, Washington, DC.
- MOURA, P. C. de. 1941. *São Paulo de Outrora – Evocações da Metrópole*. Melhoramentos, São Paulo.
- MURILLO, E. P. 2008. *Alto Tietê Producing System: A Toponymic Study*. VDM Verlag Dr. Müller Aktiengesellschaft & Co. KG, Saarbrücken.
- MURKIN, H. R.; MURKIN, E. J. e BALL, J. P. 1997. Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications*. 7: 1144–1159.
- MYERS, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *The Environmentalist*. 8: 178–208.
- NEWMAN, S.; SCUETT, J.; GRACE, J. B.; RUTCHEY, K. e FONTAINE, T. 1998. Factors influencing cattail abundance in the northern Everglades. *Aquatic Botany*. 60:265–280.
- NORTH AMERICAN BIRD CONSERVATION INITIATIVE. 2009. *Bird conservation plans*. U.S. North Disponível em <<http://www.nabci-us.org/plans.htm>> acesso em 02/08/2011.
- ODUM, E. P. 1953. *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Company, Philadelphia.
- ODUM, E. P. e KUENZLER, E. J. 1955. Measurement of Territory and Home Range Size in Birds. *The Auk*. 72:128–137.
- PETERS, R. 1978. Communication, cognitive mapping, and strategy in wolves and hominids. In: *Wolf and man: Evolution in parallel*. (R. L. Hall e H. S. Sharp, Eds.). Academic Press, New York.
- PETIT, L. J. e PETIT, D. R. 1996. Factors governing habitat selection by Prothonotary Warblers: Field tests of the Fretwell–Lucas models. *Ecological Monographs*. 66:367–387.
- PETIT, L. J. e PETIT, D. R. 2003. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology*. 17(3):687–694.
- PHILLIPS, S. J. e DUDÍK, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31:161–175.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. e SCHAPIRE, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*. ACM Press, New York.
- PIACENTINI, V. Q. e VARASSIN, I. G. 2007. Interaction network and the relationships between bromeliads and hummingbirds in an area of secondary Atlantic rain forest in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 23(6): 663–671.
- POWELL, R. A. 1987. Black bear home range overlap in North Carolina and the concept of home range applied to black bears. *International Conference on Bear Research and Management*. 7:235–242.
- POWELL, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. (Boitani, L e Fuller, T., eds). Columbia University Press, New York.
- POWELL, R. A.; ZIMMERMAN, J. W. e SEAMAN, D. E. 1997. *Ecology and behavior of North American black bears: Home ranges, habitat and social organization*. Chapman & Hall, London.

- PREISNER, B. e CSÖRGŐ, T. 2008. Habitat preference of Sylviidae warblers in a fragmented wetland. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 54:111–122.
- RAUNKIER, C. 1937. *Plant Life Forms*, translated by H. Gilbert-Cater. Clarendon Press, Oxford.
- RAXWORTHY, C. J.; MARTINEZ-MEYER, E.; HORNING, N.; NUSSBAUM, R. A.; SCHNEIDER, G. E.; ORTEGA-HUERTA, M. A. e PETERSON, A. T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*. 426:837–841.
- REINERT, B. L.; BORNSCHEIN, M. R. e FIRKOWSKI, C. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia*. 15(4): 493–519.
- REJMÁNEK, M. 1995. What makes a species invasive? In: *Plant invasion*. (P. Pysek et al., Eds.). Academic Publishing, Amsterdam.
- REJMANKOVA, E.; POPE, K. O.; POHL, M. D. e REY-BENAYAS, J. M. 1995. Freshwater wetland plant communities of northern Belize: implications for paleoecological studies of Maya wetland agriculture. *Biotropica*. 27:28–36.
- REMSEN, J. V. Jr.; CADENA, C. D.; JARAMILLO, A.; NORES, M.; PACHECO, J. F.; PÉREZ-EMÁN, J.; ROBBINS, M. B.; STILES, F. G.; STOTZ, D. F. e ZIMMER, K. J. 2013. *A classification of the bird species of South America*. American Ornithologists' Union. Version [30 de dezembro de 2013]. Disponível em <<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>> acesso em 18/02/2013.
- RIBEIRO, M. A. R. 1993. *História sem fim... Inventário da Saúde Pública*. Editora Unesp, São Paulo.
- RIBIC, C. A.; LEWIS, S.; MELVIN, S.; BART, J. e PETERJOHN, B. 1999. *Proceedings of the marsh bird monitoring workshop. Region 3 Administrative Report*. U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Snelling.
- ROSENZWEIG, M. L. e ABRAMSKY, Z. 1986. Centrifugal community organization. *Oikos*. 46: 339–348.
- ROTENBERRY, J. T. 1985. The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia*. 67:213–217.
- ROTENBERRY, J. T. e WIENS, J. A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: A multivariate analysis. *Ecology*. 61:1228–1250.
- RYDER, T. B. e WOLFE, J. D. 2009. The current state of knowledge on molt and plumage sequences in selected neotropical bird families: a review. *Ornitologia Neotropical*. 20(1): 1–18.
- SAAB, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications*. 9:135–151.
- SEAMAN, D. E. 1993. Home range and male reproductive optimization in black bears. Tese (Doutorado) - North Carolina State University, Raleigh, 1993.
- SEAMAN, D. E.; MILLSPAUGH, J. J.; KERNOHAN, B. J.; BRUNDIGE, G. C.; RAEDEKE, K. J. e GITZEN, R. A. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*. 63:739–747.
- SEAMAN, D. E. e POWELL, R. A. 1996. Accuracy of kernel estimators for animal home range analysis. *Ecology*. 77:2075–2085.

- SEAVY, N. E e ALEXANDER, J. D. 2011. Interactive effects of vegetation structure and composition describe bird habitat associations in mixes broadleaf-conifer forest. *Journal of Wildlife Management*. 75(2):344–352.
- SEAVY, N. E.; VIERS, J. H. e WOOD, J. K. 2009. Riparian bird response to vegetation structure: a multiscale analysis using LiDAR measurements of canopy height. *Ecological Applications*. 19:1848–1857.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- SILVEIRA, L. F. 2009. *Formicivora aff. acutirostris*. In: *Fauna Ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados* (P. M. Bressan *et al.*, eds). Fundação Parque Zoológico de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- SILVEIRA, L. F. e STRAUBE, F. C. 2008. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção* (A. B. M. Machado *et al.*, Eds.). Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- SILVEIRA, L. F. e UEZU, A. 2011. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropical*. 11(1):2–28.
- SILVERMAN, B. W. 1986. *Density estimation for statistics and data analysis. Monographs on Statistics and Applied Probability*. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton.
- SKUTCH, A. F. 1996. *Antbirds and ovenbirds*. University of Texas Press, Austin.
- SOARES, D. J. e BARRETO, R. W. 2008. Fungal pathogens of the invasive riparian weed *Hedychium coronarium* from Brazil and their potential for biological control. *Fungal Diversity*. 28:85–96.
- SONERUD, G. A. 1985. Nest hole shift in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* as defense against nest predation involving long-term memory in the predator. *Journal of Animal Ecology*. 54:179–192.
- STAHLECKER, D. W. e SMITH, T. G. 1993. A comparison of home range estimates for a bald eagle wintering in New Mexico. *Journal of Raptor Research*. 27:42–45.
- TAVERNIA, B. G. e REED, J. M. 2012. The impact of exotic purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) on wetland bird abundances. *American Midland Naturalist*. 168(2):352–363.
- TEMPLETON, A R.; ROBERTSON, R. J.; BRISSON, J. e STRASBURG, J. 2001. Disrupting evolutionary processes: the effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 98(10): 5426–5432.
- TERBORGH, J.; ROBINSON, S.K.; PARKER III, T.A.; MUNN, C.A. e PIERPONT, N. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*. 60(2):213–238.
- THOMAS, C. D.; CAMERON, A.; GREEN, R. E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L. J.; COLLINGHAM, Y. C.; ERASMUS, B. F. N.; DE SIQUEIRA, M. F.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.; VAN JAARSVELD, A. S.; MIDGLEY, G. F.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; PATERSON, A. T.; PHILLIPS, O. L. e WILLIAMS, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*. 427:145–148.
- THOMAS, D. L. e TAYLOR, E. J. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management*. 54:322–330.
- THUILLER, W.; RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; MIDGLEY, G. F.; HUGHES, G. O. e ROUGET, M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*. 11:2234–2250.

- TSOAR, A.; ALLOUCHE, O.; STEINITZ, O.; ROTEM, D. e KADMON, R. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Disversity and Distributions*. 13:397–405.
- TURNER, R. M. e KERPISCAK, M. M. 1980. Recent *Vegetation changes along the Colorado River between Glen Canyon Dam and Lake Mead, Arizona*. Geological Survey Professional, U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- URBAN, N. H.; DAVIS, S. M. e AUMEN, N. G. 1993. Fluctuations in sawgrass and cattail densities in Everglades Water Conservation Area 2A under varying nutrient, hydrologic and fire regimes. *Aquatic Botany*. 46:203–223.
- VERNER, J. e LARSON, T. A. 1989. Richness of breeding bird species in mixed-conifer forests of the Sierra-Nevada, California. *The Auk*. 106: 447–463.
- VERRY, E. S. 1989. Selection and management of shallow water impoundments for wildlife. In: *Freshwater Wetlands and Wildlife* (R. R. Sharitz e J. W. Gibbons, Eds.). Department of Energy, Washington, DC.
- VITOUSEK, P. M. 1990. Biological Invasion and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos*. 57:7–13.
- WATSON, A. e MOSS, R. 1970. Dominance, spacing behavior and aggression in relation to population limitation in vertebrates. In: *Animal populations in relation to their food resources* (A. Watson, Ed.). Blackwell Science, Oxford.
- WHITE, G. C. e GARROTT, R. A. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, New York.
- WIENS, J. A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shrubsteppe birds. In: *Community Ecology* (J. Diamond and T. J. Case, Eds.). Harper and Row, New York.
- WIENS, J. A.; ROTENBERRY, J. T. e van HORNE, B. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: The effects of spatial scale. *Oikos*. 48:132–147.
- WILLIS, E.O. e ONIKI, Y. 2001. Birds of a Central São Paulo Woodlot: 3 banded species. In: *Ornitologia e conservação da ciência às estratégias* (J. L. B. Albuquerque et al., Eds.). Editora Unisul, Tubarão.
- van WINKLE, W. 1975. Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management*. 39: 118–123.
- WORTON, B. J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* 38:277–298.
- WORTON, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utility distribution in home-range studies. *Ecology*. 70:164–168.
- YOUNG, D.; ALLARD, M. W.; MORENO, J. A.; MIYAMOTO, M. M.; RUIZ, C. R. e PÉREZ-VIEIRA, R. A. 1998. DNA fingerprint variation and reproductive fitness in the plain pigeon. *Conservation Biology*. 12(1):225–227.
- ZEDLER, J. B. e KERCHER, S. 2005. Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*. 30:39–74.
- ZIMMER, K. J. e ISLER, M. L. 2003. Family Thamnophilidae (Typical Antbirds). In: *Handbook of the Birds of the World, Broadbills to Tapaculos* (J. del Hoyo et al., Eds.). Lynx Editions, Barcelona.

Anexos e Apêndices

Distribuição, Modelos de Nicho e Modelos de Ocupação

Figura1: Adequabilidade de habitat para *F. paludicola*. Modelo construído em MaxEnt a partir dos 15 pontos mostrados no mapa.

Figura 2: A curva “receiver operating characteristic” (ROC) para o mesmo modelo gerado para *F. paludicola* em MaxEnt. A área sob esta curva (AUC) é de 0.999.

Figura 3: Realização de protocolo de detecção da espécie para validação de modelo ecológico de nicho; e amostragem para modelo de ocupação em brejo de Salesópolis. Foto: Vinicius Tonetti.

Figura 4: Alguns dos impactos observados em brejos ocupados pela espécie: **A)** Presença de atividades mineradoras como extração de areia; **B)** Construção de valas para a drenagem e aterramento.

História Natural, Área de Vida e Seleção de Habitat

Figura 5: **A)** Rede de neblina para a captura de espécimes no brejo de Salesópolis; **B)** Coleta de dados de peso de indivíduo capturado. Fotos: Rodrigo y Castro (A) e Érica Pacífico (B).

Figura 6: Macho de *F. paludicola* capturado em rede de neblina em Salesópolis (09/04/2012). Foto: Rodrigo y Castro.

Figura 7: Anilhamento de macho de *F. paludicola*. Os indivíduos recebiam uma anilha metálica CEMAVE, e uma combinação única de anilhas coloridas para identificação ao longo do monitoramento. Foto: Rodrigo y Castro.

Figura 8: Medição de partes do corpo (bico, asa, cauda e tarso) dos indivíduos capturados para análises de dimorfismo sexual morfométrico. Foto: Flávia Martins.

Figura 9: Coleta de penas para realização de estudos de genética populacional (Camargo *et al. in prep.*). Foto: Flávia Martins.

Figura 10: Fêmea anilhada no brejo de Mogi das Cruzes (D92458). Tarso direito/anilha azul; tarso esquerdo/anilha branca. Foto: Fátia Martins.

Figura 11: Disposição das anilhas coloridas em macho anilhado em São José dos Campos (E130232). Tarso direito/anilha branca; tarso esquerdo/anilha rosa.

Figura 12: Macho jovem anilhado em Salesópolis (E130205). Tarso direito/anilha verde; tarso esquerdo/anilha amarela. Os padrões do ventre assemelham-se aos padrões estriados de fêmeas adultas, e o padrão negro do peito o identifica como macho. Foto: Cauê Alleman.

Figura 13: Dois indivíduos adultos mudando as penas de voo. Ambos encontram-se no ciclo SPB (Second Pre-Basic) da estratégia complexa básica (Wolfe *et al.*, 2010).

Figura 14: Macho construindo o ninho (estrutura de taça) em Salesópolis. Foto: Elvis Jesus.

Figura 15: Ninho em brejo de Salesópolis com dois ovos de *F. paludicola*. Ovos brancos pintados em marrom. Foto: Elvis Jesus.

Figura 16: **A e B)** Monitoramento dos espécimes anilhados em São José dos Campos (onde há altas densidades de lírio-do-brejo) e Salesópolis, respectivamente.

Figura 17: **A e B)** Macho anilhado (E130201) em Salesópolis. Tarso direito/anilha vermelha; tarso esquerdo/anilha amarela. Fotos: Felipe Passos (A) e Guto Balieiro (B).

Figura 18: Deslocamento em grid para coleta de dados de densidade, altura, cobertura vegetal e altura do filme d'água para análise de seleção de habitat em Mogi das Cruzes.

Figura 19: Coleta de medidas de densidade e altura da vegetação em parcela de 1 m² para análise de seleção de habitat em Mogi das Cruzes.

Distribuição, Modelos de Nicho e Modelos de Ocupação

Tabela 2: Localidades de ocorrência histórica (utilizadas para modelagem de nicho em Maxent) e ocorrência atual do bicudinho-do-brejo-paulista nos municípios de Biritiba-Mirim, Mogi das Cruzes, Salesópolis, São José dos Campos e Guararema.

Município	Localidade	Latitude (S)		Longitude (O)		MaxEnt	Ocorrência atual
Biritiba-Mirim	Barragem de Ponte Nova	23	23	46	13	Sim	Não
Biritiba-Mirim	Estrada da Casa Grande	23	34	46	0	Sim	Ocorre
Mogi das Cruzes	Avenida Presidente Castelo branco com Estrada do Rio Acima	23	32	46	6	Sim	Ocorre
Mogi das Cruzes	Barragem do Rio Biritiba 1	23	39	46	6	Sim	Não
Mogi das Cruzes	Córrego Taboão do Parateí	23	24	46	13	Sim	Ocorre
Mogi das Cruzes	Jardim Guanabara	23	22	46	9	Sim	Ocorre
Mogi das Cruzes	Jardim Itapeti	23	21	46	10	Sim	Ocorre
Mogi das Cruzes	Fazenda Taboão	23	23	46	14	Sim	Ocorre
Salesópolis	Barragem do Paraitinga 1	23	32	45	56	Sim	Não
Salesópolis	Distrito Nossa Senhora dos Remédios	23	31	45	57	Sim	Ocorre
Salesópolis	Rio Paraitinga	23	31	45	55	Sim	Não
Salesópolis	Usina da Light Estrada dos Mirandas (Ribeirão do Pote)	23	34	45	49	Sim	Ocorre
Salesópolis	Parque Usina da Light	23	33	45	50	Nova localidade	Ocorre
São José dos Campos	Fazenda Montes Claros	23	4	46	2	Sim	Ocorre
São José dos Campos	Sítio Caleb	23	5	46	0	Sim	Ocorre
Guararema	Fazenda Suzano 1	23	25	45	58	Nova localidade	Ocorre
Guararema	Fazenda Suzano 2	23	26	45	59	Nova localidade	Ocorre

Tabela 3: Histórico de detecção do bicudinho-do-brejo-paulista em 47 áreas diferentes com suas respectivas informações ambientais. Na coluna “Histórico de detecção”: 1 = detecção; 0 = não-detecção. Nas colunas referentes à presença de matriz florestal, plantação de eucalipto e mineração: 1 = presente; 0 = ausente. Acúmulo de água obtido por medida relativa de acúmulo por célula em raster topográfico. O conjunto dessas informações foi utilizado para a análise de modelos de ocupação.

Número do Brejo	Coordenadas		Histórico de detecção			Altura <i>T. dominguensis</i> (mm)	Densidade <i>T. dominguensis</i> (número de talos)	Presença de matriz florestal	Presença de plantação de eucalipto	Presença de mineração	Distância a rio mais próximo (m)	Distância a área urbana mais próxima (m)	Distância à rodovia mais próxima (m)	Mínimo acúmulo de água	Máximo acúmulo de água	Acúmulo médio de água	Área do Brejo (m²)
7	-45.91	-23.42	0	0	0	2922.5	23	0	0	0	0.910011524	2197.430539	107.9893223	16	6313	3772.8	3540.056
19	-45.90	-23.19	0	0	0	2217.5	36	0	0	0	9.538351072	0	12125.59846	0	314	50.02174	39282.36
20	-45.93	-23.23	0	0	0	2651.25	37	0	0	0	38.87631911	0	10771.03715	0	212	25.23656	82367.07
21	-45.95	-23.22	0	0	0	2613.75	31	0	0	1	65.01517277	3839.067603	11936.93602	0	118	19.66667	10120.18
27	-46.21	-23.62	0	0	0	2273.5	32	0	0	1	137.864415	5000.649394	69.09163712	0	62	9.2	33313.5
28	-46.09	-23.69	0	0	0	3215.5	38	1	0	1	12.42389199	9478.828155	2103.295106	0	8937	918.8205	34250.44
30	-45.97	-23.43	1	1	1	2720	3	1	1	0	17.188664	5134.677658	853.9873148	0	93983	11895.99	220688.1
41	-45.84	-23.56	1	1	1	3332.5	6	1	1	0	9.260811275	2783.086674	2434.158375	0	92873	11983.04	74421.23
43	-45.62	-23.55	0	0	0	2596.25	31	0	1	0	8.408198963	17110.62288	40.44272795	1012	1015	1013.667	2909.747
44	-45.63	-23.55	0	0	0	2473.75	34	0	1	0	5.040056082	17001.28598	38.77510086	42	1454	513	3048.897
54	-46.28	-23.56	0	0	0	2555	35	0	0	1	77.63936305	872.338634	964.6125259	0	173091	3077.355	1030789
55	-45.99	-23.44	1	1	1	2672.5	8	1	1	1	50.94985234	3755.859322	74.57934098	0	3283	279.58	43592.51
57	-46.38	-23.61	0	0	0	2905	29	1	0	1	168.6821639	9777.999039	236.9208156	0	51	12.19512	36920.87
66	-45.63	-23.12	0	0	0	2818.75	29	0	1	0	111.1683148	1023.491246	223.0098473	0	12893	810.7708	43370.61
67	-45.67	-23.11	0	0	0	2552.5	31	0	0	0	1.655463481	1032.120959	79.53643033	0	3204	1599.375	6899.028
69	-46.23	-23.28	0	0	0	2726.25	32	0	1	0	11.97613836	1337.021049	915.5285571	3	104852	30653	21060.08
70	-46.02	-23.46	0	0	0	2700	33	0	1	0	14.42020899	3494.707777	2905.24623	0	7334	2722.125	21558.55
71	-46.00	-23.45	0	0	0	2190	36	0	0	0	1.500320504	3837.321521	125.9630017	0	2791	920.6667	11647.02
72	-46.00	-23.48	0	0	0	2145	37	0	1	0	44.17016035	7068.11527	19.76004584	0	29	12.16667	4371.356
73	-46.04	-23.42	0	0	0	2566.75	32	0	0	0	56.07912568	466.2810731	131.5592198	0	244	24.92857	12712.75
76	-45.93	-23.42	0	0	0	2808	29	1	1	0	62.37345881	4540.087424	884.8037146	1	12	5.666667	2437.463
79	-46.05	-23.49	0	0	0	2800	31	0	1	0	21.3899947	5681.266307	80.14504634	0	2674	251.7692	11255.47
81	-45.84	-23.48	0	0	0	2584.25	38	0	1	0	55.58064921	4562.359008	3028.37743	1	47	30.77778	7736.206
82	-46.12	-23.37	0	0	0	2239	35	0	1	1	80.7344656	3722.070658	1137.746275	3	73	12.05882	14827.66

Número do Brejo	Coordenadas		Histórico de detecção			Altura <i>T. dominguensis</i> (mm)	Densidade <i>T. dominguensis</i> (número de talos)	Presença de matriz florestal	Presença de plantação de eucalipto	Presença de mineração	Distância a rio mais próximo (m)	Distância a área urbana mais próxima (m)	Distância à rodovia mais próxima (m)	Mínimo acúmulo de água	Máximo acúmulo de água	Acúmulo médio de água	Área do Brejo (m²)
83	-46.08	-23.35	0	0	0	1896.25	36	0	1	0	23.82389187	5503.471719	922.3126807	0	2432	396.9767	35801.54
84	-46.01	-23.49	0	0	0	2929	37	0	0	0	10.96605102	7629.368686	330.0959258	0	6792	1182.542	41688.05
85	-45.99	-23.48	0	0	0	2136	35	0	1	0	12.46447663	7206.606897	372.2539625	0	7656	1375.436	65435.81
86	-45.98	-23.44	0	0	0	2278	34	0	1	0	30.39416225	4510.729981	175.0028247	0	3343	932.9286	13900.35
87	-45.82	-23.57	1	1	1	2345	9	1	1	0	119.6554236	4543.615511	4106.063257	0	54225	4455.708	290161.3
88	-46.12	-23.54	1	1	1	2789	10	1	0	0	174.0985229	3428.772317	1088.008188	0	732674	20640.31	1180524
89	-46.05	-23.07	1	1	1	2834	7	1	1	0	41.828759	16701.46578	2854.668102	0	2902	241.2348	117738.9
90	-45.96	-23.53	1	1	1	2829	9	1	0	0	43.42962056	8802.01187	2309.787035	0	771	69.90099	86962.01
91	-46.01	-23.10	1	1	1	2100	8	1	0	0	52.51635135	12321.77291	301.6342553	0	55245	6552.187	52914.89
100	-46.23	-23.41	1	1	1	2931	6	1	1	0	32.87279919	5938.251274	1696.544352	0	32466	1986.061	54096.14
101	-46.16	-23.37	1	1	1	2910	7	1	0	1	15.72088804	855.882804	1317.238705	0	26077	3764.733	144171.1
102	-46.17	-23.36	1	1	1	3011	6	1	0	0	24.3678684	792.5878645	399.7252752	0	209677	22778.05	152221.7
103	-45.86	-23.40	0	0	0	3332.5	31	0	1	0	8.831418138	1581.409953	103.8166564	0	1319	338.8182	9597.088
105	-46.18	-23.51	0	0	0	2590	32	0	0	1	16.27090982	262.3522693	60.17772397	0	40720	4235.193	127140.6
106	-46.32	-23.50	0	0	0	2299.75	33	0	0	1	103.7352602	306.6045436	165.1898636	56	185	76.9697	86649.45
107	-46.22	-23.58	0	0	0	2551.5	34	0	0	0	563.7735177	135.7445025	96.51376003	0	35	13.75	18470.2
108	-46.26	-23.57	0	0	0	2542.5	29	0	0	1	94.13690936	1485.969316	81.70665831	0	42	3.6875	12527.81
109	-46.26	-23.61	0	0	0	2602	34	0	0	1	51.72844627	242.1207839	3039.780213	0	355	39.4	8793.858
112	-46.24	-23.39	1	1	1	3013	32	1	0	0	61.79511885	5556.558379	3910.055314	0	14026	1278.818	18481.53
115	-45.71	-23.26	0	0	0	2068.75	31	1	1	0	71.66636162	654.8332274	131.7977774	0	18	5.714286	6748.88
116	-45.79	-23.29	0	0	0	2311	29	0	1	0	2.217800378	4724.520126	118.5141865	0	4234	1920.455	9149.811
117	-45.72	-23.37	0	0	0	2137.5	27	0	1	0	6.720901889	4856.55595	2889.102574	0	975	364.6	4921.651
118	-46.16	-23.43	0	0	0	2867.5	25	1	0	0	19.3404588	5487.500477	3523.762765	0	5502	1224.222	7269.073

História Natural, Área de Vida e Seleção de Habitat

Tabela 4: dados de anilhamento de *Formicivora paludicola* em três áreas distintas. E = esquerda, D = direita, Am = Amarelo, Vm = Vermelho, Az = Azul, Rx = Roxo, Rs = Rosa, Lj = Laranja, Br = Branco, Ve = Verde, F = fêmea, M = macho, A = adulto, I = imaturo, J = juvenil. Quanto a placa de incubação: 0 = Nenhuma, 1 = Lisa, 2 = Vascularizada, 3 = Latejante, 4 = Rugosa, 5 = Emplumando. Quanto ao ciclo de muda: FPB = First Pre-Basic, DCB = Definitive Cycle Basic, FPF = First Pre-Formative, FCJ = First Cycle Juvenile, SPB = Second Pre-Basic. Quanto a mudas de rêmiges: P = primária, S = secundária. Quanto ao uso das penas: 0 = nenhum, 1 = leve, 2 = moderado, 3 = forte. Quanto ao crânio: 0 = nenhuma ossificação, 1 = 1-5%, 2 = < 33%, 3 = 34-66 %, 4 = 67-95%, 5 = 96-99%, 6 = 100%. Quanto ao músculo: 0 = musculatura peitoral abaixo da quilha, 1 = musculatura peitoral na altura da quilha, 2 = musculatura peitoral acima da quilha. Geral: N = a medida não pôde ser efetuada.

Área	Anilha	Cores	Sexo	Idade	Placa	Ciclo de Muda	Muda Rêmime	Muda Retríz	Uso	Crânio	Músculo	Asa (mm)	Cauda (mm)	Cúlmen (mm)	Tarso (mm)	Mês	Ano
Mogi	D92438	D (Az)	F	A	o	FPB	4S	o	N	N	N	N	N	N	N	Abril	2012
Mogi	D92439	E (Vm)/ D (Az)	M	A	o	FPB	2,3S	3,4	o	6	2	49.5	60.2	12.2	22.7	Abril	2012
Mogi	D92440	E (Rs)/ D (Rx)	M	I	o	FPF	o	2,3	o	4	2	55	69	13.1	22.5	Abril	2012
Mogi	D92441	E (Am)/ D (Vm)	F	A	o	FPB	1,2P 1, 2S	2	1	4	2	48	62	13	23.4	Abril	2012
Mogi	D92442	E (Ve)/ D (Am)	M	A	o	DCB	o	1,2	1	6	2	51	62	13.3	23.4	Abril	2012
Mogi	D92443	E (Az)/ D (Rs)	M	A	o	FPB	9P	2	o	6	2	48.5	N	13	23.3	Abril	2012
Mogi	D92444	E (Lj)/ D (Br)	F	A	o	FPB	8,9P	2	o	6	2	52	61	12.9	23.7	Abril	2012
Mogi	D92445	E (Ve)/ D (Rs)	F	A	o	FPB	8,9P	o	o	4	2	47.5	66	13.1	22.7	Abril	2012
Mogi	D92446	E (Br)/ D (Vm)	F	A	o	DCB	o	o	o	4	2	49	64	12.7	21.1	Abril	2012
Mogi	D92447	E (Az)/ D (Am)	F	A	o	DCB	o	o	o	4	2	49	62	13.6	23.3	Abril	2012
Mogi	D92448	E (Az)/ D (Lj)	M	A	o	DCB	o	2	1	6	2	53	67	12.9	23.3	Abril	2012
Mogi	D92449	E (Br)/ D (Ve)	F	I	o	FPF	o	1	o	3	2	49	56	14	24	Abril	2012
Mogi	D92450	E (Br)/ D (Rs)	F	A	o	DCB	o	o	o	6	2	52	64	13.7	23.7	Abril	2012
Mogi	D92451	E (Am)/ D (Rx)	M	A	o	DCB	o	1	o	6	1	52	63.5	14.4	24.5	Abril	2012
Mogi	D92452	E (Rx)/ D (Br)	F	I	o	FPF	o	o	o	6	2	51	N	12.2	22.7	Junho	2012
Mogi	D92453	E (Lj)/ D (Am)	F	A	o	DCB	o	o	o	6	2	47	61	13.4	21	Junho	2012
Mogi	D92455	E (Ve)/ D (Vm)	F	I	o	FPF	o	o	o	6	2	46	55	13.2	22.9	Junho	2012
Mogi	D92456	E (La)/ D (Ve)	M	A	o	DCB	o	o	o	6	2	51	64	13.3	24	Junho	2012

Área	Anilha	Cores	Sexo	Idade	Placa	Ciclo de Muda	Muda Rêmige	Muda Retríz	Uso	Crânio	Músculo	Asa (mm)	Cauda (mm)	Cúlmén (mm)	Tarso (mm)	Mês	Ano
Mogi	D92457	E (Vm)/ D (Rx)	M	A	o	DCB	o	o	1	6	2	49	69	13.1	23	Junho	2012
Mogi	D92458	E (Br)/ D (Az)	F	A	o	DCB	o	o	0	6	2	47.5	64	13	23.3	Junho	2012
Mogi	D92459	E (Az)/ D (Ve)	F	I	o	FPF	o	o	0	4	2	47	64	13.6	23.6	Junho	2012
Mogi	D92460	E (Lj)/ D (Vm)	F	I	o	FPF	o	o	1	5	2	46	62	13.3	22.6	Junho	2012
Salesopolis	E130201	E (Vm)/ D (Am)	M	A	o	DCB	o	o	0	6	2	49	62	13.2	23.5	Junho	2012
Salesopolis	E130202	E (Am)/ D (Am)	F	A	o	DCB	o	o	0	6	2	51	65	12.1	22.6	Junho	2012
Salesopolis	E130203	E (Lj)/ D (Rs)	F	I	o	FPF	o	o	0	6	2	50	62	12.4	23.8	Junho	2012
Salesopolis	E130204	E (Br)/ D (Rx)	M	I	o	FPF	o	o	0	6	2	53	64	12.5	23.2	Junho	2012
Salesopolis	E130205	E (Am)/ D (Ve)	M	J	o	FCJ	o	o	1	4	2	49	64	12.6	23	Junho	2012
Salesopolis	E130206	E (Rs)/ D (Vm)	F	I	o	FPF	o	o	0	6	2	48	61	12.1	22.8	Junho	2012
Salesopolis	E130208	E (Az)/ D (Az)	M	A	o	DCB	o	o	0	6	2	49	65	13.4	23.7	Julho	2012
Salesopolis	E130209	E (Vm)/ D (Vm)	M	A	o	DCB	o	o	0	6	2	52	64.5	12.7	22.5	Julho	2012
Salesopolis	E130210	E (Am)/ D (Az)	F	I	o	FPF	o	o	0	6	2	49.5	60	11.8	22.3	Julho	2012
Salesopolis	E130211	E (Br)/ D (Lj)	F	I	o	FPF	o	o	0	6	2	49.5	61.5	12.7	23.1	Julho	2012
Salesopolis	E130212	E(Rx)/D(Rx)	M	A	o	DCB	o	o	0	6	2	51	64	13.1	23.6	Setembro	2012
Sao Jose	E130213	E(Rx)/ D(Lj)	M	A	o	DCB	o	o	0	6	N	52.6	59	13	23.1	Setembro	2012
Sao Jose	E130214	E(Az)/D(Br)	M	A	o	DCB	o	o	0	6	N	49	65	12.8	22.9	Setembro	2012
Sao Jose	E130215	E(Br)/D(Am)	F	A	2	DCB	o	o	0	6	N	50	N	12.9	23.5	Outubro	2012
Sao Jose	E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	I	o	FPF	o	o	2	4	1	54	67	13.7	23.8	Outubro	2012
Sao Jose	E130217	E(Vm)/D(Ve)	F	A	2	DCB	o	o	2	6	1	49	61	13.4	23	Outubro	2012
Sao Jose	E1302118	E(Ve)/D(Ve)	M	J	o	FCJ	o	o	1	4	2	50	59	12.4	22.8	Outubro	2012
Sao Jose	E130219	E(Am)/D(Rs)	F	A	2	DCB	o	o	1	6	2	48.5	60	12.3	23.8	Outubro	2012
Sao Jose	E130220	E(Vm)/D(Br)	M	A	3	DCB	o	o	1	6	2	51	65	13.5	24	Outubro	2012
Sao Jose	E130221	E(Lj)/D(Az)	M	A	o	DCB	o	o	2	6	2	51	63	13.9	23.5	Outubro	2012
Sao Jose	E130222	E(Br)/E(Br)	F	A	o	DCB	o	o	2	6	2	51	61	13.3	23.2	Outubro	2012
Sao Jose	E130223	E(Ve)/D(Br)	F	I	3	FPF	o	o	0	6	3	48	62	12.4	23.2	Outubro	2012
Sao Jose	E130224	E(Az)/D(Rx)	M	A	4	DCB	o	o	0	6	2	52	65	12.7	23.5	Dezembro	2012
Sao Jose	E130225	E(Az)/D(Am)	F	I	o	FPF	1P	o	0	3	2	49	66	12.1	22.2	Dezembro	2012

Área	Anilha	Cores	Sexo	Idade	Placa	Ciclo de Muda	Muda Rêmige	Muda Retríz	Uso	Crânio	Músculo	Asa (mm)	Cauda (mm)	Cúlmén (mm)	Tarso (mm)	Mês	Ano
Salesopolis	E130227	E(Rs)/D(Rs)	M	A	o	SPB	3P1S	1	3	6	2	N	N	12.2	21.1	Dezembro	2012
Mogi	E130228	E(Vm)/D(Rs)	M	A	o	SPB	5P 1S	1	3	3	2	N	N	12.4	23.1	Dezembro	2012
Mogi	E130229	E(Rs)/D(Az)	F	A	o	DCB	o	o	1	6	2	47	65.5	14.4	23.1	Dezembro	2012
Mogi	E130230	E(Rs)/D(Am)	F	I	o	FPF	o	o	o	6	2	45.5	60	11.6	23.2	Dezembro	2012
Mogi	E130231	E(Ve)/D(Az)	M	A	4	DCB	1S	o	1	6	2	46	59	12.3	24.3	Fevereiro	2012
Sao Jose	E130232	E(Rs)/D(Br)	M	I	o	FPF	5P 2S	1	1	6	2	49	N	13.4	23.3	Fevereiro	2013
Sao Jose	E130233	E(Az)/D(Vm)	M	I	o	FPF	4P	1	2	3	2	45	N	13.3	21.6	Fevereiro	2013

Tabela 5: Reavistamentos dos espécimes acompanhados em estudos de área de vida. Sete espécimes no brejo de Mogi das Cruzes; Quatro espécimes no brejo de Salesópolis; Quatro espécimes no brejo de São José dos Campos.

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385602	7395691	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385633	7395704	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385682	7395681	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385573	7395700	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385629	7395721	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385628	7395670	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385639	7395674	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385639	7395674	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385676	7395691	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385672	7395693	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385674	7395693	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385677	7395690	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385678	7395683	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385672	7395714	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385628	7395705	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385633	7395704	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385636	7395708	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385626	7395709	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385591	7395708	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385568	7395708	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385598	7395721	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385672	7395689	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385633	7395713	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385610	7395707	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385673	7395685	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385678	7395683	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385651	7395702	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385623	7395707	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385591	7395694	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385685	7395690	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385643	7395694	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385658	7395693	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385614	7395710	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385643	7395694	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385601	7395707	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385663	7395690	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385644	7395705	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385598	7395721	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385615	7395705	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385661	7395700	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385604	7395700	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385633	7395704	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385661	7395700	Mogi
D92460	E(Lj)/D(Vm)	F	23K	385636	7395708	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385559	7395649	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385605	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385620	7395600	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385602	7395637	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385613	7395597	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395699	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385592	7395627	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385603	7395621	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385605	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385605	7395618	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385607	7395619	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385611	7395623	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385612	7395628	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385608	7395606	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385576	7395665	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385582	7395637	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385583	7395615	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385556	7395622	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385574	7395627	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385605	7395630	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385612	7395603	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385609	7395614	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385604	7395613	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385609	7395614	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385599	7395617	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385591	7395623	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385600	7395625	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385610	7395618	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385600	7395625	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385609	7395614	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385587	7395627	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385602	7395637	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385588	7395623	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385609	7395614	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395624	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385607	7395610	Mogi
D92439	E(Vm)/D(Az)	M	23K	385596	7395624	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385861	7395696	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385867	7395709	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385896	7395695	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385865	7395702	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385902	7395691	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385886	7395684	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385862	7395695	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385874	7395699	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385860	7395712	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385865	7395702	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385891	7395688	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385926	7395646	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385935	7395682	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385888	7395671	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385879	7395689	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385926	7395658	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385874	7395699	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385877	7395670	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385947	7395672	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385867	7395694	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385909	7395662	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385884	7395697	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385967	7395681	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385882	7395662	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385874	7395699	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385863	7395708	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385876	7395695	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385869	7395699	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385884	7395697	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385897	7395687	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385874	7395691	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385889	7395693	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385867	7395694	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385897	7395687	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385892	7395680	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385935	7395682	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385888	7395671	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385942	7395675	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385921	7395663	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385900	7395679	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385874	7395699	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385902	7395691	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385942	7395675	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385915	7395678	Mogi
D92453	E(Lj)/D(Am)	F	23K	385889	7395693	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385673	7395554	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385683	7395574	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385711	7395591	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385725	7395564	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385693	7395568	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385700	7395569	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385731	7395571	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385685	7395538	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385738	7395571	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385741	7395592	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385731	7395563	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385739	7395547	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385752	7395584	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385733	7395568	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385757	7395563	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385725	7395571	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385674	7395543	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385729	7395578	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385754	7395553	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385723	7395553	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385731	7395571	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385723	7395580	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385727	7395568	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385748	7395588	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385729	7395578	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385708	7395551	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385733	7395577	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385725	7395564	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385736	7395587	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385743	7395581	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385737	7395584	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385733	7395577	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385725	7395559	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385739	7395577	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385725	7395559	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385732	7395583	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385722	7395557	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385732	7395583	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385711	7395557	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385748	7395588	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385729	7395578	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385722	7395557	Mogi
D92457	E(Vm)/D(Rx)	M	23K	385696	7395574	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385985	7395806	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385963	7395756	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385995	7395790	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385987	7395773	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385993	7395740	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385990	7395778	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385974	7395746	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385987	7395776	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385994	7395769	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385997	7395776	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386002	7395763	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385987	7395773	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385951	7395742	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386010	7395758	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385987	7395768	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385994	7395769	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385968	7395774	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386006	7395754	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385979	7395728	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386026	7395750	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385971	7395730	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385946	7395742	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386015	7395780	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385989	7395763	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386001	7395819	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385957	7395720	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385996	7395759	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385960	7395765	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385981	7395760	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385974	7395746	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385977	7395769	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385988	7395758	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385981	7395760	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385996	7395759	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385974	7395755	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385987	7395773	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386002	7395770	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385980	7395755	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385963	7395756	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385981	7395760	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385963	7395756	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386009	7395778	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385983	7395767	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385958	7395749	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386007	7395771	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385976	7395763	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	386003	7395778	Mogi
D92443	E(Az)/D(Rs)	M	23K	385968	7395774	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385796	7395680	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385813	7395680	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385794	7395610	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385795	7395605	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385792	7395637	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385795	7395610	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385853	7395629	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385803	7395613	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385803	7395668	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385805	7395604	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385819	7395628	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385738	7395660	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385807	7395582	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385801	7395608	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385809	7395624	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385799	7395584	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385817	7395615	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385859	7395622	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385853	7395618	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385811	7395636	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385801	7395601	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385833	7395639	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385799	7395615	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385840	7395634	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385827	7395627	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385815	7395645	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385845	7395629	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385823	7395641	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385828	7395633	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385810	7395631	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385838	7395629	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385823	7395641	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385807	7395661	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385806	7395645	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385799	7395615	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385823	7395641	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385815	7395645	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385805	7395604	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385819	7395628	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385815	7395621	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385807	7395661	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385803	7395638	Mogi
D92448	E(Az)/D(Lj)	M	23K	385823	7395641	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385849	7395664	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385886	7395641	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385876	7395600	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385855	7395651	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385902	7395591	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385920	7395618	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385905	7395592	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385860	7395617	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385915	7395592	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385903	7395543	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385896	7395619	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385905	7395556	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385890	7395615	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385909	7395590	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385900	7395544	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385886	7395641	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385895	7395542	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385911	7395615	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385915	7395583	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385863	7395602	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385904	7395603	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385907	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385901	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385912	7395597	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385896	7395599	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385890	7395610	Mogi

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385899	7395605	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385893	7395605	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385905	7395592	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385889	7395606	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385907	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385909	7395590	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385904	7395603	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385892	7395601	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385916	7395597	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385907	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385899	7395605	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385915	7395592	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385907	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385901	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385894	7395610	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385915	7395592	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385904	7395603	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385915	7395592	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385907	7395598	Mogi
E130230	E(Rs)/D(Am)	F	23K	385896	7395619	Mogi
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415976	7392808	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415995	7392846	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415939	7392832	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415971	7392807	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415965	7392822	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415964	7392802	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416042	7392823	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416041	7392811	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415976	7392819	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416015	7392827	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416002	7392814	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415941	7392824	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415995	7392830	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415929	7392829	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415964	7392814	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415974	7392799	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415959	7392821	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415985	7392818	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415973	7392838	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415958	7392813	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416052	7392821	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416026	7392818	Salesópolis

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415949	7392819	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415986	7392806	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415957	7392808	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415952	7392829	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415964	7392814	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415980	7392849	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415967	7392856	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415970	7392815	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415949	7392819	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415976	7392819	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415959	7392821	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415949	7392819	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415975	7392829	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415952	7392829	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415976	7392819	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415959	7392821	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415976	7392814	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415960	7392828	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415985	7392818	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415981	7392824	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416007	7392824	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	416036	7392816	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415982	7392837	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415959	7392821	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415996	7392820	Salesópolis
E130208	E(Az)/D(Az)	M	23K	415970	7392815	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415904	7392748	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415953	7392733	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415891	7392771	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415929	7392750	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415954	7392760	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415911	7392732	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415917	7392727	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415943	7392742	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415934	7392759	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415918	7392763	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415921	7392739	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415969	7392738	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415926	7392761	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415896	7392758	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415972	7392747	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415915	7392740	Salesópolis

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415899	7392766	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415924	7392735	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415900	7392752	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415969	7392759	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415892	7392765	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415915	7392740	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415918	7392734	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415934	7392759	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415934	7392773	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415915	7392740	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415918	7392739	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415915	7392740	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415926	7392741	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415919	7392745	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415926	7392741	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415934	7392739	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415925	7392751	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415915	7392740	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415926	7392741	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415914	7392736	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415918	7392739	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415926	7392741	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415924	7392745	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415899	7392766	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415926	7392741	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415901	7392757	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415918	7392739	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415925	7392751	Salesópolis
E130206	E(Rs)/D(Vm)	F	23K	415924	7392735	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415974	7392685	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416040	7392701	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415997	7392672	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416015	7392633	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416000	7392611	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416022	7392666	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415991	7392661	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416023	7392618	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415988	7392603	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416017	7392682	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416038	7392643	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416032	7392661	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415976	7392669	Salesópolis

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416015	7392633	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416012	7392627	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416005	7392666	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415991	7392618	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416017	7392682	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416046	7392701	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415989	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416029	7392638	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415973	7392698	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415989	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416013	7392618	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416035	7392687	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416009	7392640	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416043	7392689	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416027	7392688	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416030	7392685	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416009	7392640	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416020	7392642	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416000	7392625	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416007	7392624	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415983	7392682	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416042	7392698	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416023	7392633	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416000	7392625	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416000	7392611	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415989	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416026	7392679	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415983	7392682	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416019	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415989	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416019	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	416032	7392646	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415989	7392675	Salesópolis
E130201	E(Vm)/D(Am)	M	23K	415978	7392695	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415920	7392706	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415934	7392704	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415945	7392668	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415899	7392692	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415978	7392737	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415908	7392685	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415987	7392721	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415922	7392701	Salesópolis

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415958	7392718	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415922	7392701	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415950	7392680	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415993	7392730	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415912	7392696	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415935	7392687	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415912	7392696	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415909	7392701	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415948	7392710	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415901	7392702	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415980	7392713	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415900	7392684	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415953	7392671	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415907	7392692	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415971	7392727	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415899	7392688	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415952	7392667	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415937	7392716	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415925	7392685	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415920	7392695	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415948	7392710	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415926	7392693	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415901	7392702	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415912	7392696	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415937	7392716	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415899	7392688	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415937	7392716	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415934	7392704	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415912	7392696	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415920	7392695	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415939	7392709	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415916	7392692	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415933	7392708	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415905	7392689	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415948	7392674	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415906	7392698	Salesópolis
E130204	E(Br)/D(Rx)	M	23K	415930	7392691	Salesópolis
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392850	7448458	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392876	7448452	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392903	7448464	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392873	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392884	7448445	São José

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392900	7448474	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392846	7448445	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392877	7448428	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392861	7448432	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392852	7448424	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392881	7448454	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392844	7448431	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392882	7448451	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392839	7448451	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392890	7448446	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392842	7448446	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392886	7448441	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392874	7448456	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392854	7448430	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392864	7448454	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392862	7448448	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392853	7448410	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392864	7448415	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392851	7448407	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392843	7448415	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392848	7448406	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392878	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392867	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392889	7448456	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392872	7448453	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392867	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392878	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392867	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392879	7448443	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392867	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392875	7448440	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392878	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392873	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392848	7448411	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392873	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392879	7448443	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392872	7448453	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392873	7448447	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392843	7448415	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392887	7448452	São José
E130219	E(Am)/D(Rs)	F	23K	392873	7448447	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392877	7448300	São José

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392912	7448304	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392896	7448296	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392903	7448307	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392890	7448301	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392897	7448288	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392917	7448301	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392924	7448298	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392905	7448301	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392901	7448284	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392869	7448305	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392903	7448307	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392891	7448290	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392890	7448305	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392874	7448306	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392895	7448283	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392920	7448297	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392905	7448298	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392909	7448298	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392901	7448295	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392890	7448296	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392905	7448294	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392901	7448295	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392890	7448296	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392901	7448295	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392905	7448294	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392891	7448290	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392902	7448290	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392891	7448290	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392909	7448298	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392896	7448296	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392909	7448298	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392896	7448296	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392902	7448290	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392890	7448301	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392909	7448294	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392893	7448295	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392905	7448301	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392902	7448290	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392881	7448299	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392920	7448297	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392912	7448289	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392890	7448301	São José

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392893	7448295	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392912	7448289	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392901	7448284	São José
E130216	E(Ve)/D(Rx)	M	23K	392905	7448301	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448279	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392856	7448274	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392881	7448279	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392885	7448275	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392856	7448261	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392861	7448260	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392847	7448270	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392881	7448279	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392842	7448269	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448272	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448272	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392852	7448254	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392864	7448268	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392876	7448263	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392883	7448280	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392847	7448264	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392848	7448262	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392848	7448262	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448291	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392849	7448280	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392849	7448280	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392866	7448275	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448279	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392860	7448268	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392847	7448270	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392853	7448270	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392856	7448267	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392852	7448262	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392862	7448272	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392866	7448275	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392856	7448261	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448279	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392856	7448267	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392852	7448262	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392847	7448270	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392842	7448269	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392866	7448275	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392860	7448268	São José

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392847	7448270	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392874	7448272	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392856	7448267	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392852	7448262	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392866	7448275	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392847	7448270	São José
E130215	E(Br)/D(Am)	F	23K	392883	7448280	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392759	7448430	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392800	7448436	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392818	7448441	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392796	7448418	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392799	7448450	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392809	7448433	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392804	7448414	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392787	7448430	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392800	7448441	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392789	7448442	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392802	7448409	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392795	7448427	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392787	7448424	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392809	7448447	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392791	7448435	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392758	7448423	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392778	7448428	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392777	7448418	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392795	7448426	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392766	7448418	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392803	7448449	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392795	7448427	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392787	7448424	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392820	7448450	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392802	7448432	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392796	7448434	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392791	7448430	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392795	7448427	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392784	7448428	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392804	7448441	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392798	7448429	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392787	7448430	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392784	7448428	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392795	7448426	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392803	7448449	São José

Anilha	Cores	Sexo	Zona	Longitude	Latitude	Área
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392812	7448442	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392784	7448428	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392796	7448441	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392796	7448434	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392820	7448450	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392784	7448428	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392809	7448441	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392789	7448442	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392802	7448432	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392809	7448441	São José
E130221	E(Lj)/D(Az)	M	23K	392791	7448435	São José

Figura 20: Curvas de acúmulo de realocações do bicudinho-do-brejo-paulista em relação ao tamanho da área do mínimo polígono convexo (MPC). **A)** Indivíduo D92460; **B)** D92439; **C)** D92453; **D)** D92457; **E)** D92443; **F)** D92448.

Figura 21: Curvas de acúmulo de realocações do bicudinho-do-brejo-paulista em relação ao tamanho da área do mínimo polígono convexo (MPC). **A)** Indivíduo E130230; **B)** E130208; **C)** E130201; **D)** E130206; **E)** E130204; **F)** E130219.

Figura 22: Curvas de acúmulo de realocações do bicudinho-do-brejo-paulista em relação ao tamanho da área do mínimo polígono convexo (MPC). **A)** Indivíduo E130216; **B)** E130215; **C)** E130211.

Figura 23: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.

Densidade de taboa (número de indivíduos) em Mogi das Cruzes

Profundidade da água (cm) em Salesópolis

Altura da taboa (mm) em Salesópolis

Figura 24: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.

Figura 25: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.

Densidade de lírio-do-brejo (número de indivíduos) em São José 1

Profundidade da água (cm) em São José 1

Altura da taboa (mm) em São José 1

Figura 26: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.

Figura 27: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.

Figura 28: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.

Densidade de taboa (número de indivíduos) em São José 2

Figura 29: Funções do teste “Adjusted-SD” sobre um gradient de habitat. $p(x)$ é a probabilidade da ocorrência de um ponto em um habitat x . $p(E/x)$ é a probabilidade condicional da ocorrência de *F. paludicola* dada uma variável ambiental.