



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – RIO CLARO



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

**ECOLOGIA ESPACIAL DE BANDOS MISTOS DE AVES EM UM TRECHO
DE FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

CLÁUDIA SABRINE BRANDT

A large, abstract geometric pattern in shades of light blue and white, consisting of overlapping triangles and lines, occupies the bottom half of the page.

**Rio Claro – SP
2022**

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

**ECOLOGIA ESPACIAL DE BANDOS MISTOS DE AVES EM UM TRECHO
DE FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

CLÁUDIA SABRINE BRANDT

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Ecologia e Biodiversidade.

Orientador: Karl Stephan Mokross

Coorientador: Marco Aurélio Pizo
Ferreira

Rio Claro – SP
2022

B821e Brandt, Cláudia Sabrine
Ecologia espacial de bandos mistos de aves em um trecho de floresta atlântica do sul do Brasil / Cláudia Sabrine Brandt. -- Rio Claro, 2022
107 f. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientador: Karl Stephan Mokross
Coorientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira

1. Ecologia espacial. 2. Floresta Atlântica. 3. Avifauna. 4. Bandos mistos. 5. Habia rubica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: ECOLOGIA ESPACIAL DE BANDOS MISTOS DE SUB-BOSQUE DA FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL

AUTORA: CLÁUDIA SABRINE BRANDT

ORIENTADOR: KARL STEPHAN MOKROSS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. KARL STEPHAN MOKROSS (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / Instituto de Biociências de Rio Claro

Profa. Dra. KARLLA VANESSA DE CAMARGO BARBOSA (Participação Virtual)
Pós-Doutoranda do Departamento de Biodiversidade / IB Rio Claro

Profa. Dra. GABRIELA GISELLE MANGINI (Participação Virtual)
Instituto de Ecologia Regional (IER) – CONICET / Universidad Nacional de Tucuman

PROF. DR. CAIO GRACO MACHADO SANTOS (Participação Virtual)
Departamento de Ciências Biológicas / Universidade Estadual de Feira de Santana

Prof. Dr. RUDI RICARDO LAPS (Participação Virtual)
Instituto de Biociências (Inbio) / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Rio Claro, 15 de outubro de 2021



AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Karl por ter aceito o desafio de me orientar e pelos inúmeros ensinamentos;

Ao meu coorientador Marco Pizo por todo o seu conhecimento e contribuições para o trabalho;

À Sabrina por ter sido tão guerreira e não ter desistido de me acompanhar em grande parte dos campos mesmo com todas as dificuldades;

À Julia Oshima por ter tido paciência em me ensinar as análises de movimento animal e pelo auxílio na escrita da tese;

Aos amigos Adrian, Raíssa, Carlos e Cíntia por ajudarem a revisar o texto faltando “quarenta e cinco minutos” para expirar o prazo de entrega da tese;

Aos membros da banca de defesa pelas inúmeras contribuições para melhoria da discussão e escrita da tese;

Ao Carlos, meu eterno orientador, pelo auxílio na escolha das áreas de estudo e pelo empréstimo das estacas utilizadas na montagem das redes-de-neblina;

Ao Instituto Caeté-açu para a Conservação da Natureza pelo empréstimo das redes-de-neblina;

Ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres – CEMAVE pela autorização de anilhamento e pelo fornecimento dos anéis metálicos;

Ao Wilson Morelli, proprietário da RPPN Chácara Edith, ao Lauro Bacca, proprietário da RPPN Bugarkopf, e ao Mário Pavesi, proprietário da Ecopousada Rio da Prata, por terem permitido o estudo em suas áreas e por terem me recebido com tanto carinho;

Às prefeituras municipais de Blumenau e Timbó por terem autorizado o estudo no PNM São Francisco de Assis e PNM Freymund Germer (Morro Azul) respectivamente, e ao Adriano por ter sido uma companhia tão agradável e divertida durante a estadia no Morro Azul;

À administração do Parque Nacional da Serra do Itajaí por autorizar o estudo em áreas do entorno da Unidade de Conservação;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biodiversidade da UNESP, em especial, ao coordenador do PPG Tadeu, à Ivana e ao Felipe por serem tão atenciosos e pela empatia com os alunos mesmo durante o cenário de caos que se instaurou no mundo com a pandemia.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001;

À UNIASSELVI, instituição de ensino superior que trabalhei durante parte do doutorado, por me dispensar durante a realização das disciplinas e pela licença de seis meses concedida;

Aos diretores e coordenadores da Escola Municipal (E. M.) Maurício Germer e E. M. Tiroleses por serem tão compreensivos comigo durante a parte final da escrita da tese;

Às grandes amigas que fiz durante o doutorado, Raíssa e Clariana, pela companhia e pela troca de experiências tanto na área da ciência como da vida (teve até assalto!). Vocês se tornaram irmãs!

À Sheila por todo o carinho e compreensão durante a minha ausência por longos períodos para a realização das disciplinas, pelo cansaço e reclamações relacionados às saídas de campo, e pelas inúmeras crises existenciais devido ao medo de não conseguir terminar o doutorado;

Aos meus pais e irmãos pelo incentivo e por acreditarem em mim quando eu mesma não acreditei.

RESUMO

Tem sido cada vez mais evidente que o conhecimento sobre o comportamento e as interações sociais em algumas espécies são importantes para compreender a dinâmica das populações e comunidades. No caso das aves, a proteção de bandos mistos de florestas tropicais é importante para a conservação de comunidades, por incluir, em diversos casos, espécies que dependem dessas associações para permanecerem em uma determinada área. No entanto, a despeito da composição, pouco se conhece sobre a dinâmica interna de bandos mistos de floresta atlântica. Considerando que existe um consenso de que a espécie *Habia rubica* seja a espécie nuclear nos bandos em que participa, nesse estudo buscou-se compreender: 1. a área de ocupação de *H. rubica* enquanto a espécie participa de bandos mistos; 2. o grau de sobreposição entre as áreas de ocupação de *H. rubica* com a de outras quatro espécies participantes de bandos mistos (*Automolus leucophthalmus*, *Philydor atricapillus*, *Basileuterus culicivorus* e *Xiphorhynchus fuscus*); 3. quais variáveis ambientais são determinantes no uso do habitat por *Habia rubica*. Foram selecionadas cinco áreas de estudo localizadas nos municípios de Blumenau, Timbó e Brusque, Santa Catarina, Brasil, onde indivíduos das cinco espécies foram capturados e marcados com anilhas coloridas. Posteriormente, partindo da premissa de que os indivíduos de *H. rubica* são fiéis a um mesmo bando misto, foi pré-determinado um esforço amostral de ~40 horas de acompanhamento de um mesmo indivíduo/grupo de *H. rubica* enquanto associado a um bando misto em cada área de estudo. Os indivíduos tiveram a sua localização determinada em intervalos de 10 minutos com o auxílio de um GPS de mão acoplado ao pesquisador que acompanhou os bandos mistos. Utilizando a Análise de Densidade de Kernel Autocorrelacionada - AKDE, foi observado que enquanto participaram de bandos mistos, os indivíduos de *H. rubica* apresentaram uma área de ocupação de ~11 ha. Os indivíduos de *A. leucophthalmus*, *P. atricapillus* e *X. fuscus* apresentaram uma grande sobreposição com a área de ocupação de *H. rubica*, o mesmo não ocorrendo com *B. culicivorus*. A análise Função Integrada de Seleção de Passos - iSSF mostrou que a distância em linha reta até o ponto onde ocorre de escoamento preferencial de água no terreno (distância de drenagem) foi a única variável selecionada da mesma forma para todos os indivíduos de *H. rubica*, com o deslocamento ocorrendo em áreas onde ocorre o escoamento preferencial da

água. Os resultados indicam que para que seja mantida a ocorrência de bandos mistos com *H. rubica* na porção sul da floresta atlântica é necessário preservar remanescentes não-isolados, em condições relativamente boas de conservação, de tamanho ~11 ha. Essas áreas devem também incluir fundos de vales e/locais onde ocorra o escoamento preferencial da água, variável que parece determinante na movimentação de *H. rubica* enquanto participa de bandos mistos. A observação de um fluxo de entrada e saída de indivíduos de *H. rubica* dos bandos mistos estudados, cujo parentesco é desconhecido, demonstra a necessidade de estudos futuros para a melhor compreensão da dinâmica populacional da espécie. Por fim, permanece desconhecido o padrão de movimentação da espécie quando não está associada aos bandos. Considerando que o seu padrão de movimentação pode ser totalmente diferente do que ocorre quando associada a outras espécies, os requerimentos de área para indivíduos de *H. rubica* podem ser ainda maiores. Sendo assim, são recomendados estudos focando esse aspecto da ecologia espacial da espécie.

Palavras-chave: bandos mistos de aves – *Habia rubica* – Floresta Atlântica – Ecologia espacial.

ABSTRACT

It has become increasingly evident that knowledge about behavior and social interactions in some species is important to understand the dynamics of populations and communities. In the case of birds, the mixed flocks of tropical forests have an important role in biodiversity conservation as some bird species depend on these associations to remain in the area. Although some studies have been done on the flock composition, little is known about the internal dynamics of mixed Atlantic forest flocks. Considering that there is a consensus that the species *Habia rubica* is the nuclear species in the flocks it participates, this study aims to understand: 1. the area of occupancy of *H. rubica* when the species participates in mixed flocks; 2. the degree of overlap between the areas of occupancy of *H. rubica* and other four species (*Automolus leucophthalmus*, *Philydor atricapillus*, *Basileuterus culicivorus* and *Xiphorhynchus fuscus*) participating in mixed flocks; 3. the environmental variables determinant in habitat use by *H. rubica*. Five study areas located in the municipalities of Blumenau, Timbó and Brusque, Santa Catarina, Brazil, were selected and, individuals of the five species were captured and marked with colored rings. Subsequently, assuming that individuals of *H. rubica* remain in the same mixed flock, we predetermined a sampling effort of ~40 hours for tracking the same individual/flock of *H. rubica* while associated with a mixed flock in each study area. The individuals had their location recorded every 10-minute using a handheld GPS carried by the researcher who followed the mixed flocks. Using Autocorrelated Kernel Density Analysis - AKDE, it was observed that while participating in mixed flocks, *H. rubica* individuals occupy an area of ~11 ha. The individuals of *A. leucophthalmus*, *P. atricapillus* and *X. fuscus* have great overlap with the area of occupancy of *H. rubica*. We did not observe the same pattern in *B. culicivorus*. The Integrated Step Selection Function - iSSF analysis showed that the distance, in a straight line, to the point where preferential runoff of water occurs on the ground (drainage distance) was the only variable selected in the same way for all individuals of *H. rubica*. The displacement of individuals occurs in areas where there is preferential water flow. The results indicate that, in order to maintain the occurrence of mixed flocks with *H. rubica* in the southern portion of Atlantic Forest, it is necessary to preserve non-isolated remnants in relatively good conservation conditions, with a size of ~11 ha. These areas should also include valley bottoms and/or places where preferential

water flow occurs, a variable that seems to be determinant to the movement of *H. rubica* while participating in mixed flocks. The observation of an inflow and outflow of individuals of *H. rubica* from the mixed flocks studied, whose kinship is unknown, demonstrates the need for future studies to better understand the population dynamics of the species. Finally, the movement pattern of this species remains unknown when it is not associated with flocks. Considering that *H. rubica* movement patterns can be totally different from what occurs when associated with other species, the area requirements for individuals of *H. rubica* can be even higher. Therefore, studies focusing on this aspect of the spatial ecology of the species are recommended.

Key-words: Mixed species bird flocks – *Habia rubica* – Atlantic forest – spatial ecology.

SUMÁRIO

I. INTRODUÇÃO GERAL	10
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	12
II. CAPÍTULO 1: PADRÕES ESPACIAIS EM BANDOS MISTOS DE AVES DA PORÇÃO SUL DA FLORESTA ATLÂNTICA BRASILEIRA	14
1. <i>INTRODUÇÃO</i>	14
2. <i>MATERIAL E MÉTODOS</i>	18
2.1 Região do Estudo	18
2.2 A escolha das espécies e a marcação dos indivíduos	19
2.3 Acompanhamento dos bandos mistos	21
2.4 Análise dos dados	22
3. <i>RESULTADOS</i>	24
3.1 Observações comportamentais sobre os bandos mistos de aves	24
3.2 O tamanho de área de ocupação de <i>Habia rubica</i>	25
3.3 Sobreposição das áreas de ocupação dos indivíduos das espécies participantes dos bandos mistos	27
4. <i>DISCUSSÃO</i>	31
4.1 Área de ocupação de <i>Habia rubica</i> enquanto participante de bandos mistos	31
4.2 Coincidência espacial entre as áreas de ocupação das espécies participantes dos bandos mistos	33
5. <i>RECOMENDAÇÕES</i>	37
6. <i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	38
ANEXOS	43
III. CAPÍTULO 2: SELEÇÃO DE HABITAT POR BANDOS MISTOS DE AVES FLORESTAIS NO SUL DO BRASIL	61
1. <i>INTRODUÇÃO</i>	61
2. <i>MATERIAL E MÉTODOS</i>	65

2.1 Região do Estudo	65
2.2 Marcação dos indivíduos	65
2.3 Acompanhamento dos bandos mistos	66
2.4 Variáveis ambientais	67
3. <i>RESULTADOS</i>	74
3.1 Características do movimento de <i>Habia rubica</i>	74
3.2 Seleção de habitat via iSSF	76
4. <i>DISCUSSÃO</i>	82
4.1 Características do movimento de <i>Habia rubica</i>	82
4.2 Seleção de habitat via iSSF	82
5. <i>CONSIDERAÇÕES FINAIS</i>	86
6. <i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	87
<i>ANEXOS</i>	92

I. INTRODUÇÃO GERAL

Agrupamentos animais são constantemente observados na natureza e ocorrem entre ou dentro de um mesmo táxon. Para Aves podem envolver somente uma espécie ou indivíduos de duas ou mais espécies, sendo denominados agregações ou bandos mistos dependendo da origem do estímulo (GREENBERG, 2000; POWELL, 1985). É considerada uma agregação a reunião de um grupo de aves devido a um fator externo, como a presença de recursos em manchas ou o aumento temporário da disponibilidade destes (POWELL, 1979). Nestes eventos a composição de espécies pode ser fortuita e cessa logo após o recurso ser exaurido. Os bandos mistos, por outro lado, são agrupamentos dependentes da resposta positiva dentre os membros da associação havendo coesão e sincronismo na rota de deslocamento (MOYNIHAN, 1962; POWELL, 1979).

As principais hipóteses acerca das vantagens da formação de bandos mistos para seus participantes são o incremento na eficiência de forrageio, a diminuição do risco de predação ou ainda a combinação desses dois fatores (MUNN, 1986; POWELL, 1985). Estudos recentes ainda sugerem que o comportamento de algumas espécies pode criar nichos ecológicos únicos para outras espécies participantes, ao permitir que elas consumam itens alimentares afugentados durante a atividade de forrageio (HARRISON; WHITEHOUSE, 2011).

Apesar dos bandos mistos ocorrerem em quase todos os lugares do mundo e em ambientes variados, eles são mais comuns e estruturalmente complexos nos trópicos (POWELL, 1985). Até mesmo entre os ambientes tropicais há diferenças significativas na ecologia de bandos mistos. No entanto, é difícil estabelecer padrões e/ou realizar inferências mais aprofundadas dada a disparidade do conhecimento acerca dessa interação entre os diferentes domínios fitogeográficos. A floresta amazônica é, sem dúvida, onde há mais informação sobre os bandos mistos tropicais. Já na floresta atlântica, com exceção da sua composição, outros aspectos como o papel desempenhado pelos indivíduos das espécies participantes e a área ocupada pelo grupo permanecem desconhecidos.

Uma característica sugerida para os bandos mistos de aves de floresta atlântica é a imperceptível ou mesmo inexistente estratificação, pois é possível observar espécies típicas de dossel e sub-bosque em um mesmo bando (BRANDT, 2008; DEVELEY, 1997; STOTZ, 1993). Algumas aves inclusive alteram a sua altura

de forrageio quando se associam aos bandos mistos (MACHADO; RODRIGUES, 2000). Também tem sido sugerido não haver uma territorialidade sobreposta entre os participantes, o que resultaria em uma menor estabilidade (levando a uma menor riqueza média dos bandos) na floresta atlântica (ALEIXO, 1997). Até o momento nenhum estudo estimou o tamanho ou sobreposição da área de vida ocupada por indivíduos presentes em bandos mistos de floresta atlântica. Informações que podem explicar a integração entre estas espécies, como a movimentação e uso do espaço entre os integrantes dos bandos mistos permanecem desconhecidas.

Outra questão pouco esclarecida refere-se a qual(is) espécie(s) são nucleares em bandos mistos de sub-bosque de floresta atlântica. Apesar de esse papel ter sido atribuído a diversas espécies (BATISTA; MACHADO; MIGUEL, 2013; WILLRICH, 2011), principalmente o pula-pula *Basileuterus culicivorus* (BRANDT, 2008; GHIZONI-JR., 2011; MALDONADO-COELHO; MARINI, 2003; SILVEIRA, 2006), há diversos estudos sugerindo que o tiê-de-bando *Habia rubica* (subespécie *rubica*) seja a espécie nuclear de bandos mistos de sub-bosque de floresta atlântica (CESTARI, 2007; DEVELEY, 1997; MALDONADO-COELHO; MARINI, 2004).

Se *Habia rubica* de fato age como espécie nuclear nos bandos em que participa, então o conhecimento da sua área de vida e das variáveis ambientais que determinam a sua seleção de habitat pode contribuir com informações que permitam futuras medidas de conservação dos bandos mistos.

Dessa forma, essa tese se destinou a compreender melhor o comportamento espacial de *H. rubica*, buscando responder as seguintes questões:

Capítulo 1

1) Qual é o tamanho da área de ocupação de indivíduos de *H. rubica* quando associados a bandos mistos?

2) Os indivíduos das demais espécies utilizam uma área de ocupação espacialmente similar à área de vida que os indivíduos de *Habia rubica* ocupam?

Capítulo 2

3) Quais variáveis ambientais são importantes para o deslocamento de *H. rubica* enquanto participa de bandos mistos?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO, A. Composition of mixed species bird flocks and abundance of flocking in a semideciduous forest of southeastern Brazil. **Ararajuba**, v. 5, n. 1, p. 11–18, 1997.

BATISTA, R.O.; MACHADO, C. G.; MIGUEL, R. DOS S. A composição de bandos mistos de aves em um fragmento de mata atlântica no litoral norte da Bahia. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 2001–2012, 2013.

BRANDT, C. S. **Ecologia de bandos mistos de aves em uma paisagem de Floresta Atlântica no sul do Brasil**. Dissertação. Mestrado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2008.

CESTARI, C. A atração de aves em resposta ao playback de *Habia rubica*: implicações complementares sobre o papel da espécie para coesão de bandos mistos na Estação Ecológica Juréia-Itatins – SP. **Atualidades Ornitológicas**, v. 136, 2007.

DEVELEY, P. F. **Ecologia de bandos mistos de aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia - Itatins. São Paulo, Brasil**. Dissertação. Mestrado em Biologia Geral. Universidade de São Paulo, 1997.

GHIZONI-JR., I. R. Composição de bandos mistos de aves no Parque Estadual das Araucárias, oeste de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 143–148, 2011.

GREENBERG, R. Birds of Many Feathers: The Formation and Structure of Mixed-Species Flocks of Forest Birds. In: BOINSKI, S.; GARBER, P. (Eds.). **On the move: How and why animals travel in groups**. Chicago: University of Chicago Press, 2000. p. 523–558.

HARRISON, N.; WHITEHOUSE, M. J. Mixed-species flocks - an example of niche construction? **Animal Behaviour**, v. 81, p. 675–681, 2011.

MACHADO, C.G.; RODRIGUES, N. M. R. Alteração de altura de forrageamento de espécies de aves quando associadas a bandos mistos. **Ornitologia Brasileira: perspectivas, conservação e pesquisa**, p. 231–239, 2000.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de mata Atlântica no sudeste do Brasil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 43, n. 3, p. 31–54, 2003.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Â. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: The effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. **Biological Conservation**, v. 116, n. 1, p. 19–26, 2004.

MUNN, C. A. Permanent canopy and understory flocks in amazonia: species composition and population density. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 683–712, 1985.

MOYNIHAN, M. The Organization and Probable Evolution of Some Mixed Species Flocks of Neotropical Birds. **Smithsonian Miscellaneous Collections**, v. 143, p. 1–140, 1962.

MUNN, C. A. Birds that “cry wolf”. **Nature**, v. 319, n. 6049, p. 143–145, 1986.

POWELL, G. V. N. Structure and dynamics of interspecific flocks in a neotropical mid-elevation. **The Auk**, v. 96, p. 375–390, 1979.

POWELL, G. V. N. Sociobiology and Adaptive Significance of Interspecific Foraging Flocks in the Neotropics. **Ornithological Monographs**, n. 36, p. 713–732, 1985.

SILVEIRA, A. B. **Composição, estrutura e sazonalidade dos bandos mistos de aves em um remanescente de floresta paludosa no sul do Brasil**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

STOTZ, D. F. Geographic variation in species composition of mixed species flocks in lowland humid forest in Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, [S. l.], v. 38, n. 4, p. 61–75, 1993.

WILLRICH, G. **Composição e sazonalidade de bandos mistos de aves da floresta atlântica da serra do tabuleiro, SC, sul do Brasil**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

II. CAPÍTULO 1: PADRÕES ESPACIAIS EM BANDOS MISTOS DE AVES DA PORÇÃO SUL DA FLORESTA ATLÂNTICA BRASILEIRA

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes florestais neotropicais vêm sendo alvo de pressões antrópicas há um longo período. Para a floresta atlântica são cinco séculos de alteração das características originais, através do corte raso ou seletivo da sua vegetação, resultando em mosaicos compostos por áreas florestais, sistemas agrosilvopastoris e áreas urbanas (PIZO; TONETTI, 2020, SOLÓRZANO; BRASIL; OLIVEIRA, 2021).

Tem sido cada vez mais evidente que o conhecimento do comportamento e das interações sociais em algumas espécies são importantes para compreender a dinâmica das populações e comunidades (NATHAN *et al.*, 2008). No caso das aves, a proteção de bandos mistos é importante para a conservação de comunidades já que os mesmos incluem diferentes espécies. A alteração dos habitats em que ocorrem as espécies que formam os de bandos mistos afeta a permanência dos seus membros (GUIMARÃES; GUILHERME, 2021; GOODALE *et al.*, 2020; MALDONADO-COELHO; MARINI, 2000; POWELL *et al.* 2015; ZOU *et al.*, 2018) e pode ocasionar uma cascata trófica ao alterar a composição e quantidade de insetos herbívoros (GOODALE *et al.*, 2015, 2020; NYFFELER; ŞEKERCIOĞLU; WHELAN, 2018; WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008). Mais do que simplesmente uma reunião de diversas espécies, os bandos mistos de aves são agrupamentos dependentes da resposta positiva entre os membros, havendo coesão e sincronismo na rota de deslocamento (POWELL, 1979; MOYNIHAN, 1962).

A fragmentação ou alteração florestal tem sido apontada como causadora de efeitos negativos sobre os bandos mistos (e.g. BIERREGAARD; LOVEJOY, 1989; MALDONADO-COELHO; MARINI, 2000; MOKROSS *et al.*, 2014; RUTT *et al.*, 2020; STOUFFER; BIERREGAARD, 1995; STUTCHBURY; MORTON, 2001) e/ou sobre as espécies com alta dependência dessas interações ecológicas, assim como da perda das espécies nucleares tanto na Amazônia (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995) quanto na floresta atlântica (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2000). Isso levou, inclusive, à sugestão de que planos de conservação e manejo em regiões de floresta atlântica devam considerar a reintrodução de *H. rubica* em áreas onde a espécie está localmente extinta com a finalidade de manter a ocorrência de bandos mistos (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2000).

Se os indivíduos de *H. rubica* são importantes para a formação e manutenção dos bandos mistos em que participam então torna-se essencial compreender qual é a área de ocupação da espécie dentro desses bandos. Isso fica ainda mais evidente ao se considerar que para alguns bandos amazônicos os indivíduos de várias espécies compartilham uma área única e estável ao longo de um grande período de tempo (~20 anos) (DEVELEY; STOUFFER, 2001; JULLIEN; THIOLLAY, 1998; MARTINEZ; GOMEZ, 2013; MUNN; TERBORGH, 1979; POWELL, 1989). Apesar de algumas tentativas de abordar essa questão (DEVELEY, 1997), não se sabe se na floresta atlântica os indivíduos das diferentes espécies participantes de bandos mistos possuem esse mesmo padrão.

Considerando que algumas espécies sensíveis às alterações ambientais participam e são até mesmo dependentes dessa interação com bandos mistos de floresta atlântica, estudos dessa natureza são indispensáveis. Sabe-se por exemplo que na porção da floresta atlântica conhecida como Centro de Endemismo Pernambuco, espécies de aves extintas na natureza (*Philydor novaesi* e *Cichlocolaptes mazarbarnetti*) e ameaçadas de extinção (*Myrmotherula snowi*) apresentam alta dependência de bandos mistos (BARNETT; BUZZETTI, 2014; DEVELEY; PHALAN, 2021; LEES et al., 2014). As populações de *Thamnomanes caesius* e *H. rubica* vêm diminuindo drasticamente nessa região, ocasionando a perda de grandes bandos mistos (DEVELEY; PHALAN, 2021). As espécies participantes (nucleares ou não) podem assim ser expostas a um maior risco de predação ou obter um menor sucesso no forrageio (DEVELEY; PERES, 2000).

Nesse contexto, considerando que os indivíduos de *H. rubica* são determinantes para a formação e manutenção dos bandos mistos em que ocorrem busca-se responder às seguintes perguntas:

1) Qual é o tamanho da área de ocupação de indivíduos de *H. rubica* quando associados a bandos mistos?

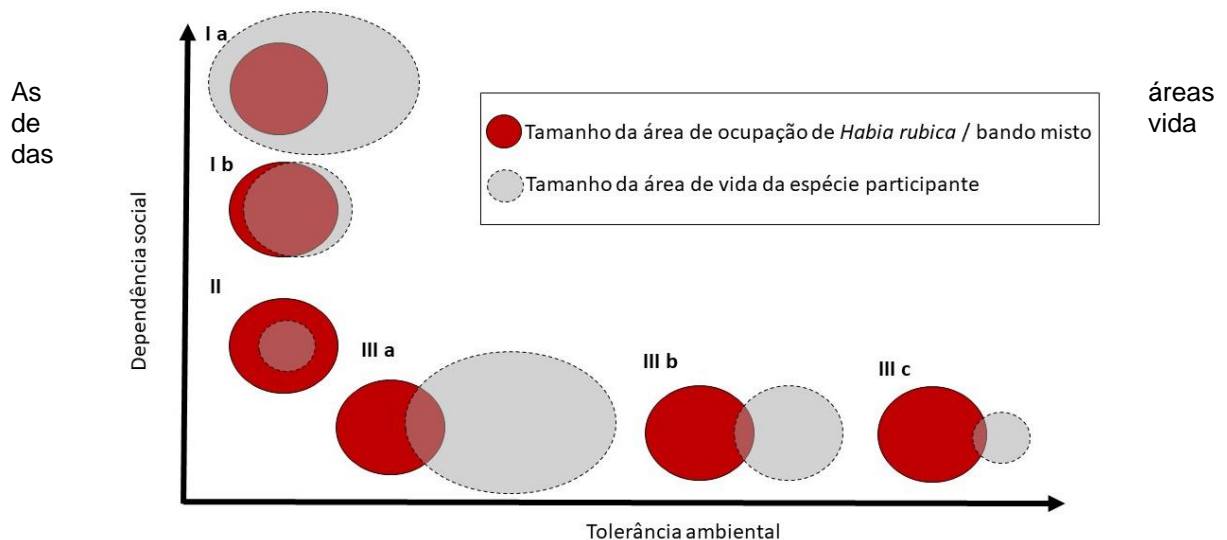
2) Os indivíduos das demais espécies utilizam uma área de ocupação espacialmente similar à área de vida que os indivíduos de *Habia rubica* ocupam?

Os bandos mistos de sub-bosque da floresta atlântica e da floresta amazônica são compostos, em sua maioria, por espécies com hábitos alimentares insetívoros. Porém, *Thamnomanes caesius*, espécie nuclear em bandos mistos amazônicos e do corredor central da floresta atlântica, apresenta hábito alimentar estritamente insetívoro, enquanto *H. rubica* é uma espécie onívora (HERRERA et al., 2003). O

componente frugívoro pode refletir sobre as táticas de forrageio, exigindo uma busca ativa por um recurso que ocorre de maneira agrupada no ambiente (GOODALE et al. 2015). No entanto, sabe-se que *H. rubica* consome uma grande quantidade de insetos (RIBON; MARINI, 2016) de forma que a participação em bandos pode elevar a sua tendência de consumir esses invertebrados, diminuindo os requerimentos de área. Ainda, a participação em bandos mistos pode propiciar uma maior proteção a predadores, permitindo gastar mais tempo na procura por insetos, tal como foi sugerido para *Chlorospingus ophthalmicus* na Costa Rica (VALBURG, 1992).

Baseando-nos em estudos anteriores com bandos mistos tropicais (e.g. MUNN; TERBORGH, 1979; POWELL, 1979; GRADWOHL; GREENBERG, 1980; JULLIEN; THIOLLAY, 1998; POMARA, 2007), foi montado um modelo comparativo (Figura 1) das possíveis combinações entre a sobreposição da área de ocupação de *Habia rubica* dentro dos bandos mistos (o que coincide com a área de ocupação de todo o bando) e as áreas de ocupação das demais espécies participantes.

Figura 1- Modelos hipotéticos da sobreposição do tamanho de área de vida das espécies participantes de bandos mistos e da sua sobreposição com a área de ocupação de *Habia rubica*.



espécies participantes de bandos mistos estão representadas pelos círculos claros e a área de ocupação de *Habia rubica* está representada pelos círculos escuros.

Em um dos extremos (Modelo I) estão representadas as espécies que possuem uma área de vida, ou seja, uma “a área percorrida durante as suas atividades normais de procura por alimento, acasalamento e cuidado com os jovens” (BURT,

1943), maior (I a) ou similar (I b) à área de ocupação de *H. rubica* dentro do bando, e que apresentam ampla sobreposição espacial com *H. rubica*. Nesses casos, as espécies podem ser dependentes da participação em bandos mistos e sensíveis às alterações ambientais que impactam essa interação. Em uma posição intermediária, estão aquelas espécies que apresentam uma área de vida menor do que a área de ocupação de *H. rubica*, mas localizada totalmente em seu interior (modelo II). Essas espécies podem não ser tão dependentes dos bandos mistos com *H. rubica* mas terem as mesmas exigências ambientais, o que as tornam menos tolerantes às alterações ambientais. O modelo III (a e b) representam espécies que sobrepoem apenas parcialmente as suas áreas de vida com a área de ocupação de *H. rubica* dentro dos bandos. Nesses casos as espécies não são consideradas dependentes de bandos mistos com *Habia rubica* e apresentam uma tolerância às alterações ambientais diferentes daquelas que os afetam, ainda que elas possam participar de bandos mistos vizinhos.

Dado que as espécies foram acompanhadas somente enquanto estavam interagindo com *H. rubica*, não é possível inferir diretamente sobre diferenças entre alguns modelos, tais como entre os modelos I a e I b e entre os modelos III a, III b e III c. Assim, espera-se ter dados que me permitam inferir diretamente sobre espécies que se enquadrem nos modelos I, II e/ou III.

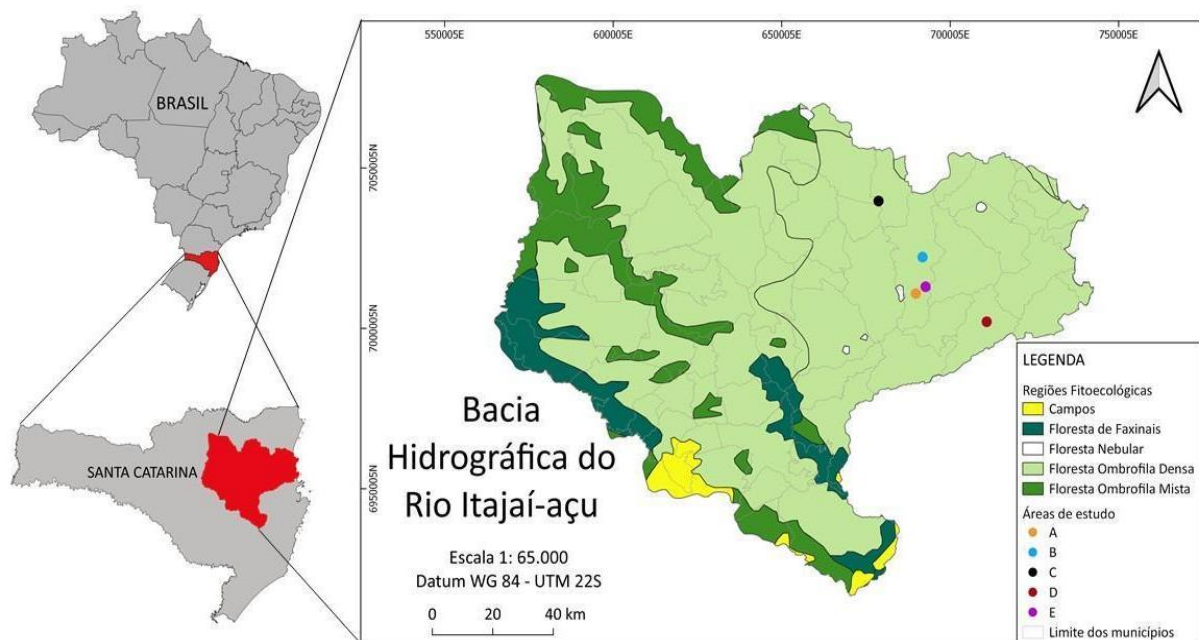
Acredita-se que compreensão dessas questões auxiliará no melhor entendimento da dinâmica interna dos bandos mistos de floresta atlântica fornecendo informações que possibilitem ações efetivas de conservação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Região do Estudo

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí-açu, no estado de Santa Catarina, sul do Brasil (*Figura 2*).

Figura 2 – Localização das áreas de estudo (A, B, C, D e E) no estado de Santa Catarina, Brasil; e a Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí-açu;



Adaptado de Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina

Localizada na porção sul do domínio fitogeográfico floresta atlântica, o clima da região é Temperado Úmido de Verão Quente (Cfa), apresentando um verão quente e úmido e um inverno ameno. A temperatura média anual é de 19° a 21° C e chove entre 120 e 180 dias no ano (COMITÊ DO ITAJAÍ, 2010). Já as altitudes variam do nível do mar até 1700 m (COMITÊ DO ITAJAÍ, 2010) e a vegetação cobre quase até o cume das íngremes encostas que formam estreitos e profundos vales (COMITÊ DO ITAJAÍ, 2010; KLEIN, 1978). A área está inserida na região fitoecológica de floresta ombrófila densa (*Figura 2*), caracterizada por uma vegetação exuberante com até 35 metros de altura e densa copa formando um dossel, e com abundância de plantas epífitas e trepadeiras (KLEIN, 1978).

Foram selecionadas cinco áreas (*Figura 3, Anexo 1*) cujas informações de fitofisionomia e estágio sucessional foram extraídas de estudos botânicos. A altitude média foi obtida através da média simples das altitudes das áreas. A altura da vegetação foi extraída a partir de dois modelos digitais (Modelo Digital de Terreno - MDT e Modelo Digital de Superfície - MDS) produzidos por estereoscopia óptica entre as imagens de levantamentos aerofotogramétricos com resolução de 1 metro/pixel feitos no território de Santa Catarina no ano de 2010 (<http://sigsc.sds.sc.gov.br/download/index.jsp>). A partir do cálculo da diferença entre os valores desses dois modelos foi obtido um modelo de altura da vegetação (CHM, do inglês *Canopy Height Model*), o qual foi recortado de acordo com o polígono das áreas de vida de cada bando misto. A partir da nova imagem gerada, foi calculada a média dos valores de altura da vegetação de cada pixel.

Figura 3 – Caracterização das cinco áreas de estudo localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Área	Sigla	Município	Fitofisionomia	Estágio sucessional da vegetação	Altitude média	Altura média da vegetação
Ecopousada Rio da prata	A	Blumenau	Sub-Montana e Montana	Médio e avançado	250 m	19,96 m
PNM São Francisco de Assis	B	Blumenau	Sub-montana	Secundária avançada	85 m	17,10 m
PNM Freymund Germer	C	Timbó	Montana	Inicial, médio e avançado	603,5 m	17,06 m
RPPN Chácara Edith	D	Brusque	Terras Baixas e Sub-Montana	Primária alterada pela exploração de madeira de lei e secundária avançada	80 m	16,33 m
RPPN Bugerkopf	E	Blumenau	Sub-Montana e Montana	Secundária avançada	311,5 m	15,08 m

PNM- Parque Natural Municipal; RPPN- Reserva Particular do Patrimônio Natural.

2.2 A escolha das espécies e a marcação dos indivíduos

Partiu-se das premissas de que *Habia rubica* é a espécie nuclear dos bandos mistos em que participa e que a formação e ocorrência dessa associação são dependentes da espécie. Dessa forma, a área de ocupação dos indivíduos de *Habia rubica* acompanhados durante a sua participação em bandos mistos (veja a definição

de área de ocupação na seção **Análise dos dados**) coincide totalmente com a área de ocupação dos bandos.

As espécies *Automolus leucophthalmus*, *Philydor atricapillus*, *Xiphorhynchus fuscus* e *Basileuterus culicivorus* foram utilizadas para avaliar a sobreposição das áreas de ocupação utilizadas por seus indivíduos dentro de bandos mistos com aquelas de *H. rubica*. A escolha dessas espécies baseou-se em estudos que relatam uma alta frequência de ocorrência dessas aves em bandos mistos florestais na Floresta Atlântica (ALEIXO, 1997; BENCKE, 1996; BRANDT, 2008; DEVELEY, 1997; PARRINI; PACHECO; MALLET-RODRIGUES, 2010; PIZO; TONETTI, 2020; ZIMMER, 2008).

Para a captura dos indivíduos, um número variado de redes-de-neblina de 12 metros X 2,5 metros e malha de 36 milímetros foi disposto em trilhas pré-existentes no sub-bosque florestal. As redes eram abertas ao amanhecer e monitoradas regularmente em intervalos de 20 a 30 minutos (KARR, 1981; ROOS, 2010). Os indivíduos capturados foram marcados com anéis metálicos fornecidos pelo CEMAVE e com uma combinação de anéis plásticos coloridos (*Figura 4*). Terminado o procedimento, os indivíduos foram soltos no local da captura. O esforço amostral por área e espécie não foi padronizado e encontra-se disponível na *Tabela 1*.

Figura 4 - indivíduo macho de Habia rubica marcado com anilha colorida durante o estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 em cinco áreas de estudo localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



Tabela 1 - Esforço amostral em cada uma das cinco áreas de estudo.

Espécies	Áreas de estudo				
	A	B	C	D	E
<i>Habia rubica</i>	8	8	3	2	17
<i>Automolus leucophthalmus</i>	2	0	3	1	2
<i>Philydor atricapillus</i>	4	7	4	3	7
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	11	8	19	5	4
<i>Basileuterus culicivorus</i>	5	8	10	2	2
Esforço amostral (h.m ²)	24432,5	10010	19775,7	3600	6540

Esforço amostral em horas-rede (h.m²) e número de indivíduos de *Habia rubica*, *Automolus leucophthalmus*, *Basileuterus culicivorus*, *Philydor atricapillus* e *Xiphorhynchus fuscus* marcados com anilhas coloridas entre os anos de 2017 e 2019 em cinco áreas de estudo localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

2.3 Acompanhamento dos bandos mistos

Entre os anos de 2017 e 2019 foram percorridas trilhas pré-existentes nas áreas de estudo em busca de indivíduos de *H. rubica* marcados. Realizado o contato visual e/ou auditivo e verificada a sua participação em um bando misto (isto é, havendo a permanência de indivíduos de pelo menos duas espécies, conectadas por interações sociais e se deslocamento em uma mesma direção) (STOTZ, 1993), o grupo/indivíduo foi acompanhado a uma distância de 10 a 20 metros pelo máximo de tempo possível (para mais detalhes sobre a metodologia ver MOKROSS *et al.*, 2014). Devido ao trajeto dos bandos não seguir uma rota pré-determinada, o observador se deslocou em meio à floresta, independentemente da existência de trilhas. Nos casos em que o bando misto se movimentou por áreas inacessíveis, a trajetória foi desconsiderada até o ponto onde o acompanhamento se tornou novamente possível.

A cada nova visita às áreas de estudo o mesmo indivíduo/grupo de *H. rubica* marcado foi acompanhado, desde que observada a sua participação em um bando misto. Partindo da premissa de que cada indivíduo/grupo de *Habia rubica* se associou ao mesmo bando durante toda a amostragem, foram acompanhados cinco bandos mistos nomeados de acordo com a área de estudo em A, B, C, D e E.

Partindo da consulta a um pesquisador experiente em estudos espaciais com bandos mistos (Karl S. Mokross, *com. pess.*) foi estabelecido que o acompanhamento dos bandos mistos por 40 horas como adequado para obter as informações desejadas. No caso em que o(s) indivíduo(s) de *H. rubica* até então acompanhado(s) foi(ram) perdido(s) antes desse total de horas, mesmo após várias tentativas de busca, as informações foram descartadas, sendo reiniciada a procura e acompanhamento de outro indivíduo/grupo de *H. rubica*. Exceção foi feita para a área A que, devido à inclinação do relevo da área de ocupação do bando misto, foi amostrada por 38,4 horas. A média de acompanhamento por bando misto foi de 40,69 horas, totalizando 203,46 horas de amostragem. O tempo necessário para alcançar o número de horas pré-determinado variou entre 8 meses (área E) a 1 ano e 11 meses (área D) (para mais detalhes consulte *Anexo 2*).

Para o registro das trajetórias dos indivíduos de *H. rubica* foi utilizado um GPS de mão ETREX 30x com uma resolução aproximada de 10 metros, programado para marcar a posição geográfica em intervalos de 30 segundos. Como o dispositivo de rastreamento estava acoplado ao pesquisador e não às aves, os dados possuem um atraso em relação à movimentação dos bandos (RUTT *et al.*, 2020). Apesar da existência de técnicas mais avançadas de telemetria, o método escolhido já foi utilizado em estudos semelhantes (e.g. MOKROSS *et al.*, 2014; POTTS *et al.*, 2014; RUTT *et al.*, 2020) e pareceu mais adequado do que o uso de equipamentos GPS ou VHF para rastreamento, que poderiam ser colocados nas próprias aves, devido a limitação imposta pelo tamanho das espécies de aves envolvidas e da cobertura florestal mais densa que pode atrapalhar a transmissão de sinais de GPS.

Posteriormente o intervalo das posições de *H. rubica* foi interpolado e ajustado para 10 minutos. Esse período foi considerado adequado para verificar as questões relacionadas à seleção do habitat, dada a distância percorrida pelos indivíduos por unidade de tempo e a resolução dos dados das variáveis ambientais. Esse também foi o intervalo de tempo em que foi conferida a presença de outras espécies e anotada a sequência de anilhas coloridas do(s) indivíduo(s) avistado(s) de *A. leucophthalmus*, *P. atricapillus*, *X. fuscus* e *B. culicivorus*.

2.4 Análise dos dados

Nós partimos da definição dada por Burt (1943) para área de vida (já citada anteriormente nesse trabalho) e a adaptamos para a área utilizada pelos indivíduos

participam de bandos mistos. A esse novo espaço foi dado o nome **de área de ocupação**.

O cálculo das áreas de ocupação dos indivíduos das cinco espécies e a sobreposição entre as áreas de ocupação de *H. rubica* com as demais espécies foi feito através do aplicativo ctmm web (DONG; FLEMING; NOOMAN, 2008), que possui interface com o pacote ctmm (CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016) disponível no programa R (R CORE TEAM, 2021). Esse pacote apresenta um fluxo de trabalho que calcula as posições de semivariância das localizações de cada indivíduo, identificando os modelos de movimento que melhor se ajustam aos dados (maiores detalhes sobre os modelos estão disponíveis em CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016). Caso os modelos selecionados revelem a existência de correlação entre os dados (correlação de velocidade, de posição e de formação de estabelecimento de uma área de vida – no nosso caso área de ocupação), é utilizada a Estimativa de Densidade de Kernel Autorrelacionada (AKDE) (FLEMING et al., 2015). Havendo independência entre os dados, a Análise de Densidade de Kernel (KDE) (WORTON, 1989) é automaticamente gerada a partir de um modelo IID (*independent identically distributed*). Ambos os métodos calculam a largura de banda de suavização apropriada de acordo com dados e o modelo que melhor se ajustou a ele, sendo possível ajustar 5 tipos de modelos distintos (IID, BM (*Brownian Motion*), OU (Ornstein-Uhlenbeck), IOF (Integrated Ornstein-Uhlenbeck), OUF Ornstein-Uhlenbeck F), que estimam a área de vida (área de ocupação) delimitando uma região de cobertura percentual, geralmente 95% para a área de vida e 50% para a área central, da distribuição da probabilidade de todos os locais possíveis de serem utilizados (CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016; FLEMING et al., 2015).

Para calcular a sobreposição entre as áreas de vida (áreas de ocupação), as estimativas do AKDE e KDE dos indivíduos foram comparadas utilizando o coeficiente de Bhattacharyya com correção de viés (BC) (WINNER et al., 2018). A tabela com o modelo mais bem ajustado para cada indivíduo e o estimador utilizado (AKDE ou KDE) encontra-se disponível em *Anexo 3*.

3. RESULTADOS

Durante o acompanhamento dos bandos mistos foram registradas 119 espécies de aves associadas. O número de espécies variou entre 72 (área B) e 81 (áreas C, D e E). A listagem completa, assim como a frequência de ocorrência de cada espécie nos bandos mistos, encontra-se disponível no *Anexo 4*.

3.1 Observações comportamentais sobre os bandos mistos de aves

Na área B os indivíduos do grupo de *H. rubica* inicialmente marcados e acompanhados (N=5, dois ou mais sendo imaturos) foram perdidos após poucos dias de amostragem e não foram mais visualizados. Após alguns meses, outros três outros indivíduos foram encontrados e marcados (um macho, uma fêmea e um juvenil), sendo observado que enquanto participavam de bandos mistos visitavam locais semelhantes àqueles do grupo anterior. Assim, é possível que os indivíduos de *H. rubica* inicialmente acompanhados tenham dispersado ou mesmo sido predados, mas alguns não marcados tenham permanecido na área. A observação da aproximação de um grupo de *H. rubica* em vocalização constante, enquanto era aguardado o início da atividade do bando misto no dia 07/04/2018 reforça essa ideia. Passado um breve período de interação entre vários indivíduos da espécie através de voos rápidos e circulares, esses indivíduos se afastaram e o grupo de *H. rubica* acompanhado iniciou a sua atividade juntamente com as outras espécies do bando.

Outro episódio ocorrido em B e que merece nota ocorreu com *A. leucophthalmus*. Durante aproximadamente dois anos nenhum indivíduo foi observado, demonstrando que a espécie parecia não ocorrer na área. No entanto, no dia 19/03/2019 um indivíduo foi registrado vocalizando e se movimentando rapidamente. Após cerca de 30 minutos de contato, a ave se distanciou em direção à uma das bordas do fragmento e não foi mais registrada. Durante esse evento não foi registrada a participação de indivíduos de *H. rubica*.

Nas áreas A e E foram observadas oscilações na quantidade de indivíduos de *H. rubica* participando dos bandos mistos. Por exemplo, na área E, dois indivíduos anilhados de *H. rubica* acompanharam o bando misto somente no início das amostragens, não sendo mais observados em eventos subsequentes. No restante da amostragem dois casais permaneceram juntos ocupando a mesma área de vida. Na área A também foram observados dois casais utilizando a mesma área de vida, porém, em outras oportunidades outros dois indivíduos de *H. rubica* anilhados

participaram no bando. Por fim, em D, o grupo de *H. rubica* acompanhado era formado por um indivíduo macho adulto, um indivíduo macho jovem e outro indivíduo fêmea. Nesse local não foram observados outros indivíduos da espécie interagindo.

3.2 O tamanho de área de ocupação de *Habia rubica*

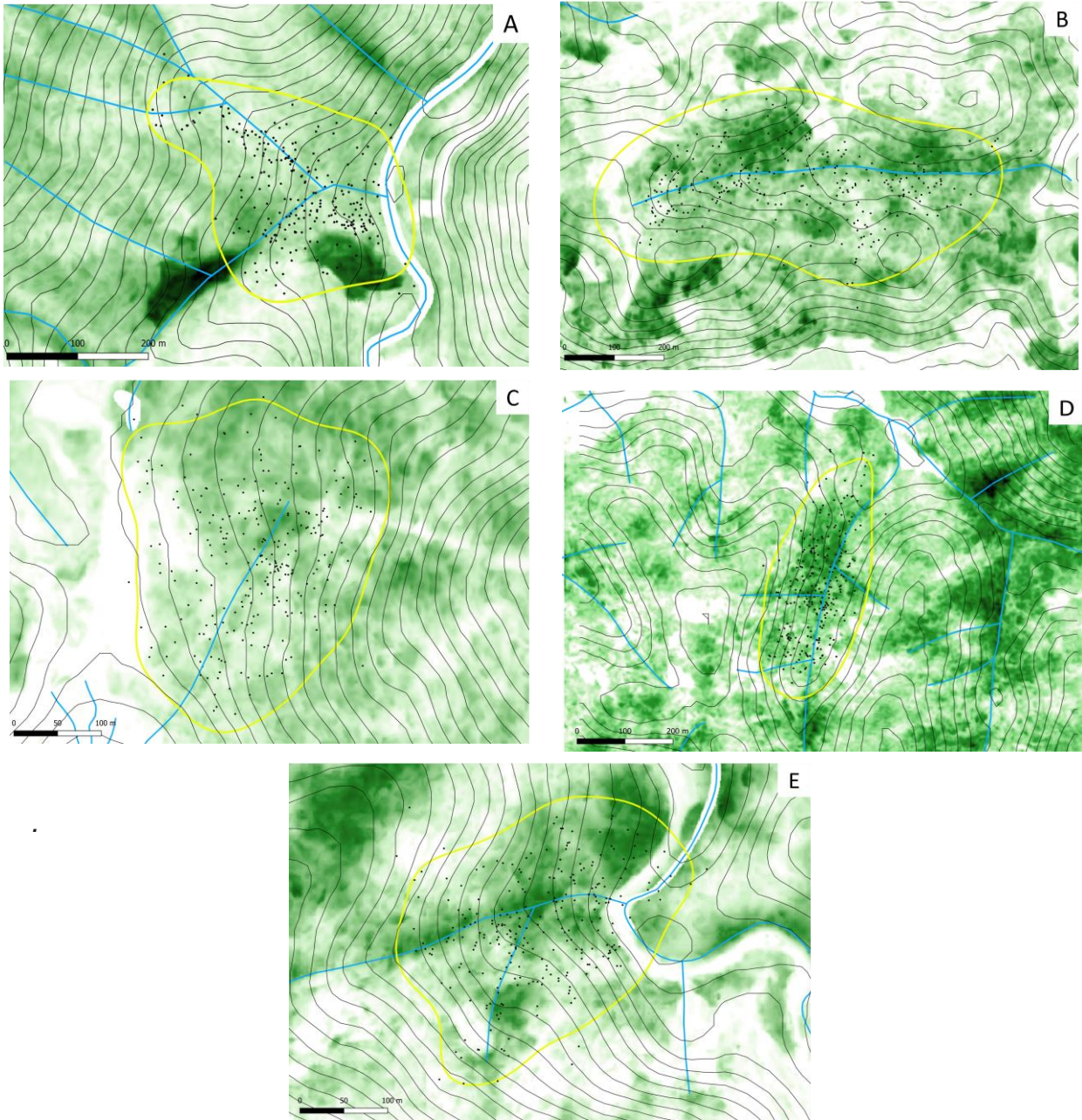
O tamanho médio da área de ocupação de *H. rubica* em cada um dos bandos mistos foi estimado entre 11,58 ha ($\pm 6,58$ ha) e a sua área central média, ou seja, a área onde se concentraram mais de 50% das localizações, foi de 2,91 ha ($\pm 1,93$ ha) (Tabela 2; Figura 5). No bando misto B, *H. rubica* apresentou uma área de ocupação cerca de duas vezes maior que nos demais bandos.

Tabela 2 – Tamanho das áreas de ocupação de H. rubica considerando 95% das localizações geradas pela análise AKDE em cada bando misto estudado entre 2017 e 2019 em cinco áreas localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Bando Misto	Área de ocupação de <i>H. rubica</i> em ha / IC	Área Central de ocupação de <i>H. rubica</i> em ha / IC
A	7,62 / (5,77 - 9,72)	1,82 / (1,38 - 2,32)
B	23,11 / (16,34 - 31,03)	6,36 / (4,5 - 8,54)
C	8,74 / (7,08 - 10,58)	2,19 / (1,77 - 2,65)
D	10,92 / (6,51 - 12,14)	2,22 / (1,59 - 2,96)
E	7,52 / (5,73 - 9,54)	1,96 / (1,49 - 2,48)
média / desvio padrão	11,58 ($\pm 6,59$)	2,91 ($\pm 1,93$)

ha = hectares. IC = Intervalo de confiança.

Figura 5 – Visualização das áreas de ocupação de *H. rubica* considerando 95% das localizações geradas pela análise AKDE em cada bando misto estudado entre 2017 e 2019 em cinco áreas localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



Pontos pretos são as localizações de *Habia rubica* em intervalos de 10 minutos. A altura das árvores aparece em tons de verde, com verde escuro representando as árvores mais altas. Linhas em azul representam os trechos de drenagem e linhas em preto indicam as curvas de nível do terreno.

3.3 Sobreposição das áreas de ocupação dos indivíduos das espécies participantes dos bandos mistos

Ainda que a escolha das espécies tenha se baseado em estudos prévios, as espécies selecionadas ficaram entre as cinco espécies com maior frequência de ocorrência (FO) em todos os bandos mistos acompanhados (material suplementar 2). Com exceção do bando D, *P. atricapillus* foi a espécie mais frequentemente associada aos bandos, sendo sua frequência média nos bandos de 73,03% (\pm 9,89%). As demais três espécies apresentaram as seguintes frequências médias de ocorrência: *B. culicivorus*= 63,54% (\pm 6,69%); *A. leucophthalmus*= 55,90% (\pm 12,84%); e *X. fuscus* = 52,38% (\pm 5,33%).

No entanto, devido ao adensamento da vegetação, o registro das espécies participantes dos bandos mistos ocorreu majoritariamente de forma auditiva, de forma que o número de localizações por indivíduo marcado foi bastante inferior ao registrado para *H. rubica* e variou consideravelmente entre as áreas. Ao total, foram registradas ao menos localizações de nove indivíduos de *P. atricapillus*, 5 indivíduos de *A. leucophthalmus* e de *B. culicivorus*, e de um indivíduo de *Xiphorhynchus fuscus* (Tabela 3).

Tabela 3 - Áreas de ocupação dos indivíduos de Automolus leucophthalmus, Basileuterus culicivorus, Philydor atricapillus, e Xiphorhynchus fuscus considerando 95% das localizações geradas pela análise AKDE entre 2017 e 2019 em cinco áreas localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Espécie	Indivíduo	Bando misto	Número de localizações	Área de ocupação (ha)	Sobreposição da área de ocupação com <i>Habia rubica</i>
<i>Automolus leucophthalmus</i>	A1	C	12	5,22	0,96
	A2	C	40	9,33	0,99
	A3	E	10	9,78	0,98
	A4	E	10	14,35	0,99
	A5	D	54	6,53	0,99
<i>Basileuterus culicivorus</i>	B1	B	15	1,65	0,46
	B2	B	16	1,36	0,34
	B3	B	11	0,97	0,10
	B4	B	27	2,1	0,45

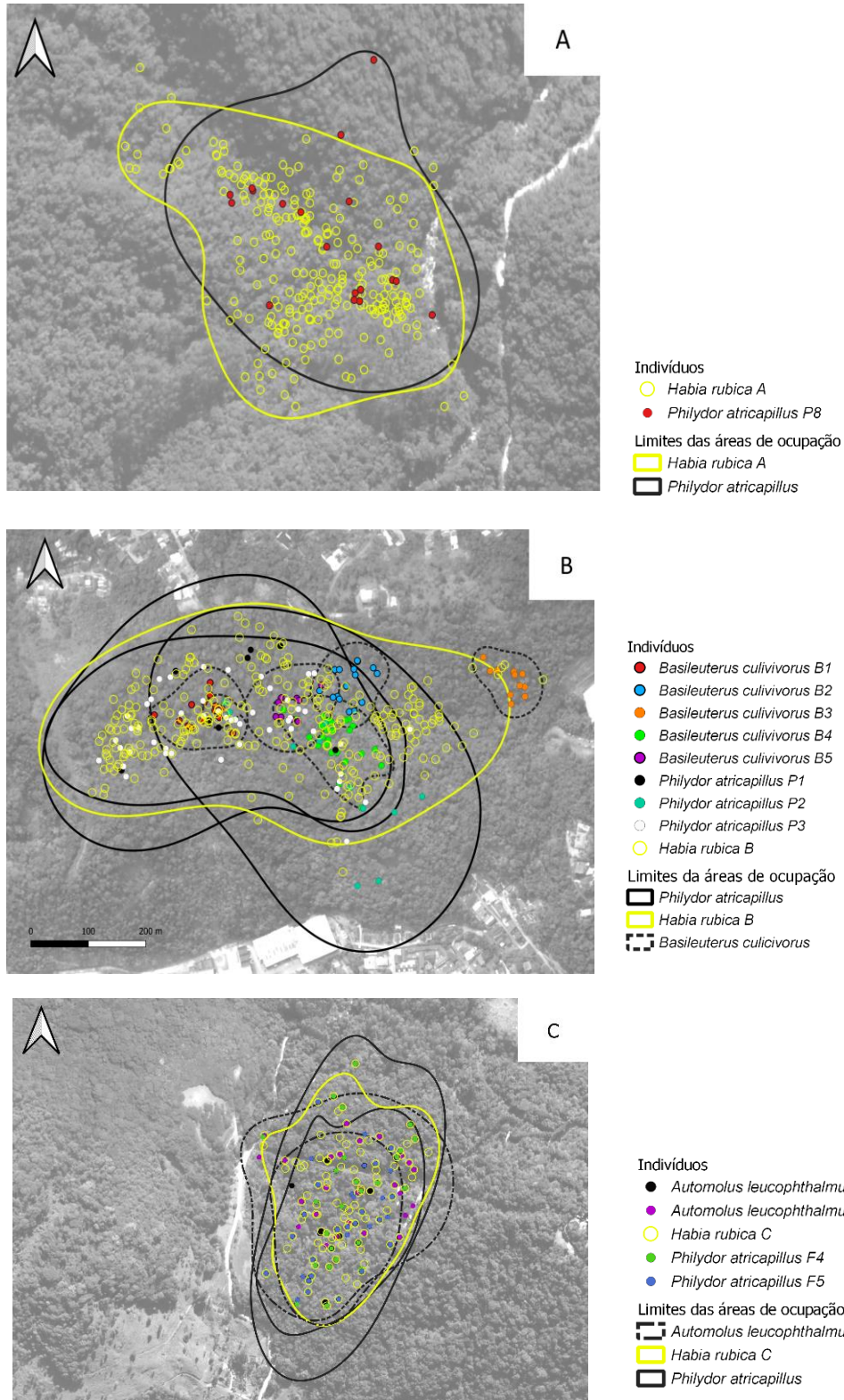
	B5	B	10	2,09	0,49
<i>Philydor atricapillus</i>	P1	B	18	16,03	0,80
	P2	B	16	19,6	0,93
	P3	B	49	22,22	0,96
	P4	C	37	11,85	0,98
	P5	C	33	6,97	1,0
	P6	E	11	7,75	0,96
	P7	E	17	12,23	0,99
	P8	A	19	7,70	0,98
	P9	D	60	7,32	0,99
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	X1	E	11	3,89	0,99

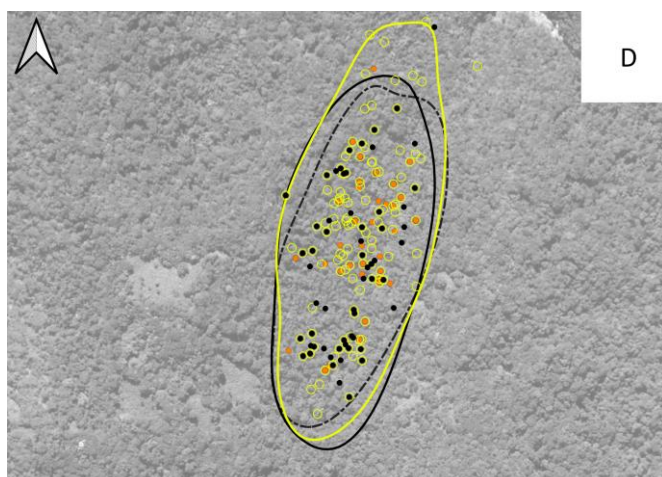
ha = hectares.

O tamanho da área de ocupação dos indivíduos de *P. atricapillus* foi o maior entre o de todas as espécies amostradas, apresentando uma média de 9,98 ha ($\pm 3,95$ ha). Os indivíduos de *A. leucophthalmus* também apresentaram áreas de ocupação grandes, com tamanho médio de 9,04 ha ($\pm 3,52$ ha). O indivíduo de *X. fuscus* utilizou uma área de ocupação estimada em 3,89 ha, sendo bem superior à área de ocupação média de *B. culicivorus*, que foi de 1,63 ha ($\pm 0,49$ ha).

Os indivíduos de *A. leucophthalmus*, *P. atricapillus* e *X. fuscus* uma grande sobreposição entre as suas áreas de ocupação e aquelas de *H. rubica* (Tabela 3; Figura 6; Anexo 3). As localizações de *X. fuscus*, por exemplo, sobrepueram 99% a área de ocupação de *H. rubica*. Entre as demais espécies, as áreas de ocupação de *A. leucophthalmus* sobrepueram em média 98,2% ($\pm 1\%$) com *H. rubica*, enquanto para *P. atricapillus* esses percentuais foram de 95% ($\pm 6\%$). A única espécie que apresentou baixos valores de sobreposição foi *B. culicivorus*, com uma média de 36,8% ($\pm 16\%$).

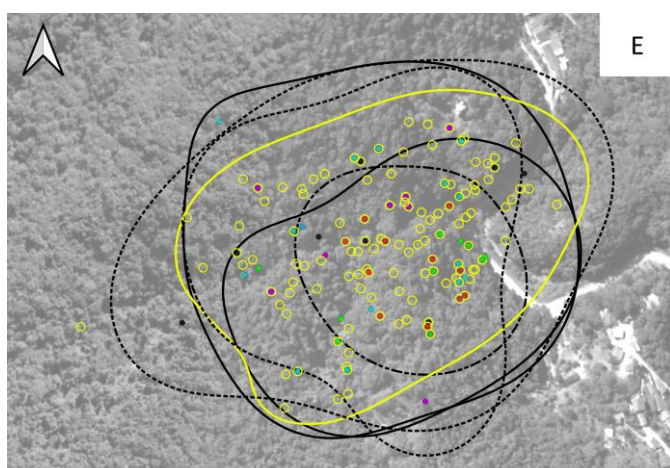
Figura 6 - Representação da sobreposição das áreas de ocupação de bandos mistos com *Habia rubica* (A-E) e as áreas de vida de indivíduos de *Automolus leucophthalmus*, *Philydor atricapillus* e *Basileuterus culicivorus* participantes dos bandos mistos.





D

- Indivíduos
- *Automolus leucophthalmus* A5
 - *Habia rubica* D
 - *Philydor atricapillus* P9
- Limites das áreas de ocupação
- ▬ *Automolus leucophthalmus*
 - ▬ *Habia rubica* D
 - ▬ *Philydor atricapillus*



E

- Indivíduos
- *Automolus leucophthalmus* A3
 - *Automolus leucophthalmus* A4
 - *Habia rubica* E
 - *Philydor atricapillus* P6
 - *Philydor atricapillus* P7
 - *Xiphorhynchus fuscus* X1
- Limites das áreas de ocupação
- ▬ *Automolus leucophthalmus*
 - ▬ *Habia rubica* E
 - ▬ *Philydor atricapillus*

Círculos representam pontos onde os indivíduos foram avistados e as linhas correspondem aos limites das áreas de ocupação calculados via programa CTMM. Todos os limites consideram a isopleta de 95%.

4. DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que a área de vida ocupada por *H. rubica* enquanto participa de bandos mistos foi semelhante em quatro dos cinco remanescentes florestais estudados. No entanto, o tamanho cerca de duas vezes maior em B demonstra que fatores locais podem ter grande influência sobre os requerimentos de área dos indivíduos de aves enquanto essas participam de bandos mistos com *H. rubica*.

Quando participaram de bandos mistos com *H. rubica*, *Automolus leucophthalmus* e *P. atricapillus* apresentaram ampla sobreposição de suas áreas de vida com as daquela espécie, sugerindo uma dependência da ocorrência dessa associação. Esses resultados sugerem que a ocorrência de alterações ambientais que ocasionem a perda dessa associação possivelmente também surtirá efeito negativo sobre *A. leucophthalmus* e *P. atricapillus*.

4.1 Área de ocupação de *Habia rubica* enquanto participante de bandos mistos

Com exceção da área B, o tamanho da área de ocupação de *H. rubica*, que neste trabalho consideramos como a área de ocupação do bando misto como um todo (7,52 – 10,92ha) são muito similares àqueles observados para bandos de sub-bosque na Amazônia peruana (8 ha) (MUNN; TERBORGH, 1979) e na Guiana Francesa (média= 8,75 ha) (JULLIEN; THIOLLAY, 1998). No entanto, valores muito maiores (~14 ha (RUTT *et al.*, 2020)) ou menores (~3,65 ha (GUIMARÃES; GUILHERME, 2021)) também foram encontrados em diferentes regiões da Amazônia brasileira. No interior de um mesmo ambiente, o tamanho das áreas de vida pode variar consideravelmente (3,2 ha-14,3 ha (JULLIEN; THIOLLAY; 1998) e 11,09 ha - 18,33 ha (RUTT *et al.*, 2020)). Assim, a comparação entre as áreas utilizadas por bandos mistos se mostra bastante complexa, pois deve considerar fatores que podem influenciar os requerimentos de área em locais diferentes (por exemplo, o tamanho e densidade de árvores, a existência de lianas e bambus, a abertura do dossel e a idade da floresta (GUIMARÃES; GUILHERME, 2021)), ou mesmo localmente, como por exemplo a sazonalidade, as interações territoriais e um mapa cognitivo do ambiente (POTTS *et al.* 2014).

A ocupação de uma área duas vezes maior por B indica que em B haja alguma variável atuando sobre a dinâmica espacial de *H. rubica*. São sugeridas duas

possibilidades, não necessariamente excludentes, do que pode ter ocasionado o uso de uma área de ocupação maior por *H. rubica* no bando misto da área B:

1ª) Relaxamento competitivo. A existência de um único grupo de *H. rubica* na área B pode permitir que os indivíduos da espécie, assim como o bando misto ao qual estão associados, ocupem uma área maior por não haver competição por espaço. Em estudo realizado com bandos mistos amazônicos os pesquisadores observaram uma forte relação entre as interações territoriais entre bandos e a área ocupada pelos mesmos (MOKROSS et al., 2018). O registro em todas as demais áreas (A, C-D) de ao menos um evento agonístico entre bandos mistos vizinhos reforça a ideia de que essas interações possam restringir o tamanho da área ocupada por um bando misto de *H. rubica*.

2ª) Escassez de recursos alimentares- a falta de recursos é citada como possível causa dos bandos mistos amazônicos ocuparem áreas muito maiores em áreas de floresta secundária do que em áreas primárias (MOKROSS et al., 2018). Ao mesmo tempo, a ausência de indivíduos de *H. rubica* em pequenos fragmentos florestais também foi associada a um possível declínio das populações de insetos (BARBOSA et al.; 2017). No entanto, dado que neste estudo a disponibilidade de insetos e frutos (esses últimos consumidos em grande quantidade por *H. rubica*) não foi estimada são necessários estudos para compreender a importância desse fator nas áreas ocupadas pelos bandos mistos com *Habia rubica*.

Outra característica única de B foi a inexistência de uma população residente de *A. leucophthalmus*, sendo um indivíduo observado em uma única ocasião e sem a participação em bandos mistos. Considerando que esta área é a única inserida em uma matriz urbana, é possível que ela sofra uma maior influência da presença de gatos (*Felis catus*) e cães domésticos (*Canis familiaris*), estes últimos observados em algumas visitas à área. Sabe-se que em alguns casos a predação de aves por animais domésticos pode ter importante papel na extinção ou declínio das populações de aves (ALMEIDA; JESUS, 2013; BONNAUD et al., 2012; DOHERTY et al., 2017; TROUWBORST; MCCORMACK; CAMACHO, 2020). Como *Automolus leucophthalmus* nidifica em barrancos a uma pequena altura do solo (COCKLE; BODRATI, 2017), isso o torna particularmente suscetível a eventos de predação por esses agentes.

O comportamento observado para *H. rubica* foi diferente do que tem sido observado nas espécies insetívoras de sub-bosque: essas espécies costumam viver

aos pares ou pequenos grupos familiares e defendem um mesmo território ao longo do ano, mesmo quando participando de bandos mistos (JULLIEN; THIOILLAY, 1998; STUTCHBURY; MORTON, 2001). No entanto, para *H. rubica*, em alguns momentos foram registrados vários indivíduos (às vezes mais de cinco indivíduos), cujo parentesco é desconhecido, explorando uma mesma área juntos. Ao mesmo tempo em que na América Central observou-se que a espécie *Habia rubra* tende a evitar outros indivíduos que não sejam um parentesco imediato (SKUTCH, 1954), uma fêmea de *Habia rubra* foi vista atuando como ajudante no cuidado dos filhotes de outra fêmea em outra ocasião (SANDOVAL, 2007). Esse último comportamento já havia sido observado para *Habia gutturalis*, com um indivíduo não reprodutivo ajudando uma fêmea a construir o ninho (WILLIS, 1960). Estas informações levam a sugestão de que as espécies do gênero *Habia* apresentam um comportamento social complexo. Da mesma forma indica que possa haver uma alta movimentação de indivíduos de *H. rubica* entre as áreas de ocupação do bando misto, mas que haja um grau de parentesco direto entre eles.

4.2 Coincidência espacial entre as áreas de ocupação das espécies participantes dos bandos mistos

A grande sobreposição espacial entre os indivíduos de *A. leucophthalmus* e de *P. atricapillus* com *H. rubica*, assim como a alta frequência nos bandos (Anexo 4), sugerem uma co-dependência entre os indivíduos dessas espécies durante a sua participação em bandos mistos. Esse resultado difere de estudo feito com bandos mistos em áreas de mata de encosta de baixada (altitude abaixo dos 300 metros) na Estação Ecológica (ESEC) Juréia-Itatins, no sudeste brasileiro (DEVELEY, 1997), onde não foi verificada uma fidelidade individual dessas espécies dentro de um bando misto. Ainda que a área de estudo onde o bando misto C foi acompanhado tenha uma altitude média próxima aos 600 metros, todas as demais áreas estão localizadas dentro da cota altitudinal do trabalho na ESEC Juréia-Itatins Assim, diferenças altitudinais não explicam a diferença verificada. Por outro lado, é necessário considerar que a floresta atlântica apresenta uma grande variação latitudinal em relação à sua flora, influenciada principalmente por mudanças na temperatura e precipitação (PRATA *et al.*, 2018), o que pode de alguma forma também influenciar sobre o comportamento das espécies de aves. Por fim, não é possível descartar a possibilidade de que o histórico de colonização e exploração de

diferentes porções da floresta atlântica também possam influenciar as populações de aves locais.

Se considerarmos a relação existente entre grandes áreas de vida e uma baixa densidade populacional em espécies de aves (STUCHTBURY; MORTON, 2001; RIBON; MARINI, 2016), a grande sobreposição com a área de ocupação de *H. rubica* e alta frequência de ocorrência nos bandos, podemos supor que os indivíduos estudados de *A. leucophthalmus* sejam bastante sensíveis à perda de habitat e à ausência de bandos mistos, se adequando aos parâmetros do modelo I.

A alta frequência de ocorrência de *P. atricapillus* (média= 73,3%) foi muito semelhante ao reportado em estudo sobre o comportamento de forrageamento da espécie (PARRINI *et al.*, 2010). Na ocasião, os autores comentam que em 68% dos contatos, as espécies estavam participando de bandos mistos, em sua maioria na presença de *H. rubica* também estava presente. Nos chamou atenção que em B alguns dos indivíduos de *P. atricapillus* (P2 e P3) também tiveram uma área de ocupação expressivamente maior do que para os outros bandos. Alguns autores sugerem que quando há uma área comum em bandos mistos, alguns membros podem ter uma área exclusiva maior do que eles seriam capazes de controlar individualmente (MUNN; TERBORGH, 1979). Assim é possível que *P. atricapillus* ajuste a sua área de ocupação àquela utilizada por *H. rubica*.

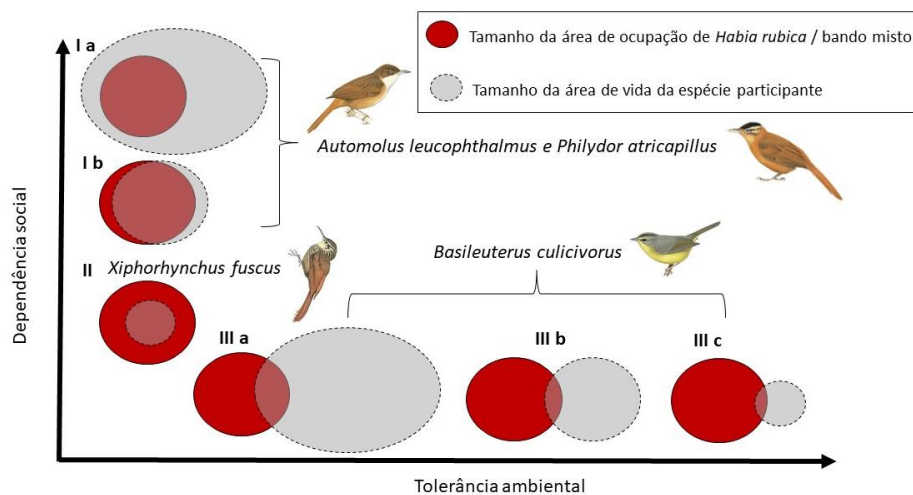
O grande requerimento de área apresentado por *A. leucophthalmus* e *P. atricapillus*, em alguns casos sendo superiores àqueles utilizados por *H. rubica*, sugerem que os indivíduos dessas espécies possam se mover entre bandos mistos vizinhos, tal como já foi observado para outras espécies (MUNN; TERBORGH, 1979; GRADWOHL; GREENBERG, 1980). Se for esse o caso, então as espécies se encaixam no modelo I, apresentando uma grande sobreposição entre as suas áreas de ocupação com as de *H. rubica*.

Ainda que *X. fuscus* e *B. culicivorus* tenham apresentado uma alta frequência de ocorrência nos bandos mistos, os indivíduos de ambas as espécies apresentaram pequenas áreas de ocupação. O padrão espacial da área de ocupação do indivíduo no interior da área de ocupação de *H. rubica* nos sugere que a espécie se encaixa no modelo III, podendo ter as mesmas exigências ambientais do bando misto, e o torna pouco tolerante às alterações ambientais. No entanto, mais indivíduos da espécie precisam ser acompanhados para verificar se tal padrão dentro dos bandos mistos se mantém.

O tamanho médio da área de ocupação observado para *B. culicivorus* foi estimado em 1,87 ha e pouco se sobrepôs com a área de ocupação de *H. rubica*, sugerindo que *B. culicivorus* não apresenta uma dependência à participação de bandos mistos de *H. rubica* e se encaixa no modelo VI.

Dessa forma, os dados aqui apresentados indicam que as espécies se encaixam nos modelos de grau de dependência social e tolerância ambiental da seguinte forma (Figura 7):

Figura 7 - Posição das espécies *Automolus leucophthalmus*, *Philydor atricapillus*, *Xiphorhynchus fuscus* e *Basileuterus culicivorus* de acordo com os modelos hipotéticos da sobreposição do tamanho de área de vida das espécies participantes de bandos mistos e da sua sobreposição com a área de ocupação de *Habia rubica*.



As áreas de vida das espécies participantes de bandos mistos estão representadas pelos círculos claros e a área de ocupação de *Habia rubica* está representada pelos círculos escuros.

Os resultados indicam que os bandos mistos podem ser muito vulneráveis à perda de habitat, a qual pode afetar a oferta de recursos a tal ponto em que as desvantagens da participação em bandos mistos superam as vantagens de fazê-lo. Da mesma forma, a fragmentação florestal pode influenciar tanto na oferta de recursos alimentares, como nas características do microhabitat e nas interações sociais.

Considerando a alta sensibilidade de *A. leucophthalmus* e de *P. atricapillus* verificada nesse estudo e que essas espécies são julgadas como substitutas geográficas de *A. lammi* e *P. novaesi* (ZIMMER, 2008), as informações aqui apresentadas podem auxiliar na compreensão dos requerimentos de área

necessários para essas espécies, bem com a sua alta dependência de bandos mistos.

5. RECOMENDAÇÕES

Como forma de permitir a persistência de bandos mistos com *Habia rubica* sugere-se que os planos de manejo e conservação do trecho sul da floresta atlântica priorize áreas de tamanho ~11 ha, cuja vegetação esteja em bom estado de preservação. Ainda, é necessário que estas áreas apresentem certo grau de conectividade com outros remanescentes/fragmentos florestais.

Devido ao seu comportamento críptico e baixa densidade populacional, recomenda-se estudos futuros com a utilização de radiotransmissores, os quais são necessários para compreender melhor a dependência de *A. leucophthamus* à ocorrência de bandos mistos florestais.

O parentesco entre *P. atricapillus* e *P. novaesi* demonstra que uma melhor compreensão da relação deste primeiro com bandos mistos pode auxiliar no melhor conhecimento sobre os requerimentos desta espécie já extinta, e possivelmente ajude na conservação de *P. atricapillus*.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. Composition of mixed species bird flocks and abundance of flocking in a semideciduous forest of southeastern Brazil. **Ararajuba**, v. 5, n. 1, p. 11–18, 1997.
- ALMEIDA, S. M.; JESUS, S. Predação do sabiá-gongá *Saltator coerulescens* (Thraupidae) e do pardal *Passer domesticus* (Passeridae) por gato doméstico *Felis catus* (Carnivora: Felidae). **Atualidades Ornitológicas**, n. 175, p. 18–20, 2013.
- BARBOSA, K. V. C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, 2017.
- BARNETT, J. M.; BUZZETTI, D. R. C. A new species of Cichlocolaptes Reichenbach 1853 (Furnariidae), the “gritador-do-nordeste”, an undescribed trace of the fading bird life of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 22, n. 2, p. 75–94, 2014.
- BENCKE, G. A. New records and habits of the White-browed Foliage-gleaner (*Anabacerthia amaurotis*) (Passeriformes: Furnariidae) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Ararajuba**, 1996.
- BIERREGAARD, J.; LOVEJOY, T. E. Effects of Forest Fragmentation on Amazonian Understory Bird Communities. **Acta amazonica**, v. 9, p. 215–241, 1989.
- BONNAUD, E.; BERGER, G.; BOURGEOIS, K.; LEGRAND, J.; VIDAL, . Predation by cats could lead to the extinction of the mediterranean endemic Yelkouan Shearwater puffinus yelkouan at a major breeding site. **Ibis**, v. 154, n. 3, p. 566–577, 2012.
- BRANDT, C. S. **Ecologia de bandos mistos de aves em uma paisagem de Floresta atlântica no sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. p. 49. 2008.
- BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of mammalogy**, p. 346–352, 1943.
- CALABRESE, J. M.; FLEMING, C. H.; GURARIE, E. Ctm: an R Package for Analyzing Animal Relocation Data As a Continuous-Time Stochastic Process. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 9, p. 1124–1132, 2016.
- COCKLE, K. L.; BODRATI, A. Divergence in nest placement and parental care of Neotropical foliage-gleaners and treehunters (Furnariidae: Philydorini). **Journal of Field Ornithology**, v. 88, n. 4, p. 336–348, 2017.
- COMITÊ DO ITAJAÍ. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí**: para que a água continue a trazer benefícios para todos: caderno síntese. Blumenau: [s.n.].
- DEVELEY, P. F. **Ecologia de Bandos Mistos de Aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins. São Paulo, Brasil**. Dissertação (Mestrado em

Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 1997.

DEVELEY, P. F.; PERES, C. A. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 1, p. 33–53, 2000.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1416–1422, 2001.

DEVELEY, P. F.; PHALAN, B. T. Bird Extinctions in Brazil's Atlantic Forest and How They Can Be Prevented. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, n. May, p. 1–8, 2021.

DOHERTY, T. S. et al. The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. **Biological Conservation**, v. 210, p. 56–59, 2017.

DONG, X; FLEMING, C. H.; NOONAN, M.J.; CALABRESE, J.M. ctmweb: A Shiny web app for the ctm movement analysis package. 2018. <https://github.com/ctmm-initiative/ctmmweb>

FLEMING, C. H. et al. Reports Rigorous home range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1182–1188, 2015.

GHIZONI-JR., I. R. Composição de bandos mistos de aves no Parque Estadual das Araucárias, oeste de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 22, n. 3, p. 143–148, 2011.

GOODALE, E. et al. The structure of mixed-species bird flocks, and their response to anthropogenic disturbance, with special reference to East Asia. **Avian Research**, v. 6, n. 1, p. 1–11, 2015.

GOODALE, E. et al. Mixed company: a framework for understanding the composition and organization of mixed-species animal groups. **Biological Reviews**, v. 95, n. 4, p. 889–910, 2020.

GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. The Formation of Antwren Flocks on Barro Colorado Island, Panamá. **The Auk**, v. 97, n. 2, p. 385–395, 1980.

GUIMARÃES, D. P.; GUILHERME, E. Structure and Home Range Size of Mixed-Species Bird Flocks in a Bamboo Forest in Southwestern Amazonia. **Acta Ornithologica**, v. 56, n. 1, p. 95–108, 2021.

HARRISON, N. M.; WHITEHOUSE, M. J. Mixed-species flocks: An example of niche construction? *Animal Behaviour*, v. 81, n. 4, p. 675–682, 2011.

JULLIEN, M.; THIOLLAY, J. M. Multi-species territoriality and dynamic of neotropical forest understory bird flocks. *Journal of Animal Ecology*, v. 67, n. 2, p. 227–252, 1998.

KARR, J. R. Surveying birds with mist nets. **Estimating numbers of terrestrial**

birds, v. 6, n. December, p. 62–67, 1981.

KLEIN, R. M. Mapa Fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. In: HEITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978. p. 24.

LEES, A. C. et al. No Title. **Neotropical Birding**, v. 14, p. 20–28, 2014.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Â. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. **Condor**, v. 102, n. 3, p. 585–594, 2000.

MARTINEZ, A. E.; GOMEZ, J. P. Are Mixed-Species Bird Flocks Stable through two decades? **The American Naturalist**, v. 181, n. 3, p. 1–7, 2013.

MOKROSS, K. et al. Decay of interspecific avian flock networks along a disturbance gradient in Amazonia. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1776, 2014.

MOKROSS, K. et al. What can mixed-species flock movement tell us about the value of Amazonian secondary forests? Insights from spatial behavior. **Biotropica**, v. 50, n. 4, p. 664–673, 2018.

MUNN, C. A.; TERBORGH, J. W. Multi-Species Territoriality in Neotropical Foraging Flocks. **The Condor**, v. 81, n. 4, p. 338, 1979.

NATHAN, R. et al. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 49, p. 19052–19059, 2008.

NYFFELER, M.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; WHELAN, C. J. Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. **Science of Nature**, v. 105, n. 7–8, 2018.

PARRINI, R.; PACHECO, J. F.; MALLET-RODRIGUES, F. Comportamento de forrageamento de *Philydor atricapillus* (Passeriformes: Furnariidae) na Floresta atlântica do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, v. 153, p. 55–61, 2010.

PIACENTINI, V.Q et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91–298. 2015.

PIZO, M. A.; TONETTI, V. R. Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. **Condor**, v. 122, n. 3, p. 1–14, 2020.

POMARA, L. Y.; COOPER, R. J.; PETIT, L. J. Modeling the flocking propensity of passerine birds in two Neotropical habitats. **Oecologia**, v. 153, n. 1, p. 121–133, 2007.

POTTS, J. R. et al. Step selection techniques uncover the environmental predictors of space use patterns in flocks of Amazonian birds. **ecology and evolution**, v. 4, n. 24, p. 4578–4588, 2014.

POWELL, G. V. N. Structure and dynamics of interspecific flocks in a neotropical mid-elevation forest. **The Auk**, v. 96, p. 375–390, 1979.

POWELL, G. V. N. Sociobiology and Adaptive Significance of Interspecific Foraging Flocks in the Neotropics. **Ornithological Monographs**, n. 36, p. 713–732, 1985.

POWELL, G. V. N. On the possible contribution of mixed species flocks to species richness in neotropical avifaunas. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 24, n. 6, p. 387–393, 1989.

PRATA, E. M. B.; TEIXEIRA, A. P.; JOLY, C. A.; ASSIS, M. A. The role of climate on floristic composition in a latitudinal gradient in the Brazilian atlantic forest. **Plant Ecology and Evolution**, v. 151, n. 3, p. 303–313, 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena, Austria. R Foundation for Statistical Computing, 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

RIBON, R.; MARINI, M. Â. Small territory sizes and high densities of insectivorous birds in an Atlantic Forest secondary fragment, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia** 24(4), 303–313 v. 24, p. 303–313, 2016.

ROOS, A. L. Capturando Aves. In: MATTER, S. VON et al. (Eds.). **Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: p. 77–104.

RUTT, C. L. et al. Experimental forest fragmentation alters Amazonian mixed-species flocks. **Biological Conservation**, v. 242, n. 2019, p. 0–29, 2020.

SANDOVAL, L. Ampliación del ámbito reproductivo y primer registro de ayudantes en la reproducción del Relicario (*Habia rubica*), en Costa Rica, Boletín SAO Vol. XVII, n. 1, P. 53-55, 2007.

SKUTCH A. F. Life histories of Central America birds (families: Fringillidae, Thraupidae, Icteridae, Parulidae and Coerebidae). **Pacific Coast Avifauna** 31: 123-261, 1954.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L. S. C. DE A.; OLIVEIRA, R. R. DE. The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. In: MARQUES, M. C. M.; V., G. E. (Eds.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. Springer Berlin Heidelberg, 2021. p. 25–44.

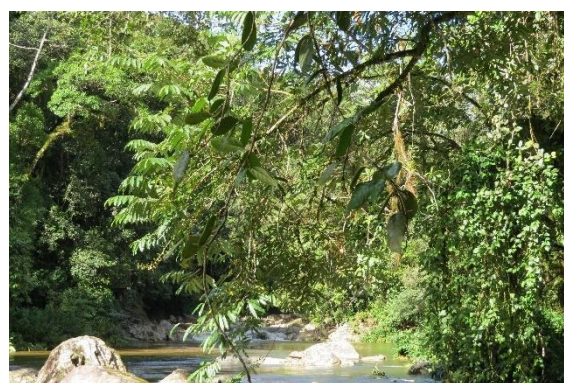
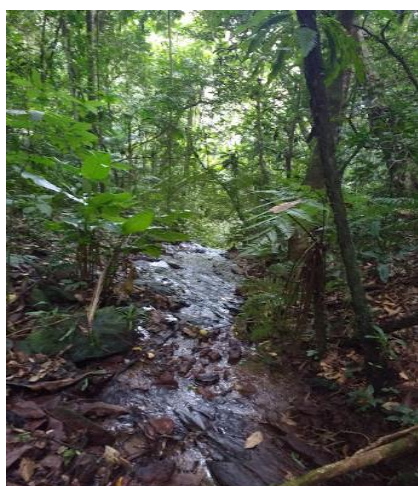
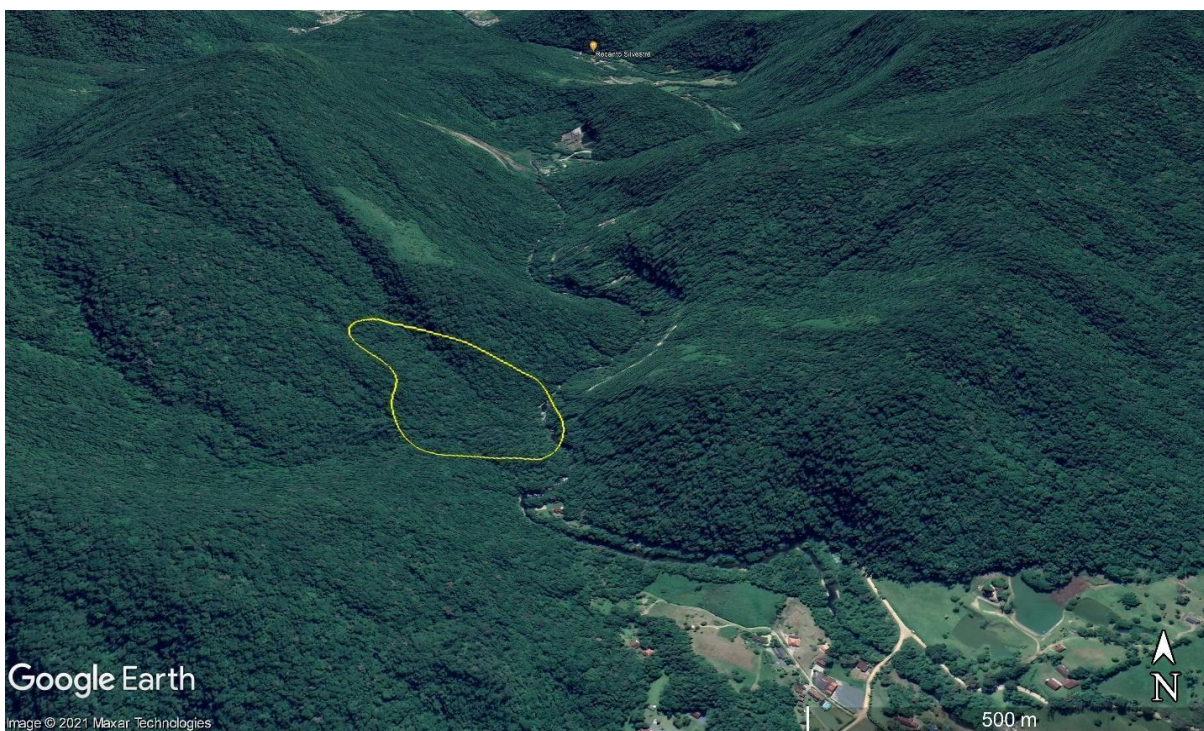
STOTZ, D. F. Geographic variation in species composition of mixed species flocks in lowland humid forest in Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 38, n. 4, p. 61–75, 1993.

- STOUFFER, PHILIP BIERREGAARD, R. O. Use of Amazonian Forest Fragments by Understory Insectivorous Birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429–2445, 1995.
- STUTCHBURY, B. M.; MORTON, E. S. Territoriality. In: **Behavior ecology of tropical birds**. London, UK: Academic Press, 2001. p. 61–78.
- TROUWBORST, A.; MCCORMACK, . C.; M.; CAMACHO, E. Domestic cats and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature conservation law. **People and Nature**, v. 2, n. 1, p. 235–250, 2020.
- VALBURG, L. Flocking and frugivory: the effect of social grouping on resource use in the common bush-tanager. **The Condor**, [S. l.], v. 94, p. 358–363, 1992.
- WHELAN, C. J.; WENNY, D. G.; MARQUIS, R. J. Ecosystem services provided by birds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 25–60, 2008.
- WILLIS, E.. A Study of the Foraging Behavior of Two Species of Ant-Tanagers. **The Auk**, v. 77, n. 2, p. 150–170, 1960.
- WINNER, K. et al. Statistical inference for home range overlap. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 7, p. 1679–1691, 2018
- ZIMMER, K. J. The White-eyed Foliage-gleaner (Furnariidae: Automolus) is two species. **Wilson Journal of Ornithology**, v. 120, n. 1, p. 10–25, 2008.

ANEXOS

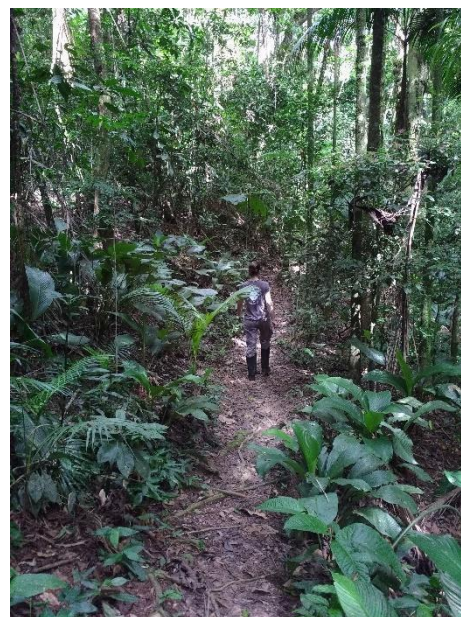
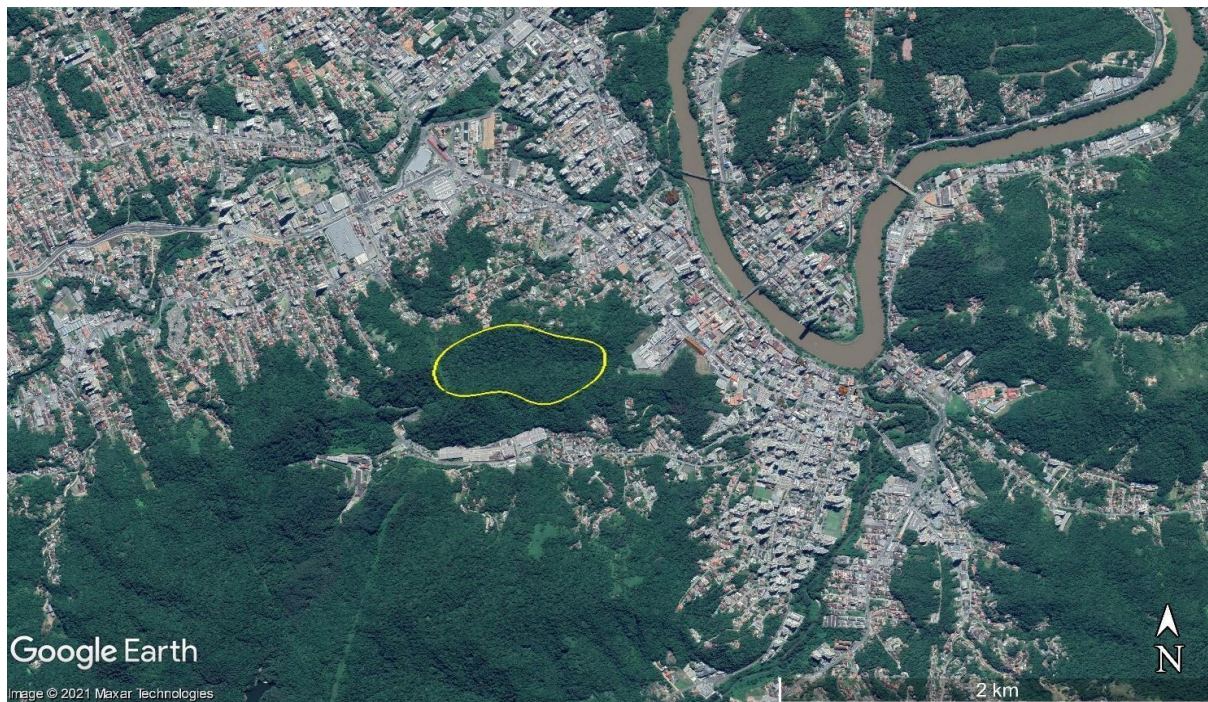
Anexo 1 - Imagens das cinco áreas de estudo visitadas entre 2017 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

A



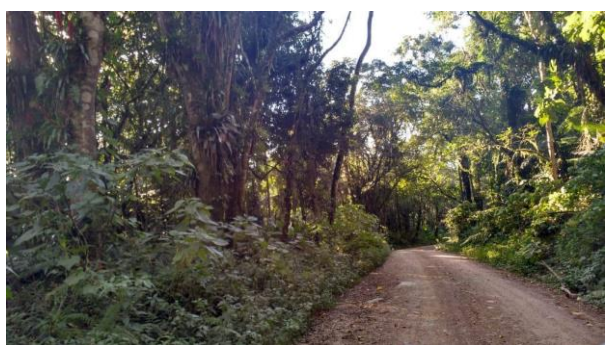
Área de ocupação de *Habia rubica* / bando misto A (polígono em amarelo) inserida na paisagem, com detalhes de alguns ambientes encontrados em seu interior. Ecopousada Rio da Prata, Blumenau, Santa Catarina, Brasil.

B



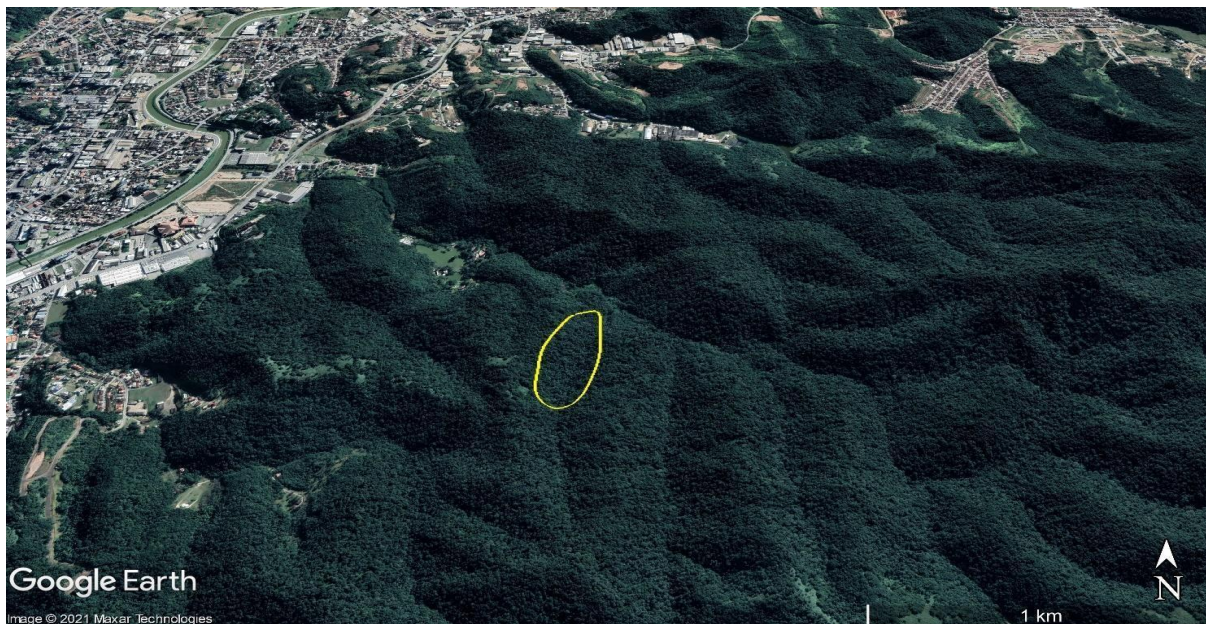
Área de ocupação de *Habia rubica* / bando misto B (polígono em amarelo) inserida na paisagem, com detalhes de alguns ambientes encontrados em seu interior. PNM São Francisco de Assis, Blumenau, Santa Catarina, Brasil.

C



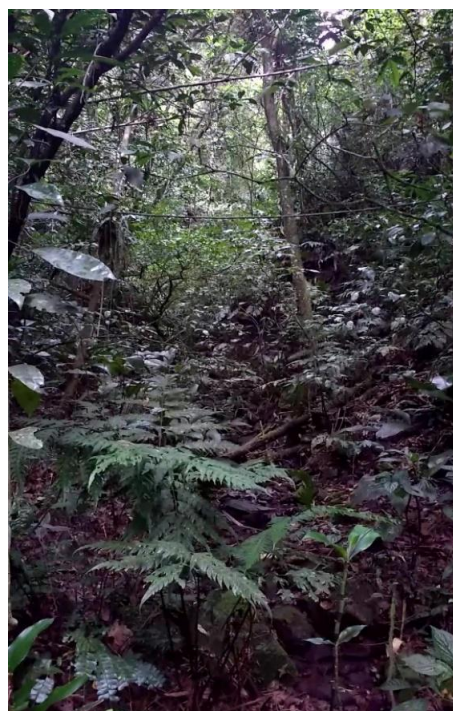
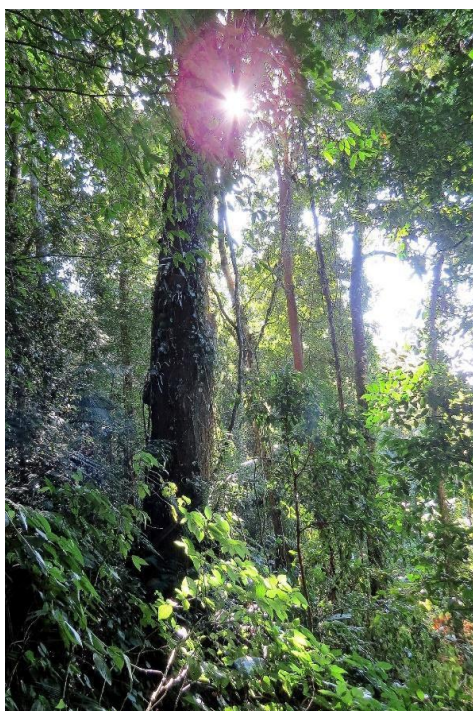
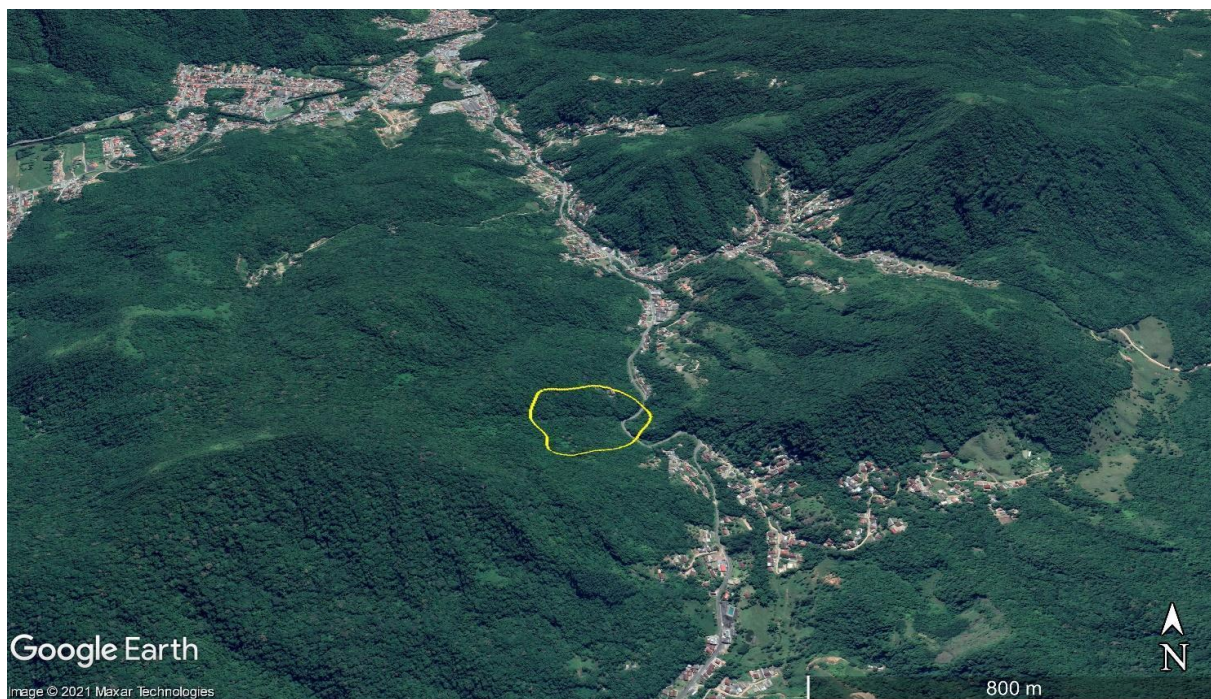
Área de ocupação de *Habia rubica* / bando misto C (polígono em amarelo) inserida na paisagem, com detalhes para área com chuchuzal, o sub-bosque com grande quantidade de caeté *Heliconia* sp. e estrada onde foi atravessada pelos integrantes do bando misto em algumas ocasiões. PNM Freymund Germer, Timbó, Santa Catarina, Brasil.

D



Área de ocupação de *Habia rubica* / bando misto D (polígono em amarelo) inserida na paisagem, com detalhes para a grande quantidade de plantas epífitas e para um curso d'água. RPPN Chácara Edith, Brusque, Santa Catarina, Brasil.

E



Area de ocupação de *Habia rubica* / bando misto E (polígono em amarelo) inserida na paisagem, com detalhes para áreas com árvores mais altas e outras com sub-bosque denso. RPPN Bugerkopf, Blumenau, Santa Catarina, Brasil.

*Anexo 2 - Acompanhamento de cada um dos cinco bandos mistos (A, B, C, D e E) estudados. Obs: Constam na tabela apenas os indivíduos anilhados de *H. rubica* que foram utilizados para estimar a área de ocupação do bando misto. Blumenau (A, C e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.*

Data	Acompanhamento		Acompanhamento em horas	Indivíduos de <i>H. rubica</i> marcados e acompanhados
	Início	Final		
Bando misto A				
23/02/2018	08:32	10:12	01:40	2 (Anilha Azul e anilha Branca)
11/05/2018	12:30	13:27	00:57	2 (Anilha Azul e anilha Branca)
29/06/2018	10:53	12:10	01:17	2 (Anilha Azul e anilha Branca)
01/08/2018	07:43	10:15	02:32	1 (Anilha Branca)
01/08/2018	11:00	12:02	01:02	1 (Anilha Branca)
16/08/2018	12:22	15:51	03:29	1 (Anilha Branca)
09/06/2018	07:40	11:27	03:47	1 (Anilha Branca)
21/09/2018	06:32	09:12	02:40	1 (Anilha Branca)
21/09/2018	10:01	11:08	01:07	1 (Anilha Branca)
30/10/2018	06:22	07:39	01:17	1 (Anilha Branca)
30/10/2018	10:29	12:00	01:31	1 (Anilha Branca)
30/10/2018	12:38	13:30	00:52	1 (Anilha Branca)
30/10/2018	16:50	17:51	01:01	1 (Anilha Branca)
12/12/2018	18:01	19:48	01:47	1 (Anilha Branca)
13/12/2018	08:34	13:02	04:28	1 (Anilha Branca)
23/03/2019	07:55	08:28	00:33	1 (Anilha Branca)
23/03/2019	09:15	13:06	03:51	1 (Anilha Branca)
27/05/2019	15:02	15:34	00:32	1 (Anilha Branca)
27/05/2019	16:25	17:10	00:45	1 (Anilha Branca)
14/08/2019	09:39	11:03	01:24	1 (Anilha Branca)
14/08/2019	12:12	12:53	00:41	1 (Anilha Branca)
14/08/2019	13:41	14:30	00:49	1 (Anilha Branca)
14/08/2019	15:09	15:29	00:20	1 (Anilha Branca)
24/10/2019	06:51	08:42	01:51	1 (Anilha Branca)
Bando misto B				

Data	Acompanhamento		Acompanhamento em horas	Indivíduos de <i>H. rubica</i> marcados e acompanhados
	Início	Final		
20/04/2018	8:04	08:54	0:50	1 (Anilha Amarela)
21/04/2018	9:45	10:35	0:50	1 (Anilha Amarela)
13/06/2018	9:15	13:29	4:14	1 (Anilha Amarela)
14/06/2018	8:48	09:41	0:53	1 (Anilha Amarela)
16/06/2018	14:25	15:12	0:47	1 (Anilha Amarela)
27/07/2018	10:09	12:57	2:48	1 (Anilha Amarela)
19/09/2018	6:49	11:30	4:41	1 (Anilha Amarela)
20/09/2018	14:34	17:10	2:36	1 (Anilha Amarela)
11/05/2018	15:41	19:02	3:21	1 (Anilha Amarela)
11/06/2018	18:28	18:36	0:08	1 (Anilha Amarela)
11/08/2018	9:49	10:54	1:05	1 (Anilha Amarela)
11/12/2018	16:14	19:22	3:08	1 (Anilha Amarela)
01/03/2019	15:37	17:57	2:20	1 (Anilha Amarela)
02/03/2019	07:21	10:10	2:49	1 (Anilha Amarela)
14/03/2019	14:33	15:35	1:02	1 (Anilha Amarela)
01/04/2019	15:15	16:20	1:05	1 (Anilha Amarela)
02/04/2019	09:29	09:55	0:26	1 (Anilha Amarela)
03/05/2019	16:43	17:02	0:19	1 (Anilha Amarela)
04/05/2019	07:18	11:08	3:50	1 (Anilha Amarela)
12/06/2019	07:40	08:14	0:34	1 (Anilha Amarela)
12/06/2019	10:26	12:10	1:44	1 (Anilha Amarela)
12/06/2019	12:14	12:54	0:40	1 (Anilha Amarela)
Bando misto C				
19/07/2018	15:15	16:20	01:05	1 (Anilha Branca)
09/08/2018	17:06	17:46	00:40	1 (Anilha Branca)
10/08/2018	07:37	09:21	01:44	1 (Anilha Branca)
10/08/2018	11:25	12:23	00:58	1 (Anilha Branca)
29/08/2018	16:20	17:51	01:31	1 (Anilha Branca)
30/08/2018	06:37	11:37	05:00	1 (Anilha Branca)
31/08/2018	10:42	12:47	02:05	1 (Anilha Branca)

Data	Acompanhamento		Acompanhamento em horas	Indivíduos de <i>H. rubica</i> marcados e acompanhados
	Início	Final		
27/09/2018	11:53	13:35	01:42	1 (Anilha Branca)
29/09/2018	10:40	14:38	03:58	1 (Anilha Branca)
01/10/2018	17:25	18:19	00:54	1 (Anilha Branca)
02/10/2018	06:28	07:34	01:06	1 (Anilha Branca)
20/11/2018	19:00	19:46	00:46	1 (Anilha Branca)
21/11/2018	06:11	10:40	04:29	1 (Anilha Branca)
21/11/2018	16:36	19:05	02:29	1 (Anilha Branca)
30/01/2019	06:51	11:07	04:16	1 (Anilha Branca)
11/04/2019	06:55	07:14	00:19	1 (Anilha Branca)
11/04/2019	07:17	08:24	01:07	1 (Anilha Branca)
11/04/2019	08:32	08:45	00:13	1 (Anilha Branca)
11/04/2019	08:52	11:40	02:48	1 (Anilha Branca)
11/04/2019	17:06	17:36	00:30	1 (Anilha Branca)
15/06/2019	07:02	10:59	03:57	1 (Anilha Branca)
15/06/2019	11:51	14:02	02:11	1 (Anilha Branca)
Bando misto D				
04/12/2018	17:32	18:35	1:03	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
05/12/2018	07:12	11:22	4:10	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
06/12/2018	07:06	11:12	4:06	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
06/12/2018	16:28	17:48	1:20	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
06/02/2019	07:20	11:58	4:38	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
07/02/2019	09:26	14:56	5:30	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
16/04/2019	16:47	17:15	0:28	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
17/04/2019	07:23	13:48	6:25	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
18/04/2019	06:55	10:17	3:22	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
28/06/2019	09:24	12:42	3:18	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
28/06/2019	16:03	16:23	0:20	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
29/06/2019	07:55	11:52	3:57	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
18/08/2019	07:18	11:58	4:40	2 (anilha Laranja e anilha Azul)
Bando misto E				

Data	Acompanhamento		Acompanhamento em horas	Indivíduos de <i>H. rubica</i> marcados e acompanhados
	Início	Final		
24/11/2017	06:43	10:12	03:29	1 (Anilha azul)
24/11/2017	13:14	14:44	01:30	1 (Anilha azul)
25/11/2017	16:00	16:52	00:52	1 (Anilha azul)
05/02/2018	07:12	09:23	02:11	1 (Anilha azul)
09/02/2018	07:15	09:22	02:07	1 (Anilha azul)
09/02/2018	15:55	16:44	00:49	1 (Anilha azul)
20/06/2018	11:33	12:32	00:59	1 (Anilha azul)
21/06/2018	08:11	09:33	01:22	1 (Anilha azul)
21/06/2018	13:00	13:50	00:50	1 (Anilha azul)
15/08/2018	09:07	12:15	03:08	1 (Anilha azul)
23/08/2018	07:25	13:08	05:43	1 (Anilha azul)
07/09/2018	13:35	13:58	00:23	1 (Anilha azul)
23/10/2018	06:24	09:57	03:33	1 (Anilha azul)
13/11/2018	09:47	13:37	03:50	1 (Anilha azul)
15/11/2018	18:43	19:41	00:58	1 (Anilha azul)
22/01/2019	17:28	19:15	01:47	1 (Anilha azul)
23/01/2019	06:57	09:12	02:15	1 (Anilha azul)
23/01/2019	10:02	10:32	00:30	1 (Anilha azul)
08/08/2019	07:30	08:27	00:57	1 (Anilha azul)
08/08/2019	09:20	12:33	03:13	1 (Anilha azul)

Anexo 3 - Modelos de movimento selecionados para cada indivíduo observado participando dos bandos mistos estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 em cinco áreas de estudo localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Indivíduo	Modelo de movimento
Bando misto A	
<i>Habia rubica</i> A	OUF anisotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P8	Ouf isotrópico
Bando misto B	
<i>Basileuterus culicivorus</i> B1	Ouf isotrópico
<i>Basileuterus culicivorus</i> B2	OU isotrópico
<i>Basileuterus culicivorus</i> B3	Ouf isotrópico
<i>Basileuterus culicivorus</i> B4	OU anisotrópico
<i>Basileuterus culicivorus</i> B5	IID isotrópico
<i>Habia rubica</i> B	OUF anisotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P1	Ouf isotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P2	OU isotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P3	Ouf anisotrópico
Bando misto C	
<i>Automolus leucophthalmus</i> A1	IID isotrópico
<i>Automolus leucophthalmus</i> A2	OU isotrópico
<i>Habia rubica</i> C	IID anisotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P4	OU anisotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P5	IID anisotrópico
Bando misto D	
<i>Automolus leucophthalmus</i> A5	Ouf anisotrópico
<i>Habia rubica</i> D	OUF anisotrópico
<i>Philydor atricapillus</i> P9	Ouf anisotrópico
Bando misto E	
<i>Automolus leucophthalmus</i> A3	IID isotrópico
<i>Automolus leucophthalmus</i> A4	Ouf isotrópico

Indivíduo	Modelo de movimento
<i>Habia rubica E</i>	OU anisotrópico
<i>Philydor atricapillus P6</i>	OUf isotrópico
<i>Philydor atricapillus P7</i>	OUf isotrópico
<i>Xiphorhynchus fuscus X1</i>	OUf isotrópico

Anexo 4 - Frequência de ocorrência das espécies de aves observadas participando dos bandos mistos estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 em cinco áreas de estudo localizadas nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil. A nomenclatura taxonômica está de acordo com a lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI et al., 2015).

Nome do Táxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
Columbiformes Latham, 1790						
Columbidae Leach, 1820						
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	pariri			0,004		0,004
Cuculiformes Wagler, 1830						
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	0,012	0,038	0,016	0,012	0,032
Apodiformes Peters, 1940						
Trochilidae Vigors, 1825						
<i>Ramphodon naevius</i> (Dumont, 1818)	beija-flor-rajado	0,016			0,020	
<i>Phaethornis squalidus</i> (Temminck, 1822)	rabo-branco-pequeno		0,004	0,004		0,008
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)	rabo-branco-de-garganta-rajada	0,004		0,004		0,004
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto		0,008		0,012	
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-fronte-violeta	0,024	0,012	0,020	0,028	0,008
Trogoniformes A. O. U., 1886						
Trogonidae Lesson, 1828						
<i>Trogon surrucura</i> (Vieillot, 1817)	surucuá-variado	0,041	0,034	0,036	0,176	0,068
<i>Trogon rufus</i> (Gmelin, 1788)	surucuá-dourado	0,041		0,008		
Coraciiformes Forbes, 1844						
Momotidae Gray, 1840						
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	juruva			0,004		
Piciformes Meyer & Wolf, 1810						

Nome do Táxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
Ramphastidae Vigors, 1825						
<i>Ramphastos dicolorus</i> (Linnaeus, 1766)	tucano-de-bico-verde				0,004	0,004
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	araçari-poca	0,012	0,043		0,024	0,020
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)	araçari-banana				0,004	
Picidae Leach, 1820						
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	picapauzinho-de-coleira	0,139	0,202	0,213	0,389	0,184
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela	0,008	0,0043	0,016		
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó	0,098	0,069	0,044	0,094	0,140
<i>Piculus flavigula</i> (Boddaert, 1783)	pica-pau-bufador	0,004	0,008			0,008
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	pica-pau-dourado			0,048	0,004	0,008
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela				0,004	
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca					0,008
Passeriformes Linnaeus, 1758						
Thamnophilidae Swainson, 1824						
<i>Terenura maculata</i> (Wied, 1831)	zidedê	0,004			0,082	0,024
<i>Myrmotherula unicolor</i> (Ménétrières, 1835)	choquinha-cinzenta	0,036	0,224	0,133	0,577	0,152
<i>Rhopias gularis</i> (Spix, 1825)	choquinha-de-garganta-pintada	0,053	0,008	0,020		0,072
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	choquinha-de-peito-pintado	0,041	0,043	0,020	0,057	0,080
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	0,049	0,030	0,157	0,036	0,048
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha	0,049	0,232		0,311	0,044
<i>Thamnophilus caerulescens</i> (Vieillot, 1816)	choca-da-mata		0,012	0,012	0,041	
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó	0,045	0,047		0,098	0,056
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	borralhara	0,004				
<i>Myrmoderus squamosus</i> (Pelzeln, 1868)	papa-formiga-de-grota	0,016	0,030	0,104	0,073	0,024

Nome do Táxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taoca-do-sul	0,020	0,008	0,048	0,004	0,020
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)	trovoada				0,008	
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873						
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente	0,004		0,016	0,008	
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	cuspidor-de-máscara-preta	0,024	0,043		0,057	0,052
Rhinocryptidae Wetmore, 1926 (1837)						
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho				0,008	
Formicariidae Gray, 1840						
<i>Formicarius colma</i> (Boddaert, 1783)	galinha-do-mato				0,041	0,004
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha			0,008		
Scleruridae Swainson, 1827						
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835)	vira-folha	0,004	0,008	0,016	0,082	0,004
Dendrocolaptidae Gray, 1840						
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	0,192	0,556	0,185	0,319	0,196
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	0,241	0,202	0,233	0,245	0,156
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	0,549	0,538	0,560	0,541	0,453
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	arapaçu-de-bico-torto			0,012		
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	arapaçu-escamoso-do-sul			0,040		
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (Spix, 1825)	arapaçu-grande	0,016	0,021	0,032	0,057	0,028
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca	0,020	0,017	0,008	0,061	0,008
Xenopidae Bonaparte, 1854						
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	bico-virado-miúdo	0,036	0,004	0,004	0,020	0,064
<i>Xenops rutilans</i> (Temminck, 1821)	bico-virado-carijó	0,004	0,030	0,141	0,024	0,044
Furnariidae Gray, 1840						

Nome do Táxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca				0,008	
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco	0,504		0,544	0,741	0,445
<i>Anabazenops fuscus</i> (Vieillot, 1816)	trepador-coleira			0,036		0,020
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (Temminck, 1823)	limpa-folha-miúdo			0,540		
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	limpa-folha-ocráceo	0,098	0,086	0,096	0,348	0,128
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroado	0,684	0,918	0,717	0,704	0,626
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	limpa-folha-de-testa-baia	0,135	0,090	0,189	0,004	0,160
<i>Heliobletus contaminatus</i> (Pelzelin, 1859)	trepadorzinho			0,020		
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> (Lafresnaye, 1832)	trepador-quiete			0,157		
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i> (Jardine & Selby, 1830)	trepador-sobrancelha	0,188	0,133	0,125	0,291	0,104
<i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819)	pichororé	0,032	0,004	0,121	0,147	0,080
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	arredio-oliváceo		0,004			
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira	0,012			0,020	
<i>Ilicura militaris</i> (Shaw & Nodder, 1809)	tangarazinho	0,041	0,017		0,110	0,056
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	0,118	0,060	0,024	0,131	0,064
Oxyruncidae Ridgway, 1906 (1831)						
<i>Oxyruncus cristatus</i> (Swainson, 1821)	araponga-do-horto	0,028		0,064	0,004	
Tityridae Gray, 1840						
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	0,012	0,008	0,048	0,053	0,016
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto	0,004			0,016	0,004
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro			0,112	0,008	0,004
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto	0,020	0,012		0,110	0,032
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto					0,004
Cotingidae Bonaparte, 1849						

Nome do Taxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	corocoxó		0,004	0,004		
Pipritidae Ohlson, Irestedt, Ericson & Fjeldså, 2013						
<i>Piprites chloris</i> (Temminck, 1822)	papinho-amarelo				0,041	0,008
Platyrinchidae Bonaparte, 1854						
<i>Platyrinchus mystaceus</i> (Vieillot, 1818)	patinho	0,012		0,044	0,004	0,024
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907						
<i>Mionectes rufiventris</i> (Cabanis, 1846)	abre-asa-de-cabeça-cinza	0,012	0,043			0,044
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)	cabeçudo	0,352	0,107	0,177	0,393	0,220
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	0,032	0,069	0,068	0,094	0,048
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	teque-teque	0,016	0,008			0,004
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho	0,028	0,004	0,028	0,008	0,016
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	tiririzinho-do-mato			0,004	0,110	0,004
Tyrannidae Vigors, 1825						
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha				0,004	
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho			0,012		
<i>Phyllomyias griseocapilla</i> (Sclater, 1862)	piolhinho-serrano			0,020	0,008	0,008
<i>Attila phoenicurus</i> (Pelzeln, 1868)	capitão-castanho			0,012		
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra	0,012	0,025	0,024	0,045	0,004
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi					0,004
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	0,024		0,004	0,020	0,024
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho		0,004	0,004		
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	guaracavuçu	0,004				
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	0,012	0,017	0,012		0,004
Vireonidae Swainson, 1837						

Nome do Táxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	0,020	0,004	0,177		0,004
<i>Hylophilus poicilotis</i> (Temminck, 1822)	verdinho-coroado	0,008	0,047	0,036	0,077	0,024
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	0,041		0,036	0,016	0,040
Troglodytidae Swainson, 1831						
<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	corruíra		0,056	0,004	0,004	
Poliophtilidae Baird, 1858						
<i>Ramphocaenus melanurus</i> (Vieillot, 1819)	chirito		0,008	0,020		
Turdidae Rafinesque, 1815						
<i>Turdus flavipes</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-una	0,008	0,012	0,004	0,012	0,008
<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-branco		0,012	0,012	0,009	
<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-laranjeira	0,004	0,064			0,004
<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	sabiá-poca		0,031	0,012	0,004	
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	sabiá-ferreiro		0,012			
<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-coleira	0,053	0,038	0,088	0,069	0,012
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947						
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	0,041	0,047	0,112	0,016	0,020
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	0,655	0,698	0,540	0,688	0,594
<i>Myiothlypis rivularis</i> (Wied, 1821)	pula-pula-ribeirinho	0,004				
Mitrospingidae Barker, Burns, Klicka, Lanyon & Lovette, 2013						
<i>Orthogonys chloricterus</i> (Vieillot, 1819)	catirumbava	0,024			0,032	0,008
Thraupidae Cabanis, 1847						
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	saíra-viúva	0,004	0,004	0,012		0,004
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	0,110	0,017	0,036	0,049	0,080
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	0,049	0,017		0,049	0,016

Nome do Táxon	Nome em Português	Áreas de estudo				
		A	B	C	D	E
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaço-cinzeno		0,012	0,008	0,028	0,012
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaço-de-encontro-azul	0,004	0,008		0,016	
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)	sanhaço-do-coqueiro				0,004	
<i>Tangara ornata</i> (Sparman, 1789)	sanhaço-de-encontro-amarelo			0,008		
<i>Haplospiza unicolor</i> (Cabanis, 1851)	cigarra-bambu	0,057				0,060
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem	0,082	0,012	0,020	0,110	0,020
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete	0,413	0,357	0,290	0,418	0,257
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	0,217	0,297	0,044	0,217	0,128
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	0,008				
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica		0,116	0,044	0,073	
<i>Saltator similis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	trinca-ferro			0,008		0,004
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	bico-de-pimenta		0,004			0,044
Cardinalidae Ridgway, 1901						
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-de-bando	1	1	1	1	1
Fringillidae Leach, 1820						
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo	0,028	0,073	0,004	0,069	0,008
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	0,098	0,168	0,016	0,159	0,044
Total de espécies participantes do bando misto:		76	72	81	81	81

III. CAPÍTULO 2: SELEÇÃO DE HABITAT POR BANDOS MISTOS DE AVES FLORESTAIS NO SUL DO BRASIL

1. INTRODUÇÃO

Para o grupo aves, o agrupamento interespecífico é uma interação ecológica bastante recorrente, sendo denominada de agregação ou bando misto dependendo da origem do estímulo (GREENBERG, 2000). Enquanto uma agregação ocorre devido a um fator externo (por exemplo, alimento), os bandos mistos são dependentes da resposta positiva de um membro em relação à presença de outro(s) membro(s), havendo coesão e sincronismo na rota de deslocamento (MOYNIHAN, 1962; POWELL, 1979).

Devido às suas peculiaridades, os bandos mistos são considerados umas das associações entre vertebrados terrestres mais complexas, e uma das características da história natural de comunidades de aves neotropicais mais fascinantes (BATES, 1863; MARTINEZ; GOMEZ, 2013; MUNN, 1985). Apesar de ocorrerem em quase todos os lugares do mundo e em ambientes variados, os bandos mistos são mais comuns e estruturalmente complexos nos trópicos (POWELL, 1985), e é na floresta amazônica onde há mais informação sobre este tipo de interação.

Uma das características marcantes de bandos amazônicos de sub-bosque é a atuação de espécies do gênero *Thamnomanes* (principalmente *T. caesius*) como espécies-nucleares, sendo responsáveis pela manutenção, coesão e, possivelmente, a direção do movimento do grupo. Esses bandos também apresentam estabilidade temporal e espacial (JULLIEN; THIOLLAY, 1998; MARTINEZ; GOMEZ, 2013), com *Thamnomanes* spp. e algumas outras espécies participantes coincidindo completamente as suas áreas de vida (DEVELEY; STOUFFER, 2001; MUNN; TERBORGH, 1979). O uso do habitat desses bandos parece ser determinado pela heterogeneidade da sua paisagem/vegetação, sendo dada preferência a locais com vegetação mais alta e com terreno mais baixo, como vales de riachos (POTTS; MOKROSS; LEWIS, 2014) ou composto por um algum tipo particular de vegetação de preferência das espécies nucleares (POWELL, 1985).

A influência da perda, alteração e/ou fragmentação dos habitats sobre os bandos mistos amazônicos também tem sido investigada e, apesar de alguns resultados demonstrarem que eles toleram bordas florestais (DEVELEY; STOUFFER, 2001; MOKROSS et al., 2018) e florestas secundárias, estas últimas

apresentam-se como habitats subótimos, a menos que a altura da vegetação seja semelhante às áreas de floresta primária (MOKROSS et al., 2018). O isolamento também impacta os bandos mistos amazônicos, causando a sua deterioração e em alguns casos até mesmo o desaparecimento da interação em fragmentos florestais (RUTT et al., 2020).

Se há muita informação disponível sobre os bandos mistos amazônicos, o mesmo não se aplica em outras regiões (KAJIKI et al., 2018), como o domínio fitogeográfico da floresta atlântica. As informações até agora geradas demonstram que o estudo dessa organização na floresta atlântica é mais complexo. Ainda é pouco esclarecida a existência de uma espécie particular com papel nuclear em bandos mistos de sub-bosque, sendo possível que esse papel seja desempenhado por diversas espécies (ALEIXO, 1997; MACHADO, 2002). No entanto, nos bandos em que *H. rubica* participa ela é repetidamente citada como a espécie-nuclear (ALEIXO, 1997; BENCKE, 1996; CESTARI, 2007; DEVELEY; PERES, 2000; MALDONADO-COELHO; MARINI, 2003).

Outros aspectos envolvendo os bandos mistos de floresta atlântica, como a movimentação e uso do espaço pelos seus integrantes, permanecem desconhecidos, dificultando a formulação de estratégias voltadas à conservação dessa interação ecológica que, pela perspectiva funcional, é tão importante quanto a conservação das espécies individuais (KAJIKI et al., 2018). Isso pode ser melhor compreendido se considerarmos que os fatores que motivam o movimento animal são determinantes para o tamanho e a estrutura do espaço que este indivíduo necessita percorrer para suprir as suas necessidades diárias (POTTS et al., 2014).

Uma vez conhecidos os padrões espaciais de uso do habitat, torna-se possível prever quais áreas são prioritárias para a manutenção de um bando e como os bandos respondem a determinadas perturbações no ambiente (NATHAN, 2008). No domínio fitogeográfico da floresta atlântica, onde a intensa pressão antrópica já reduziu a cobertura vegetal original em quase 85% (RIBEIRO et al., 2009), corremos o risco de deixar de compreender as extraordinárias adaptações apresentadas pelas espécies ameaçadas neste domínio (STUCHBURY; MORTON, 2001), como, por exemplo, aquelas envolvendo os bandos mistos de aves florestais.

A espécie nuclear de um bando misto é supostamente a responsável por determinar o micro-habitat explorado pelo bando (MALDONADO-COELHO, MARINI, 2003; TONETTI; PIZO, 2016). Assim, se considerarmos que *H. rubica* desempenha

esse papel, ao identificarmos as características que determinam a sua movimentação e seleção de habitat, estaremos determinando essas questões para todo o bando misto em que *H. rubica* participa. Assim, neste estudo, busca-se responder quais são os fatores ambientais determinantes na movimentação e seleção de habitat de *H. rubica* enquanto participa de bandos mistos.

Em estudos com bandos mistos amazônicos tem sido verificada a preferência por áreas com árvores mais altas e o fundo de vales (POTTS *et al.*, 2014). Enquanto uma maior estatura das árvores pode refletir em uma maior oferta de recursos, os ambientes de “grotas” oferecem proteção ao vento e à luz solar (POTTS *et al.*, 2014). Essas variáveis também podem ser importantes para os bandos mistos de floresta atlântica ainda que haja diferenças no relevo e estrutura da vegetação desses dois domínios fitogeográficos. Se por um lado a estatura média da vegetação da floresta amazônica é expressivamente maior do que para a floresta atlântica, o componente epífita é muito mais desenvolvido nessa última. Há uma relação positiva entre o tamanho das árvores e a riqueza de epífitas, e como essas plantas servem como micro-habitat para diferentes invertebrados, isso pode refletir em mais recursos e exigir uma menor extensão de área de forrageio (GRANSTEIN *et al.*, 2003).

Da mesma forma, muitas espécies epífitas dispõem de frutos que são consumidos por aves. Ainda que não tenha sido observado uma grande taxa de visitação de *H. rubica* a essas plantas (CESTARI; PIZO, 2008), *H. rubica* pode se beneficiar de insetos em fuga pela exploração desse recurso por outra espécie do bando. O número de frutos também tem uma relação positiva com a altura da árvore em muitos ambientes tropicais (MINOR; KOBE, 2019) o que para uma espécie de ave onívora, como *H. rubica*, pode influenciar na área de vida necessária para suprir as suas necessidades nutricionais. Dessa forma, espera-se que *H. rubica* e o restante do bando permaneçam nessas áreas um maior período de tempo do que em locais onde a vegetação é mais baixa.

Já a elevação é considerada um fator que pode ocasionar uma série de mudanças nas condições edáficas, o que tem implicações sobre a estrutura da vegetação e na composição e abundância de pequenos insetos (TONETTI; PIZO, 2016). Áreas com encostas íngremes tendem a ter árvores menores, o que pode refletir em uma menor diversidade e abundância de espécies de aves (BIBBY; MARSDEN; FIELDING, 2000). Ainda que *H. rubica* possua uma dieta onívora, ela consome uma grande quantidade de invertebrados (RIBON; MARINI, 2016). Isso

pode direcionar a espécie para locais com maior acúmulo de água ou umidade (áreas de drenagem), onde é possível se alimentar tanto de insetos herbívoros que utilizam a vegetação do entorno quanto de insetos aquáticos que emergem nesses locais (MURAKAMI; NAKANO, 2002). A procura por alimento pode também levar *H. rubica* a utilizar locais com maior incidência de radiação solar, que contribui no aumento da temperatura corporal dos insetos e influencia a sua atividade (VANDE VELDE; TURLURE; VAN DYCK, 2011).

Por fim, sabe-se que a fragmentação florestal ocasiona uma série de mudanças na borda da floresta, tal como um aumento na disponibilidade de luz e da temperatura, o que pode tornar esse ambiente inadequado para muitas espécies de aves de sub-bosque florestal (STRATFORD; ROBINSON, 2005). O efeito dessas mudanças pode ser direto ao influenciar a procura pelas presas, ou indireto devido ao esquivamento comportamental (POWELL; CORDEIRO; STRATFORD, 2015). Neste contexto, considerando que a fragmentação florestal altera a composição e dinâmica de bandos mistos de floresta atlântica (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2000; 2003; 2004), espera-se que *H. rubica* enquanto participante de bandos mistos evite ocupar áreas próximas às bordas florestais.

Espera-se que essas informações permitam compreender melhor quais variáveis são importantes para o deslocamento de *H. rubica* enquanto participante de bandos mistos, e assim, contribuam para estratégias que visem a priorização de áreas que permitam a manutenção dessa interação no domínio fitogeográfico da floresta atlântica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Região do Estudo

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí-açu, no estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Localizada na porção sul domínio fitogeográfico da floresta atlântica, o clima da região é Temperado Úmido de Verão Quente (Cfa), com temperatura média anual de 19° a 21° C (KÖPPEN, 1948 *apud* COMITÊ DO ITAJAÍ, 2010). As altitudes variam do nível do mar até 1.700 metros e a vegetação cobre quase até o cume das íngremes encostas que formam estreitos e profundos vales (COMITÊ DO ITAJAÍ, 2010; (KLEIN, 1978). A área está inserida na região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa, caracterizada por uma vegetação exuberante com até 35 metros de altura e densa copa formando um dossel, e abundância de plantas epífitas e trepadeiras (KLEIN, 1978).

Foram selecionadas cinco áreas caracterizadas de acordo com a fisionomia e estágio sucessional (*Figura 8*):

Figura 8: Relação do nome, sigla, fisionomia vegetal e estágio sucessional da vegetação das áreas do estudo realizado com bandos mistos entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Área	Sigla	Fisionomia vegetal	Estágio sucessional da vegetação
Ecopousada Rio da prata	A	Sub-Montana e Montana	Médio e avançado
PNM São Francisco de Assis	B	Sub-montana	Secundária avançada
PNM Freymund Germer	C	Montana	Inicial, médio e avançado
RPPN Chácara Edith	D	Terras Baixas e Sub-Montana	Primária alterada pela exploração de madeira de lei e secundária avançada
RPPN Bugerkopf	E	Sub-Montana e Montana	Secundária avançada

2.2 Marcação dos indivíduos

Foram capturados e marcados indivíduos de *H. rubica* utilizando redes-de-neblina de 12 metros X 2,5 metros e malha de 36 milímetros. As redes foram

dispostas no sub-bosque florestal e abertas ao amanhecer, sendo monitoradas regularmente em intervalos de 20 a 30 minutos (ROOS, 2010). Para a marcação dos indivíduos foram utilizados anéis metálicos fornecidos pelo CEMAVE e uma combinação de anéis plásticos coloridos. Terminado o procedimento, os indivíduos foram soltos no local da captura. O tempo de abertura e o número de redes variaram conforme o dia e o local e está disponível na *Tabela 4*.

Tabela 4 - Esforço amostral (horas-rede) e número de indivíduos de Habia rubica marcados com anilhas coloridas ao longo do estudo realizado com bandos mistos entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

	ÁREAS DE ESTUDO					
	A	B	C	D	E	TOTAL
Esforço amostral (h. m2)	24432,5	10010	19775,7	3600	6540	64358,2
Número de indivíduos de <i>Habia rubica</i> marcados	8	8	3	2	17	38

2.3 Acompanhamento dos bandos mistos

Para padronização do esforço amostral nas diferentes áreas, foi pré-determinados o período de 40 horas de acompanhamento por grupo de *H. rubica* para avaliar as questões relacionadas ao uso do habitat e ao padrão de movimentação. Caso o grupo até então acompanhado fosse perdido antes de nos aproximarmos do total de horas pré-determinado mesmo após várias tentativas de busca, as informações foram descartadas iniciando a procura e acompanhamento de outro grupo de *H. rubica*.

Nas primeiras visitas pós-captura, cada área foi percorrida em busca de indivíduos de *H. rubica* marcados. Uma vez encontrados e verificada a sua participação em um bando misto (isto é, havendo a permanência de indivíduos de outras espécies a uma distância de até 15 metros), o grupo foi acompanhado a uma distância de 10 a 20 metros pelo máximo de tempo possível (MOKROSS et al., 2014). Nas visitas subsequentes, foi priorizada a procura e acompanhamento do mesmo indivíduo ou grupo de *H. rubica* e das espécies a eles associadas. Dessa forma, assumiu-se que sempre o mesmo bando misto foi acompanhado em cada

área, totalizando cinco bandos mistos, os quais foram nomeados com as mesmas siglas das áreas em bando A, B, C, D, E.

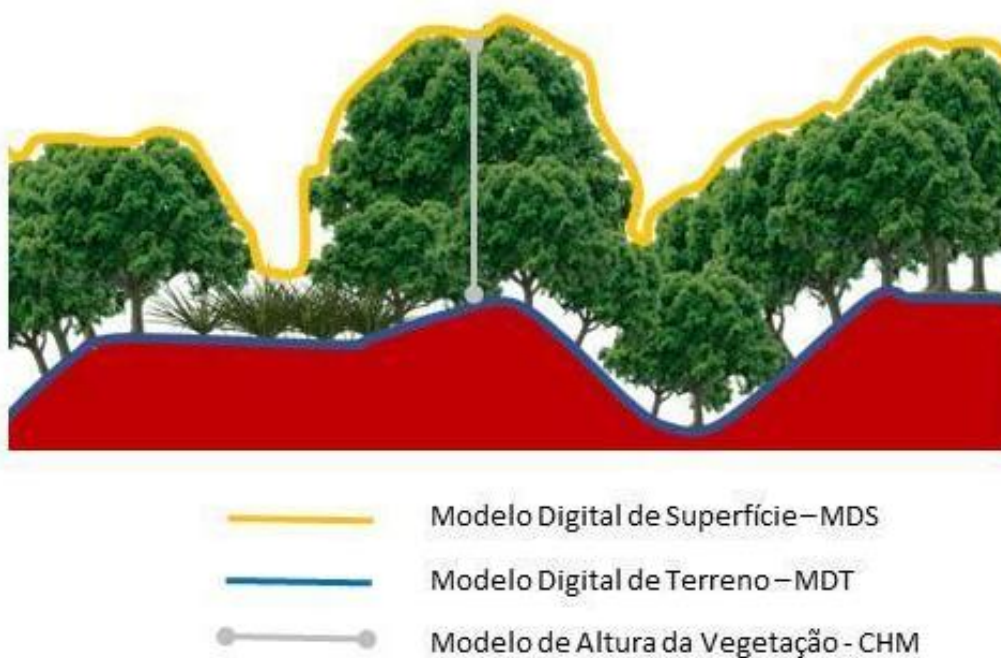
Para o registro das trajetórias dos bandos foi utilizado um GPS de mão ETREX 30x programado para marcar a posição geográfica em intervalos de 30 segundos. Apesar da existência de técnicas mais avançadas de telemetria, o método escolhido já foi utilizado em estudos semelhantes (e.g. POTTS et al., 2014; MOKROSS et al., 2014) e pareceu mais adequado devido a limitação imposta pelo tamanho das espécies de aves envolvidas e da cobertura florestal. Essa técnica permite ainda a obtenção de informações do movimento do grupo em curtos intervalos de tempo e o acompanhamento em tempo real do seu comportamento em relação à tomada de decisões ao longo do percurso (POTTS et al., 2014).

2.4 Variáveis ambientais

Cinco das seis variáveis ambientais utilizadas (**elevação, altura da vegetação, densidade de drenagem, distância de drenagem e incidência de radiação solar**) foram baseadas em levantamentos aerofotogramétricos com resolução de 1 metro/pixel feitos no território de Santa Catarina no ano de 2010 (<http://sigsc.sds.sc.gov.br/download/index.jsp>). A partir destas imagens foram derivados: i) modelos digitais (Modelo Digital de Terreno - MDT e Modelo Digital de Superfície - MDS) produzidos por estereoscopia óptica entre as imagens desse levantamento; ou ii) dados vetoriais de trechos de drenagem mapeados na escala 1:1.000.000 (Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais – INDE).

O MDT é um modelo matemático da superfície da Terra feito em uma grade regular em que um único valor de elevação é assumido para cada pixel e a partir do qual objetos, incluindo a vegetação e construções, podem ser detectados. Diferentemente, o MDS analisa a superfície terrestre visível a partir do céu (MALLET; DAVID, 2016). Foi calculada a diferença vertical entre esses dois modelos para obter o modelo de **altura da vegetação** (CHM, do inglês *Canopy Height Model*) (Figura 8).

Figura 8 - Representação da diferença nos dados obtidos por meio do Modelo Digital de Superfície, Modelo Digital de Terreno e Modelo de Altura da Vegetação para o estudo realizado com bandos mistos entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



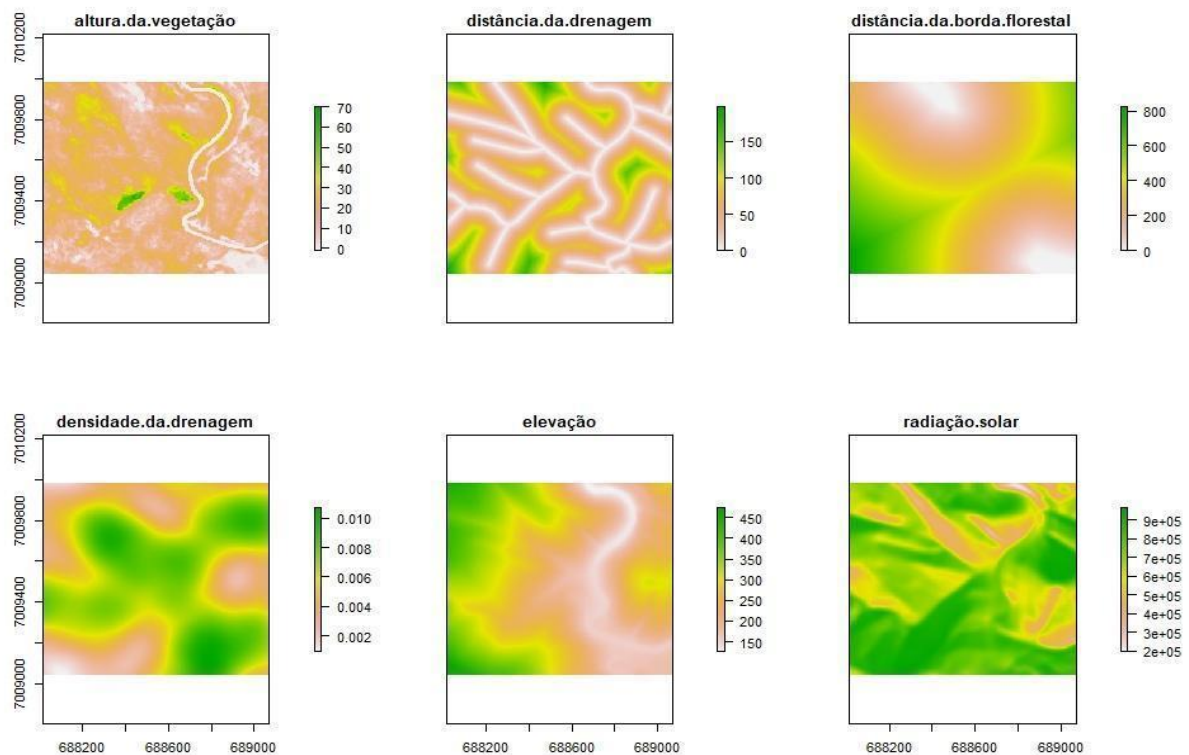
A variável **distância de drenagem** foi calculada através da distância euclidiana para cada pixel de 1m² dos trechos de drenagem mapeados pela INDE, e a **densidade de drenagem** foi gerada utilizando a função de Kernel com um raio de busca (*smoothing parameter*) de 250 m. O *raster* de incidência de **radiação solar** foi gerado a partir do MDT utilizando a ferramenta de *Area Solar Radiation* com a configuração do período de análise igual ao da coleta dos dados de GPS em cada área. Posteriormente foi utilizada a ferramenta *Focal Statistics* para fazer uma análise de vizinhança e calcular a média dos valores de radiação em uma janela retangular de 30 por 30 pixels (30 m X 30 m), removendo para cada pixel dados espúrios gerados no mapeamento do MDT. As análises foram feitas utilizando as ferramentas da extensão *Spatial Analyst Tools* do programa ArcGIS v10.2.

O cálculo da **distância da borda florestal** foi baseado no mapa de cobertura de solo do domínio fitogeográfico da mata atlântica, ano 2018, disponível no site Mapbiomas, coleção 4.1 (MAPBIOMAS, 2020). Um segundo raster foi gerado

reclassificando as classes de cobertura de solo originais em apenas duas categorias: (1) floresta e (2) não-floresta, considerando como borda qualquer área de contato entre as categorias. O raster de distância de borda florestal foi calculado para as áreas internas dos fragmentos utilizando a distância euclidiana medida para cada pixel de 1m² a partir dos limites dos polígonos de não-floresta, já que os indivíduos utilizaram apenas áreas florestais.

Todas as variáveis ambientais foram reescaladas (ou calculadas) para 1m² e projetadas para o sistema de coordenadas UTM, zona 22S, datum WGS 84, conforme exemplo a seguir (*Figura 9*).

Figura 9 – Exemplo de output d padronização das variáveis ambientais utilizadas na análise de seleção de habitat por um dos cinco bandos mistos (bando misto A) acompanhados entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



As regiões destacadas em verde indicam maiores valores para as seis variáveis estimadas, em amarelo indicam valores intermediários e em tons roseados indicam os menores valores.

Foram coletadas as coordenadas dos indivíduos em intervalos de 30 segundos sendo os dados posteriormente selecionados e interpolados para estudar trajetórias com intervalos de 10 minutos, com tolerância de 5 minutos para definir um único *burst* (sequência de coordenadas que formam uma trajetória contínua). Cada trajetória foi dividida em dois eventos se o intervalo entre duas localizações ultrapassasse 30 minutos. A nova trajetória foi descartada se resultasse em menos de três localizações. A exploração do padrão de movimento de cada bando misto foi feita através das métricas: **tamanho de passo**, isto é, a distância em linha reta entre duas posições consecutivas observadas; e **distribuição do ângulo de virada**, que consiste na mensuração do ângulo relativo passo a passo.

O padrão de movimento e de seleção de habitat dos bandos mistos foi analisado utilizando uma extensão da Função de Seleção de Passos (SSF), denominada de Função Integrada de Seleção de Passos (iSSF). A SSF tem sido amplamente utilizada em estudos de seleção de habitat por permitir relacionar variáveis ambientais e dados de localização animal coletados em uma fina resolução (SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019). Para isso, cada passo realizado pelo animal é pareado com uma série de passos disponíveis, aleatoriamente amostrados a partir da distribuição empírica dos passos observados ou suas características, como por exemplo, o tamanho do passo (AVGAR et al., 2016). Para cada um desses passos (reais e aleatórios) são então extraídos os valores das variáveis de interesse (variáveis ambientais). O ajuste da SSF é realizado pela comparação das variáveis associadas aos passos reais e aqueles associados aos passos gerados aleatoriamente (SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019) utilizando uma regressão logística condicional.

Essa abordagem tem recebido algumas ressalvas por assumir que a seleção do habitat é condicional ao movimento, mas não o contrário (FORESTER; IM; RATHOUZ, 2009). A Função Integrada de Seleção de Passos (iSSF) atenua esse problema ao permitir a inferência tanto do movimento animal quanto da seleção do habitat. Isso é feito ao condicionar a geração dos passos aleatórios à uma determinada distribuição analítica e ao incorporar as covariáveis relacionadas ao movimento (como funções de distância entre pontos e desvio angular) nos modelos gerados (AVGAR et al., 2016; SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019). Conseqüentemente, a comparação entre cada passo real com os passos

aleatoriamente gerados permite estimar a força de seleção das variáveis ambientais associadas com a decisão do movimento.

Como as SSFs são estimadas a partir de regressões logísticas condicionais, nós utilizamos os coeficientes do modelo de regressão para avaliar se as covariáveis associadas aos passos tiveram um efeito positivo ou negativo sobre a seleção do habitat. Os modelos de iSSF foram gerados i) separadamente para cada um dos cinco bandos mistos (A-E), permitindo observar particularidades existentes em cada área de estudo; e ii) considerando a média para os cinco bandos mistos, com a finalidade de verificar a existência de um padrão na seleção de habitat pelos bandos mistos.

Antes da elaboração dos modelos de iSSF as covariáveis ambientais foram padronizadas através do seu escalonamento e centralização. Para isso, a média dos valores de cada covariável foi calculada e dividida pelo seu desvio padrão, resultando em uma média igual a 0 e um desvio padrão igual a 1 (FIEBERG et al., 2020). Também foi realizado o teste de correlação de Pearson para verificar a correlação entre as variáveis ambientais da área ocupada por cada bando misto, considerando correlacionadas as variáveis cujos coeficientes de correlação foram $> 0,7$.

Para os bandos mistos B, C e E houve correlação $> 0,7$ entre as variáveis elevação, densidade de drenagem e distância de borda florestal, de forma que optou-se por excluir as duas últimas e manter a variável elevação, visto a sua importância observada em bandos mistos de aves amazônicas. Para os bandos mistos A e D, todas as variáveis foram consideradas. Na análise populacional (*two step approach*), que considera a média dos modelos de todos os bandos em conjunto, somente as variáveis ambientais comuns a todos foram consideradas (Altura da vegetação, Distância da drenagem, Elevação, Radiação solar).

Foram gerados 20 passos aleatórios para cada passo real dado pelos bandos mistos, sendo utilizada a estimativa de máxima verossimilhança para ajustar a distribuição *gamma* para o tamanho de passo e a distribuição *von Mises* para ajustar os ângulos de virada dos passos aleatórios criados (SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019). Os valores das covariáveis para cada passo real e aleatórios foram extraídos e ajustados a um modelo de regressão logística condicional para analisar a seleção de habitat relacionada ao movimento para as variáveis preditoras analisadas. Os modelos candidatos consistiram em um modelo global contendo todas as variáveis

não-correlacionadas e versões reduzidas desse modelo (DAVIES et al., 2017). As interações entre variáveis não foram inseridas nos modelos por não haver base biológica para fazê-lo (DAVIES et al., 2017).

Dessa forma, para os bandos B, C e E para a análise populacional foram gerados cinco modelos (*Figura 10*), sendo o primeiro o modelo com todas as variáveis possíveis e as demais diferentes combinações entre elas. Para os bandos A e D, além desses modelos outros quatro modelos (modelos 6 a 9) foram testados, sendo o modelo 6 é o mais completo dentre eles.

Figura 10 - Modelos gerados via Função Integrada de seleção de Passos (iSSF) analisados para os bandos mistos e para a análise populacional em estudo realizado com bandos mistos entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Modelo	Variáveis	Bandos mistos
Modelo 1	TP + LTP + AV + DiD + EI + RS	A, B, C, D, E e Populacional
Modelo 2	TP + LTP + AV + EI + RS	A, B, C, D, E e Populacional
Modelo 3	TP + LTP + DiD + EI + RS	A, B, C, D, E e Populacional
Modelo 4	TP + LTP + AV + DiD + RS	A, B, C, D, E e Populacional
Modelo 5	TP + LTP + AV + DiD +EI	A, B, C, D, E e Populacional
Modelo 6	TP + LTP + AV+ DiD + EI + RS + DBF + DeD	A e D
Modelo 7	TP + LTP + AV + DiD + EI + RS + DBF	A e D
Modelo 8	TP + LTP + AV + DiD + EI + RS + DeD	A e D
Modelo 9	TP + LTP + AV + EI + RS + DBF + DeD	A e D

TP= tamanho do passo; LTP= log do tamanho do passo; AV= altura da vegetação; DiD= distância da drenagem; EI= elevação; RS= radiação solar; DeD= densidade da drenagem; DBF= Distância da borda florestal.

Em estudos focando o uso e disponibilidade de recursos, ao invés de focar nos valores de pi, a regressão logística deve ser aplicada simplesmente como uma ferramenta para estimar coeficientes β em uma função de seleção de recursos (FIEBERG et al., 2020). Assim, foi observado o coeficiente de seleção (valor do

coeficiente β) de cada covariável ambiental e também do tamanho do passo e do log do tamanho do passo (SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019) para cada bando misto individualmente. Posteriormente, foi derivado o coeficiente de seleção populacional (considerando a média de todos os bandos mistos) – análise denominada de *two step approach*. Valores positivos para coeficiente β foram considerados indicadores de força de atração pela variável e os valores negativos, fatores de repulsão. Os modelos foram ranqueados de acordo com o critério de informação de Akaike (AICc) e o seu peso (AICcwt). Modelos com $\Delta\text{AICc} \leq 2.0$ foram considerados igualmente plausíveis para explicar os padrões observados (BURNHAM; DAVID R. ANDERSON, 2003). No entanto foi escolhido o modelo cujo ΔAICc fosse o menor entre eles. As análises foram calculadas utilizando o pacote amt (SIGNER; FIEBERG; AVGAR, 2019) para o Programa R (R CORE TEAM, 2021).

3. RESULTADOS

Entre os anos de 2017 e 2019 os indivíduos/grupo de *H. rubica* por uma média de 40,69 horas ($\pm 1,45$ h) por área, totalizando 203,46 horas de acompanhamento. Na área A houve dificuldade de reencontrar os indivíduos de *H. rubica* marcados e a configuração do terreno dificultou seu acompanhamento por longos períodos. No entanto, acredita-se que o período de 1 hora e 40 minutos a menos não tenha comprometido a capacidade de análise das questões propostas. O total de dias de amostragem, o tempo de acompanhamento e o número de localizações (intervalos de 10 minutos) para cada bando misto estão disponíveis na *Tabela 5*.

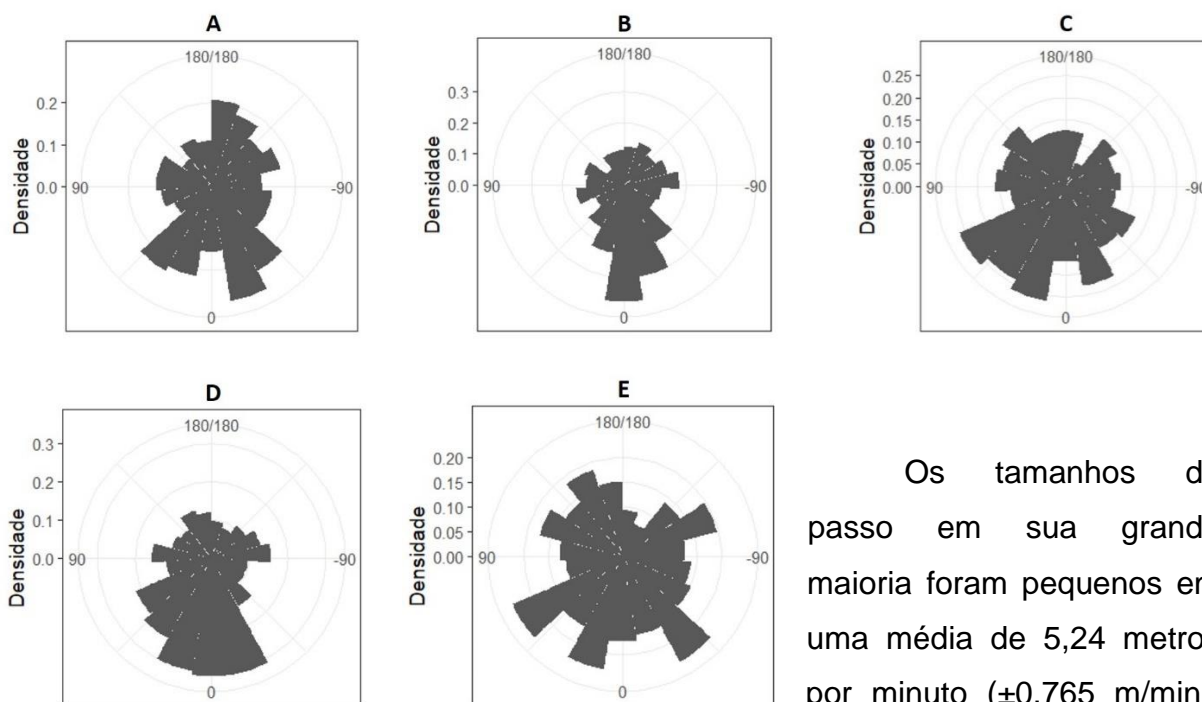
Tabela 5 - Total de horas e dias de acompanhamento dos bandos mistos e número de localizações por bando misto acompanhado durante o estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

	Áreas de estudo				
	A	B	C	D	E
Total de horas de acompanhamento	38,4	42,1	41,53	40,23	41,2
Total de dias de acompanhamento	15	22	15	14	14
Número de localizações	252	273	267	254	263

3.1 Características do movimento de *Habia rubica*

As características do movimento apresentados pelos indivíduos de *H. rubica* foram próprias de organismos que estão em um local onde a oferta de alimento é abundante. Isso fica evidente pela distribuição relativamente homogênea dos ângulos de virada, ainda que em alguns períodos tenha havido um maior direcionamento. Isso explicita um movimento que explora diferentes áreas e retorna a áreas anteriormente exploradas, na maior parte do tempo (*Figura 11*).

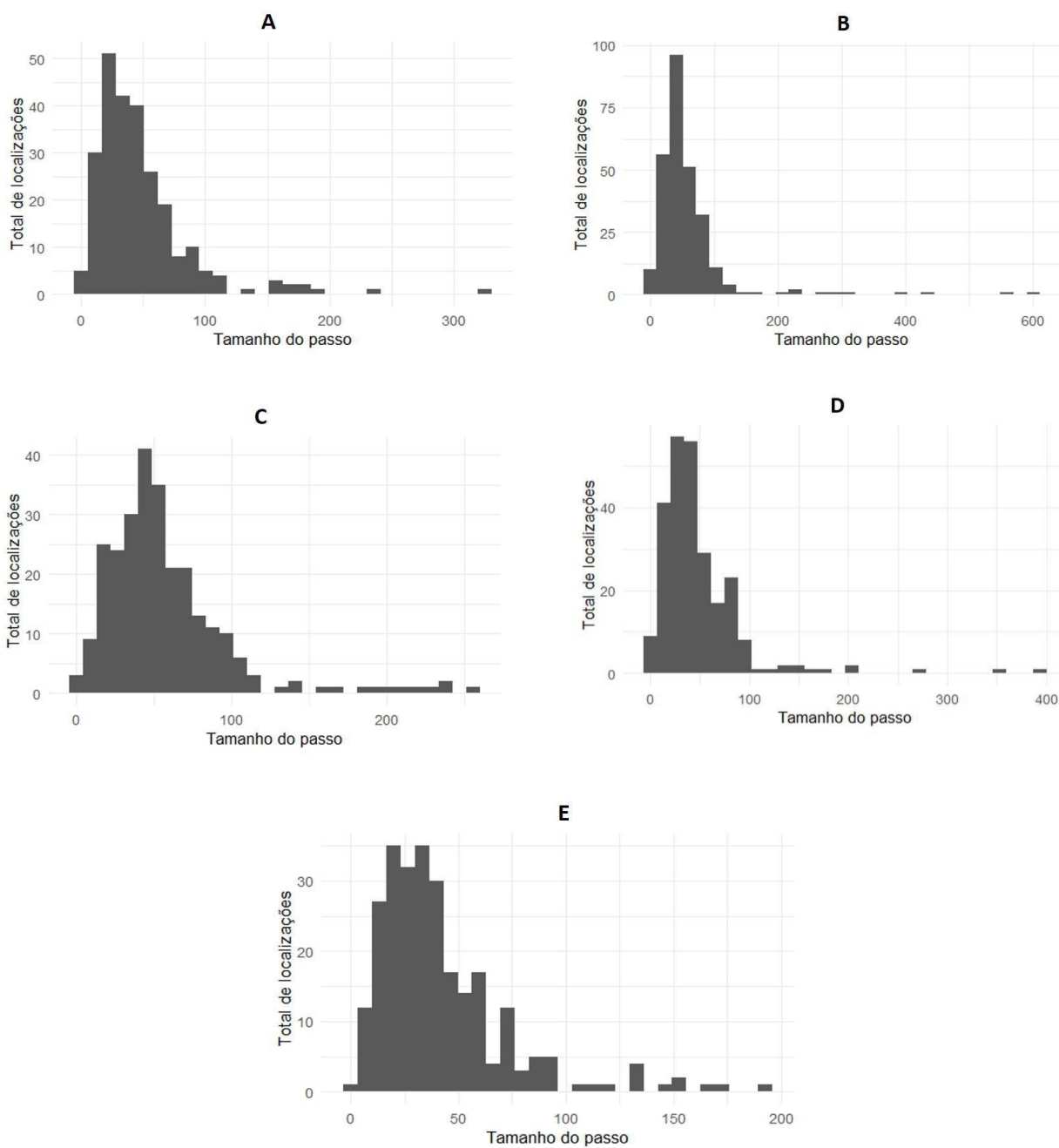
Figura 11 - Distribuição dos ângulos de virada considerando 10 minutos de intervalo entre os passos ao longo das trajetórias dos bandos mistos acompanhados durante o estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



Os tamanhos de passo em sua grande maioria foram pequenos em uma média de 5,24 metros por minuto ($\pm 0,765$ m/min).

Foram mais raros os deslocamentos acima de 100 metros num intervalo de 10 minutos, mas registramos até 600 metros de deslocamento nesse intervalo (*Figura 12*).

Figura 12 - Distribuição do tamanho dos passos virada considerando 10 minutos de intervalo entre os passos ao longo das trajetórias dos bandos mistos acompanhados durante o estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



3.2 Seleção de habitat via iSSF

Análise bando a bando

O uso do habitat por B, C e E foi modelado para as mesmas combinações de variáveis ambientais. Para B e E, o modelo mais explicativo foi o que desconsiderou

a *elevação* (modelo 4), mostrando que esta variável não foi importante para o uso do habitat por *H. rubica* (Tabela 6).

Tabela 6 - Modelos gerados para os dados de movimento dos bandos mistos acompanhados durante o estudo realizado entre os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Modelos	Bandos mistos														
	A			B			C			D			E		
	AICc	Δ AICc	Peso AICc	AICc	Δ AICc	Peso AICc	AICc	Δ AICc	Peso AICc	AICc	Δ AICc	Peso AICc	AICc	Δ AICc	Peso AICc
1	1325,6	1,6	0,12	1477,7	2	0,2	1451,5	1,03	0,34	1424,3	7,53	0,01	1470,4	1,9	0,15
2	1327,2	3,3	0,05	1488,4	12,7	0	1489,3	38,8	0	1422,8	5,94	0,02	1477,7	9,3	0
3	1324,5	0,6	0,21	1477,8	2,05	0,2	1450,5	0	0,57	1422,7	5,86	0,02	1469,2	0,81	0,27
4	1327,7	3,8	0,04	1475,7	0	0,55	1464,9	14,4	0	1439,7	22,8	0	1468,4	0	0,41
5	1351,2	27,2	0	1480,3	4,55	0,06	1454,2	3,8	0,09	1426,6	9,77	0	1470,3	1,8	0,16
6	1325,8	1,9	0,11	-	-	-	-	-	-	1418,3	1,5	0,21	-	-	-
7	1326,7	2,7	0,07	-	-	-	-	-	-	1425,9	9,04	0	-	-	-
8	1323,9	0	0,28	-	-	-	-	-	-	1416,8	0	0,44	-	-	-
9	1325,8	1,8	0,11	-	-	-	-	-	-	1417,6	0,79	0,29	-	-	-

AICc: critério de informação de Akaike.

O modelo considerado mais plausível encontra-se destacado em negrito.

Os valores do coeficiente beta das variáveis *distância da drenagem* e *incidência da radiação solar* foram de natureza similar para B e E (Tabela 7), com *H. rubica* se deslocando preferencialmente por locais onde havia concentração do escoamento de água ($\beta_B = -0,597$; $\beta_E = -0,351$) e uma maior incidência solar ($\beta_B = 0,215$; $\beta_E = 0,128$). No entanto, enquanto B evitou vegetação mais alta ($\beta_B = -0,195$), E deu preferência a esses locais ($\beta_E = 0,071$) (Tabela 7).

Tabela 7: Coeficientes Beta (β) das variáveis testadas no modelo gerado via iSSF que melhor se ajustou a cada um dos bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Bando misto	modelo	Coeficiente Beta (β) das Variáveis							
		Tamanho do passo	Log Tamanho do passo	Altura da vegetação	Distância da drenagem	Elevação	Radiação solar	Densidade da drenagem	Distância da borda florestal
A	modelo 8	0,003	0,057	-0,134	-0,148	-0,444	0,497	0,298	-
B	modelo 4	0,0026	-0,023	-0,195	-0,597	-	0,215	X	X
C	modelo 3	-0,0008	0,035	-	-0,376	0,031	0,113	X	X
D	modelo 8	0,009	-0,131	0,062	-0,121	-0,274	-0,189	0,422	-
E	modelo 4	-0,0005	0,034	0,071	-0,351	-	0,128	X	X

Valores positivos indicam força de atração e valores negativos, força de repulsão.
 (-) variável não inserida no modelo; X: variável não testada devido a correlação;

O modelo 3 (*Tabela 6*), que desconsiderou a *altura da vegetação*, foi o que melhor explicou o uso do habitat por C. Novamente, a proximidade com a água ($\beta_C = -0,376$) e a incidência solar ($\beta_C = 0,113$) foram determinantes para o movimento de *H. rubica*, mas a elevação do terreno também foi importante ($\beta_C = 0,031$).

Para A e D o modelo que incluiu, além das variáveis já analisadas, a *densidade da drenagem* (modelo 8) (*Tabela 6*), foi o que melhor se ajustou aos dados. Já a distância da borda florestal não foi um fator importante. A análise dos coeficientes beta nos mostra que os dois bandos responderam da mesma maneira para as variáveis *distância de drenagem* ($\beta_A = -0,148$; $\beta_D = -0,121$), *densidade da drenagem* ($\beta_A = 0,298$; $\beta_D = 0,422$) e *elevação* ($\beta_A = -0,444$; $\beta_D = -0,274$), preferindo locais com escoamento preferencial de água e terreno mais baixo. No entanto, enquanto A preferiu locais com maior incidência solar ($\beta_A = 0,546$) e vegetação mais baixa ($\beta_A = -0,134$), D se deslocou por locais mais sombrios ($\beta_D = -0,189$) e com vegetação mais alta ($\beta_D = 0,062$).

Os modelos mais ajustados a cada área não apresentaram grandes valores para os coeficientes beta das variáveis relacionadas ao movimento (comprimento do passo e log do comprimento do passo) (*Tabela 7*), indicando que forma como os

indivíduos de *H. rubica* se deslocaram em relação às variáveis ambientais não foram consequência da sua limitação em termos de deslocamento.

Análise populacional

A maioria das variáveis ambientais apresentou forças de seleção opostas entre os bandos mistos (*Figura 13*). Por exemplo, enquanto o bando misto C preferiu se movimentar por locais onde o terreno era mais elevado, A e D evitaram esses locais. A distância de drenagem apresentou uma força de seleção negativa para todos os bandos, ainda que a intensidade com que isso ocorreu tenha variado consideravelmente (*Figura 14*). Apesar da altura da vegetação ter composto os modelos mais bem ajustados para algumas áreas, essa variável apresentou uma fraca força de seleção de habitat para os cinco bandos mistos, da mesma forma que as variáveis de movimento (*tamanho do passo* e *log do tamanho do passo*) também não foram importantes.

Figura 13 - Valores do coeficiente beta das variáveis de movimento e ambientais de cada um dos bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

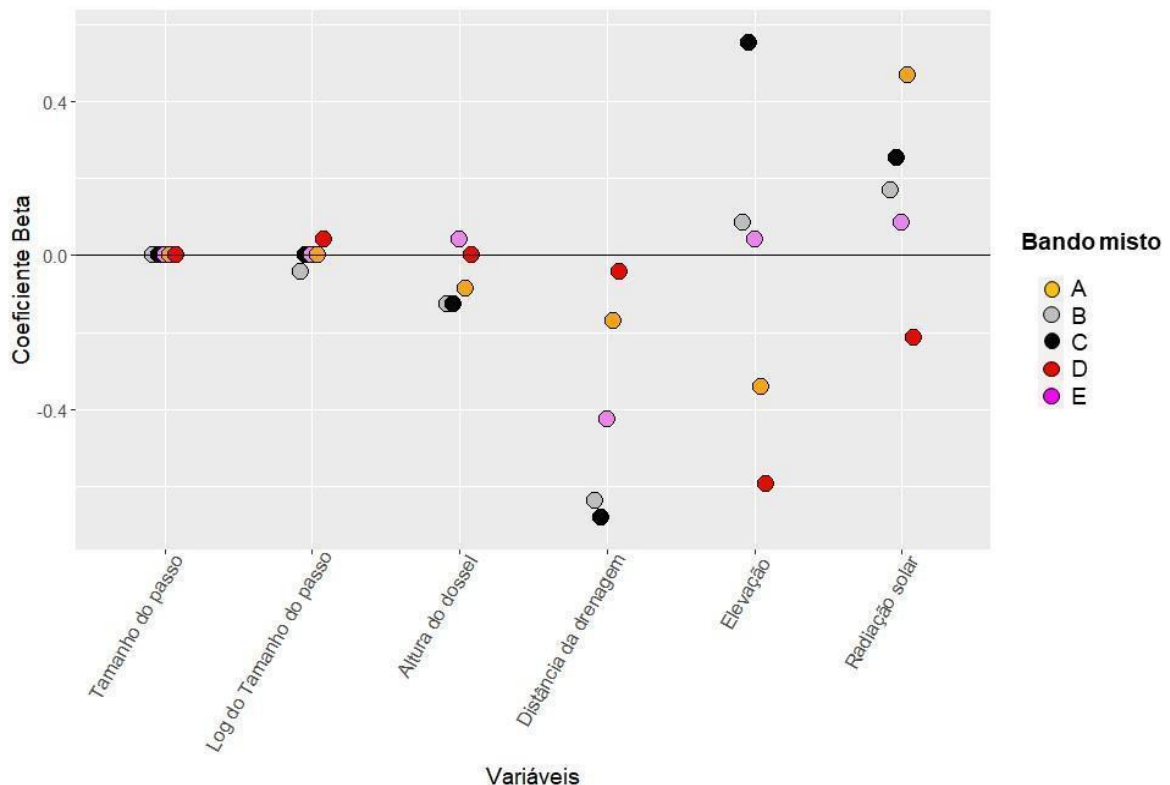
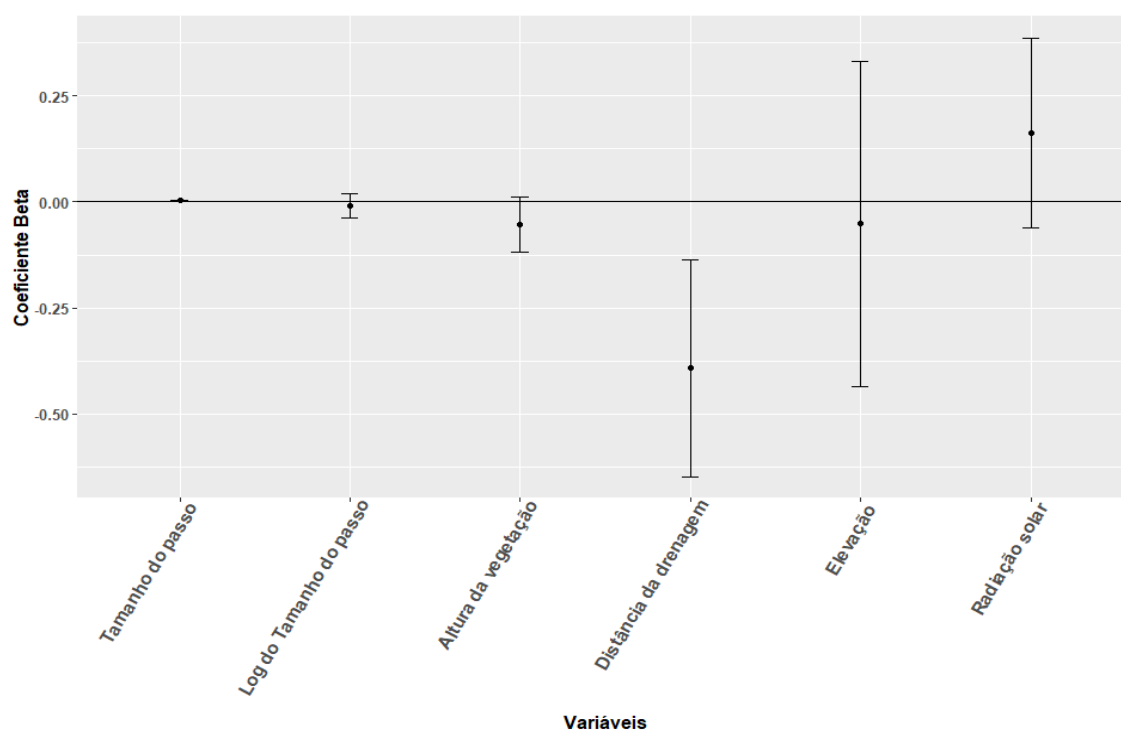


Figura 14 – Desvio-padrão dos valores do coeficiente beta das variáveis de movimento e ambientais de cada um dos bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque



(D), Santa Catarina, Brasil.

Os valores de média do Coeficiente Beta das variáveis e seu desvio-padrão encontram-se na *Tabela 8*:

Tabela 8: Média e desvio-padrão dos coeficientes β de cada variável analisada via modelo iSSF populacional considerando os dos bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Variável	Média do coeficiente β	Desvio padrão do coeficiente β
Tamanho do passo	0,003643456	0,000968242
Log do tamanho do passo	-0,028764028	0,039180466

Altura da vegetação	-0,046146731	0,034683691
Distância da drenagem	-0,369613927	0,110580713
Elevação	-0,097165483	0,186240404
Radiação solar	0,192114901	0,112244322

4. DISCUSSÃO

4.1 Características do movimento de *Habia rubica*

Os ângulos de virada do movimento de *H. rubica* apresentaram uma distribuição relativamente homogênea, com apenas alguns períodos com maior direcionamento. Esse padrão é esperado quando os recursos utilizados são abundantes, permitindo que os indivíduos se movam rapidamente e mudem de direção com frequência, voltando a forragear em áreas previamente visitadas (CODY, 1971). Esse movimento irregular e que parece casual, sem a tendência de evitar áreas previamente utilizadas também tem sido esperado para bandos mistos de aves (GREENBERG, 2000).

Os indivíduos de *H. rubica* apresentaram uma velocidade média de deslocamento de 5,24 metros por minuto (m/min), valor muito similar aos ~5 m/min observado em grupos monoespecíficos da espécie na América Central (WILLIS, 1960). Esse parece ser um indicativo que esta espécie não modifica o seu padrão de movimento para se adaptar à participação nos bandos mistos, não impondo custos por ter que se mover a uma velocidade que é inapropriada para sua estratégia particular de forrageio (GREENBERG, 2000).

4.2 Seleção de habitat via iSSF

Análise bando a bando

Os indivíduos de *H. rubica* dos bandos B a D selecionaram o ambiente de maneira distinta para a maioria das variáveis ambientais analisadas. No entanto, a distância da drenagem, ainda que com diferentes intensidades, foi um fator com seleção negativa para todos os bandos.

Esperava-se que *H. rubica* selecionasse áreas onde a elevação fosse menor, permitindo uma maior proteção à ação do vento e à luz solar (POTTS et al., 2014). Estudos com a espécie relatam que a espécie foi raramente observada em encostas ou topos de morro (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2003). No entanto, para C essa variável apresentou um fator seletivo positivo.

Durante o acompanhamento da espécie em C, observou-se que em parte dos locais mais elevados utilizados por *H. rubica*, havia uma abundância da trepadeira exótica *Sechium edule* (Curcubitaceae), popularmente conhecida como chuchu. Em diversos momentos a espécie e outros integrantes do bando utilizavam a área de chuchuzal, sendo inclusive observado *H. rubica* se alimentando do seu fruto. Esse

mesmo chuchuzal, que se expandia para áreas mais baixas do terreno, também era utilizado como abrigo pelo grupo em alguns momentos. Assim, é possível que a presença da planta seja a responsável pelo resultado encontrado. Por outro lado, os bandos A e D se deslocaram preferencialmente por locais onde a elevação do terreno era menor.

A altura da vegetação também não foi selecionada positivamente tal como foi previsto. Além de ter apresentado baixos valores de coeficiente beta em todas as áreas, para algumas eles foram positivos (D e E) e em outras, negativo (A, B e C). Era esperado que um local com árvores mais altas seria um indicativo de um ambiente mais preservado e com maior quantidade de epífitas (GRANSTEIN et al., 2003) e, portanto, com maior disponibilidade de insetos. No entanto, isso não ficou evidenciado nos resultados.

Com exceção de D, os grupos de *H. rubica* selecionaram positivamente as áreas com maior incidência solar. Estudos acerca do microhabitat utilizado pela espécie relatam a sua preferência por locais com o estrato médio aberto, e sub-bosque denso e rico em samambaias, arvoretas, herbáceas e cipós (FÁVARO; ANJOS, 2005). Esses locais mais densos seriam uma forma de se proteger de possíveis predadores (FÁVARO; ANJOS, 2005). Se considerarmos que uma das hipóteses da participação de bandos seja justamente uma menor pressão de predação (JULLIEN; THIOLLAY, 1998; MUNN; TERBORGH, 1979; POWELL, 1985; TERBORGH, 1990), a participação de *H. rubica* em bandos mistos pode permitir que a mesma se locomova por ambientes que sozinha seriam muito perigosos. Por outro lado, não é possível descartar que não haja mudanças na pressão de predação, mas que a espécie tenha um importante ganho alimentar devido ao efeito batador e ao cleptoparasitismo (JULLIEN; CLOBERT, 2000). De fato, por diversos momentos *H. rubica* foi vista perseguindo presas em voo, mostrando que ela se beneficia dos processos anteriormente citados. No entanto, o efeito contrário observado para D demonstra serem necessários estudos futuros para verificar a real influência da incidência sobre *H. rubica*.

A distância da borda florestal não foi um fator seletivo importante para A e D. Estudos na floresta amazônica demonstram que os bandos mistos apresentam alguma tolerância ao habitat de borda e utilizam esses locais, mas não são capazes de atravessar áreas abertas (DEVELEY; STOUFFER, 2001; MOKROSS et al.; 2018). Para a floresta atlântica poucos estudos têm avaliado diretamente a influência

da fragmentação sobre bandos mistos (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2003; BRANDT, 2008), e nenhum até o momento verificou se os bandos mistos evitam a borda florestal. Durante as amostragens os indivíduos de *H. rubica* em E foram observados visitando árvores isoladas em uma área aberta (jardim) de uma residência, sendo seguidos por algumas espécies (por exemplo, *P. atricapillus*), enquanto outras permaneceram no interior da floresta (por exemplo, *A. leucophthalmus*) vocalizando. Ainda em E a espécie foi ouvida bem próxima à borda florestal.

Em outra área de estudo, *H. rubica* foi vista se alimentando de restos de refeições humanas em uma área de recreação adjacente à floresta, enquanto outras espécies do bando misto aguardavam em árvores próximas (por exemplo, *Xiphocolaptes albicollis*). Isso demonstra que pelo menos localmente e para *H. rubica*, a borda florestal aparentemente não seja um fator seletivo negativo. Porém, sabendo que a magnitude dos efeitos de borda depende do uso de terra próximo ao habitat (PÜTTKER et al., 2020), a presença de uma matriz predominantemente florestal na área de estudo pode ter amortecido esse impacto.

Análise populacional

A distância da drenagem foi a única variável que influenciou da mesma forma *H. rubica* em todas as áreas estudadas, sendo dada preferência por áreas próximas ao escoamento preferencial de água. Ainda que a relação entre a umidade e as aves seja um tópico pouco conhecido (Pizo, com. pessoal), alguns estudos com aves insetívoras têm indicado que elas são sensíveis a variações locais na umidade devido, possivelmente, ao efeito que causam sobre a abundância de artrópodes (POWELL et al., 2015; TONETTI; PIZO, 2016). Apesar de haver pouca informação sobre a biologia e ecologia de *H. rubica*, estudos sugerem que a espécie ocupa, preferencialmente, locais sombrios e densos, no interior de florestas (FÁVARO; ANJOS; 2005) e que haja uma associação próxima entre *H. rubica* e ravinas (MALDONADO-COELHO; MARINI, 2004). Ainda, em estudo com *Phylloscartes eximius*, espécie da floresta atlântica que participa de bandos mistos, foi observado que quando associada a bandos mistos em que *Habia rubica* era a espécie nuclear, *P. eximius* preferencialmente se locomoveu em fundos de vales (TONETTI; PIZO, 2016). Essa preferência por utilizar terrenos mais baixos, como vales de riachos, também foi observada para bandos mistos amazônicos (POTTS et al, 2014).

Apesar de vales não possuírem necessariamente rios ou lagos, eles geralmente são mais úmidos que áreas mais elevadas, como topo de morros, devido ao acúmulo de água ocasionadas pela topografia (BIBBY et al., 2000; TONETTI; PIZO, 2016). Esse acúmulo de água, por sua vez, pode auxiliar ou amenizar outras demandas fisiológicas relacionadas ao calor e equilíbrio hídrico ou à disponibilidade de recursos alimentares (BARBOSA, 2020).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados indicam que *H. rubica* quando participa de bandos mistos seleciona as variáveis ambientais de forma diferente de acordo com a área onde ela se encontra. Isso pode ser resultado da heterogeneidade própria dos ambientes de floresta atlântica, que mesmo em uma mesma bacia hidrográfica apresenta florestas diferentes entre si (SEVEGNANI, 2002). Entre os fatores que ocasionam essa diferenciação pode-se ressaltar as variações na exposição da encosta ao sol, o grau de umidade e a profundidade da topografia, os quais têm muita relevância sobre a comunidade florestal.

Porém, a escala de estudo pode não ter sido adequada para verificar os impactos dessas diferenças sobre *H. rubica*, e análises futuras com mais indivíduos da espécie são necessários para compreender melhor a influência das variáveis ambientais sobre a espécie. Da mesma forma, dados em uma escala mais refinada (tal como densidade do sub-bosque) podem influenciar de forma mais direta a sua seleção de habitat.

A preferência por áreas próximas à drenagem preferencial de água, que na região de estudo se concentra principalmente no fundo de vales, demonstra a importância de se preservar esses locais. Se em Santa Catarina a floresta ombrófila densa ainda cobre grande parte da sua área original (~40 %) (VIBRANS et al., 2013), o mesmo não ocorre em outros estados. A aprovação do Novo Código Florestal em 2012 constituiu em um grande retrocesso ambiental, e pode ocasionar um impacto negativo para muitas espécies de aves (DEVELEY; PONGILUPPI, 2010). Por exemplo, estudos demonstram que os 20% de vegetação nativa que as propriedades privadas precisam manter segundo o novo código florestal não são suficientes para garantir uma maior ocupação pela maioria das aves (MORANTE-FILHO et al., 2021).

Por fim, permanece desconhecido o padrão de movimentação da espécie quando não está associada aos bandos. Considerando que o seu padrão de movimentação pode ser totalmente diferente do que ocorre quando associada a outras espécies, os requerimentos de área para indivíduos de *H. rubica* podem ser ainda maiores. Sendo assim, são recomendados estudos focando esse aspecto da ecologia espacial da espécie.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. Composition of mixed species bird flocks and abundance of flocking in a semideciduous forest of southeastern Brazil. **Ararajuba**, v. 5, n. 1, p. 11–18, 1997.
- AVGAR, T. et al. Integrated step selection analysis: Bridging the gap between resource selection and animal movement. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 5, p. 619–630, 2016.
- BARBOSA, K. V. C.; RODEWALD, A. D.; RIBEIRO, M. C.; JAHN, A. Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. **Landscape and Urban Planning**, v. 197, 12 p, 2020.
- BATES, H. W. **The naturalist on the river Amazons**. London, UK: Murray, 1863.
- BENCKE, G. A. New records and habits of the White-browed Foliage-gleaner (*Anabacerthia amaurotis*) (Passeriformes: Furnariidae) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Ararajuba**, 1996.
- BIBBY, C.; MARSDEN, S.; FIELDING, A. H. Bird–habitat studies. In: C. BIBBY, J. JONES, S. M. (Ed.). **In Expedition Field Techniques: Bird Surveys**. Cambridge, UK: BirdLife International, 2000. p. 99–114.
- BRANDT, C. S. **Ecologia de bandos mistos de aves em uma paisagem de Floresta Atlântica no sul do Brasil**. Dissertação. Mestrado em Ecologia - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2008.
- BURNHAM, K. P.; DAVID R. ANDERSON. Model Selection and Multimodel Inference. **Technometrics**, v. 45, n. 2, p. 181–181, 2003.
- CESTARI, C. A atração de aves em resposta ao playback de *Habia rubica*: implicações complementares sobre o papel da espécie para coesão de bandos mistos na Estação Ecológica Juréia-Itatins – SP. **Atualidades Ornitológicas**, v. 136, 2007.
- CESTARI, C.; PIZO, M. A. Utilization of epiphytes by birds in a brazilian atlantic forest. **Ornitologia Neotropical**, v. 19, p. 97–107, 2008.
- CODY, M. L. Finch Flock in Mohave Desert. **Theoretical Population Biology**, v. 2, p. 142–158, 1971.
- COMITÊ DO ITAJAÍ. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí**: para que a água continue a trazer benefícios para todos: caderno síntese. Blumenau: [s.n.].
- DAVIES, A. B. et al. Canopy structure drives orangutan habitat selection in disturbed Bornean forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 31, p. 8307–8312, 2017.
- DEVELEY, P. F. **Ecologia de bandos mistos de aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia - Itatins**. São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 1997.

DEVELEY, P. F.; PERES, C. A. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 1, p. 33–53, 2000.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1416–1422, 2001.

DEVELEY, P. F.; PONGILUPPI, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota neotropica**, v. 10, n. 4, p. 43–46, 2010.

FÁVARO, F. L.; ANJOS, L. Microhabitat de *Habia rubica* (Vieillot) e *Trichothraupis melanops* (Vieillot) (Aves, Emberizidae, Thraupinae), em uma floresta atlântica do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 1, p. 213–217, 2005.

FIEBERG, J. et al. A ‘how-to’ guide for interpreting parameters in resource- and step-selection analyses. **bioRxiv**, p. 2020.11.12.379834, 2020.

FORESTER, J. D.; IM, H. K.; RATHOUZ, P. J. Accounting for animal movement in estimation of resource selection functions: Sampling and data analysis. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3554–3565, 2009.

GRANSTEIN, R. et al. A Protocol for rapid and representative sampling of vascular and non-vascular epiphyte diversity of tropical rain forests. **Selbyana**, v. 14, n. 1, p. 105–111, 2003.

GREENBERG, R. Birds of Many Feathers: The Formation and Structure of Mixed-Species Flocks of Forest Birds. In: BOINSKI, S.; GARBER, P. (Eds.). **On the move: How and why animals travel in groups**. U ed. Chicago: University of Chicago Press, 2000. p. 523–558.

JULLIEN, M.; CLOBERT, JE. The survival value of flocking in neotropical birds: reality or fiction? **Ecology**, v. 81, n. 12, p. 3416–3430, 2000.

JULLIEN, M.; THIOLLAY, J. M. Multi-species territoriality and dynamic of neotropical forest understorey bird flocks. **Journal of Animal Ecology**, v. 67, n. 2, p. 227–252, 1998.

KAJIKI, L. N. et al. Ecology of mixed-species flocks of birds across gradients in the neotropics. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 26, n. 2, p. 82–89, 2018.

KLEIN, R. M. Mata Fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. In: HEITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978. p. 24.

MOYNIHAN, M. The Organization and Probable Evolution of Some Mixed Species Flocks of Neotropical Birds. **Smithsonian Miscellaneous Collections**, v. 143, p. 1–140, 1962.

MACHADO, C. G. As Espécies-núcleo sos bandos mistos de aves da Mata Atlântica

da Serra de Paranapiacaba, no Sudeste Brasileiro. **Sitientibus - Série Ciências Biológicas**, v. 2, n. 1/2, p. 85–90, 2002.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de mata Atlântica no sudeste do Brasil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 43, n. 3, p. 31–54, 2003.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Â. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. **Condor**, v. 102, n. 3, p. 585–594, 2000.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. Â. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: The effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. **Biological Conservation**, v. 116, n. 1, p. 19–26, 2004.

MALLET, C.; DAVID, N. Digital Terrain Models Derived from Airborne LiDAR Data. **Optical Remote Sensing of Land Surface: Techniques and Methods**, p. 301–319, 2016.

MARTINEZ, A. E.; GOMEZ, J. P. Are Mixed-Species Bird Flocks Stable through two decades? **The American Naturalist**, v. 181, n. 3, p. 1–7, 2013.

MAPBIOMAS, 2020. Projeto MapBiomas – Coleção 4.2 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado através do link: [<https://mapbiomas.org/>]

MINOR, D. M.; KOBE, R. K. Fruit production is influenced by tree size and size-asymmetric crowding in a wet tropical forest. **Ecology and Evolution**, v. 9, p. 1458–1472, 2019.

MOKROSS, K. et al.. Decay of interspecific avian flock networks along a disturbance gradient in Amazonia. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1776, 2014.

MOKROSS, K. et al. What can mixed-species flock movement tell us about the value of Amazonian secondary forests? Insights from spatial behavior. **Biotropica**, v. 50, n. 4, p. 664–673, 2018.

MORANTE-FILHO, J. C.; BENCHIMOL, M.; FARIA, D. Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 1, p. 105–117, 2021.

MUNN, C. A. Permanent canopy and understory flocks in amazonia: species composition and population density. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 683–712, 1985.

MUNN, C. A.; TERBORGH, J. W. Multi-Species Territoriality in Neotropical Foraging Flocks. **The Condor**, v. 81, n. 4, p. 338, 1979.

MURAKAMI, M.; NAKANO, S. Indirect effect of aquatic insect emergence on a

terrestrial insect population through by birds predation. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 333–337, 2002.

NATHAN, R. An emerging movement ecology paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 49, p. 19050–19051, 2008.

POTTS, J. R.; MOKROSS, K.; LEWIS, M. A. A unifying framework for quantifying the nature of animal interactions. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 11, n. 96, 2014.

POWELL, G. V. N. Structure and dynamics of interspecific flocks in a neotropical mid-elevation forest. **The Auk**, v. 96, p. 375–390, 1979.

POWELL, G. V. N. Sociobiology and Adaptive Significance of Interspecific Foraging Flocks in the Neotropics. **Ornithological Monographs**, n. 36, p. 713–732, 1985.

POWELL, L. L.; CORDEIRO, N. J.; STRATFORD, J. A. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: A pantropical perspective. **Biological Conservation**, v. 188, p. 1–10, 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena, Austria. R Foundation for Statistical Computing, 2021. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIBON, R.; MARINI, M. Â. Small territory sizes and high densities of insectivorous birds in na Atlantic Forest secundaru fragment, Brazil. v. 24, p. 303–313, 2016.

ROOS, A. L. Capturando aves. In: MATTER, S. V. et al. (Orgs.). **Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 77–104.

RUTT, C. L. et al. Experimental forest fragmentation alters Amazonian mixed-species flocks. **Biological Conservation**, v. 242, n. 2019, p. 0–29, 2020.

SEVEGNANI, L. Vegetação da Bacia do Rio Itajaí em Santa Catarina. In: SCHÄFFER, W. B.; PROCHNOW, M. (Eds.). **A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília: APREMAVI, 2002. p. 85–102.

SIGNER, J.; FIEBERG, J.; AVGAR, T. Animal movement tools (amt): R package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 2, p. 880–890, 2019.

STRATFORD, J. A.; ROBINSON, W. D. Gulliver travels to the fragmented tropics: Geographic variation in mechanisms of avian extinction. **Frontiers in Ecology and**

the Environment, v. 3, n. 2, p. 91–98, 2005.

STUCHBURY, B. M.; MORTON, E. S. Territoriality. In: **Behavior ecology of tropical birds**. London, UK: Academic Press, 2001. p. 61–78.

TERBORGH, J. Mixed Flocks and Polyspecific Associations : Costs and Benefits of Mixed Groups to Birds and Monkeys. **American Journal of Primatology**, v. 21, p. 87–100, 1990.

TONETTI, V. R.; PIZO, M. Density and microhabitat preference of the Southern Bristle-Tyrant (*Phylloscartes eximius*): Conservation policy implications. **The Condor**, v. 118, n. 4, p. 791–803, 2016.

VANDE VELDE, L.; TURLURE, C.; VAN DYCK, H. Body temperature and territory selection by males of the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria*): What makes a forest sunlit patch a rendezvous site? **Ecological Entomology**, v. 36, n. 2, p. 161–169, 2011.

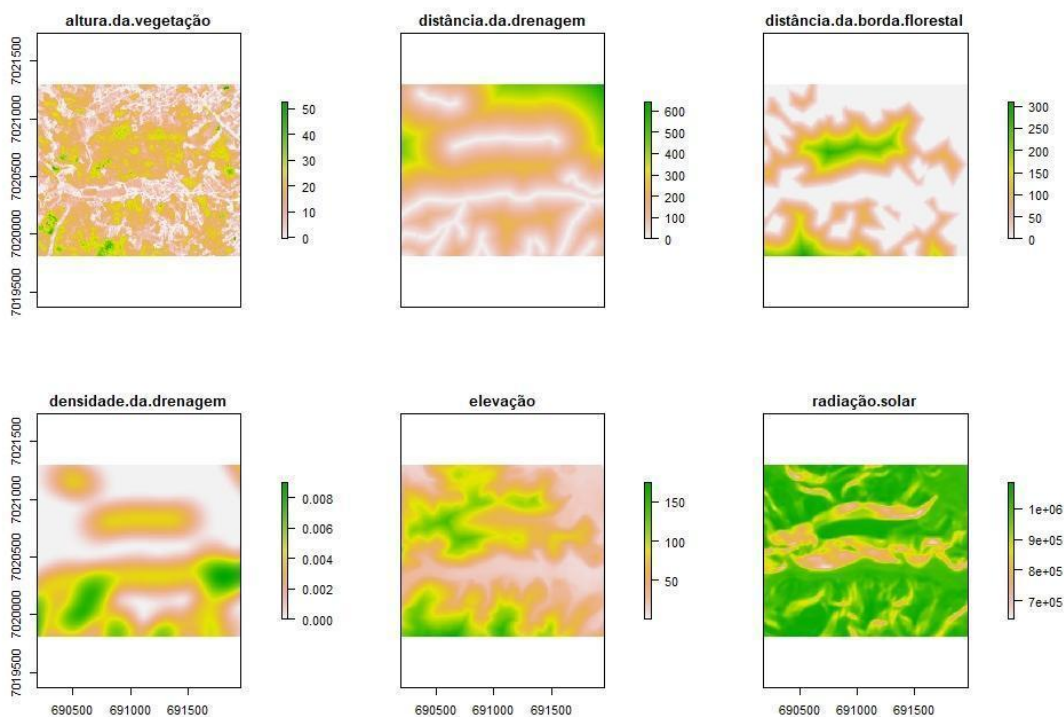
VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e remanescentes de Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume IV**. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 25-34.

WILLIS, E. A Study of the Foraging Behavior of Two Species of Ant-Tanagers. **The Auk**, v. 77, n. 2, p. 150–170, 1960.

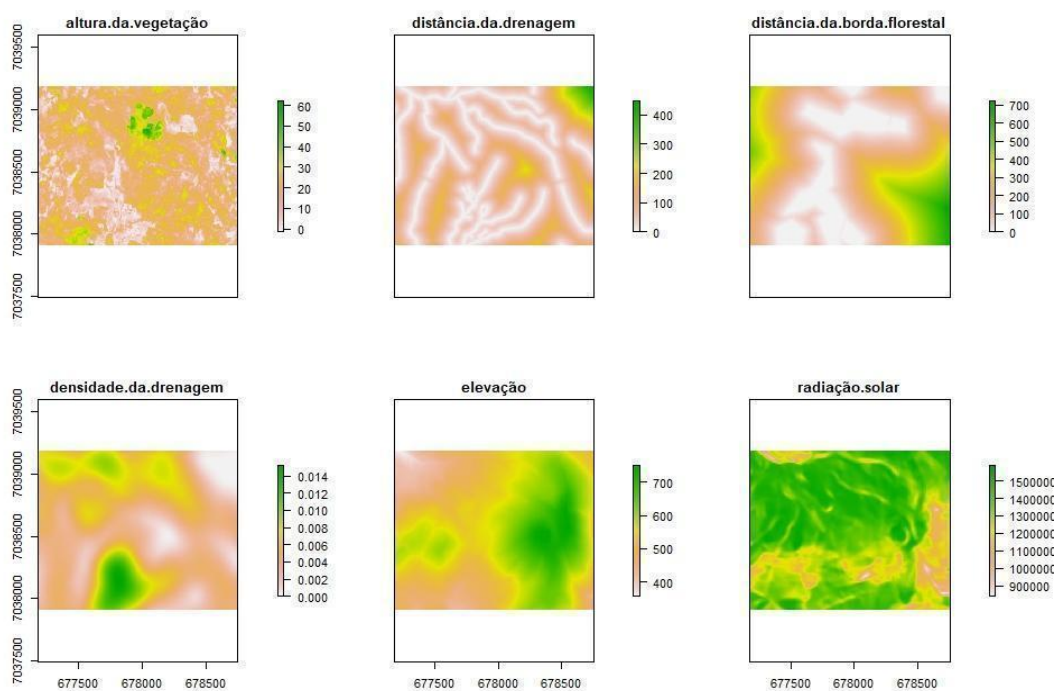
ANEXOS

Anexo 5 - *Projeção das variáveis ambientais nas áreas percorridas pelos cinco bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.*

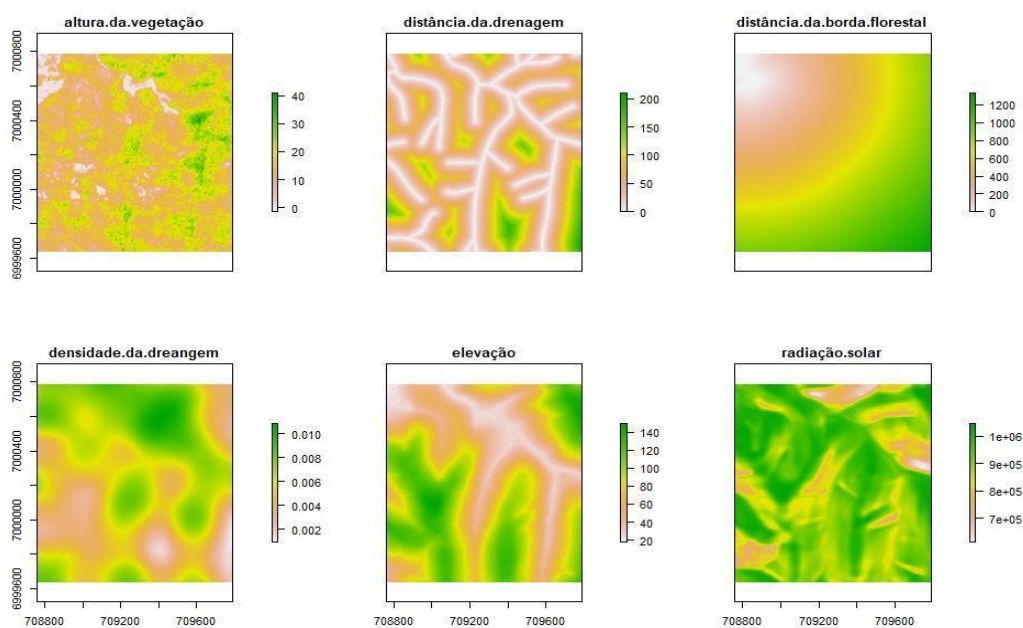
B



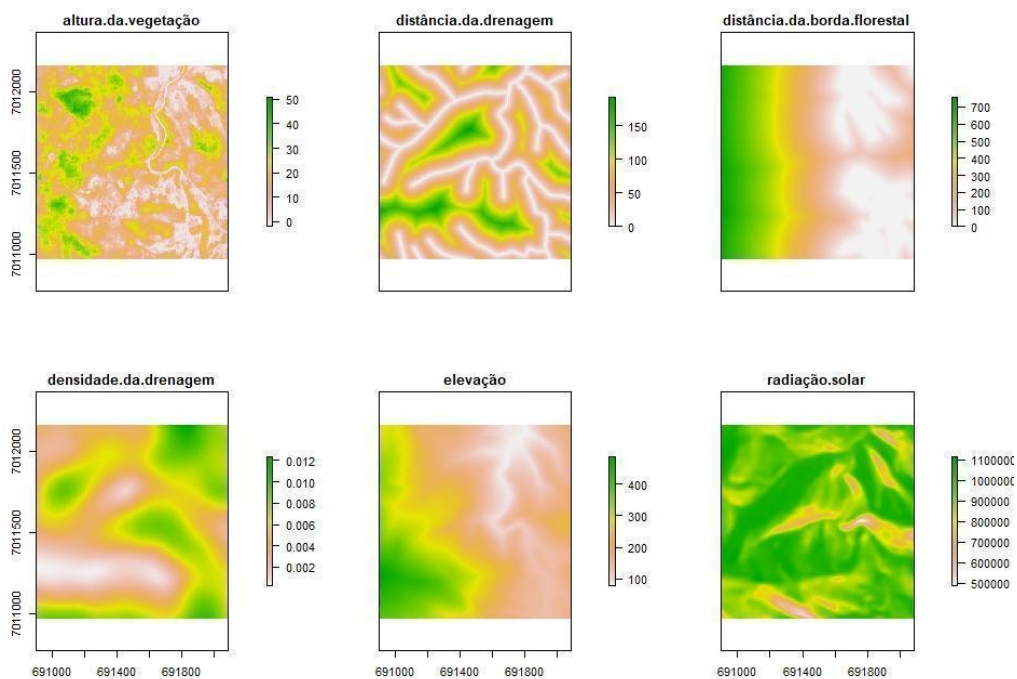
C



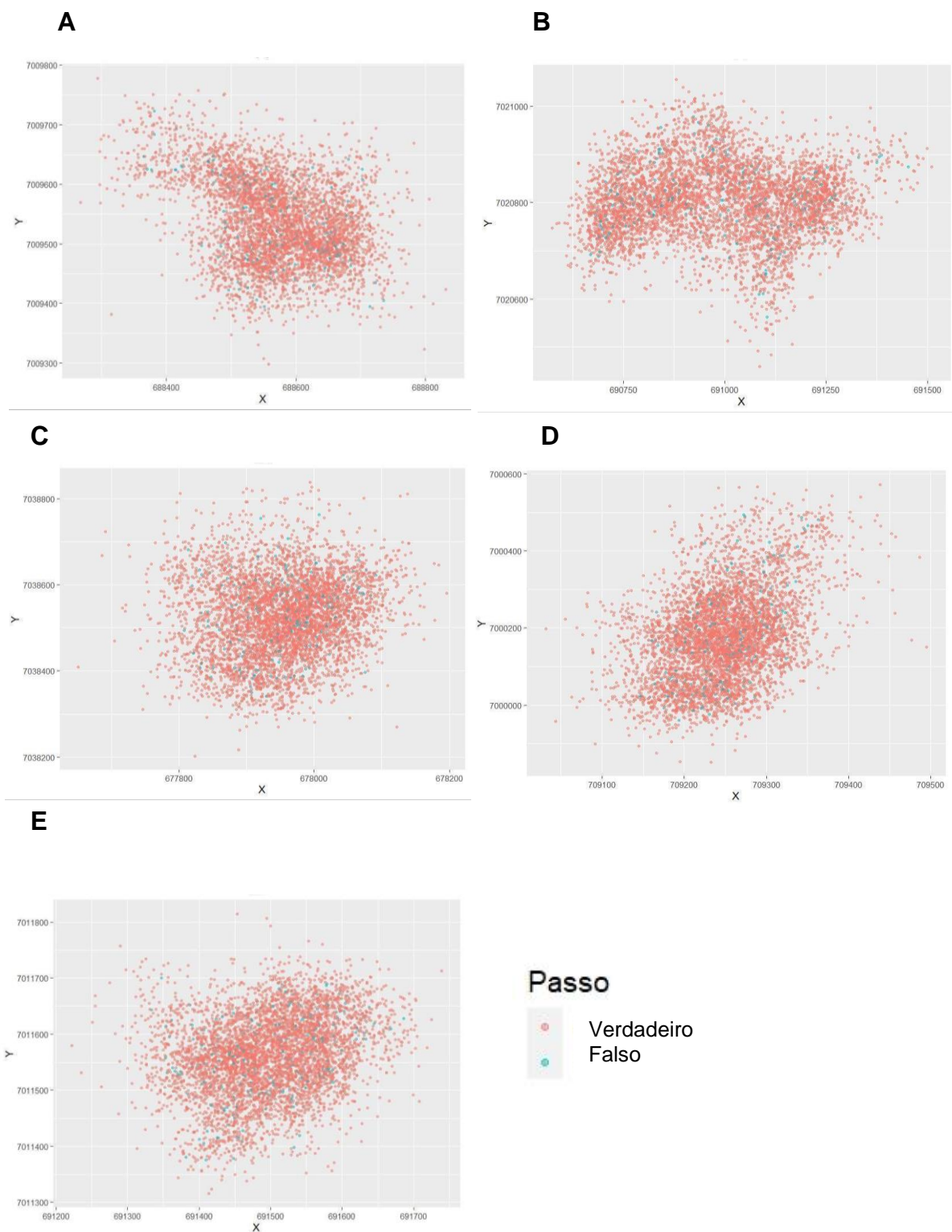
D



E



Anexo 6 - Projeção dos passos reais e dos passos gerados aleatoriamente via Função Integrada de Seleção de Passos (iSSF) para os cinco bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.



Anexo 7: Índice de Correlação de Pearson entre Variáveis analisadas via modelo iSSF populacional considerando os dois bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

Bando misto A

Variáveis ambientais	Altura da vegetação	Distância da Drenagem	Distância da borda florestal	Densidade da drenagem	Elevação	Radiação Solar
Altura da vegetação	NA	0	0	0	0	0
Distância de Drenagem	0.23	NA	0	0	0	0.08
Distância da borda florestal	0.22	0.18	NA	0	0	0
Densidade de drenagem	-0.10	-0.21	-0.59	NA	0	0
Elevação	-0.09	0.20	-0.64	0.30	NA	0
Radiação Solar	-0.08	0.03	0.56	-0.27	-0.2	NA

Bando misto B

VARIÁVEIS AMBIENTAIS	Altura da vegetação	Distância da Drenagem	Distância da borda florestal	Densidade da drenagem	Elevação	Radiação Solar
Altura da vegetação	NA	0	0	0	0	0
Distância de Drenagem	-0.19	NA	0	0	0	0
Distância da borda florestal	-0.09	-0.27	NA	0	0	0
Densidade de drenagem	0.32	-0.87	0.24	NA	0	0
Elevação	-0.31	0.39	0.07	-0.63	NA	0
Radiação Solar	-0.37	-0.07	0.73	0.05	0.08	NA

Bando misto C

VARIÁVEIS AMBIENTAIS	Altura da vegetação	Distância da Drenagem	Distância da borda florestal	Densidade da drenagem	Elevação	Radiação Solar
Altura da vegetação	NA	0.02	0	0	0	0

VARIÁVEIS AMBIENTAIS	Altura da vegetação	Distância da Drenagem	Distância da borda florestal	Densidade da drenagem	Elevação	Radiação Solar
Distância de Drenagem	0.03	NA	0	0	0	0
Distância da borda florestal	0.40	0.23	NA	0	0	0
Densidade de drenagem	-0.40	-0.37	-0.71	NA	0	0
Elevação	0.32	0.53	0.92	-0.76	NA	0
Radiação Solar	0.13	0.23	-0.21	-0.40	-0.07	NA

Bando misto D

VARIÁVEIS AMBIENTAIS	Altura da vegetação	Distância da Drenagem	Distância da borda florestal	Densidade da drenagem	Elevação	Radiação Solar
Altura da vegetação	NA	0	0	0	0	0
Distância de Drenagem	-0.24	NA	0	0	0	0.01
Distância da borda florestal	-0.20	-0.34	NA	0	0	0
Densidade de drenagem	0.21	-0.41	0.28	NA	0	0
Elevação	-0.32	0.54	-0.14	-0.58	NA	0
Radiação Solar	-0.33	-0.05	0.19	0.05	-0.21	NA

Bando misto E

VARIÁVEIS AMBIENTAIS	Altura da vegetação	Distância da Drenagem	Distância da borda florestal	Densidade da drenagem	Elevação	Radiação Solar
Altura da vegetação	NA	0	0.9	0	0	0
Distância de Drenagem	-0.23	NA	0	0	0	0
Distância da borda florestal	0	-0.17	NA	0	0	0
Densidade de drenagem	0.13	-0.47	-0.46	NA	0	0
Elevação	-0.26	0.32	0.75	-0.75	NA	0
Radiação Solar	-0.30	0.19	-0.09	-0.10	0.28	NA

Anexo 8: Valores dos Coeficientes Beta dos modelos gerados via iSSF para cada um dos bandos mistos acompanhados durante os anos de 2017 e 2019 nos municípios de Blumenau (A, B e E), Timbó (C) e Brusque (D), Santa Catarina, Brasil.

BANDO MISTO A

Modelo 1					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.119851	0.887052	0.079876	-1.5	0.133
Distância da drenagem	-0.170835	0.84296	0.101383	-1.685	0.092
Elevação	-0.423186	0.654957	0.196129	-2.158	0.031
Radiação solar	0.458997	1.582486	0.099755	4.601	4.20E-06
Tamanho do passo	0.000894	1.000894	0.006442	0.139	0.89
Log do tamanho do passo	0.086629	1.090492	0.226995	0.382	0.703
Likelihood ratio test =47.91	df= 6	p=1.231e-08			
Modelo 2					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.141782	0.8678104	0.078503	-1.806	0.070907
Elevação	-0.5960097	0.5510059	0.168696	-3.533	0.000411
Radiação solar	0.4508228	1.5696032	0.100096	4.504	6.67E-06
Tamanho do passo	0.0003613	1.0003613	0.006425	0.056	0.955155
Log do tamanho do passo	0.081803	1.085242	0.226486	0.361	0.717963
Likelihood ratio test = 45.04	df= 5	p=1.427e-08			
Modelo 3					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Distância da drenagem	-0.194874	0.822939	0.099201	-1.964	0.0495
Elevação	-0.413155	0.66156	0.196052	-2.107	0.0351
Radiação solar	0.486488	1.626594	0.098481	4.94	7.82E-07
Tamanho do passo	0.001228	1.001229	0.006456	0.19	0.8491
Log do tamanho do passo	0.072649	1.075353	0.227017	0.32	0.749
Likelihood ratio test = 45.61	df= 5	p=1.09e-08			
Modelo 4					

	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.115674	0.890766	0.081113	-1.426	0.15384
Distância da drenagem	-0.285221	0.751848	0.087135	-3.273	0.00106
Radiação solar	0.469007	1.598406	0.098207	4.776	1.79E-06
Tamanho do passo	0.000523	1.000523	0.006445	0.081	0.93532
Log do tamanho do passo	0.093442	1.097947	0.227503	0.411	0.68127
Likelihood ratio test = 43.18	df= 5	p=3.399e-08			
Modelo 5					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.1869566	0.8294797	0.078622	-2.378	0.0174
Distância da drenagem	-0.1387937	0.8704076	0.10005	-1.387	0.1654
Elevação	-0.4996395	0.6067493	0.196162	-2.547	0.0109
Tamanho do passo	0.0005873	1.0005875	0.006347	0.093	0.9263
Log do tamanho do passo	0.0473985	1.0485397	0.224494	0.211	0.8328
Likelihood ratio test = 25.48	df= 5	p=0.0001127			
Modelo 6					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.12642	0.881245	0.083164	-1.52	0.1285
Distância da drenagem	-0.122141	0.885024	0.10767	-1.134	0.2566
Elevação	-0.513952	0.598127	0.219519	-2.341	0.0192
Radiação solar	0.544853	1.724355	0.124533	4.375	1.21E-05
Distância da borda florestal	-0.161249	0.85108	0.234072	-0.689	0.4909
Densidade da drenagem	0.264976	1.303399	0.135621	1.954	0.0507
Tamanho do passo	0.002742	1.002746	0.006526	0.42	0.6744
Log do tamanho do passo	0.063049	1.065079	0.227994	0.277	0.7821
Likelihood ratio test = 53.99	df=8	p=6.945e-09			
Modelo 7					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.108796	0.896913	0.080328	-1.354	0.17561
Distância da drenagem	-0.118146	0.888566	0.107652	-1.097	0.27243

Elevação	-0.559847	0.571297	0.216926	-2.581	0.00986
Radiação solar	0.560213	1.751046	0.122754	4.564	5.03E-06
Distância da borda florestal	-0.310367	0.733178	0.215599	-1.44	0.14999
Tamanho do passo	0.001063	1.001064	0.006435	0.165	0.86874
Log do tamanho do passo	0.092325	1.096721	0.227185	0.406	0.68446
Likelihood ratio test = 43.4	df= 7	p=1.448e-08			
Modelo 8					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.133853	0.874718	0.082681	-1.619	0.1055
Distância da drenagem	-0.147196	0.863125	0.101329	-1.453	0.1463
Elevação	-0.444782	0.640964	0.195448	-2.276	0.0229
Radiação solar	0.496814	1.643477	0.102792	4.833	1.34E-06
Densidade da drenagem	0.298323	1.347597	0.12813	2.328	0.0199
Tamanho do passo	0.002852	1.002856	0.006537	0.436	0.6626
Log do tamanho do passo	0.057595	1.059286	0.227956	0.253	0.8005
Likelihood ratio test = 53.51	df= 7	p=2.934e-09			
Modelo 9					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.13856	0.870611	0.082041	-1.689	0.091235
Elevação	-0.658837	0.517453	0.179052	-3.68	0.000234
Radiação solar	0.569358	1.767133	0.123103	4.625	3.74E-06
Distância da borda florestal	-0.25184	0.777369	0.219439	-1.148	0.251111
Densidade da drenagem	0.262448	1.300108	0.135638	1.935	0.053001
Tamanho do passo	0.002413	1.002416	0.00651	0.371	0.710937
Log do tamanho do passo	0.062773	1.064785	0.227715	0.276	0.782805
Likelihood ratio test = 52.69	df= 7	p=4.267e-09			

Bando Misto B

Modelo 1					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.11816	0.888554	0.082317	-1.435	0.151164
Distância da drenagem	-0.603185	0.547067	0.175947	-3.428	0.000608
Elevação	0.009628	1.009674	0.20876	0.046	0.963216
Radiação solar	0.215023	1.239891	0.101626	2.116	0.03436
Tamanho do passo	0.002676	1.00268	0.006694	0.4	0.689325
Log do tamanho do passo	-0.02366	0.976618	0.288703	-0.082	0.934685
Likelihood ratio test = 38.26	df= 6	p=1.001e-06			
Modelo 2					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.1116926	0.8943191	0.081065	-1.378	0.1683
Elevação	-0.5329836	0.5868514	0.132346	-4.027	5.64E-05
Radiação solar	0.2421915	1.2740382	0.099934	2.424	0.0154
Tamanho do passo	0.0003387	1.0003387	0.006514	0.052	0.9585
Log do tamanho do passo	0.0401174	1.0409329	0.285468	0.141	0.8882
Likelihood ratio test = 25.55	df=5	p=0.000109			
Modelo 3					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Distância da drenagem	-0.600848	0.548346	0.176336	-3.407	0.000656
Elevação	0.049505	1.050751	0.207996	0.238	0.811874
Radiação solar	0.266411	1.305272	0.095314	2.795	5.19E-03
Tamanho do passo	0.003361	1.003367	0.006651	0.505	0.613337
Log do tamanho do passo	-0.050612	0.950648	0.286795	-0.176	0.859921
Likelihood ratio test = 36.2	df=5	p=8.647e-07			
Modelo 4					

	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.11865	0.888118	0.081616	-1.454	0.146
Distância da drenagem	-0.596932	0.550498	0.11202	-5.329	9.89E-08
Radiação solar	0.215142	1.240038	0.101587	2.118	0.0342
Tamanho do passo	0.002673	1.002676	0.006692	0.399	0.6896
Log do tamanho do passo	-0.023237	0.977031	0.288533	-0.081	0.9358
Likelihood ratio test = 38.25	df= 5	p=3.354e-07			
Modelo 5					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.179992	0.835277	0.076659	-2.348	0.0189
Distância da drenagem	-0.634281	0.530317	0.175437	-3.615	0.0003
Elevação	0.022429	1.022682	0.207431	0.108	0.9139
Tamanho do passo	0.002133	1.002135	0.006644	0.321	0.7482
Log do tamanho do passo	-0.012873	0.987209	0.287587	-0.045	0.9643
Likelihood ratio test = 33.71	df= 5	p=2.722e-06			

BANDO MISTO C

Modelo 1					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.08432	0.919137	0.08521	-0.99	0.3224
Distância da drenagem	0.732117	0.48089	0.119209	-6.141	8.18E-10
Elevação	0.611494	1.843183	0.156707	3.902	9.53E-05
Radiação solar	0.253303	1.288273	0.11844	2.139	0.0325
Tamanho do passo	0.00343	1.003436	0.005494	0.624	0.5324
Log do tamanho do passo	-0.05926	0.942461	0.249344	-0.238	0.8121
Likelihood ratio test=40.13	df = 6	p=4.299e-07			
Modelo 2					

	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.03006	1.03E+00	8.34E-02	0.36	0.719
Elevação	-0.01742	9.83E-01	1.15E-01	-0.152	0.879
Radiação solar	0.01379	1.01E+00	1.03E-01	0.134	0.893
Tamanho do passo	0.0000048 15	1.00E+00	5.48E-03	-0.001	0.999
Log do tamanho do passo	-0.03049	9.70E-01	2.49E-01	-0.122	0.903
Likelihood ratio test=0.26	df=5	p=0.9983			
Modelo 3					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Distância da drenagem	-0.704596	0.494308	0.11523	-6.115	9.68E-10
Elevação	0.574573	1.776373	0.152301	3.773	0.000162
Radiação solar	0.249476	1.283353	0.11809	2.113	0.034636
Tamanho do passo	0.003452	1.003458	0.005504	0.627	0.530555
Log do tamanho do passo	-0.061028	0.940797	0.249619	-0.244	0.806857
Likelihood ratio test=39.15	df= 5	p=2.213e-07			
Modelo 4					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.002676	0.997327	0.08267	-0.032	0.974
Distância da drenagem	-0.440151	0.643939	0.091289	-4.822	1.42E-06
Radiação solar	0.121634	1.129341	0.107847	1.128	0.259
Tamanho do passo	0.002459	1.002462	0.005448	0.451	0.652
Log do tamanho do passo	-0.044994	0.956003	0.248622	-0.181	0.856
Likelihood ratio test= 24.67	df= 5	p=0.000161			
Modelo 5					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	-0.078894	0.924138	0.085192	-0.926	0.354412
Distância da drenagem	-0.644513	0.524918	0.110857	-5.814	6.10E-09
Elevação	0.51095	1.666874	0.147809	3.457	0.000547
Tamanho do passo	0.002921	1.002925	0.00549	0.532	0.594712
Log do tamanho do passo	-0.054572	0.94689	0.249218	-0.219	0.82667

Likelihood ratio test= 35.36 df= 5 p=1.277e-06

Bando Misto D

Modelo 1					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.053029	1.05446	0.091499	0.58	0.5622
Distância da drenagem	-0.07317	0.929443	0.112728	-0.649	0.5163
Elevação	-0.545121	0.579772	0.13748	-3.965	7.34E-05
Radiação solar	-0.210491	0.810186	0.103061	-2.042	0.0411
Tamanho do passo	0.008665	1.008702	0.00604	1.435	0.1514
Log do tamanho do passo	-0.121653	0.885456	0.215199	-0.565	0.5719
Likelihood ratio test = 42.92	df=6	p=1.212e-07			
Modelo 2					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.057814	1.059518	0.091354	0.633	0.5268
Elevação	-0.598733	0.549507	0.111492	-5.37	7.87E-08
Radiação solar	-0.211965	0.808993	0.103274	-2.052	0.0401
Tamanho do passo	0.008616	1.008653	0.00604	1.427	0.1537
Log do tamanho do passo	-0.120465	0.886508	0.215186	-0.56	0.5756
Likelihood ratio test = 42.5	df= 5	p=4.673e-08			
Modelo 3					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Distância da drenagem	-0.078348	0.924642	0.112335	-0.697	0.4855
Elevação	-0.565606	0.568016	0.132877	-4.257	2.08E-05
Radiação solar	-0.228288	0.795895	0.098661	-2.314	0.0207
Tamanho do passo	0.008616	1.008653	0.006044	1.425	0.154
Log do tamanho do passo	-0.121097	0.885948	0.215252	-0.563	0.5737
Likelihood ratio test = 42.58	df=5	p=4.496e-08			
Modelo 4					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p

Altura da vegetação	0.156914	1.169895	0.08632	1.818	0.069092
Distância da drenagem	-0.330724	0.718403	0.089076	-3.713	0.000205
Radiação solar	-0.106596	0.898889	0.094808	-1.124	0.260872
Tamanho do passo	0.005619	1.005635	0.005941	0.946	0.344199
Log do tamanho do passo	-0.076227	0.926606	0.215458	-0.354	0.723496
Likelihood ratio test = 5.58	df=5	p=0.0001075			
Modelo 5					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.108296	1.114377	0.087611	1.236	0.216424
Distância da drenagem	-0.076579	0.92628	0.112439	-0.681	0.495828
Elevação	-0.479417	0.619144	0.131854	-3.636	0.000277
Tamanho do passo	0.006823	1.006847	0.005971	1.143	0.253164
Log do tamanho do passo	-0.086418	0.917211	0.215429	-0.401	0.688315
Likelihood ratio test = 8.67	df=5	p=2.771e-07			
Modelo 6					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.051977	1.053351	0.092751	0.56	0.5752
Distância da drenagem	-0.130641	0.877532	0.114296	-	0.253
Elevação	-0.295618	0.744071	0.166696	-	0.0762
Radiação solar	-0.168655	0.8448	0.105821	-	0.111
Distância da borda florestal	-0.139275	0.869989	0.19511	-	0.4753
Densidade da drenagem	0.422188	1.525295	0.136626	3.09	0.002
Tamanho do passo	0.009686	1.009733	0.006162	1.572	0.116
Log do tamanho do passo	-0.133943	0.87464	0.217729	-	0.5384
Likelihood ratio test = 2.96	df= 8	p=1.099e-08			
Modelo 7					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.044214	1.045206	0.092431	0.478	0.6324

Distância da drenagem	-0.080818	0.922362	0.112777	- 0.717	0.4736
Elevação	-0.564269	0.568776	0.139526	- 4.044	5.25E- 05
Radiação solar	-0.188363	0.828314	0.106937	- 1.761	0.0782
Distância da borda florestal	-0.134136	0.874471	0.192171	- 0.698	0.4852
Tamanho do passo	0.008937	1.008977	0.006068	1.473	0.1408
Log do tamanho do passo	-0.126116	0.881512	0.215606	- 0.585	0.5586
Likelihood ratio test = 43.4	df= 7	p=2.788e-07			
Modelo 8					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.061812	1.063763	0.091631	0.675	0.49994
Distância da drenagem	-0.121558	0.885539	0.114009	- 1.066	0.28633
Elevação	-0.274289	0.760112	0.164991	- 1.662	0.09642
Radiação solar	-0.189865	0.82707	0.102533	- 1.852	0.06406
Densidade da drenagem	0.422335	1.52552	0.136818	3.087	0.00202
Tamanho do passo	0.009479	1.009524	0.006141	1.544	0.12268
Log do tamanho do passo	-0.13143	0.876841	0.217326	- 0.605	0.54534
Likelihood ratio test = 2.45	df= 7	p=4.764e-09			
Modelo 9					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.060871	1.062762	0.092652	0.657	0.51119
Elevação	-0.398658	0.67122	0.141519	- 2.817	0.00485
Radiação solar	-0.177229	0.837588	0.106638	- 1.662	0.09652
Distância da borda florestal	-0.113661	0.89256	0.19417	- 0.585	0.5583
Densidade da drenagem	0.399427	1.490971	0.134787	2.963	0.00304
Tamanho do passo	0.009609	1.009655	0.006157	1.561	0.11864

Log do tamanho do passo	-0.132742	0.875691	0.21755	-0.61	0.54175
Likelihood ratio test = 1.66	df=7	p=6.805e-09			

Bando misto E

Modelo 1					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.0722042	1.0748748	0.078445	0.92	0.35734
Distância da drenagem	-0.3652881	0.6939967	0.120742	-3.025	0.00248
Elevação	0.0381732	1.0389112	0.175512	0.217	0.82782
Radiação solar	0.1272113	1.1356569	0.092068	1.382	0.16706
Tamanho do passo	-0.0005713	0.9994289	0.006956	-0.082	0.93454
Log do tamanho do passo	0.0326944	1.0332347	0.235919	0.139	0.88978
Likelihood ratio test = 15.16	df=6	p=0.01908			
Modelo 2					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.093541	1.098056	0.078994	1.184	0.2363
Elevação	-0.262896	0.768822	0.146524	-1.794	0.0728
Radiação solar	0.079667	1.082926	0.090807	0.877	0.3803
Tamanho do passo	-0.001917	0.998085	0.00696	-0.275	0.783
Log do tamanho do passo	0.050985	1.052307	0.236432	0.216	0.8293
Likelihood ratio test = 5.79	df=5	p=0.3273			
Modelo 3					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Distância da drenagem	-0.3757197	0.6867948	0.120579	-3.116	0.00183
Elevação	0.0308056	1.031285	0.175423	0.176	0.8606
Radiação solar	0.1134563	1.120143	0.090746	1.25	0.2112
Tamanho do passo	-0.0008207	0.9991796	0.006946	-0.118	0.90594

Log do tamanho do passo	0.0354174	1.0360521	0.235905	0.15	0.88066
Likelihood ratio test = 14.3	df=5	p=0.0138			
Modelo 4					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.0713237	1.0739288	0.078221	0.912	0.361861
Distância da drenagem	-0.3506782	0.7042103	0.100208	-3.499	0.000466
Radiação solar	0.1278507	1.1363833	0.092103	1.388	0.165097
Tamanho do passo	-0.0005773	0.9994228	0.00696	-0.083	0.933888
Log do tamanho do passo	0.0333456	1.0339078	0.236022	0.141	0.887647
Likelihood ratio test = 15.11	df=5	p=0.009909			
Modelo 5					
	coef	exp(coef)	se(coef)	z	p
Altura da vegetação	0.0548076	1.0563373	0.077662	0.706	0.48036
Distância da drenagem	-0.3384027	0.7129081	0.119591	-2.83	0.00466
Elevação	0.0448063	1.0458253	0.175894	0.255	0.79893
Tamanho do passo	-0.0005093	0.9994908	0.006971	-0.073	0.94175
Log do tamanho do passo	0.0296865	1.0301315	0.236264	0.126	0.90001
Likelihood ratio test = 13.22	df=5	p=0.02137			