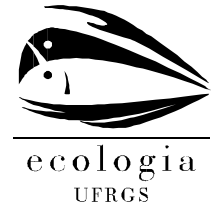




**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**



**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA ESPACIAL E DA VEGETAÇÃO
SOBRE A ASSEMBLÉIA DE AVES EM REMANESCENTES
CAMPESTRES NO SUL DO BRASIL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

VAGNER LUIS CAMIOTTI

**PORTO ALEGRE
2009**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA ESPACIAL E DA VEGETAÇÃO
SOBRE A ASSEMBLÉIA DE AVES EM REMANESCENTES
CAMPESTRES NO SUL DO BRASIL**

VAGNER LUIS CAMIOTTI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Sandra Maria Hartz

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Develey – Bird Life/Save Brasil

Prof^ª. Dr^ª. Marilise M. Krügel - UFSM

Prof. Dr. Demétrio Guadagnin - UNISINOS

PORTO ALEGRE, JUNHO DE 2007

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Sandra M. Hartz por aceitar o desafio de orientar um médico veterinário num trabalho desafiador com foi esse. A ela por perceber, compreender e me aconselhar sobre minhas angústias durante os primeiros meses de mestrado com o “se sentir útil” para a sociedade e à natureza. Aquelas conversas me mostraram a importância de manter a calma para buscar um aperfeiçoamento técnico e científico para então poder agir com maior eficiência. Deixando de lado a parte profissional, quero agradecer-las imensamente pela convivência excepcional durante esses dois anos que passaram tão rápido e que resultarão em uma enorme saudade. Muito obrigado, Sandra!

Ao Prof. Dr. Andreas Kindel pela “co-orientação informal” e pelo enorme aprendizado em todas as discussões sobre ecologia e conservação em que participou. Com ele aprendi a questionar o “inquestionável” e talvez a pensar como um cientista. Valeu Andreas!

Aos colegas de mestrado: Bethânia, Camila (s), Luciana, Pâmela, Guilherme, Adriana, Letícia, Luisa e Ziza pela amizade, auxílios e discussões sobre o futuro de nossas vidas. Quantas preocupações foram discutidas e muitas vimos depois da partida do Álan que eram tão superficiais e que estávamos nos esquecendo de coisas mais importantes nas nossas vidas como simplesmente viver! Bê, por compartilhar os medos e sonhos desse caminho e por ser a grande amiga que és desde Santa Maria. Adoro-te! Camila Both, que se revelou uma amiga nos momentos em que mais precisei e me mostrou os frutos do esforço e dedicação. Agradeço-te muito, Camila. Lu, que exemplo! Aprendi coisas interessantes contigo, uma delas foi a dedicação ao trabalho e ao agora noivado. Podemos ter as duas coisas, não é? Guilherme, pelas agradáveis conversas sobre os gostos da vida e a arte do fazer diferente, como a parede do escritório com palha de arroz em fardos e bambu; Luisa, mais uma “intrusa” na Ecologia. Obrigado por não deixar eu me sentir o único não-biólogo, querida agrônoma. Ziza, mais uma dedicada estudante de mestrado. Obrigado pela importantíssima ajuda com algumas etapas no geoprocessamento das imagens. Que ajuda, poupaste-me dias de trabalho. Espero poder um dia retribuir isso tudo; Adri, por confirmar que ser introvertido não é pré-requisito para ser cientista! Pâmela, a potencial companheira para os almoços no RU, cafezinhos e por todas as conversas desse percurso. Camila S., mais uma que compartilha a busca de sentido para as coisas e para a vida. Garanto que a encontraremos, colega e amiga. Finalmente, Letícia, a mais sumida em função da família, mas quando presente esteve sempre preocupada em querer saber do andamento e preocupações dos colegas. A todos vocês, muito obrigado.

Ao Álan (*in memoriam*), pois, se tive ótimos professores sobre Ecologia na UFRGS, tive um ótimo professor sobre a ciência da Vida na forma de colega. Valeu “carinha”, seja lá onde você estiver hoje, mas uma coisa é certa: deverias estar aqui hoje dando uma força para nós como sempre fizeste.

À enorme turma do LEPEC que fez a diferença para superar as dificuldades que passei nesse período. Pelas suas contribuições diretas cito: Jan K.F. Mahler Jr., o maior incentivador desse estudo durante toda a sua execução; André Mendonça-Lima (Dedé), por tornar todo o ambiente do *lab* mais alegre e pelos chimarrões sempre prontos antes das 07:30h e, claro, também pela sua contribuição com comentários e discussões sobre as emplumadas; Jorge S. Bernardo-Silva, pela sua parceria e a amizade desenvolvida entre as idas e vindas a Candiota e pelos filmes/seriados fornecidos, os quais, por mais curioso que seja comentar sobre, ajudaram-me muito; Clarissa Britz (Cissa), querida colega, que assim como o Jan, sempre incentivou para acreditar na concretização desse projeto, tendo um papel importante na fase final desse; Ronei, que pelo gosto semelhante pela ecologia da paisagem ajudou enormemente com bibliografia e discussões sobre as teorias dessa ciência; André Barreto-Lima (Calanguinho), pelo alto astral nordestino incorporado ao dia-a-dia desses dois anos, conversas sobre filosofia e auto-motivação. Cara, nós vamos encontrar aquelas respostas, tenho certeza! A Pousada Camilotti estará sempre a tua disposição!! Leandro, pela parceria e conversas no café das 16h no bar do Ildo (raras nos últimos meses) e pelas contribuições no delineamento do projeto e mais ainda na finalização desse. Foste fundamental, meu amigo.

Ao Prof. Dr. Fernando “Fritz” Becker pelas dicas importantíssimas sobre o uso de ferramentas de geoprocessamento, ajudando-me a elucidar esse novo mundo extremamente útil para a Ecologia da Paisagem.

Ao casal de Profs. Drs. Everton R. Behr e Marilise M. Krügel. Ao primeiro por ser o responsável por eu estar terminando um mestrado em Ecologia. Sou e serei eternamente grato pela oportunidade de acompanhar os trabalhos de “D. Chica”, dias aqueles que mudaram minhas perspectivas de vida; pelo ensinamento que podemos fazer muito apenas separando o lixo que produzimos (uma dica aos que estão gastando seu tempo lendo isso: conheçam o sistema de separação de lixo dele) e, além disso, por me mostrar, sendo ele um zootecnista, que eu poderia adquirir qualquer conhecimento que quisesse em Ecologia e Zoologia. Muito obrigado, Everton, por tudo. A Marilise por me “adotar” nos primeiros tempos do Projeto Caboclinho e a partir disso nascer a paixão pelos Campos, bem como esse projeto. Obrigado por acreditar na minha capacidade e também por me proporcionar um dos momentos mais incríveis em campo: o dia em que avistei o papa-moscas-do-campo, *Culicivora caudacuta*, naquele fragmento de campo do Azauri e a chamei desesperado pelo *walk-talk*. Esse dia selou meu desejo de estudar os Campos.

Aos quatro colegas de iniciação científica da UFSM, Dani, Marcelo, Jeferson e Bethânia (novamente aqui citada), pela força que trocamos em todas as etapas desses dois anos, mesmo distantes (salve-salve MSN). Aprendi muito com vocês, galerinha. Serei eternamente grato por terem aceitado o intruso no meio de vocês. Muito obrigado mesmo.

Ao meu orientador de iniciação científica na UFSM, Prof. Dr. Nilton Cáceres, por ser mais um a permitir que um não-estudante-de-biologia participasse das atividades de pesquisa em ecologia do Setor de Zoologia e por ser, acima de tudo, um grande amigo.

Finalmente, à minha querida família: mãe, pai, manas, dindos, tios e minha adorada vó Gema (*in memorian*): se estou aqui é porque de alguma forma todos vocês ajudaram, mesmo sem muitas vezes entender o que eu realmente faço hoje. Acredito que sempre imaginaram, depois de ter entrado na faculdade, que eu seria um bem sucedido médico veterinário. Acreditem, eu também! Se quiserem culpar alguém, culpem o Everton (brincadeirinha!). A educação que todos me proporcionaram ao longo desses 27 anos me levou a perceber que ser bem sucedido numa carreira não está na soma de dinheiro que ela pode gerar, mas sim na felicidade e realização por ela produzida. É disso que estou atrás e o porquê de estar buscando esse título de Mestre em Ecologia. Só para avisar, ainda falta muito!

Ao final dessa página de agradecimentos, vejo que me tornei um pouco de cada uma dessas pessoas. Muito obrigado, meus caros velhos e novos amigos.

Influência da estrutura espacial e da vegetação sobre a assembléia de aves em remanescentes campestres no Sul do Brasil.

Autor: Vagner Luis Camilotti

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

RESUMO

Esse estudo teve como objetivo investigar os fatores estruturantes das assembléias de aves que utilizam remanescentes de vegetação campestre na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul. Com ele busquei compreender os efeitos da estrutura espacial dos remanescentes (área, formato e proximidade entre remanescentes) e também os efeitos exercidos pela estrutura do habitat no uso desses pelas aves campestres. Amostrei quantitativamente por pontos de contagem a avifauna em 24 remanescentes de vegetação campestre com diferentes áreas, formas e estrutura da vegetação. Utilizei ferramentas de sensoriamento remoto para avaliar a estrutura espacial dos remanescentes e caracterizei o habitat desses remanescentes através de medidas da estrutura da vegetação. Utilizei o método analítico de partição da variância para quantificar a porção da variância explicada por cada grupo de variáveis (estrutura da vegetação e estrutura espacial dos remanescentes) na variação total da abundância, composição e riqueza da avifauna nos remanescentes. Registrei um total de 32 espécies de aves campestres, sendo três dessas categorizadas em algum grau de ameaça de extinção: *Circus cinereus*, *Cisthorus platensis* e *Sporophila cinnamomea*. Meus resultados indicaram a inexistência de efeito dos dois grupos de variáveis sobre a riqueza e uma resposta maior da abundância e composição para a estrutura da vegetação dos remanescentes (altura da vegetação, cobertura do solo e camada de vegetação morta sobre o solo). Dentre as variáveis da estrutura espacial dos remanescentes, apenas a proximidade entre eles foi significativa nos modelos de regressão, explicando uma pequena parte da variabilidade da abundância e composição. Dentro de suas limitações, meus resultados sugerem que as assembléias de aves que utilizam os remanescentes de vegetação campestre da região estudada são estruturadas a partir das características do habitat (estrutura da vegetação) e são fracamente influenciadas pela estruturação espacial desses. Assim, a permanência de manchas próximas de vegetação campestre em meio às áreas de cultivo, mesmo que pequenas, poderá favorecer a permanência de uma alta diversidade de espécies de aves na região estudada.

PALAVRAS-CHAVE: aves campestres, Campos, perda de habitat, fragmentação, ecologia da paisagem, Pampa, estrutura da vegetação, métricas de mancha, proximidade, conectividade.

Influence of spatial and vegetation structure on the bird assemblage in grassland patches in Southern Brazil.

Author: Vagner Luis Camilotti

Supervisor: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

ABSTRACT

The goal of this study was to investigate the factors that structure bird assemblages in grassland patches in Campos Biome of Fronteira Oeste region, Rio Grande do Sul, Brazil. Thus, I searched for the effects of the spatial structure of native vegetation patches and the effects caused by their vegetation structure on the avifauna that makes use of them. I utilized remote sensing techniques to evaluate the spatial structure of the patches (area, shape, and proximity among patches) and I characterized the patches' habitat by measuring the vegetation structure (vegetation height, litter depth, dead standing vegetation, soil covered by vegetation, percentage coverage by grasses, herbs, and shrubs). I used the variation partitioning method to quantify the portion of variation explained by both spatial and vegetation group of variables in the total avifauna's abundance, composition, and richness variation. I registered 32 grassland bird species and among them, three are threatened with extinction: *Circus cinereus*, *Cisthorus platensis*, and *Sporophila cinnamomea*. My results denote an inexistence of effects from both variables groups on richness and strongest evidence of vegetation structure (vegetation height, litter depth, and soil cover) acting on the abundance and composition of the avifauna. Patches spatial structure explained a small portion of variation in the abundance and composition and it was only represented in the models by the proximity among patches. Within your limitations, my results suggest that the grassland bird's assemblages that use native vegetation patches are mainly structured by the habitat characteristics (vegetation structure), and are weakly influenced by the patches spatial arrangement. Thus, the maintenance of neighbour patches, even though small ones, into the arable fields may favour the persistence of a high diversity of grassland birds in the region studied.

KEY WORDS: grassland birds, Campos, habitat loss, fragmentation, landscape ecology, Pampas, vegetation structure, patch metrics, proximity, connectivity.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	ii
RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
INTRODUÇÃO.....	1
Os efeitos da perda de habitat e da fragmentação sobre a avifauna campestre.....	1
As ameaças aos campos.....	1
OBJETIVOS.....	5
MATERIAIS E MÉTODOS.....	6
Área de estudo.....	6
Unidades amostrais.....	7
Amostragem da avifauna.....	8
Estrutura da vegetação.....	10
Estrutura espacial dos remanescentes de vegetação campestre.....	11
Análise de dados.....	13
RESULTADOS.....	15
DISCUSSÃO.....	22
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	29
Limitações desse estudo.....	29
Implicações para o manejo e conservação da avifauna campestre.....	31
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Tipos de campo e coordenadas UTM (datum Córrego Alegre) das unidades amostrais.	8
Tabela 2. Aves registradas em remanescentes de vegetação campestre e seus respectivos Índices Pontuais de Abundância (IPA) na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Brasil.	16
Tabela 3. Índice Pontual de Abundância médio e frequência de ocorrência (FO) para as espécies de aves registradas em remanescentes de vegetação campestre na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Brasil.....	17
Tabela 4. Descritores da estrutura da vegetação dos remanescentes campestres (unidades amostrais - UA) e suas respectivas médias, valores mínimos e máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). Tipo (1- campo úmido; 2- campo seco; 3- campo misto), vegetação morta em pé (VMP), cobertura do solo (cobert), vegetação dominante: gramínea (Gram), herbácea (Herb) e arbustiva (arbu).	18
Tabela 5. Métricas de mancha dos remanescentes de vegetação campestre (unidades amostrais - UA) e suas respectivas médias, valores mínimos e máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). PROX 1, 3 e 5 são valores do índice de proximidade para buffers de 1, 3 e 5 km de raio.	18
Tabela 6. Modelo de regressão múltipla do primeiro eixo da PCOA sobre as variáveis da estrutura da vegetação e métricas de mancha. $R^2= 0.48$; $F_{2,21}= 9.95$; $p= <0,001$. β = coeficiente de regressão; EP= erro padrão de b.	21
Tabela 7. Modelo de regressão múltipla do segundo eixo da PCOA sobre as variáveis da estrutura da vegetação e métricas de mancha. $R^2= 0.43$; $F_{3,20}= 5.19$; $p= <0,05$. β = coeficiente de regressão; EP= erro padrão de b.	21

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Área de estudo localizada na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Os números na figura indicam os municípios onde realizei o estudo: 1- Alegrete, 2- Manoel Viana, 3- São Francisco de Assis. O retângulo pontilhado sobre os municípios delimita a distribuição dos remanescentes amostrados nesse estudo, abrangendo 1402.427 km².....6
- Figura 2. Representação gráfica da disposição dos pontos de amostragem da vegetação no interior dos pontos de contagem da avifauna, nas distâncias de 5, 25, 50 e 100 metros a partir do centro. Esses pontos foram direcionados para os quatro pontos cardeais, aleatoriamente..... 11
- Figura 3. Ponto de amostragem da vegetação de 1m².....11
- Figura 4. Porcentagem de explicação dos eixos da PCOA para a variação de composição e abundância nas 24 manchas de vegetação campestre avaliadas..... 19
- Figura 5. Descritores originais (aves) com coeficientes de correlação mais altos para os dois primeiros eixos da PCOA, bem como suas associações com as unidades amostrais (remanescentes) avaliadas. *Sicalis luteola* (Silu), *Anumbius annumbi* (Anan), *Anthus hellmayrii* (Anhe), *Vanellus chilensis* (Vach), *Colaptes campestris* (Coca), *Athene cunicularia* (Atcu), *Ammodramus humeralis* (Amhu), *Volatinia jacarina* (Voja), *Sporophila cinnamomea* (Spci), *Molothrus bonariensis* (Mobo), *Emberizoides ypiranganus* (Emyp), *Polytmus guainumbi* (Pogu), *Geothlypis aequinoctialis* (Geae).....20

INTRODUÇÃO

Os efeitos da perda de habitat e da fragmentação sobre a avifauna campestre

Fragmentação do habitat é definida como um processo durante o qual uma grande extensão de habitat é transformada em pequenos fragmentos isolados um do outro por uma matriz de habitats diferentes do original (Wilcove *et al.* 1986). A perda e fragmentação do habitat são as maiores preocupações em biologia da conservação, uma vez que elas têm implicações para o design de reservas (Diamond e May 1976), compreensão das relações espécie-área e a teoria de biogeografia de ilhas (McArthur e Wilson 1967), além de outros assuntos relacionados (Saunders *et al.* 1991).

A maior parte do conhecimento sobre os impactos da perda de habitat e fragmentação vieram de estudos particularmente sobre a fragmentação florestal e em sua maioria das florestas temperadas da América do Norte (McGarigal e McComb 1995). Entretanto, as aves campestres parecem ser menos influenciadas pela fragmentação e quantidade de habitat disponível do que as aves florestais (p.ex., Villard *et al.* 1999; Bakker *et al.* 2002) e os declínios nessas espécies podem resultar de mecanismos locais (no nível de mancha) ao invés de mecanismos no nível de paisagem (Koper e Schmiegelow 2006).

Semelhante às aves florestais, três tipos de efeitos da fragmentação têm sido descritos em estudo com aves campestres: (1) efeitos do tamanho do fragmento, (2) efeitos de borda e (3) efeitos de isolamento (Faaborg *et al.* 1993; Johnson e Winter 1999). Efeitos do tamanho dos fragmentos são aqueles que resultam do uso diferenciado ou sucesso reprodutivo associado a fragmentos de diferentes tamanhos. Alguns desses efeitos podem ser induzidos pelos efeitos de borda (evitação, acasalamento, predação, competição interespecífica, disponibilidade de presas ou parasitismo de ninho) que podem ser diferentes próximo da borda do fragmento do que no seu interior (Faaborg *et al.* 1993; Winter e Faaborg 1999). Finalmente, o isolamento entre habitats similares pode influenciar o uso de um fragmento em particular devido às poucas chances de

dispersão por uma ou mais espécies entre eles (Wiens, 1994). A proximidade entre as manchas parece ser de grande importância em paisagens onde ocorre uma ruptura na continuidade do habitat e se criam fragmentos de habitats isolados em graus diversos (Fahrig e Paloheimo 1988; McGarigal *et al.* 2002), sendo ela uma medida estrutural da conectividade da paisagem (Gustafson 1998; Moilanen e Nieminen 2002).

A redução no tamanho dos habitats pela fragmentação pode limitar certas populações de aves. Alguns remanescentes de habitat podem ser pequenos demais para acomodar os requerimentos de territórios das espécies e estudos têm demonstrado que muitas espécies de aves florestais (Hobson e Bayne 2000) e campestres (revisado por Johnson 2001) requerem parcelas de habitat muito maiores que seus territórios para se fixarem e reproduzirem. Essas espécies são chamadas área-sensitivas porque suas densidades diminuem, são raras ou ausentes em pequenos remanescentes de habitat (Vickery *et al.* 1994). Estudos realizados principalmente nas pradarias da América do Norte têm salientado as perdas da diversidade de aves devido aos efeitos da perda e fragmentação de habitat (p.ex., Samson 1980; Herkert 1994; Vickery *et al.* 1994; Walk e Warner 1999; Winter e Faaborg 1999; Donovan e Lamberson 2001; Johnson e Igl 2001; Davis 2004). Para os Campos do Rio Grande do Sul, Bencke *et al.* (2003) relatam a ocorrência de 22 espécies ameaçadas, devendo-se isso ao fato de muitas delas utilizarem exclusivamente campos pouco ou nada alterados, onde a vegetação permanece alta, densa e variada. As atividades agropecuárias tendem a reduzir drasticamente esses habitats, confinando as espécies a terrenos não aproveitados para tais fins produtivos, como margens de banhados e beiras de estradas (Bencke *et al.*, 2003), onde características de habitat original persistem.

Entretanto, cada espécie pode apresentar diferentes respostas de abundância para o efeito da área (McGarigal e McComb 1995). Algumas até não são afetadas pela área, mesmo sendo geralmente sempre associadas ao tipo de mancha (p.ex., Vickery *et al.* 1994; McGarigal e McComb 1995; Johnson e Igl 2001), podendo responder à quantidade de habitat na paisagem

(Rosengweig 1995). Assim, mesmo tendo uma associação com um habitat particular, a estrutura da paisagem sozinha não consegue explicar a variação na abundância das aves (McGarigal e McComb 1995; Hughes *et al.* 1999; Vander Haegen *et al.* 2000; Koper e Schmiegelow 2006). Dessa forma, aspectos da estrutura da comunidade de aves poderão estar estreitamente relacionados com a estrutura da vegetação (MacArthur 1958, MacArthur e MacArthur 1961, Rotemberry e Wiens 1980; Isacch e Martinez 2001; Skowo e Bond 2003). Muitas das causas para essa relação dirigem a atenção para o papel da complexidade ambiental em promover a diversificação de nicho e assim a diversidade (Willson 1974; Roth 1976), e de fato tais relações têm sido explicitamente enfatizadas para explicar o número de espécies em áreas abertas (Cody 1968; Wiens 1969; Wiens e Rotemberry 1981). A heterogeneidade ambiental, determinada principalmente pela estrutura da vegetação, seria a maior condicionante da riqueza de espécies de aves a nível local (Rotemberry e Wiens, 1980). Dessa forma, entender as relações entre as aves e a heterogeneidade do habitat pode ajudar a prever os efeitos do manejo e das mudanças no habitat sobre as populações de aves (Bibby *et al.*, 1993). Além disso, Koper e Schmiegelow (2006) enfatizam sobre a importância de se incluírem variáveis de paisagem e locais (de habitat) para se poder distinguir se a paisagem ou a estrutura do habitat local influencia os padrões em nível de paisagem.

As ameaças aos Campos

Os ecossistemas de vegetação “aberta” (campos, pradarias, savanas e outros) cobrem uma extensão de 31-43% da superfície terrestre e contém 29% das eco-regiões consideradas distintas, 19% dos centros de diversidade vegetal e 11% das áreas com aves endêmicas (UNDP *et al.* 2000). A região Pampeana Argentina e a região dos Campos do Brasil e Uruguai, denominados em conjunto como Pastizales Del Río de La Plata (Soriano *et al.* 1991), constituem o ecossistema mais extenso de pastagens naturais da América do Sul (Demaria *et al.* 2008). Esse tipo de ambiente é encontrado no estado do Rio Grande do Sul onde é denominado de Campos

Sulinos (Conservation International do Brasil *et al.* 2000) ou simplesmente de campos, como proposto por Lindman (1906).

Tanto a nível mundial como regional, a conservação desse tipo de ecossistema é precária. Devido às suas características (solos férteis, ausência de árvores na maior parte de suas extensões e características topográficas), tornaram-se os ecossistemas mais extensamente modificados pelo homem, existindo uma crescente degradação com o conseqüente impacto na vida silvestre (Henwood 1998). A análise do estado de conservação das eco-regiões da América Latina realizado pela WWF com apoio do Banco Mundial (Dinerstein *et al.* 1995) classificou a região pampeana na categoria “em perigo” e a designa como máxima prioridade de conservação, considerando sua profunda alteração atual, particularidades biológicas e escassa presença de áreas protegidas.

Assim como ocorre com a Mata Atlântica, os Campos Sulinos oferecem um desafio para a conservação. Apresentam altos índices de biodiversidade e de endemismos, lacunas de conhecimento, limitações de recursos humanos e de investimentos, além de se encontrarem em situação crítica de alteração de seus ecossistemas naturais (Conservation International do Brasil *et al.* 2000). Os mesmos autores acrescentam que faltam políticas claras que definam prioridades das ações e, no que se refere à aplicação dos recursos humanos e financeiros que atendam à urgência de reverter o processo de degradação. O estudo desenvolvido pela Conservation International do Brasil e entidades colaboradoras, abrangendo a Mata Atlântica e Campos Sulinos, destacou a extrema importância para estudos e conservação dos campos, apontando nove áreas para este fim. Entretanto, uma insignificante porcentagem de 0,36% de área de campos está protegida por unidades de conservação no Rio Grande do Sul (Zanini e Guadagnin 2000; Pillar *et al.* 2005), problema semelhante encontrado na Argentina e Uruguai (Martino, 2004). Lino e Bechara (2002) observam a “falta de ações de cunho conservacionista, nem um

nível razoável de conscientização e organização local que reivindique a modificação dessa postura omissa para uma atuação pró-ativa e de proteção” no bioma Pampa.

Os campos sulinos cobriam 55% do território do Estado do Rio Grande do Sul (IBGE 1977). No período de 1970 a 1996 sofreu uma redução de 14.078 milhões de hectares para uma área de 10.500 milhões (IBGE 1996). Estima-se que mais de 4,7 milhões de hectares foram convertidos de 1970 a 2005 em outros usos do solo (Pillar *et al.* 2005). As atividades agropecuárias têm agido de forma depredatória em praticamente toda a extensão dos campos, alterando em certos casos por completo as características naturais (Demaría 2008). León *et al.* (1984) citam a existência de extensas áreas naturais de campos no oeste argentino devido às condições semi-áridas e o frágil solo que restringem o avanço da agricultura nessa região. A crescente conversão em outros usos resulta em perda de habitat e quase sempre levando a sua fragmentação com consequências negativas para a conservação da biodiversidade (Pillar *at al.* 2005).

OBJETIVOS

Esse estudo teve como objetivo investigar os fatores estruturantes das assembléias de aves que utilizam remanescentes de vegetação campestre na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul. Com ele busquei compreender os efeitos da estrutura espacial dos remanescentes (área, formato e proximidade entre remanescentes) e também os efeitos exercidos pela estrutura da vegetação no uso desses pelas aves campestres.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvi este estudo nos municípios de Manoel Viana, São Francisco de Assis e Alegrete (Figura 1) no período de 20/11/07 e 02/01/08. Esses municípios estão localizados na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, onde a temperatura média anual é de 18,6°C e a temperatura média do mês mais frio de 12,7°C. Climaticamente a região é classificada, segundo Maluf (2000), como Subtropical Úmido (STE UM), tendo uma precipitação pluvial anual é de 1574 mm e podendo apresentar períodos de seca no verão. A área total analisada nesse estudo abrangeu 1402.427 km² (retângulo na figura 1).

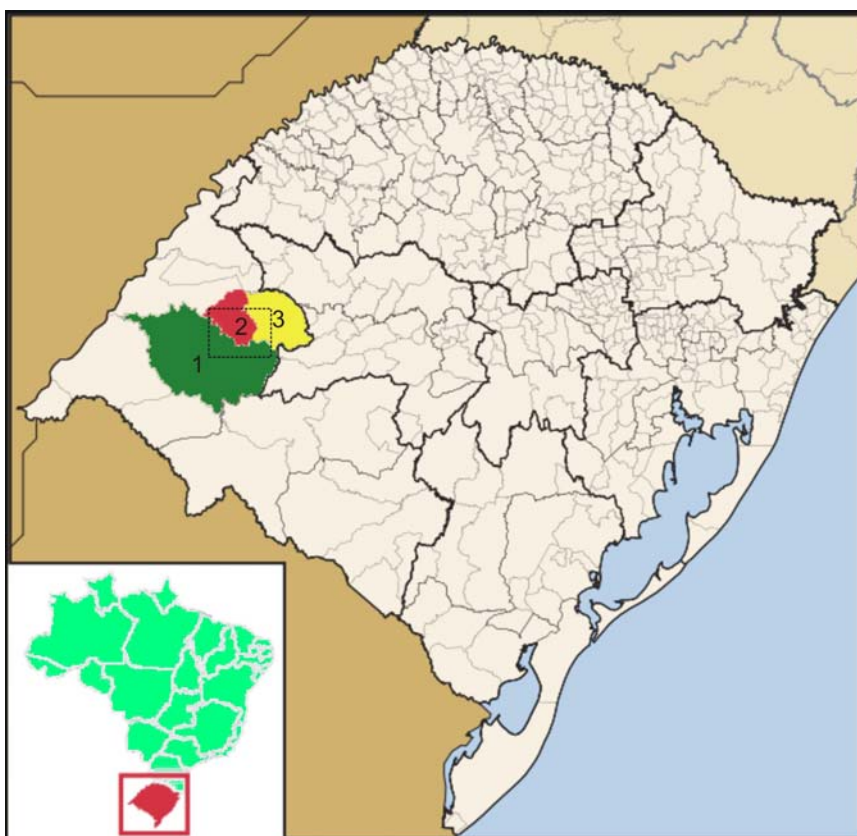


Figura 1. Área de estudo localizada na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Brasil. Os números na figura indicam os municípios onde realizei o estudo: 1- Alegrete, 2- Manoel Viana, 3- São Francisco de Assis. O retângulo pontilhado sobre os municípios delimita a distribuição dos remanescentes amostrados nesse estudo, abrangendo 1402.427 km².

As principais atividades agropecuárias nesses municípios se baseiam na pecuária extensiva, cultivos de soja e de arroz (IBGE 1996). Estudos ainda não publicados da região registraram a ocorrência de aves raras e/ou ameaçadas de extinção, como as do gênero *Sporophila*, espécies das famílias Tyrannidae, Furnaridae e Troglodytidae, além de um novo registro para o Estado de uma espécie de beija-flor, *Polytmus guaianumbi* (M. Krueger, com. pessoal; obs. própria).

Unidades amostrais

Preliminarmente, identifiquei 60 remanescentes de vegetação campestre a partir de imagens do Google Earth com o objetivo de obter 30 unidades amostrais. Esses remanescentes foram selecionados a partir da acessibilidade a eles (próximo de estradas). Em campo, visitei-os para confirmação de suas características e para obtenção de autorização dos proprietários das áreas para o estudo, uma vez que todos se situavam em propriedades particulares. Como principal característica para seleção, esses remanescentes deveriam possuir vegetação nativa, não importando o estado dessa, e tamanho suficiente para a colocação de um ponto de contagem das aves de 100 m de raio (31,4 ha).

Dos 30 remanescentes que obtive, pude amostrar somente 24 em virtude de condições inadequadas do tempo para coleta de dados (chuva e vento forte) durante o período disponível para o estudo e principalmente por recursos financeiros. Esses 24 remanescentes compreenderam os diferentes tipos de campo encontrados na região e aqui identificados como campos seco, úmido e misto. Os campos secos são geralmente encontrados nas áreas mais elevadas e bem drenadas da região e em sua maioria são utilizados para pastoreio ou então em pousio dessa atividade. A vegetação desses campos é geralmente baixa, havendo uma estruturação mais heterogênea em função de plantas herbáceas e arbustivas distribuídas esparsadamente. Os campos úmidos se restringem às áreas mais baixas desses terrenos, as quais recebem a drenagem das áreas mais altas possuindo uma vegetação geralmente alta e densa e um solo charcoso. Os campos mistos

foram assim classificados por apresentarem os dois tipos de ambiente, possuindo em sua maioria as maiores áreas amostradas. As coordenadas e tipos de campo referentes às unidades amostrais estão na tabela 1.

Tabela 1. Tipos de campo e coordenadas UTM (datum Córrego Alegre) das unidades amostrais.

U.A.	Tipo	Coord. X	Coord. Y
A1	misto	642820.5421	6712372.994
A40	seco	640654.586	6735190.52
A47	misto	633369.9598	6737518.999
A9	úmido	642033.4617	6733070.173
AZ1	úmido	642605.8252	6730273.397
AzCS	seco	644492.0231	6729688.025
BUT	misto	658879.16	6726240.836
FUR	úmido	652505.112	6739769.428
N16	seco	653168.5333	6735372.635
N5	misto	647171.7249	6721883.069
N6	seco	652062.8311	6731483.165
N7	úmido	652817.3102	6733837.661
N8	seco	649838.4184	6728061.993
N9	seco	665071.0923	6727424.588
NEM	úmido	634319.5628	6734331.975
OFI	úmido	629913.5082	6739834.812
P17	úmido	641916.3874	6735671.825
P26	úmido	634527.695	6743593.857
P28	misto	643971.6926	6720868.424
P35	misto	667815.8354	6728712.406
P48	úmido	651828.6824	6720139.962
P5/N1	misto	648420.518	6720374.11
PR	seco	632316.2906	6739210.072
RES	úmido	631119.5306	6739997.072

Amostragem da avifauna

Amostrei quantitativamente a avifauna nos remanescentes utilizando como método de amostragem a técnica de pontos de contagem (Bibby *et al.* 1993) com raio fixo de 100 metros (Vickery *et al.* 1994; Johnson e Igl 2001), dentro dos quais realizei os censos das espécies por contato visual e auditivo. Optei pela técnica de pontos de contagem para padronizar as amostragens nos diferentes tipos de vegetação das formações campestres, uma vez que naquelas onde a vegetação é alta e densa, encontrada principalmente em áreas de charco, o

estabelecimento de transecções seria inviável para os objetivos desse estudo. Cada remanescente nesse estudo foi amostrado apenas uma vez durante o período.

O número de pontos de contagem por unidade amostral variou de um (menor área) a seis (áreas maiores). Estabeleci o primeiro ponto a uma distância de 100 m da borda dos remanescentes e os pontos subsequentes a uma distância de 400 metros um do outro, tendo como direção o interior do remanescente. Essa mesma distância entre pontos foi utilizada em estudos com aves campestres na América do Norte (Vickery *et al.* 1994; Johnson e Igl 2001; Davis 2004) e parece ser adequada para evitar contagens duplas do mesmo indivíduo em ambientes de vegetação aberta.

Iniciei a amostragem 10 minutos após o alvorecer (06:40 h), estendendo-se por um período de três horas (09:40 h). A opção por iniciar a amostragem após o alvorecer nos permitiu ter uma melhor visualização das aves, não se restringindo assim apenas aos registros auditivos no início das amostragens. Amostramos cada ponto de contagem por 10 minutos, tempo esse que teve melhores resultados em amostragens piloto realizadas por mim previamente ao estudo na mesma região.

Com o levantamento quantitativo procurei estimar a abundância das espécies de aves que utilizam os remanescentes de vegetação campestre na região. As estimativas foram feitas com base no número de contatos obtidos para uma espécie dividido pelo número de pontos de contagem estabelecidos na mancha em estudo, obtendo-se assim o índice pontual de abundância (IPA), que retrata a abundância e o grau de atividade da espécie no local (Vielliard e Silva 1990). Além disso, calculamos o IPA médio para as espécies (soma do IPA de cada espécie dividido pelo número de unidades amostrais), possibilitando-me identificar abundância relativa total das espécies para a área, bem como a frequência de ocorrência (FO) das espécies (número total de contatos da espécie dividido pelo número de unidades amostrais).

Considerarei para fins de análise apenas as espécies que dependem das formações de campo para forrageio e/ou nidificação, baseando-nos para isso em Stotz *et al.* (1996) e Belton (1994). Para evitar a superestimação na abundância das espécies, aquelas que possuem comportamento de bando e casais de uma mesma espécie foram considerados como um contato (= 1 indivíduo) (Bibby *et al.* 1993).

Estrutura da vegetação

Para ter uma melhor caracterização dos locais de amostragem das aves, estabeleci quatro pontos de amostragem da estrutura da vegetação em cada ponto de contagem da avifauna. Esses pontos foram distribuídos nas distâncias de 5, 25, 50 e 100 m a partir do centro do ponto de contagem e direcionados para leste, oeste, norte e sul (Figura 2). Em cada ponto de contagem das aves sorteei as distâncias e as direções para alocar os pontos de amostragem da vegetação.

Nos pontos de amostragem da vegetação estabeleci uma área de 1 m² (Figura 3) onde foram mensuradas as seguintes variáveis: (1) altura média da vegetação (cm), (2) profundidade da *litter* (cm; camada de vegetação morta sobre o solo) , (3) vegetação morta em pé (cm), (4) cobertura do solo (%) e (5) tipo de vegetação dominante (% de gramíneas, herbáceas e arbustivas).

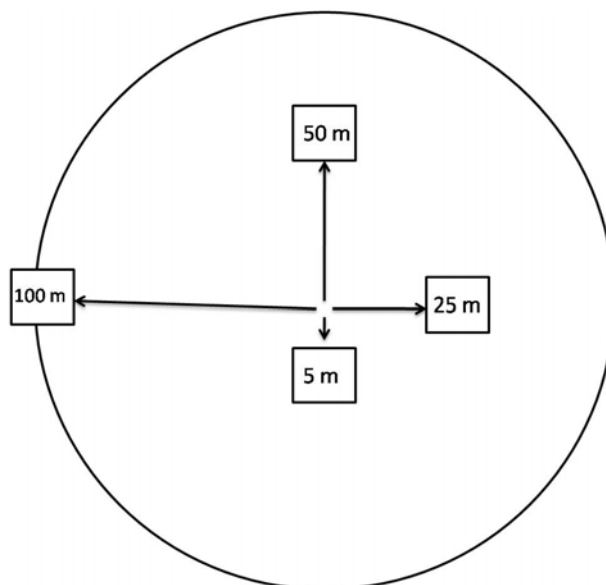


Figura 2. Representação gráfica da disposição dos pontos de amostragem da vegetação no interior dos pontos de contagem da avifauna, nas distâncias de 5, 25, 50 e 100 metros a partir do centro. Esses pontos foram direcionados para os quatro pontos cardeais, aleatoriamente.



Figura 3. Ponto de amostragem da vegetação de 1m².

Estrutura espacial dos remanescentes de vegetação campestre

Utilizei imagens de satélite Landsat Thematic Mapper 5 de 30 de março de 2008 para a caracterização do uso do solo da área de estudo. Classifiquei as imagens através do software ERDAS Imagine 9.1, pela técnica de classificação supervisionada, utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança, com a combinação de bandas RGB 543. Previamente, identifiquei em

campo sete classes de cobertura do solo das quais coletei amostras de treinamento (pontos de GPS que identificam a classe em questão nas imagens de satélite). Assinaturas adicionais foram coletadas com o auxílio do Google Earth e pelo conhecimento do comportamento espectral dos alvos na própria imagem Landsat. Identifiquei as seguintes classes de cobertura do solo: (1) vegetação arbórea (não discriminada entre nativa e silvicultura), (2) vegetação campestre de ambiente úmido (banhados, charcos e várzeas), (3) vegetação campestre de ambiente seco (áreas mais elevadas, com boa drenagem), (4) solo exposto (sem distinção entre uso agrícola e processo de desertificação), (5) uso agrícola (lavouras implantadas), (6) água (rios, açudes) e (7) areia (margens do rio Ibicuí e processo de desertificação avançado). As classes de uso do solo não foram utilizadas para as análises apresentadas nesse estudo, sendo apenas utilizada a distribuição da cobertura por vegetação campestre.

Utilizei o software FRAGSTATS 3.3 (MacGarigal *et al.* 2002) para calcular as métricas de manchas (*patch metrics*), uma vez que meu interesse foi o de compreender o porquê do uso de determinados remanescentes pelas aves. Calculei as seguintes métricas : área da mancha (AREA), índice de forma (SHAPE) e o índice de proximidade (PROX), sendo essa última para os *buffers* de raios de 1, 3 e 5 km a partir do centro do remanescente focal. Esse índice considera o tamanho e a proximidade de todas as manchas com bordas dentro de um raio específico a partir da mancha focal. Esse índice não possui unidade de medida seu valor absoluto tem pouco valor interpretativo, sendo usado apenas comparativamente (MacGarigal *et al.* 2002). A opção por essa métrica de proximidade se deve ao fato dela levar em conta não só a distância entre manchas, mas também a área das mesmas. A simples medida de distância entre manchas próximas pode não representar ecologicamente a vizinhança da mancha focal (MacGarigal *et al.* 2002). Por exemplo, uma mancha vizinha com área de 1 ha e distante 100 m da mancha focal pode não ser tão importante para o isolamento efetivo do que uma mancha distante 200 m e com 1000 ha. Os três diferentes raios de *buffer* tiveram como objetivo testar a influência da configuração espacial

dos remanescentes de habitat sobre a assembléia de aves da mancha focal em diferentes escalas. Usei o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar se havia diferença significativa entre os valores do PROX para os três *buffers* gerados.

Análise de dados

Ao se testar hipóteses estatísticas através de métodos usuais (p.ex. Anova, correlação e regressão) na presença de autocorrelação, os erros do Tipo I podem ser severamente inflados (Legendre 1993). Assim, apliquei o teste de Mantel para determinar a independência da composição e abundância das espécies de aves (com padronização pelo total dentro de unidades amostrais), estrutura da vegetação e métricas de manchas em relação à proximidade geográfica (coordenadas em UTM). Os três últimos conjuntos de variáveis foram padronizados pelo total dentro de variáveis e utilizei a distância euclidiana como medida de semelhança entre as unidades (Legendre e Legendre 1998).

Utilizei a análise de partição da variância (Desdevises *et al.* 2003) para identificar a influência das métricas de mancha e da estrutura da vegetação sobre a riqueza, composição e abundância da avifauna nos remanescentes de campo. O método é baseado na decomposição da variação total (R^2) da variável dependente explicada por dois conjuntos de variáveis independentes (neste caso, estrutura da vegetação e métricas de mancha), em quatro componentes: a é fração explicada pela estrutura da vegetação, c é a fração explicada pelas métricas de manchas, b é a fração comum explicada por esses dois fatores e d é a variação residual. Os componentes da variação são obtidos pela subtração dos valores de R^2 de cada equação, como segue:

$$a = R^2(a + b + c) - R^2(a + c)$$

$$b = R^2(a + b) + R^2(b + c) - R^2(a + b + c)$$

$$c = R^2(a + b + c) - R^2(a + b)$$

$$d = 1 - R^2(a) - R^2(b) - R^2(c)$$

Para essa análise, primeiramente efetuei uma análise de ordenação (coordenadas principais - PCOA) com a matriz de composição e abundância da avifauna usando a distância de corda como medida de semelhança. Os valores dessa matriz foram transformados pelo método de padronização pelo total dentro de unidades amostrais. Utilizei os três primeiros eixos da ordenação (com explicação maior que 10% da variação dos dados) como variáveis respostas (Y_1 , Y_2 , e Y_3) para a composição e abundância nas análises de regressão múltipla, mesmo eles não tendo sido estáveis pela análise de autorreamostragem por *bootstrap* ($p= 0.242, 0.417, 0.425$, respectivamente). Esses eixos explicaram, respectivamente, 31,17%, 14,96% e 11,80% da variação da abundância e composição das manchas. A ordenação foi realizada no software Multiv (Pillar 2006). Para as regressões da riqueza sobre as variáveis de vegetação e de mancha, os dados de riqueza foram padronizados em cada unidade amostral pelo número de espécies dividido pelo total de indivíduos registrados na unidade.

Para a obtenção dos componentes da partição da variância primeiramente realizei as análises de regressão para cada Y (variável resposta) utilizando cada conjunto de variáveis (métricas da estrutura da vegetação e da estrutura espacial dos remanescentes) separadamente. Após esse passo, as variáveis dos modelos de cada conjunto de variáveis que obtiveram valor de $p \leq 0,05$ foram agrupadas e uma nova análise de regressão múltipla foi realizada para obter a regressão conjunta dos dois grupos de variáveis explanatórias. As análises de regressão múltipla foram realizadas no software STATISTICA 6 e para a seleção das variáveis dos modelos de regressão usei o método *forward*.

RESULTADOS

Num total de 78 pontos de contagem distribuídos nas 24 unidades amostrais registrei 32 espécies de aves pertencentes a 15 famílias (Tabela 2) que utilizam as formações de campo seco e úmido na região. Dessas espécies, três estão sob algum grau de ameaça de extinção (Bencke *et al.* 2003): *Circus cinereus*, *Cisthorus platensis* e *Sporophila cinnamomea*. As unidades amostrais tiveram em média 6,5 espécies (DP= 3,7) e 14,2 indivíduos (DP= 10,4). A espécie mais abundante, *Ammodramus humeralis*, apresentou um IPA médio por área de 1,29 e a com menor abundância, *Circus cinereus*, um IPA médio de 0.006 (Tabela 3).

Tabela 2. Aves registradas em remanescentes de vegetação campestre e seus respectivos Índices Pontuais de Abundância (IPA) na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Brasil.

Família/Espécies	A1	A40	A47	A9	AZ1	AZ-CS	BUT	FUR	N16	N5	N6-Sal	N7	N8	N9	NEM	OF1	P17	P26	P28	P35	P-48	P5/N1	PR	Res	IPA total	
Tinamidae																										
<i>Nothura maculosa</i>	0	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0.25	0.10
Accipitridae																										
<i>Circus cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
<i>Circus buffoni</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
Rallidae																										
<i>Porzana albicollis</i>	0	0	0	0.5	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	1.25	0.15
Charadriidae																										
<i>Vanellus chilensis</i>	0.8	0.4	0.2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.3	0	0	0	0	1	0.2	0	0	1	0.2	0	0	0.21
Scolopacidae																										
<i>Bartramia longicauda</i>	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02
Strigidae																										
<i>Athene cunicularia</i>	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
Trochilidae																										
<i>Polytus guayanumbi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0.01
Picidae																										
<i>Colaptes campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02
Furnariidae																										
<i>Certiaxys cinnamomea</i>	0.2	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0.04
<i>Anumbius annumbi</i>	0.2	0.2	0	0	0	0.2	0.2	0	0	0.25	0.4	0	0.3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0.13
Tirannidae																										
<i>Xolmis irupero</i>	0.2	0.2	0	0	0	0	0.2	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0.04
<i>Gubernetes yetapa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
<i>Tyrannus savanna</i>	0.2	0.6	0.2	0	0	0	0	0	1	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0	1	0	0.5	0	0.17
Troglodytidae																										
<i>Cisthorus platensis</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0	0.03
Motacillidae																										
<i>Anthus furcatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01
<i>Anthus hellmayrii</i>	0.2	0.4	0	0	0	0.3	0	0	0	0	1	0	0.3	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0.4	0	0	0.12
Emberizidae																										
<i>Ammodramus humeralis</i>	0.8	1.8	0.8	0.5	2	2.3	1.7	0.5	3	0.5	1.2	1	0.2	2	3	0	0	1.3	0.8	2	1	1.75	3	0	1.30	
<i>Sicalis luteola</i>	0.4	1	0.4	0.5	0	0	0.7	0	0	0.25	0.4	0	0.3	0	1	1	0	0	0	0	0	0.5	1.4	0	0	0.33
<i>Emberizoides herbicola</i>	0	0	0.4	0.5	0	0	0.2	1.5	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0.3	0.25	0.2	0.25	0	0	0.17
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.25	0.05	
<i>Emberagra platensis</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.7	0	0	0.5	0	0.07
<i>Volatinia jacarina</i>	0	0	0.2	2.5	0	0.2	0	0	0	0.25	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0.2	0.75	0	0.29
<i>Sporophila bouvreuil</i>	0	0	0	0.5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.10
<i>Sporophila cinnamomea</i>	0	0	0.4	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.75	0.06
Parulidae																										
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0	0	0.2	1	1	0	0.2	0.5	0	0.25	0.2	3	0	0	0	0	2	0.3	0	0	0	0.25	0	1.25	0	0.42
Icteriidae																										
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0.06
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0.2	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0.25	0	0.5	0	0.11
<i>Pseudoleistes virescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0.02
<i>Molothrus bonariensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0.01
<i>Sturnela superciliaris</i>	0	0	2.2	0.5	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.6	0	0	0.19
Número de espécies/área	10	9	12	8	3	7	8	4	2	14	8	6	7	1	4	3	2	5	7	1	4	11	8	13		

Tabela 3. Índice Pontual de Abundância médio e frequência de ocorrência (FO) para as espécies de aves registradas em remanescentes de vegetação campestre na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Brasil.

Espécie	IPA médio	FO
<i>Ammodramus humeralis</i>	1.2979	0.88
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0.4229	0.5
<i>Sicalis luteola</i>	0.3271	0.5
<i>Volatinia jacarina</i>	0.2944	0.38
<i>Vanellus chilensis</i>	0.2139	0.38
<i>Sturnela superciliaris</i>	0.1861	0.17
<i>Tyrannus savanna</i>	0.1729	0.33
<i>Emberizoides herbicola</i>	0.1688	0.42
<i>Porzana albicollis</i>	0.1458	0.21
<i>Anumbius annumbi</i>	0.1340	0.38
<i>Anthus hellmayrii</i>	0.1194	0.29
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0.1104	0.25
<i>Sporophila bouvreuil</i>	0.1042	0.13
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0.0972	0.17
<i>Embernagra platensis</i>	0.0674	0.17
<i>Sporophila cinnamomea</i>	0.0583	0.13
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.0556	0.08
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	0.0521	0.04
<i>Xolmis irupero</i>	0.0444	0.21
<i>Nothura maculosa</i>	0.0424	0.17
<i>Gubernetes yetapa</i>	0.0417	0.04
<i>Certiaxis cinnamomea</i>	0.0354	0.13
<i>Cisthorus platensis</i>	0.0250	0.08
<i>Pseudoleistes virescens</i>	0.0243	0.08
<i>Colaptes campestris</i>	0.0174	0.08
<i>Bartramia longicauda</i>	0.0167	0.08
<i>Athene cunicularia</i>	0.0139	0.08
<i>Polytmus guayanumbi</i>	0.0104	0.04
<i>Molothrus bonariensis</i>	0.0104	0.04
<i>Anthus furcatus</i>	0.0083	0.04
<i>Circus bufoni</i>	0.0083	0.04
<i>Circus cinereus</i>	0.0069	0.04

A estrutura da vegetação apresentou uma grande variabilidade, tanto dentro de variáveis como entre elas (Tabela 4). A altura da vegetação apresentou uma variação intermediária (CV~50%), enquanto que a cobertura do solo foi mais homogênea, apresentando pouca variação (CV=4%). Entre os tipos de cobertura vegetal, as gramíneas apresentaram uma ocorrência mais homogênea nos remanescentes estudados, enquanto que a cobertura por herbáceas e arbustivas foi mais variável.

Tabela 4. Descritores da estrutura da vegetação dos remanescentes campestres (unidades amostrais - UA) e suas respectivas médias, valores mínimos e máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). Tipo (1- campo úmido; 2- campo seco; 3- campo misto), vegetação morta em pé (VMP), cobertura do solo (cobert), vegetação dominante: gramínea (Gram), herbácea (Herb) e arbustiva (arbu).

Variável	Média	Mínimo	Máximo	DP	CV
Altura (cm)	75.60	33.90	170.80	37.56	49.69
Litter (cm)	9.37	0.00	55.75	12.98	138.49
VMP (cm)	79.57	0.00	173.00	49.62	62.35
Cobert (%)	97.72	87.50	100.00	4.10	4.19
Gram (%)	86.41	50.00	100.00	13.28	15.37
Herb (%)	10.33	0.00	50.00	11.96	115.82
Arbu (%)	3.26	0.00	12.50	4.67	143.05

As métricas de mancha (Tabela 5) também tiveram uma grande variação (CV maior que 100%), com exceção do formato dos remanescentes (SHAPE), o qual obteve uma variação de 61%. As 24 manchas de campo avaliadas tiveram uma área média de 438,3 ha (DP = ±580 ha). Não houve diferença significativa entre os valores das médias do PROX para os três *buffers* (H= 0.217; gl = 2; p = 0.897).

Tabela 5. Métricas de mancha dos remanescentes de vegetação campestre (unidades amostrais - UA) e suas respectivas médias, valores mínimos e máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV). PROX 1, 3 e 5 são valores do índice de proximidade para buffers de 1, 3 e 5 km de raio.

Variável	Média	Mínimo	Máximo	DP	CV
Área (ha)	438.30	4.59	2227.95	577.99	131.87
Shape (m)	2.88	1.11	6.89	1.76	61.31
Prox 1	6064.77	0.04	80239.38	16681.48	275.06
Prox 3	6073.49	0.27	80243.66	16681.06	274.65
Prox 5	6075.58	0.59	80244.08	16681.00	274.56

Não encontramos autocorrelação espacial entre as manchas considerando as variáveis em estudo. Os três grupos de variáveis, composição e abundância da avifauna (R= -0.136; p= 0.223), estrutura da vegetação (R= -0.008; p= 0.946) e métricas de mancha (R= 0.088; p= 0.519), apresentaram coeficientes de correlação extremamente baixos e valores de p altamente não-significativos.

Como mencionado no item Materiais e Métodos, apenas os três primeiros eixos da ordenação obtiveram uma explicação maior que 10% (Figura 4) da variabilidade em composição e abundância das manchas. Esses explicaram, respectivamente, 31,17%, 14,96% e 11,80% da variação. As espécies de aves mais correlacionadas com cada uma das 24 unidades amostrais podem ser observadas na figura 5. Ao que se pode observar, o padrão de associação averemanescente sugere uma forte relação com a estrutura da vegetação ao invés com a estrutura espacial dos remanescentes. As espécies *A. humeralis*, *V. chilensis*, *A. hellmayrii*, *A. cunicularia*, *C. campestris*, *S. luteola* e *A. annumbi* tiveram uma maior associação com remanescentes que possuem uma vegetação de altura média de 30 a 50 cm. Já as espécies *V. jacarina*, *S. cinnamomea*, *M. bonariensis*, *P. guainumbi*, *E. ypiranganus* e *G. aequinoctialis* foram associados com remanescentes possuindo uma vegetação mais alta, em torno de 70 a 130 cm.

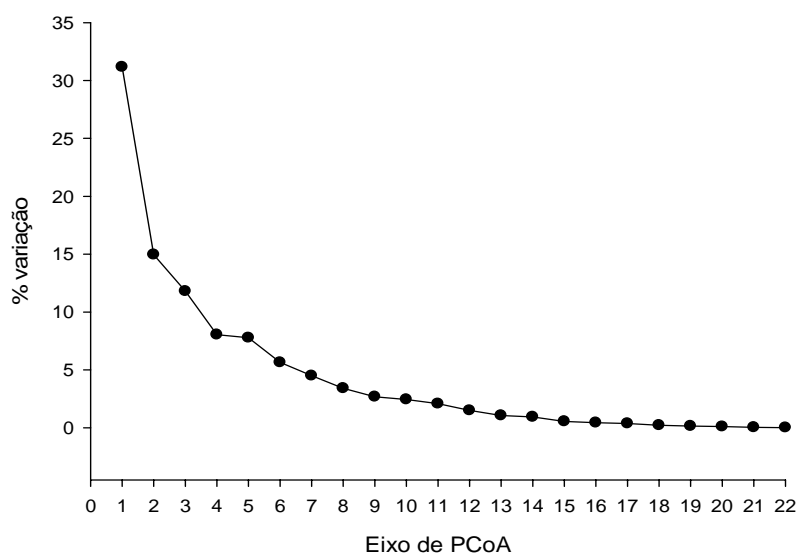


Figura 4. Porcentagem de explicação dos eixos da PCoA para a variação de composição e abundância nas 24 manchas de vegetação campestre avaliadas.

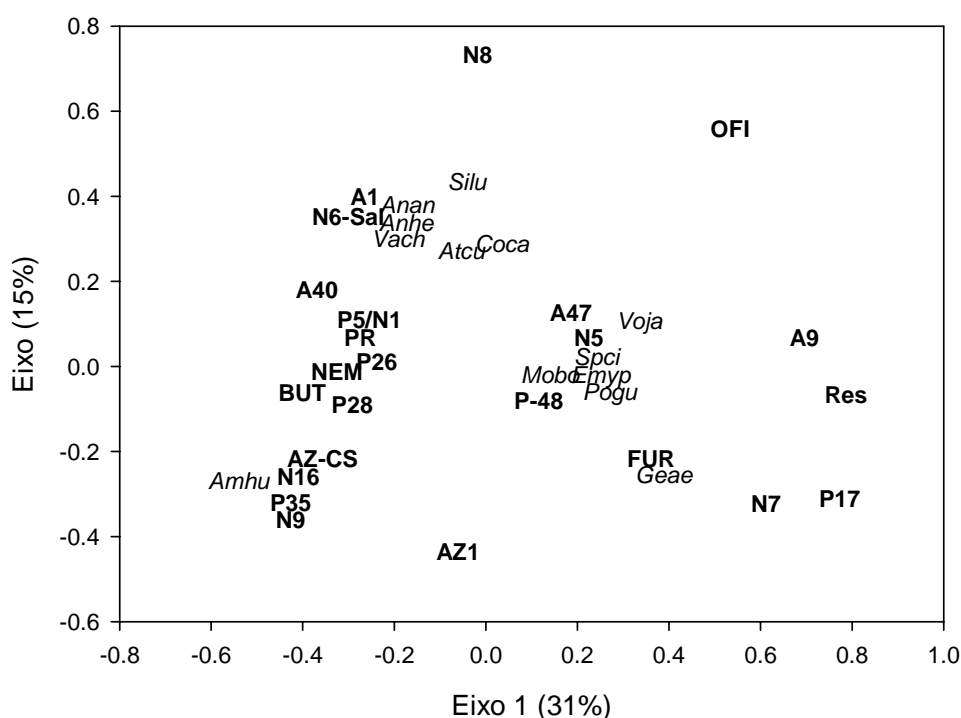


Figura 5. Descritores originais (aves) com coeficientes de correlação mais altos para os dois primeiros eixos da PCOA, bem como suas associações com as unidades amostrais (remanescentes) avaliadas. *Sicalis luteola* (Silu), *Anumbius annumbi* (Anan), *Anthus hellmayrii* (Anhe), *Vanellus chilensis* (Vach), *Colaptes campestris* (Coca), *Athene cucularia* (Atcu), *Ammodramus humeralis* (Amhu), *Volatinia jacarina* (Voja), *Sporophila cinnamomea* (Spci), *Molothrus bonariensis* (Mobo), *Emberizoides ypiranganus* (Emyp), *Polytmus guainumbi* (Pogu), *Geothlypis aequinoctialis* (Geae).

Nas análises de regressão múltipla, a riqueza não foi explicada por nenhum conjunto de variáveis mensurado. Para a composição e abundância, os modelos de regressão linear múltipla foram significativos apenas para os dois primeiros eixos da PCOA (Y_1 e Y_2 ; $p \leq 0,05$). Nesses, as variáveis significativas foram: altura da vegetação e PROX 5 para Y_1 (Tabela 6) e cobertura do solo, *litter* e PROX 1 para Y_2 (Tabela 7). A estrutura da vegetação (a), a estrutura da vegetação explicada pela organização espacial dos remanescentes de campo (b) e a organização espacial dos remanescentes (c) influenciaram de modo significativo o uso das manchas pela avifauna, mas explicando 48% da variabilidade total de Y_1 ($p = 0.009$) e 43% de Y_2 ($p = 0.008$). A regressão da composição e abundância da avifauna sobre a estrutura da vegetação (fração a+b) foi

responsável pela maioria da variação explicada pelos modelos gerados tanto para Y_1 ($R^2= 0.48$; $p= 0.0001$) como para Y_2 ($R^2= 0.35$; $p= 0.009$).

Tabela 6. Modelo de regressão múltipla do primeiro eixo da PCOA sobre as variáveis da estrutura da vegetação e métricas de mancha. $R^2= 0.48$; $F_{2,21}= 9.95$; $p= 0,009$. β = coeficiente de regressão; EP= erro padrão de b.

Variável	β	b	EP de b	t(21)	p
Interceptação		-0.46	0.32	-1.46	0.16
Altura (cm)	0.63	0.01	0.00	2.81	0.01
PROX 5km	-0.10	-0.03	0.06	-0.43	0.67

Tabela 7. Modelo de regressão múltipla do segundo eixo da PCOA sobre as variáveis da estrutura da vegetação e métricas de mancha. $R^2= 0.43$; $F_{3,20}= 5.19$; $p= 0,008$. β = coeficiente de regressão; EP= erro padrão de b.

Variável	β	b	EP de b	t(20)	p
Interceptação		-2.72	1.20	-2.26	0.04
litter (cm)	-0.42	-2.72	0.00	-2.13	0.05
Cobertura (%)	0.39	-2.72	0.01	2.20	0.04
PROX 1km	0.32	-2.72	0.04	1.70	0.11

Decompondo a variação total explicada pelos dois grupos de variáveis explanatórias, o componente b, ou seja, a estrutura da vegetação sob influência da paisagem foi a maior responsável pela variabilidade das aves associadas ao primeiro eixo da ordenação (28,8%), exercendo a segunda maior explicação para o segundo eixo (15,4%), no qual a simples estrutura da vegetação foi responsável por 20,2% da variação dos dados. A estrutura da vegetação (fração a) foi responsável por ~20% da variação em Y_1 e Y_2 . Já, a organização espacial dos remanescentes de campo influenciou menos, contribuindo com 0.4% e 8% da variação em Y_1 e Y_2 , respectivamente.

DISCUSSÃO

Neste estudo os resultados sugerem que a composição e abundância das assembléias de aves de campo obedecem muito mais aos efeitos das características locais, ou seja, das características do habitat, do que aos efeitos esperados pela estrutura dos remanescentes. Entretanto, a riqueza de espécies de aves desses remanescentes não foi explicada por nenhuma das variáveis mensurada.

A maior parte da variabilidade nos dados de composição e abundância foi explicada pelas variáveis da estrutura da vegetação associada à influência que a paisagem exerce sobre a estruturação dessa vegetação (componentes a + b, sendo 48,2% e 35,7% para o primeiro e segundo eixo, respectivamente). A estrutura da paisagem parece exercer uma forte influência sobre a vegetação e sua dinâmica (Grossi *et al.* 1995; Soons *et al.* 2004). Williams *et al.* (2006) observaram que as espécies de vegetação de campo são insensíveis aos efeitos da área e do isolamento, mas a qualidade do habitat para a fauna proporcionada vegetação é fortemente influenciada pela matriz de entorno dos remanescentes. Além disso, o manejo histórico da paisagem e também do uso da terra parece influenciar a distribuição de espécies vegetais (Mildén *et al.* 2007). Afora os efeitos diretos e indiretos da estrutura e manejo da paisagem, a vegetação campestre pode responder às variações espaciais de componentes abióticos e de relevo (Alard e Poudevigne 2000; Focht e Pillar 2003; Yuhong *et al.* 2007), bem como entre regiões de um mesmo tipo de fisionomia e à variação temporal (Winter *et al.* 2005). Dessa forma, a heterogeneidade (*patchiness*) criada parece favorecer a co-ocorrência de espécies com diferentes requisitos de habitat nos remanescentes avaliados nesse estudo.

Os modelos utilizando os dois grupos de variáveis (estrutura da vegetação e métricas de mancha) não contribuíram com muito mais na explicação da variação em ambos dos eixos. A pouca contribuição foi devido à pequena importância da estrutura espacial dos remanescentes sobre a composição e abundância das aves.

A preponderância das características locais do habitat sobre as características da paisagem para o uso de remanescentes de habitat em áreas abertas pelas aves e para o sucesso reprodutivo das mesmas tem sido observada também em outros estudos (Hughes et al. 1999; Vander Haegen *et al.* 2000; Koper e Schmiegelow 2006). No presente estudo, as aves responderam a três variáveis das sete mensuradas para caracterizar a estrutura da vegetação dos remanescentes de campo: altura da vegetação, *litter* (camada de matéria vegetal morta sobre o solo) e a cobertura do solo. Estudos apontaram que a variação espacial da riqueza de espécies de aves em nível local é determinada com maior intensidade pela estrutura da vegetação (Willson 1974; Roth 1976; Rotemberry 1985; Isacch e Martinez 2001). Isso provavelmente se deve ao fato das características da vegetação atuarem como uma dimensão do nicho das espécies de aves, determinando a distribuição e abundância de recursos críticos para as aves como alimento, sítios de nidificação ou refúgio de predadores (Rotemberry e Wiens 1980; Wiens 1969; Lack 1993; Winter *et al.* 2005), fazendo com que algumas espécies sejam sensíveis às mudanças na estrutura dessa (Isacch e Martinez 2001; Skowo e Bond 2003). A resposta à altura verificada nesse estudo, uma medida direta da estrutura da vegetação, é corroborada por estudos que verificaram a influência da variação dessa métrica na composição das assembléias de aves campestres (Isacch e Martinez 2001; Davis 2004) e como preditora da diversidade de espécies de aves (Cody 1968; Rotemberry e Wiens 1980).

Os tipos de vegetação (gramínea, herbáceas e arbustos) não foram significativos nos modelos de regressão. Skowo e Bond (2003) verificaram que a estrutura da vegetação foi mais importante para comunidade de aves do que a composição florística. Contrariamente, outros estudos observaram que a variação na riqueza foi uma consequência da variação na abundância de várias espécies de arbustos e gramíneas (Wiens e Rotemberry 1981; Fleishman e Mac Nally 2006; Coppedge et al. 2008; Deppe e Rotemberry 2008; Walker 2008). Embora a resposta das aves às características da vegetação (estrutura e florística) possa ser dependente da escala (Mac

Nally 1990; Deppe e Rotemberry 2008), considero que um dos motivos para não ter ocorrido uma resposta das aves à aos tipos de vegetação nesse estudo foi devido ao nível de classificação utilizado (gramínea, herbácea e arbustiva) e não em um nível taxonômico específico. Como houve um predomínio de gramíneas sobre os outros tipos de vegetação, uma diferenciação no nível de espécie poderia ressaltar padrões de associação das aves com os remanescentes.

Outros estudos sobre os outros componentes da estrutura da vegetação que foram significativos nesse estudo (cobertura do solo e profundidade da *litter*) obtiveram resultados similares aos meus (Ryder 1980; Dale 1984; Wiens 1969; Wiens 1974; Swengel e Swengel 2001). A redução na cobertura do solo pela vegetação, muitas vezes resultado do uso das áreas de vegetação nativa para pastoreio, aumenta a predação de ninhos em algumas espécies (Ryder 1980; Dale 1984). Além disso, a perda de cobertura está associada a mudanças na estrutura da vegetação, influenciando no uso dos remanescentes por espécies sensíveis a tais alterações (Skowo e Bond 2003).

A profundidade da *litter* tem sido demonstrada como sendo uma importante feição estrutural da vegetação na resposta de aves campestres (Wiens 1969; Swengel e Swengel 2001). A variação na sua distribuição pode resultar em marcados efeitos nas populações de aves campestres dependentes dessa feição estrutural (Wiens 1974), principalmente para aquelas com hábitos mais terrícolas como os tinamídeos de campo (a perdiz, *Nothura maculosa*, e o perdigão, *Rhynchotus rufescens*) comuns na área de estudo.

A pequena influência da estrutura espacial dos remanescentes sobre a composição e abundância da avifauna (8,4% da variabilidade), exercida unicamente pela proximidade entre os remanescentes (PROX) e a ausência de efeito significativo sobre a riqueza a partir das variáveis que measurei, pode ser devida a inúmeras causas. Estudos realizados tanto em ambientes campestres como em florestais também observaram um efeito reduzido e muitas vezes fraco das características da paisagem sobre a estrutura das assembléias de aves (McGarigal e McComb

1995; Johnson e Igl 2001; Koper e Schmiegelow 2006). Koper e Schmiegelow (2006) relatam que a importância da fragmentação e da quantidade de habitat variou consideravelmente, dependendo das variáveis locais (de mancha) incluídas no modelo, sugerindo, inclusive, que os padrões no nível de paisagem podem ser resultados de mecanismos locais. Neste estudo, considero que as causas mais prováveis para esse resultado seriam a quantidade de habitat na paisagem como um todo, favorecendo a conectividade através de uma maior proximidade entre os remanescentes. Associada a maior proximidade, a capacidade de dispersão das espécies de aves de campo e o uso da matriz agrícola como suplemento de recurso (Norton *et al.* 2000; Brotons *et al.* 2003) poderia explicar ainda a ausência de resposta quanto à área e o formato dos remanescentes, bem como a ausência de efeitos sobre a riqueza da avifauna.

Os efeitos da fragmentação tendem a não ser lineares (With e Crist 1995), variando com a quantidade de habitat na paisagem e podendo aumentar com uma perda de habitat particularmente abaixo de 20 a 30% (With e Crist 1995; Fahrig 1998, 2003). A paisagem onde esse estudo foi realizado contém 41% de habitat remanescente, um valor acima desse limiar. Dessa forma, os efeitos da fragmentação devido à perda de habitat ainda poderiam ser mínimos, como observei, por talvez permitir uma melhor conectividade estrutural entre os remanescentes (Metzger e Dé Camps 1997).

Embora houve uma grande variação nos valores do índice de proximidade, metade dos remanescentes apresentaram valores elevados para esse índice. A ocorrência de altos valores é um indicativo de uma maior proximidade entre remanescentes, resultando em uma melhor conectividade entre eles. Loman e von Shantz (1991), estudando os efeitos da área e do isolamento em remanescentes de habitat em paisagens agrícolas, verificaram que a proximidade com outros remanescentes, principalmente com os maiores, influenciou positivamente a riqueza de espécies nos remanescentes menores. Matersen *et al.* (2008) observaram que a conectividade exerceu um efeito maior do que a área sobre a riqueza em fragmentos florestais. Além desses,

outros estudos também encontram o mesmo padrão de resposta da avifauna quanto à proximidade entre os remanescentes de habitat tanto em ambientes florestais como abertos (p.ex., Haig *et al.* 1998; Uezu *et al.* 2005; Guadagnin e Maltchik 2007). Paisagens com uma alta conectividade onde os fragmentos estão perto um do outro permitem que as aves utilizem mais de um fragmento para obter os recursos necessários para a sobrevivência (Andrade e Marini 2001; Lees e Peres 2008). Tal complementação da paisagem poderá resultar em amplas taxas de recolonização (Fahrig e Merriam 1985; Hanski e Simberloff 1997; Franken e Hik 2004) e efeitos de resgate (Brown e Kodrik-Brown 1977), mantendo grandes populações e comunidades ricas, mesmo até em pequenos fragmentos. Nessa condição de alta conectividade, a área disponível não é a do fragmento propriamente, mas a área total do fragmento que está conectado funcionalmente (Matersen *et al.* 2008), bem como a quantidade total de habitat na paisagem (Herkert *et al.* 1999). Levando em conta a quantidade de habitat ainda existente na paisagem por mim estudada, a simples existência de um efeito pequeno de características da paisagem na estruturação da assembléia de aves é um forte indicativo da atenção que se deve dar ao processo de substituição da vegetação natural pelas atividades agrícolas. Com a tendência crescente de aumento da área agrícola, pode-se esperar um incremento dos efeitos da perda de habitat e fragmentação sobre a avifauna na região.

A ausência de efeitos significativos da área e o formato (SHAPE) dos remanescentes de vegetação campestres sobre a riqueza, composição e abundância da avifauna também foi observada em outros estudos (Vickery *et al.* 1994; Johnson e Igl 2001). Os fatores mais prováveis para explicar essa resposta das aves pode ser a predominância de espécies de borda nas áreas menores (Vickery *et al.* 1994), fator não levado em conta nesse estudo por falta de referências sobre o comportamento no uso do habitat), e ao uso da matriz pelas aves para a obtenção de recursos adicionais como alimento (Knick e Rotemberry 1995; Davis *et al.* 1999; Filloy e Bellocq 2007) e até para se reproduzir (Lloyd *et al.* 2005). Além disso, a variação na resposta de

algumas espécies pode ser devido à seleção de habitat ao invés do tamanho e forma do habitat (Johnson e Igl 2001), o que poderia explicar os registros nesse estudo tanto nos remanescentes menores (10.1 ha) quanto nos maiores (969.1 ha) de *Porzana albicollis*, um ralídeo que habita campos úmidos com densa vegetação.

O uso da matriz pelas espécies pode alterar significativamente os efeitos da quantidade de habitat e fragmentação na paisagem (Wiens 1994). Dessa forma, as áreas de cultivo poderiam constituir parte da área de vida das espécies de aves (Loman e von Shantz 1991), resultando num tamanho efetivo maior dos remanescentes do que aquele mensurado. Loman e von Shantz (1991) sugerem que os remanescentes pequenos imersos numa matriz agrícola poderiam ser mais produtivos e assim apresentar uma riqueza maior do que os remanescentes maiores. Isso pode ser corroborado pelos resultados de Robinson *et al.* (2001), os quais observaram que a presença de áreas de cultivo em regiões de vegetação aberta e onde a área de cultivo é escassa foi diretamente relacionado com a densidade de algumas espécies de aves, principalmente as granívoras. A espécie mais abundante e freqüente nesse estudo, o tico-tico-do-campo (*Ammodramus humeralis*), demonstrou uma resposta positiva a proporção de área cultivada no Pampa argentino (Fillooy e Bellocq 2007). Entretanto, os efeitos podem ser negativos para as regiões onde a área de cultivo predomina sobre a área total de vegetação nativa (Robinson *et al.* 2001; Fillooy e Bellocq 2007). Nessa situação, o tipiu (*Sicalis luteola*), a terceira espécie mais abundante nesse estudo, foi afetado negativamente pelo aumento da área cultivada (Fillooy e Bellocq 2007). Dessa forma, Robinson *et al.* (2001) concluem que a presença de áreas de campo natural é importante para a persistência de algumas espécies em paisagens dominadas por áreas agrícolas, o que provavelmente está ocorrendo na região estudada. A presença de remanescentes imersos numa matriz agrícola, mesmo que pequenos, desempenham uma papel importante na conservação das aves campestres (Davis 2004). Eles podem estar minimizando os efeitos negativos da perda de

habitat para a maioria das espécies registradas, uma vez que para algumas espécies de aves campestres o sucesso reprodutivo não é afetado pelo tamanho dos remanescentes (Davis 2003).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Limitações desse estudo

As análises no meu estudo foram baseadas na resposta a partir de uma perspectiva centrada na assembléia de aves como um todo. Os valores avaliados podem ou não ser importantes para uma perspectiva no nível de organismo. Outros elementos do habitat podem ser mais importantes em governar os padrões de abundância espacial de qualquer espécie em particular. Dessa forma, algumas espécies poderiam estar apresentando respostas diferentes ao encontrado caso fossem feitas análises ao nível de espécie, como observado em estudos semelhantes na América do Norte (Vickery *et al.* 1994, Johnson e Igl 2001; Davis 2004).

Outro fato importante, a não-estabilidade dos eixos da PCOA pode indicar uma inconsistência nos resultados e poderia ser indicativo de um esforço amostral inferior ao necessário para se obter um padrão mais conciso. Dessa forma, uma cautela se deverá ter ao utilizar esses resultados, sendo necessários mais estudos para confirmar os resultados por mim obtidos.

A variabilidade não explicada pelas variáveis mensuradas pode ser resultado da escala avaliada. As aves podem estar respondendo tanto a escalas maiores quanto menores da que measurei. A seleção de habitat ocorre em múltiplas escalas e a associação com o habitat frequentemente varia entre as escalas de investigação (McGarigal e McComb 1995). Cada paisagem está inserida dentro do contexto de uma grande paisagem regional e esse contexto irá influenciar a dinâmica interna da paisagem em algum grau (Wiens 1989). Dessa forma, as espécies de aves analisadas podem responder às variações da área do habitat e configuração em escalas maiores, mais grosseiras, da que investiguei. Além disso, podem ocorrer relações numa escala ainda menor daquela que medimos. A heterogeneidade ocorre em várias escalas e os remanescentes podem ser definidos em formas hierárquicas em escalas finas progressivas

(Kotliar e Wiens 1990). Nesse contexto, possivelmente uma descrição mais detalhada da composição florística, por exemplo, poderia refinar ainda mais os padrões observados.

Os resultados que obtive foram gerados a partir de métricas de mancha. Quando se transferem padrões de associação em nível de mancha para abundância da população em nível de paisagem pode ocorrer perda do poder de explicação (McGarigal e McComb 1995). Os fatores que afetam a escolha do habitat por um indivíduo no nível de mancha podem afetar de forma diferente a abundância da população na escala da paisagem (Wiens *et al.* 1987, 1993; Wiens 1989). Como as métricas variam com a escala (Turner *et al.* 1989), mudanças no tamanho mínimo das manchas terá efeitos significantes nas medidas da estrutura da paisagem para um específico tipo de mancha. Além do mais, a magnitude e a natureza do papel que a configuração e a subdivisão do habitat afeta as populações podem variar geograficamente e através do tempo em relação às condições regionais do habitat e outros fatores, bem como a resposta das próprias espécies à seletividade do habitat (McGarigal e McComb 1995; Johnson e Igl 2001; Winter *et al.* 2005). Assim, muito cuidado se deve ter para extrapolar a associação ave-habitat de uma escala para outra, bem como entre regiões dentro de uma mesma fisionomia.

Além dos problemas de escala e variação regional, as contrariedades entre as respostas das espécies à perda e fragmentação do habitat são evidentes nos estudos publicados sobre o assunto, principalmente na América do Norte (p.ex., Johnson e Temple 1986; Herkert 1994; Vickery *et al.* 1994; Johnson e Igl 2001; Davis 2004). A variedade de formas existente nas quais a configuração da paisagem pode ser expressa e a diversidade de métodos analíticos disponíveis torna a comparação efetiva dificultosa (McGarigal e McComb 1995; Horn *et al.* 2000; Johnson 2001; Johnson e Igl 2001) e muitas vezes gerando respostas errôneas (Johnson 2001; Johnson e Igl 2001). Para um avanço do conhecimento sobre os reais efeitos desses processos é necessário uma busca por métodos e análises realmente confiáveis e padronizados para possibilitar a compreensão mais precisa da variação nas respostas das espécies.

Finalizando, a simples presença das espécies nos remanescentes que estudei pode esconder processos negativos para as populações ou mesmo ser resultado desses. Assim, há uma necessidade por mais pesquisas que avaliem a importância dos atributos da paisagem no contexto de múltiplas escalas com enfoques sobre os efeitos concorrentes da fragmentação no sucesso reprodutivo das aves, taxas de predação e distribuição de predadores.

Implicações para o manejo e conservação da avifauna campestre

A conservação da fauna tem diferentes objetivos: se o objetivo é prevenir a extinção de espécie numa escala global ou regional, as medidas locais deveriam ser direcionadas para proteger as espécies raras regional ou globalmente. Nesse caso, o valor de cada remanescente para fins de conservação poderá somente ser acessado depois de uma avaliação das diferentes espécies envolvidas. Entretanto, se a escala considerada é local, um objetivo lógico seria manter a máxima diversidade possível, com uma menor ênfase nas espécies envolvidas (Loman e Von Schantz 1991).

Sendo o objetivo desse estudo avaliar o uso de remanescentes pela assembléia de aves como um todo e não por certas espécies em particular, os resultados dele são relevantes para esse último ponto de vista. A inexistência de efeitos da área e formato dos remanescentes sobre a riqueza das espécies de aves campestres e o efeito significativo, porém pequeno, do arranjo espacial dos remanescentes sugere importantes considerações sobre o manejo de áreas agrícolas para a conservação das aves campestres. Não há claras razões para discriminar remanescentes com relação a sua vegetação, pois eles podem servir para alguma espécie. Assim, a permanência de manchas próximas de vegetação campestre em meio às áreas de cultivo, mesmo que pequenas, poderá favorecer a permanência de uma alta diversidade de espécies de aves na região estudada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALARD, D., POUDEVIGNE, I. 2000. Diversity patterns in grassland along a landscape gradient in northwestern France. **Journal of Vegetation Science** 11(2): 287-294.
- ANDRADE, R.D., MARINI, M.A. 2001. Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil. Pp. 125–136. *In*: ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO JR., J.F., STRAUBE, F.C, ROSS, A.L. (Eds.), **Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias**. Tubarão: Editora UNISUL.
- BENCKE, G.A., FONTANA, C.S., DIAS, R.A., MAURÍCIO, G.N., MÄHLER, J., J.K.F. 2003. Aves. Pp. 189-480. *In*: FONTANA, C.S., BENCKE, G.A., REIS, R. (Org.) **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- BELTON, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul**: distribuição e biologia. São Leopoldo: Ed. UNISINOS.
- BIBBY, C. J *et al.* 1993. **Bird census techniques**. London: Academic Press.
- BROTONS, L., MONKKONEN, M., MARTIN, J.L. 2003. Are fragments islands? Landscape context and density area relationships in boreal forests birds. **American Naturalist** 162: 343-357.
- BROWN, J.H., KODRICK-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. **Ecology** 58: 445-449.
- CODY, M.L. 1968. On the methods of resource division in grassland bird communities. **American Naturalist** 102: 107-137.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL *et al.* 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF, 2000. 40p.

- COPPEDGE, B.R., FUHLENDORF, S.D., HARREL, W.C., ENGLE, D.M. 2008. Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. **Biological Conservation** 141(5): 1196-1203.
- DALE, B.C. 1984. Birds on grazed and ungrazed grasslands in Saskatchewan. **Blue Jay** 42: 102-105.
- DAVIS, S.K. 2004. Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. **The Auk** 118(4):1130-1145.
- DAVIS, S.K., DUNCAN, D.C., SKEEL, M. 1999. Distribution and habitat associations of three endemic grassland songbirds in southern Saskatchewan. **Wilson Bulletin** 111: 389-396.
- DEMARÍA, M.R., SUÁREZ, I.A., STEINAKER, D.F. 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. **Ecologia Austral** 18: 55-70.
- DEPPE, J.L., ROTEMBERRY, J.T. 2008. Scala-dependent habitat use by fall migratory birds: vegetation structure, floristics, and geography. **Ecological Monographs** 78(3): 461-487.
- DESDEVISES, Y., LEGENDRE, P., AZOURI, L., MORAND, S. 2003. Quantifying phylogenically structured environmental variation. **Evolution** 57(11): 2647-2652.
- DIAMOND, J.M.; MAY, R.M. 1976. Island biogeography and the design of natural reserves. In: MAY, R.M. (Ed.) **Theoretical Ecology: principles and applications**. Philadelphia: W.B. Saunders Co. p. 163-186.
- DINERSTEIN, E., OLSON, D.M., GRAHAM, D.J., WEBSTER, A.L., PRIMM, S.A., BOOKBINDER, M.P., LEDEC, G. 1995. **Una evaluación del estado de conservación de las eco-regiones terrestres de América Latina y el Caribe**. Washington: Banco Mundial/WWF.
- DONOVAN, T.M., LAMBERSON, R.H. 2001. Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. **Ecology** 82: 1170-1179.

- FAABORG, J.M. BRITTINGHAM, DONOVAN, T. BLAKE, J.. 1993. Habitat fragmentation in the temperate zone: a perspective for managers. In: FINCH, D.M.; STANGEL, P.W. (Ed.). **Status and Management of Neotropical Migratory Birds**. US Forest Service General Technical Report RM-229.
- McARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press.
- FAHRIG, L., PALOHEIMO, J. 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology** 34: 194-213.
- FAHRIG, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling** 105: 273-292.
- FAHRIG, L., MERRIAN, G. 1994. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology** 8: 50-59.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic** 34: 487-515.
- FILLOY, J., BELLOCQ, M.I. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 120: 291-298.
- FLEISHMAN, E., MacNALLY, R.C. 2006. Patterns of spatial autocorrelation of assemblages of birds, floristics, physiognomy, and primary productivity in the central Great Basin, USA. **Diversity and Distributions** 12: 236-243.
- FOCHT, T., PILLAR, V.P. 2003. Spatial patterns and relations with factors in a Campos grassland under grazing. **Brazilian Journal of Biology** 63(3): 423-436.
- FORERO-MEDINA, G., VIEIRA, M.V. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis** 11(4): 493-502.

- FRANKEN, R.J., HIK, D.S. 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. **Journal of Animal Ecology** 73: 889–896.
- GROSSI, J., CHENAVIER, L., DELCROS, P., BRUN, J. 1995. Effects of landscape structure on vegetation and some animal groups after agriculture abandonment. **Landscape and Urban Planning** 31: 291-301.
- GUSTAFSON, J., E. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? **Ecosystems** 1(2): 143-156.
- HAIG, S.M., MEHLMAN, D.W., ORING, L.W. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. **Conservation Biology** 12: 749-758.
- HANSKI, I., SIMBERLOFF, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. Pp. 5–26. *In*: HANSKI, I., GILPIN, M. (Eds.), **Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations**. London: Academic Press.
- HENWOOD, W. 1998. An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. **Parks** 8: 3-8.
- HERKERT, J.R. 1994. The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. **Ecological Applications** 4: 461-471.
- HERKERT, J.R., SIMPSON, S.A., WESTMEIER, R.L., ESKER, T.L., WALK, J.W. 1999. Response of Northern Harriers and Short-eared Owls to grassland management in Illinois. **Journal of Wildlife Management** 63: 517-523.
- HOBSON, K.A.; BAYNE, E. 2000. Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities on the southern boreal mixed woods of western Canada. **Wilson Bulletin** 122:373-387.

- HORN, J.H., FLETCHER, J., R.J., KOFORD, R.R. 2000. Detecting area sensitivity: a comment on previous studies. **American Midland Naturalist** 144: 28-35.
- IBGE, 1977. **Geografia do Brasil, Região Sul**. v. 5. Rio de Janeiro, SERGRAF-IBGE.
- IBGE, 1996. **Censo Agropecuário de 1995-1996: Rio Grande do Sul**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/ibge/estatistica/agropecuaria/censoagro/43/utiliza.shtm>. Acesso em 01/nov/2006.
- ISACCH, J.P., MARTINEZ, M.M. 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del habitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. **Ornitologia Neotropical** 12: 345-354.
- JOHNSON, R.G., TEMPLE, S.A. 1986. Assessing habitat quality for birds nesting in fragmented tallgrass prairies. Pp 245–249. In: VERNER, J., MORRISON, M.L., RALPH, C.J. (Eds). **Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates**. Madison: University of Wisconsin Press.
- JOHNSON, D.H., WINTER, M. 1999. Reserve designs for grasslands: considerations for bird populations. **Proceedings of the George Wright Society Biennial Conference** 10:391-396.
- JOHNSON, D.H. 2001. Habitat fragmentation effects on birds and wetlands: a critique of our knowledge. **Great Plains Research** 11: 211-231.
- JOHNSON, D.H., IGL, L.D. 2001. Area requirements of grassland birds: a regional perspective. **The Auk** 118:24-34.
- KOPER, N., SCHMIEGELOW, F.K.A. 2006. A multi-scaled analysis of avian response to habitat amount and fragmentation in the Canadian dry mixed-grass prairie. **Landscape Ecology** (21): 1045-1059.

- KNICK, S.T., ROTEMBERRY, J.T. 1995. Landscape characteristics of fragmented shrubsteppe habitats and breeding passerine birds. **Conservation Biology** 9: 1059-1071.
- LACK, D. 1973. Habitat selection in birds, with special reference to the effects of afforestation on the Breckland avifauna. **Journal of Animal Ecology** 2: 239-262.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or a new paradigm? **Ecology** 74: 1659-1673.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. 1998. **Numerical Ecology**. New York: Elsevier.
- LEES, A.C., PERES, C.A. 2008. Conservation value of remnant riparian Forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology** 22: 439-449.
- LINDMAN, C.A.M. 1906. **A vegetação do Rio Grande do Sul** (Brasil Austral). Porto Alegre: Livraria Universal de Echenique Irmãos & Cia.
- LINO, C.F., BECHARA, E. 2002. Estratégia para a conservação, recuperação, desenvolvimento sustentável na Mata Atlântica. 2 ed. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica; Fundação SOS Mata Atlântica.
- LLOYD, J.D., MARTIN, T.E. 2005. Reproductive success of Chesnut-collared Longspurs in native and exotic grassland. **The Condor** 107(2): 363-374.
- LOMAN, J., VON SCHANTZ, T. 1991. Birds in farmland – more species in small than in large habitat island. **Conservation Biology** 5(2): 176-188.
- MacARTHUR, R.H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. **Ecology** 39: 599-619.
- MacARTHUR, R.H., MacARTHUR, J.W. 1961. On bird species diversity. **Ecology** 42: 594-598.
- MARTENSEN, A.C., PIMENTEL, R.G., METZGER, J.P. 2008. Relative effects of fragmentation size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation** 141: 2184-2192.

- MARTINO, D. 2004. Conservación de praderas em el conosur: valoración de lãs áreas protegidas. **Ecosistemas** 3(2): (sem páginas). Disponível em <http://www.aeet.org/ecosistemas>
- MacNALLY, R.C. 1990. The roles of floristics and physiognomy in avian community composition. **Austral Ecology** 15(3): 321-327.
- McGARIGAL, K., McCOMB, W.C. 1995. Relationships Between Landscape tructure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. **Ecological Monographs** 65(3): 235-260.
- McGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A., NEEL, M.C., ENE. E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- METZGER, J.P., DE'CAMPS, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica** 18: 1-12.
- MILDÉN, M., COUSINS, S.A.O. 2007. The distribution of four grassland plant species in relation to landscape history in a Swedish rural area. **Annales Botanici Fennici** 44: 416-426.
- MOILANEN, A., NIEMINEN, M. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. **Ecology** 83: 1131-1145.
- NORTON, M.R., HANNON, S.J., SCHMIEGELOW, F.K.A. 2000. Fragments are not islands: patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvest boreal forest. **Ecography** 23: 209-223.
- PILLAR, V.D. *et al.* (Org). **Estado atual e desafios para a conservação dos campos**. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>. Acesso em 01/mar/2008.

- PILLAR, V.D. 2006. Multivariate exploratory analysis, randomization testing, and bootstrap resampling; User guide. v. 2.4. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>
- ROBINSON, R.A., WILSON, J.D., CRICK, H.Q.P. 2001. The importance of arable habitat for birds in grassland landscapes. **The Journal of Applied Ecology** 38(5): 1059-1069.
- ROSENZWEIG, M.L. 1995. **Species diversity in space and time**. New York: Cambridge University Press.
- ROTEMBERRY, J.T. 1985. The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristic? **Oecologia** 67: 213-217.
- ROTEMBERRY, J.T., WIENS, J.A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. **Ecology** 61(5): 1228-1250.
- ROTH, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. **Ecology** 57: 773-782.
- RYDER, R.A. 1980. Effects of grazing on bird habitats. Pp. 51-66. *In*: DeGRAFF, R.M, TILGHMAN, N.G. (Eds.) **Management of western forests and grassland for nongame birds**. Oglon, Utah: Intermountain Forestal Range Experiment Station.
- SAMSON, F.B. 1980. Island biogeography and the conservation of birds. **Proceedings of the North American Prairie Conference** 7: 293-305.
- SAUNDERS, D.A. HOBS, R.J., MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5:18-32.
- SKOWO, A.L., BOND, W.J. 2003. Bird community in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation and vegetation composition. **Biodiversity and Conservation** 12: 2279-2294.
- SOONS, M.B., NATHAN, R., KATUL, G.G. 2004. Human effects on long-distance wind dispersal and colonization by grassland plants. **Ecology** 85(11): 3069-3079.

- SORIANO, A., LEÓN, R.J.C., SALA, O.E., LAVADO, R.S., DEREGIBUS, V.A. CAHUÉPÉ, M.A., SCAGLIA, O.A., VELÁZQUEZ, C.A., LEMCOFF, J.H. 1992. Río de la Plata grasslands: En: COUPLAND, R.T. (ed.) **Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere**. New York: Elvevier. P. 397-407.
- STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A., MOSKOVITZ, D.K. 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago e Londres: The University of Chicago Press.
- SWENGEL, S.R., SWENGEL, A.B. 2001. Relative effects of litter and management on grassland bird abundance in Missouri, USA. **Bird Conservation International** 11: 113-128.
- TURNER, M.G., O'NEILL, R.V., GARDNER, R.H., MILNE, B.T. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape configuration. **Landscape Ecology** 3:153-162.
- UEZU, A., METZGER, J.P., VIELLIARD, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation** 123: 507-519.
- UNDP, UNEP, WORLD BANK, WRI. 2000. **World Resources 2000-2001. People and Ecosystems, the fraying web of life**. Oxford: Elsevier Science.
- VANDER HAEGEN, W.M., DOBLER, F.C., PIERCE, D.J. 2000. Shrubsteppe bird response to habitat and landscape variables in eastern Washington, D.C. **Conservation Biology** 14: 1145-1160.
- VICKERY, P.D., HUNTER, M.L. MELVIN, S.M. 1994. Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine. **Conservation Biology** 8:1087-1097.
- VIELLIARD, J.M.E., SILVA, W.R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo. **Anais do IV Enav**, Universidade Federal de Pernambuco, p. 117-151.

- WALK, J.W., WARNER, R.E. 1999. Effects of habitat area on the occurrence of grassland birds in Illinois. **American Midland Naturalist** 141:339-344.
- WALKER, H.A. 2008. Floristics and physiognomy determine migrant landbird response to tamarisk (*Tamarix ramosissima*) invasion in riparian areas. **The Auk** 125(3): 520-531.
- WILCOVE, D.S., MC LELLAN, C. H., DOBSON, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M.E. (Ed.) **Conservation Biology**. Sunderland, MA: Sinauer. p. 237-256.
- WIENS, J.A. 1969. An approach to the study of ecological relationships among grassland birds. **Ornithological Monographs** 8: 1-93.
- WIENS, J.A. 1974. Habitat heterogeneity and avian community structure in North American grasslands. **American Midland Naturalist** 91(1): 195-213.
- WIENS, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology** 3: 385-397.
- WIENS, J.A. 1994. Habitat fragmentation: Island v landscape perspectives on bird conservation. **Ibis** 137:97-104.
- WIENS, J.A., ROTEMBERRY, J.T. 1981. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. **Ecological Monographs** 51(1): 21-41.
- WIENS, J.A., ROTEMBERRY, J.T., VAN HORNE, B. 1987. Habitat occupancy configurations of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. **Oikos** 48: 132-137.
- WIENS, J.A., STENSETH, N.C., VAN HORNE, B., IMS, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos** 66:369-380.
- WILLIAMS, N.S.G., MORGAN, J.W., McCARTHY, M.A., McDONNELL, M.J. 2006. Local extinction of grassland plants: the landscape matrix is more important than patch attributes. **Ecology** 87(12): 3000-3006.
- WILLSON, M.F. 1974. Avian community organization and habitat structure. **Ecology** 55: 1017-1029.

- WINTER, M., FAABORG, J. 1999. Patterns of area sensitivity in grassland-nesting birds. **Conservation Biology** 13:1424-1436.
- WINTER, M., JOHNSON, D.H., SHAFFER, J.A. 2005. Variability in vegetation effects on density nesting success of grassland birds. **Journal of Wildlife Management** 69(1): 185-197.
- WITH, K.A, CRIST, T.O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. **Ecology** 76: 2446-2459.
- YUHONG, H., GUO, X., BING CHENG, S. 2007. Detecting grassland spatial variation by a wavelet approach. **International Journal of Remote Sensing** 28(7): 1527-1545.
- ZANINI, L.; GUADAGNIN, D.L. 2000. Conservação da biodiversidade no Rio Grande do Sul: uma análise da situação de proteção dos habitats. In: **II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Anais...v.2, Campo Grande. p. 723-730.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)