

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE – UNESC  
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – BACHARELADO**

**IVAN RÉUS VIANA**

**CONECTIVIDADE FUNCIONAL DE UM BANHADO CONSTRUÍDO (*WETLAND*)  
PARA O TRATAMENTO PASSIVO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA À  
AVIFAUNA**

**CRICIÚMA**

**2012**

**IVAN RÉUS VIANA**

**CONECTIVIDADE FUNCIONAL DE UM BANHADO CONSTRUÍDO (*WETLAND*)  
PARA O TRATAMENTO PASSIVO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA À  
AVIFAUNA**

Trabalho de conclusão de curso apresentado para a  
obtenção do grau de Bacharel em ciências biológicas  
da Universidade do Extremo Sul Catarinense,  
UNESC.

Orientador: Prof. Dr. Jairo José Zocche

**Criciúma**

**2012**

## DEDICATÓRIA

Esta dedicatória é simplesmente para registrar a minha eterna gratidão e lealdade àquele que me ensinou e mostrou-me o caminho, que neste trabalho se transforma no primeiro de muitos degraus que virão.

Quando pensava em uma dedicatória via que era para ele que iria dedicar, porque ele me deu o primeiro caderno e ele me ensinou a escrever as letras do alfabeto todas em maiúsculas, isso sem estar na escola, e quando a esta cheguei estava já há frente dos demais porque ele tinha me mostrado o caminho. Não queria e jamais pensei que isso iria acontecer com ele, pois, tudo pra ele era resolvido com muita honestidade e sinceridade, não havia nele vaidade, falsidade ou jogo de agrado, havia nele a mais pura verdade, verdade que não se comprava mais que vinha de toda sua vida de sofrimentos e muito trabalho.

Esse senhor que quando cheguei a sua singela casa era ainda um pouco jovem e aos poucos foi ensinando a tornar-me um homem com caráter e leal aos seus ideais. Nunca me via longe de você, pois, era em seus ombros que encontrava toda a minha certeza de poder voltar e fazer o meu melhor, mais agora não posso mais tê-lo como meu CONSELHEIRO, AMIGO, PAI, e o que eu mais gostava MEU AVÔ, nosso elo era tão forte que nos últimos momentos eu retribuí todo seu colo a mim concebido e nos últimos instantes que aqui estive, estive em meus braços. Sua falta é sentida todos os dias, pois, carrego em meu pensamento os teus ensinamentos e em minhas veias o sangue guerreiro e lutador dos KINKA.

Só poderia dizer OBRIGADO! Esta é para você meu velho!

## AGRADECIMENTOS

Vou começar meus agradecimentos pela ordem que eu julgo ser a correta para se valorizar aqueles que despenderam esforços para que este degrau fosse alcançado.

Agradeço aos meus avós por tudo, pois nada seria sem o acolhimento desses que me moldaram com o seu melhor, a honestidade.

Aos meus irmãos pela força incondicional.

Aos meus amigos que nunca me deixaram estudar nos fins de semana.

As pessoas de refinado caráter que me deixaram entrar em suas casas para que eu pudesse deixar minha *motorcycle* e assim poder tomar o ônibus para a faculdade. Obrigado seu Nelo e dona Santa e seu Titi e dona Deta, serei grato a vocês sempre.

A Carbonífera Criciúma SA, pela disponibilização da área para que o estudo acontecesse.

Aos meus grandes amigos Thomaz D'Aquino Silva e Wagner Luiz Ariati, pelas conversas produtivas e o convívio nestes anos, sem ajuda de vocês e cada um em partes sucintas, certamente teria ficado muito mais difícil.

A FAPESC pela minha primeira bolsa de iniciação científica e a UNESC pelo projeto de extensão e pela segunda bolsa de iniciação, a ajuda foi de grande importância.

Aos professores Rafael Martins e Kristian Madeira pela ajuda nos cálculos.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Paisagens e principalmente a Daniela Behs por toda brincadeira e principalmente pelo aprendizado que tem me proporcionado (não somente na área de informática).

E por fim ao Professor Dr. Jairo José Zocche pelas experiências e ensinamentos, pela confiança em meu trabalho, pela amizade construída nesses três anos e acima de tudo por ter me mostrado realmente o caminho e a importância da Pesquisa para a ciência, instigando em mim o espelho de pesquisador que quero me tornar. Obrigado!

## RESUMO

A avifauna se distribui entre unidades da paisagem de maneira heterogênea, havendo desde espécies restritas a uma unidade até aquelas que ocupam toda uma região. O estudo dessa distribuição é uma ferramenta útil no manejo de ecossistemas degradados, uma vez que espécies raras ou ameaçadas de extinção podem indicar sítios de alto valor para a conservação e a ausência destas, uma grande perda de habitats. Este trabalho objetivou avaliar o potencial de um banhado construído para o tratamento passivo da drenagem ácida de mina, como elemento de conectividade para avifauna. O estudo foi realizado na Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma S.A, município de Forquilha, Santa Catarina, do outono de 2011 ao verão de 2012, em dois dias por estação, cujas amostragens iniciavam antes do nascer do sol e se mantinham até as 12h00min, totalizando cerca de 50 horas nas quatro estações. Os registros foram efetuados por meio do método das listas de Mackinnon, sendo anotados também os ambientes onde as aves foram avistadas ou ouvidas, para a elaboração do mapa de distribuição espacial. O mapeamento do uso e cobertura da terra foi realizado a partir da interpretação de imagens orbitais de alta resolução, com auxílio do *software* ArcGIS 9.3. Foi realizada análise de componentes principais (PCA), utilizando-se como algoritmo a frequência das espécies nas fitofisionomias. A paisagem apresentou-se composta por cinco fitofisionomias: *wetland* (13,25%); vegetação secundária (18,85%); campo antrópico (14,76%); culturas de sequeiro (22,60%) e plantio de eucaliptos (18,05%), além de área de empréstimo (12,49%), não considerada na análise. Das 95 espécies de aves registradas, 80, 48, 47 e 34 foram registradas, respectivamente, na vegetação secundária, nas culturas de sequeiro, no campo antrópico e no plantio de eucaliptos. Destas, 40 utilizaram o *wetland* para algum tipo de atividade (forrageamento, descanso e reprodução), o que sugere que o mesmo esteja funcionando como elemento de conectividade para a avifauna. A análise de PCA revelou a existência de três grupos distintos: 1 - composto por espécies que utilizam o *wetland*, 2 – espécies que utilizam a vegetação secundária e, 3 - espécies que tanto utilizam o campo antrópico como as culturas de sequeiro. A distância euclidiana entre os ambientes com base no número de registros das espécies demonstrou que a maior similaridade está entre a área de cultivo agrícola e o plantio de eucaliptos e estes com o *wetland*, tendo também similaridade com o campo antrópico, a vegetação secundária foi a que apresentou a maior dissimilaridade em relação a todas as outras fitofisionomias. Ao analisarmos de forma global encontramos espécies que exploram todas as fitofisionomias, assim como, outras que são restritas a um tipo específico. Os resultados revelam a importância do *wetland* como elemento de conectividade, pela capacidade de atração e manutenção da avifauna que a ele se associa, sendo comprovado que durante o ciclo anual 51,4% das espécies estão vinculadas a utilização do *wetland* juntamente com as outras fitofisionomias.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Representatividade das classes de cobertura do entorno da Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma SA expressa em hectares e a porcentagem equivalente na área.....29

Tabela 2 – Lista de táxons da avifauna registrados nas diferentes fitofisionomias estudadas, com seus respectivos nomes populares, hábitat que foi registrado (W – Wetland; VS – Vegetação secundária; PE – Plantio de eucaliptos; CA – Campo antrópico; AC – Área de cultivo) e seu índice de frequência nas listas (IFL).....31

Tabela 3 – Número de espécies observado e esperado (estimadores não paramétricos Bootstrap, Jackknife (Jack) 1 e Chao 2), número de espécies exclusivas de cada ambiente e índice de Shannon (H').....39

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Localização do banhado construído nos limites da Unidade Minerária II da Carbonífera Criciúma S.A (28°47'19" S e 49°26'32" O), município de Forquilha, Santa Catarina, Brasil. A retângulo amarelo indica a posição do banhado em relação as atividades de beneficiamento da mina.....21
- Figura 2 - Localização da área de estudo, onde: a área em amarelo representa a extensão do *Wetland*; a letra A representa a área de empréstimo que não foi relacionada na análise e os números representam as cinco fitofisionomias estudadas para a avaliação da conectividade dos ambientes, sendo: 1 – *Wetland*; 2 – Vegetação secundária Arbustivo-Arbórea com *Eucalyptus* spp.; 3 – Reflorestamento de *Eucalyptus* spp.; 4 - Campo Antrópico; e 5 – Área de cultivo agrícola.....23
- Figura 3 – Mapa de uso e cobertura da terra do entorno da Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma SA., com suas respectivas classes de classificação.....28
- Figura 4 – Mapa de uso e cobertura da terra do entorno da Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma SA., com suas respectivas classes de classificação.....30
- Figura 5 – Compilação dos habitats disponíveis (representados pelas fitofisionomias amostradas) e a classificação de Sick (1997) para a preferencia de habitat das espécies.....34
- Figura 6 – Distribuição da avifauna amostrada nas cinco fitofisionomias, sendo W – *Wetland*; E.F – Vegetação Secundária; E.E – Plantio de eucaliptos; E.C – Campo Antrópico e E.D – Área de cultivo. Os números vinculados as letras representam as estações do ano, onde: 1 – Inverno; 2 – Primavera; 3 – Verão e 4 – Outono, seguindo o inicio da amostragem.....36
- Figura 7 – Dendograma evidenciando a similaridade entre as fitofisionomias com base no número de espécies registradas sendo, W – *Wetland*; E.F – Vegetação Secundária; E.E – Plantio de eucaliptos; E.C – Campo Antrópico e E.D – Área de cultivo.....37
- Figura 8 - Curva do coletor segundo os estimadores que expressam a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas nas cinco fitofisionomias estudadas.....37
- Figura 9 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no *wetland*.....39
- Figura 10 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no Campo Antrópico.....40
- Figura 11 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas na Área de cultivo agrícola.....40
- Figura 12 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas na Vegetação Secundária.....41
- Figura 13 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no Plantio de *Eucalyptus* spp.....41

Figura 14 – Distribuição das espécies de aves por guilda alimentar. Legenda: IN = Insetívoro, ON = Onívoros, GR = Granívoros, FR = Frugívoros, NE – Nectívoros, CA = Carnívoros, NC = Necrófago e PI = Piscívoros.....42

Figura 15 – Associação das espécies de aves nas fitofisionomias em relação às estações do ano.....43

Figura 16 – Percentual de habitat disponível e o percentual do uso destes pela avifauna remanescente.....44

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>10</b>
1.1 IMPACTOS DA MINERAÇÃO .....	11
1.2 ECOLOGIA DE PAISAGENS - CONECTIVIDADE .....	14
1.3 AVIFAUNA DO SUL CATARINENSE – MATA ATLÂNTICA .....	17
1.4 OBJETIVOS .....	19
1.4.1 Objetivo Geral .....	19
1.4.2 Objetivos Específicos .....	20
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>21</b>
2.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	21
2.2 DESCRIÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS .....	22
2.3 METODOLOGIA DE COLETA DE DADOS .....	23
2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA .....	25
<b>3 RESULTADOS E DISCUSÃO</b> .....	<b>27</b>
3.1 ANÁLISE GLOBAL DA PAISAGEM .....	27
3.2 ANÁLISE INTEGRADA - <i>WETLAND</i> .....	30
<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	<b>47</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>48</b>
<b>APENDICE 1</b> .....	<b>63</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

As transformações provocadas pelo homem no ambiente geram grandes danos ambientais – fragmentação de habitats, extinção da biodiversidade, invasão de espécies exóticas, degradação de ecossistemas (KLINK; MOREIRA, 2002). A perda de habitats é a ameaça mais séria para a maioria das espécies de vertebrados especialmente para as aves que atualmente enfrentam uma gama de causas (e.g. erosão genética, diminuição da população, etc.) que podem leva-las à extinção (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Tais causas interrompem processos ecológicos vitais (e.g., polinização e dispersão de sementes), levando a perdas em cascata, colapso de ecossistemas e taxas de extinção ainda maiores (SODHI; BROOK; BRADSHAW, 2009).

Juntamente com estes processos ocorrem também alterações na distribuição e na configuração espacial do habitat remanescente, ocorrendo assim à fragmentação (FAHRIG, 2003). A redução de habitats diminui a quantidade de indivíduos que podem viver em uma determinada área, enquanto que o isolamento pode diminuir ou impedir os movimentos entre as manchas remanescentes (RICKETTS; NOON; MESLOW, 2001).

De modo geral, o futuro das espécies dependerá de sua capacidade de sobreviver em paisagens modificadas pelo homem, justapondo-se a importância da conectividade sobre a estrutura das populações em paisagens fragmentadas (GARBNER et al., 2009; HARRISON; BRUNA, 1999). Assim perspectivas e estratégias que tendam a aumentar a conectividade da paisagem, como a implantação de elementos conectivos que promovam o movimento, e desempenhem um papel importante na redução dos efeitos da perda e fragmentação do habitat, funcionam como mantenedores da biodiversidade nestes locais impactados (BENNETT, 2003, LAURANCE, 2004, KAREIVA; WENNERGREN, 1995, HARRISON; BRUNA, 1999).

Nesse contexto, a Ecologia de Paisagens vem se destacando como uma área do conhecimento de fundamental importância para a compreensão dos efeitos da fragmentação de origem antrópica sobre a biota, uma vez que, esta Ciência busca compreender como os processos ecológicos são afetados pela organização espacial dos elementos que compõem uma paisagem (METZGER, 1999, TURNER, 2005, WU; HOBBS, 2007), mensurando efetivamente a conectividade e conhecendo os padrões e as taxas de movimentação das espécies pelos diferentes elementos da paisagem (DAVIDSON, 1998, D' EON et al., 2002).

Dessa forma, uma medição mais realista da conectividade deve conter um componente funcional, o qual reflita algum aspecto da percepção ou comportamento das espécies frente a uma paisagem (D' EON et al., 2002, BÁLISLE, 2005, FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

Nessa avaliação, a conectividade não depende apenas das características da paisagem (conectividade estrutural), mas também de aspectos referentes ao comportamento e habilidade dos organismos (conectividade funcional) (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Buscando esta conectividade funcional, vários estudos (HOWE; SMALLWOOD, 1982, FRANCISCO; GALETTI, 2002, VICENTE, 2008) enfatizam as aves como agentes dispersores tendo um importante valor no processo de reestruturação de ecossistemas degradados. Devido à interação existente entre aves e as plantas, muitas espécies da avifauna estão sendo utilizadas em processos de conservação de ecossistemas, com a função de disseminar inúmeras espécies vegetais, que acabam contribuindo para a colonização de áreas alteradas por ação antrópica (recuperação de áreas degradadas) (McCLANAHAN; WOLFE, 1987, FRANCISCO; GALETTI, 2002).

A conectividade funcional de uma paisagem pode referir-se então à ligação funcional entre fisionomias de diferentes habitats, seja porque elas estão conectadas através de uma continuidade estrutural, ou porque as habilidades de dispersão dos organismos lhes permitem se deslocar entre fisionomias discretas, percebendo-os como funcionalmente conectadas (WITH; KING, 1999).

Preocupadamente com a situação de nossas áreas impactadas com a mineração do carvão que ainda possuem uma diversidade importante para os sistemas locais, a conectividade funcional entre as diversas fitofisionomias que cercam essas áreas mineradas vem a desempenhar uma relevância importante para a manutenção e sucessivamente desempenhar a sua recuperação desses locais ao longo do tempo.

## 1.1 IMPACTOS DA MINERAÇÃO

A mineração de carvão na região carbonífera de Santa Catarina teve início por volta de 1940 (CETEM, 2001) e desde então, os rejeitos descartados não devidamente tratados vêm provocando alterações físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas, comprometendo de forma direta os recursos hídricos, o solo e à biota remanescente (ZOCCHÉ, 2005, 2008, SAMPAIO, 2002). Denota-se assim, que ocorrem na Bacia Carbonífera Catarinense áreas que foram há muito tempo mineradas e que ainda continuam

produzindo drenagens ácidas de mina (DAM) (ZOCICHE, 2005, 2008, COSTA et al., 2007, ZOCICHE-DESOUZA et al., 2007, COSTA; ZOCICHE, 2009, ZOCICHE et al., 2010a, 2010b).

A Bacia Carbonífera de Santa Catarina compreende cerca de 1.800 Km<sup>2</sup> abrangendo áreas sob a jurisdição de 24 municípios do sul do Estado, estendendo-se sobre as bacias hidrográficas do rio Araranguá, Tubarão e Urussanga (SCHNEIDER, 2006, HORBACH et al., 1986; SIECESC, 2011). As atividades de mineração desenvolvidas na Bacia Carbonífera Catarinense resultaram em cerca de 5.000 ha de superfícies impactadas decorrentes de práticas de lavra e beneficiamento do carvão mineral (SCHNEIDER, 2006).

Esta atividade de extração desenvolvida no sul do Estado de Santa Catarina é classificada como de alto potencial poluidor (SCHNEIDER, 2006). Na Bacia Carbonífera do Sul de Santa Catarina estão cadastrados cerca de 786 Km de rios envolvendo as três bacias (Araranguá, Tubarão e Urussanga) atingidos pela drenagem ácida de mina (DAM). A contaminação dos recursos hídricos se dá através das 134 áreas mineradas à céu aberto perfazendo 2.924 ha, 115 áreas com depósitos de rejeitos perfazendo 2.734 ha, 77 lagoas ácidas perfazendo 58 ha, além de centenas de minas subterrâneas (ALEXANDRE; KREBS, 1995a, 1995b, SDM, 1997, ALEXANDRE, 2000, GOMES, 2004).

Segundo Skousen (1998), a drenagem ácida de mina é uma água contaminada caracterizada por altos teores de ferro, alumínio e ácido sulfúrico, razão pela qual pode apresentar coloração esverdeada ou laranja-amarelado a vermelhada, dependendo do estado predominante do ferro (Fe<sup>+2</sup> ou Fe<sup>+3</sup>). Para Barbosa et al. (2000), a poluição hídrica da região carbonífera de Santa Catarina é provavelmente o impacto mais significativo das operações de mineração, beneficiamento e rebeneficiamento do carvão.

Os impactos da DAM sobre os recursos hídricos são manifestados tanto pelas alterações na qualidade da água tanto quanto na integridade da fauna e flora, onde o simples monitoramento das mudanças da qualidade da água, por si só, não representa os reflexos da mesma sobre a comunidade remanescente que a utiliza (SCHNEIDER, 2006). Nesse sentido, a avaliação das variáveis físico-químicas e biológicas envolvidas no exame de uma DAM, depende da utilização de indicadores biológicos para comparação do comportamento das diferentes comunidades envolvidas que venham a indicar sensibilidade e capacidade de adaptação a condições da drenagem ácida e seus diferentes contaminantes (NGAIRE, 1998).

Nas áreas da Bacia Carbonífera Catarinense onde houve a exploração (pesquisa, lavra, beneficiamento, transporte e comercialização) do carvão (ALEXANDRE, 1999), a vegetação ficou limitada devido à compactação do solo, o banco de sementes do solo foi

destruído e o solo totalmente descaracterizado em seu perfil natural devido ao teor de nutrientes e contaminação por metais pesados (ALMEIDA, 2000; COSTA; ZOCHE, 2009).

Além destas degradações no ambiente, os contaminantes contidos na DAM podem ser acumulados lentamente nos tecidos dos indivíduos ao longo do tempo, com características de toxicidade sub-letal até atingir níveis que podem ser danosos ao organismo (HAINZENREDER, 2010). Muitas substâncias tóxicas como os metais pesados e compostos orgânicos, podem ser transferidas dos tecidos de organismos para os seus predadores, podendo chegar a concentrações de maiores magnitudes nos níveis tróficos superiores por bioacumulação e conseqüente biomagnificação, que se torna mais crítica quanto mais alto o nível ocupado por um organismo na cadeia alimentar (MILLER, 1984, PENTEADO, 2001, DUARTE, 2002, SOARES, 2006, SILVEIRA; SILVA; RUBIO, 2007).

Estes poluentes podem agir sobre o DNA celular levando a efeitos teratogênicos, mutações em células germinativas, envelhecimento precoce, induzir transformações neoplásicas em células somáticas, além de produzir quebras na fita-dupla de DNA (DSBs) indiretamente, através do estresse oxidativo (LE MOS; TERRA, 2003; GASTALDO et al., 2009, GUO; YANG; WU, 2008).

Hainzenreder (2010) trabalhando com o anfíbio anuro *Hypsiboas faber* demonstrou através do Ensaio Cometa que o grupo de animais coletados na área minerada apresentou um nível significativamente maior de danos no DNA quando comparado aos animais que viviam na área sem contaminação, demonstrando um potencial genotóxico dos componentes e subprodutos da mineração de carvão. Zocche et al. (2010) trabalhando com metais pesados e danos ao DNA em células sanguíneas de morcegos insetívoros em áreas de mineração de carvão, demonstraram também através do Ensaio Cometa que os níveis de alguns metais (Al, Si, Mn, Fe e Ni), em pelo menos uma espécie (*Eptesicus diminutus*) contribuiu para o índice e frequência de danos no DNA desta espécie. Outros autores também têm demonstrado a sensibilidade do Teste Cometa em detectar danos provocados pelos contaminantes presentes no carvão e produtos correlacionados, através de sangue periférico de animais (SRÁM et al., 1985, AGOSTINI et al., 1996, RUBES et al., 1997, DAMIANI, 2010, LEFFA, 2010).

Uma alternativa que vem a complementar os tratamentos físico-químicos convencionais de áreas contaminadas e/ou seus efluentes (DAM) é a fitorremediação, que é uma forma de biorremediação (DINARDI et al. 2003, COUTINHO; BARBOSA, 2007). A fitorremediação pode ser definida como o uso de plantas para estabilizar, colher ou mudar quimicamente os contaminantes para formas não perigosas (CUNNIGHAM; BERTI, 1993,

CUNNINGHAM; LEE, 1995). Uma forma de fitorremediação que tem recebido atenção crescente nos últimos anos é representada pelo uso dos banhados construídos (*wetlands*) (FREITAS, 2007).

Um banhado construído pode ser descrito como um sistema passivo destinado ao polimento final do efluente, capaz de remover metais ainda presentes na DAM, onde atuam mecanismos biológicos de adsorção (incluindo troca iônica), por precipitação em superfícies inorgânicas (nucleação) e por filtragem através de plantas (GOULD, 2002). Os processos que ocorrem nos banhados construídos são biológicos, químicos e físicos. Os sistemas de banhados construídos utilizam um meio de suporte (substrato) contendo macrófitas, onde sob condições adequadas e de forma natural, desenvolvem-se os microrganismos, principalmente, na zona de raízes das plantas, as quais suprem o oxigênio e outros nutrientes, promovendo assim o crescimento microbiano no substrato (OLIVEIRA et al., 2005).

As macrófitas aquáticas constituem uns dos maiores produtores de biomassa em ambientes lênticos, tornando esses locais significativamente mais produtivos, onde propicia maior heterogeneidade espacial, aumento do número de nichos, interferindo assim na dinâmica das comunidades e dos ecossistemas como um todo (MARGALEF, 1983, CARMO; LACERDA, 1984, TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1993, De MARCO; LATINI, 1998, SANTOS et al., 1998). Esta vegetação permite que se desenvolvam sobre sua superfície os insetos que são representados pela maioria das ordens aquáticas, podendo ser casuais ou facultativos. Esta fauna encontra nos vegetais, abrigo, suporte e alimento na forma de detritos (MERRITT; CUMMINS 1984, WARD 1992).

As macrófitas aquáticas, ou os banhados como um todo, além de possibilitar as aves colonizadoras o deslocamento e local para as desenvolverem suas funções vitais (acasalamento, reprodução) e devido à existência dos insetos que servem como alimento para as espécies insetívoras e generalistas, as aves permanecem por mais tempo nesse ambiente onde passam a ocupa-lo (forragear) com mais intensidade (GLOWACKA et al., 1976, MASTRANTUONO, 1986, WARD, 1992, PEIRÓ; ALVES, 2006).

## 1.2 ECOLOGIA DE PAISAGENS - CONECTIVIDADE

A ecologia de paisagens é entendida como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por sistemas interativos (FORMAN; GODRON, 1986). Tem como ponto central de análise o reconhecimento da existência de uma

dependência espacial entre as unidades da paisagem, buscando a funcionalidade de uma unidade em dependência de interações que ela mantém com as unidades vizinhas. A ecologia de paisagens lida com as mesmas perguntas de outras disciplinas da ecologia, modificando apenas a perspectiva na qual elas são analisadas, inserindo-as num contexto espacial (METZGER, 2001).

Em uma abordagem geográfica, mais do que uma análise detalhada de impactos locais a ecologia de paisagens procura entender as modificações estruturais e funcionais, trazidas pelo homem no ambiente como um todo. Na abordagem ecológica, busca-se a escala correta para responder aos principais problemas ambientais, tanto relacionados à fragmentação de habitats, quanto ao uso inadequado dos solos e da água (METZGER, 2001).

A importância dos padrões espaciais nos processos ecológicos em relação aos impactos trazidos pelo homem reflete-se na alteração da cobertura da terra e, conseqüentemente, na destruição de habitats (DIAMOND, 2005). Entre os diversos problemas ambientais, a transformação da cobertura da terra é a mais importante alteração humana do ambiente atual (VITOUSEK et al., 1997) e esperada para o futuro, sendo esta também a principal causa de perda de biodiversidade (SALA et al., 2000).

As causas de perda de biodiversidade e da degradação de habitats naturais provocadas pela mudança da cobertura da terra, incluem a super-exploração das espécies para uso humano, introdução de espécies exóticas, os efeitos de poluentes, os agentes patogênicos, a mudança do clima e a fragmentação de habitats (KLINK; MOREIRA, 2002, VITOUSEK et al., 1997, PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

No processo de fragmentação, o potencial de dispersão de uma espécie pode ser limitado pela criação de barreiras, verificando que a estrutura da paisagem circundante como um todo possui também influência sobre a capacidade de dispersão da avifauna e sobre o estabelecimento e sobrevivência de várias populações (PRIMACK, 1998, MAZEROLLE; VILLARD, 1999, BAKKER et al., 2002). A diminuição da conectividade em ambientes fragmentados vem a limitar a dispersão dos organismos, tendo conseqüências negativas nas populações já que reduz o fluxo gênico entre elas, levando ao endocruzamento e perda de diversidade genética (GIBBS, 2001, COULON et al., 2004). Neste sentido, a conectividade, o inverso da fragmentação, é considerada um elemento vital da paisagem já que é crítica para a sobrevivência da população e para a dinâmica populacional intra e inter-espécies (FAHRIG; PALOHEIMO, 1988).

Sabendo que a presença e o sucesso de um organismo, de uma população ou de uma comunidade dependem de um complexo de condições (ODUM, 1988) e que, essas

condições físicas e abióticas variam ao longo do espaço, é esperado que os organismos apresentem uma distribuição variada ao longo do mesmo, ou seja, os organismos respondem de diferentes formas aos diferentes padrões espaciais de distribuição dos ecossistemas (FORMAM; GODRON, 1986) e o uso desses diferentes ambientes inclusive é fruto da coevolução entre os organismos e o ambiente (HEGLUND, 2002).

A conectividade da paisagem (na abordagem funcional) considera as respostas comportamentais aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial. A conectividade pode ser vista então como uma variável independente, que tem efeitos sobre os processos ecológicos e as populações, ou como uma variável dependente da interação entre estrutura e comportamento (GOODWIN, 2003). Para haver conectividade entre os componentes da paisagem é necessária a presença de um elemento conector, para permitir a movimentação e dispersão entre as fisionomias (HARRISON, 1992).

Alguns estudos (FAHRIG; MERRIAM, 1985, TAYLOR et al., 1993, FAHRIG; MERRIAM, 1994, HAAS, 1995, HANSKI; SIMBERLOFF, 1997, METZGER; DÉCAMPS, 1997, BEIER; NOSS, 1998, METZGER, 2000, ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005) sugerem que os elementos conectores acentuam de modo significativo o movimento entre manchas em uma paisagem e influem diretamente na presença das espécies, os quais por sua vez podem diminuir a probabilidade de extinção de populações locais.

A conectividade funcional de uma paisagem pode referir-se então á ligação funcional entre fisionomias diferentes de hábitat, seja porque elas estão conectadas através de uma continuidade estrutural, ou porque as habilidades de dispersão dos organismos lhes permitem se deslocar entre fisionomias discretas, percebendo-os como funcionalmente conectadas (WITH; KING, 1999). A capacidade de movimentação entre remanescentes de fitofisionomias diferentes, como característica comportamental, está determinada pelas restrições fisiológicas e morfológicas de cada espécie, assim como pelas capacidades sensoriais de perceber a paisagem (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

Nesse aspecto, um importante determinante para a conectividade funcional da paisagem (LIMA; ZOLLNER, 1996) e para a dinâmica da população em ambientes alterados (fragmentados) (ZOLLNER; LIMA, 1999a), será a capacidade perceptual (sensibilidade) da espécie frente á fragmentação (ZOLLNER, 2000).

### 1.3 AVIFAUNA DO SUL CATARINENSE – MATA ATLÂNTICA

O Brasil apresenta uma rica avifauna, aqui se encontra mais da metade das espécies que ocorrem no continente Sul-Americano (NEGRET et al., 1984; ANDRADE, 1995), apresentando a ocorrência de 1.832 espécies de aves, sendo 234 endêmicas (CBRO, 2011). Aproximadamente 122 espécies de aves estão ameaçadas de extinção, levando o Brasil ao primeiro lugar da lista de países como o maior número de aves ameaçadas do mundo (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2009).

A Mata Atlântica é uma das maiores florestas tropicais das Américas, cobrindo uma área de 150 milhões de hectares numa faixa contínua com diversos tipos florestais ao longo da costa brasileira. Ocorre desde o Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte (SILVA et al., 2004), e vem sofrendo alterações ambientais bastante heterogêneas (RIBEIRO, 2010).

Devido as suas características tem propiciado condições para a ocorrência de um elevado grau de diversidade e endemismo, resultando em mais de 20.000 espécies de plantas, 261 espécies de mamíferos, 1.020 espécies de aves (aproximadamente 660 espécies dependem do bioma para reproduzirem), 200 de répteis e 280 de anfíbios (GOERCK, 1997, MITTERMEIER et al., 1999, SILVA; CASTELETI, 2003; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS, 2000).

A Mata Atlântica teve a cobertura original reduzida a menos de 8% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2002) e grande parte da vegetação que restou foi fragmentada e reduzida a manchas pequenas e isoladas, tornando mais propicias as extinções locais (CHRISTIANSE; PITTER, 1997, BROOKS; TOBIAS; BALMFORD, 1999b, RIBON et al., 2003). O elevado grau de fragmentação da Mata Atlântica tem levado boa parte das espécies a serem consideradas como ameaçadas de extinção, como é o caso de mais de 56% (104) das 188 espécies de aves endêmicas do bioma (PINTO; BRITO, 2005, PARKER et al., 1996, STOTZ et al., 1996, GOERCK, 1997; MARINI; GARCIA, 2005; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS, 2000).

No estado de Santa Catarina o conhecimento sobre a avifauna era conspícuo até que Rosário (1996) registrou 596 espécies de aves e suas distribuições no estado, mas este número já é superior a 630 espécies, que vem sendo comprovado com os vários trabalhos realizados em todo território estadual (BENCKE; BENCKE, 2000, NAKA et al., 2000, 2001, PACHECO; LAPS, 2001, GHIZONI-JR, 2004, AZEVEDO; GHIZONI-JR, 2005,

PIACENTINI et al., 2005, 2006, AMORIM; PIACENTINI, 2006, 2007, RUPP et al., 2007, 2008, ACCORDI; BARCELLOS, 2008) os quais fornecem informações acerca da descoberta de novas espécies que residem ou tem uma parte vital de seu ciclo desenvolvida no estado.

Para o sul do Estado, trabalhos sobre a avifauna são mais raros (IPAT/UNESC, 2003, VICENTE, 2008, BIANCO, 2008, ZOCHE, 2008; VINHOLES, 2010, GOMES, 2011, VITTO, 2011, STRINGARI, 2011), sendo possível utilizar estes trabalhos como fontes bibliográficas de pesquisa através das listas de espécies geradas, porém, muitos explanam apenas sobre a diversidade de espécies existentes no local de estudo sem uma maior investigação da provável ocorrência dessas espécies nos ambientes amostrados, gerando e contribuindo para o conhecimento avifaunístico do sul catarinense acerca da distribuição das espécies.

A alta complexidade e formas de adaptações apresentadas pelas aves fazem deste grupo de vertebrados os mais ameaçados do planeta em virtude de diferentes problemas ambientais (BROOKS; KODRICK-BROWN, 1996, GOERCK, 1997, MARINI; GARCIA, 2005). Diversos trabalhos têm mostrado o declínio da diversidade de aves devida às perturbações de origem antrópica, como perda e fragmentação de habitats (ANDRÉN, 1994, STOUFFER; BIERREGAARD, 1995, D'ÂNGELO-NETO et al., 1998, RADFORD; BENNET; CHEERS, 2005, FERRAZ et al., 2007, BANKS-LEITE et al., 2010). As intervenções humanas afetam, significativamente, as espécies de aves. Suas respostas a essas alterações variam desde as que se beneficiam com as alterações do habitat e aumentam suas populações, até aquelas que são extintas da natureza (MARINE; GARCIA, 2005).

A avifauna se distribui entre as unidades da paisagem de maneira heterogênea, havendo desde espécies restritas a uma unidade de paisagem até aquelas que ocupam virtualmente toda uma região (BLANCO, 1999). O estudo dessa distribuição pode ser uma ferramenta útil para o manejo de ecossistemas degradados pela ação humana, uma vez que as espécies raras ou ameaçadas de extinção podem indicar sítios de alto valor para a conservação e a ausência de algumas destas vem a revelar uma grande perda de habitat, existindo assim extinções locais e conseqüentemente desequilíbrio da cadeia trófica. Desta forma, a paisagem torna-se uma das características ambientais mais importantes na composição da avifauna em ambientes que sofreram alguma alteração humana (ARGEL-DE-OLIVEIRA, 1996).

Ao mesmo passo que avança a destruição dos habitats, surgem os conectores da paisagem que concentram o fluxo de energia, nutrientes e espécies, trabalhando como ecossistemas altamente produtivos e que, em geral, retém alto potencial conectivo entre as áreas habitáveis (FISHER; WELTER, 2005, NAIMAN et al., 2005). Muitos autores defendem

que estes elementos conectivos facilitam o fluxo gênico, diminuindo a probabilidade de extinção de muitas espécies que necessitam circular entre as manchas da paisagem (VILES; ROSIER, 2001, PE'ER et al., 2003, HILTY; LIDICKER; MERENLENDER, 2006, ROUGET et al., 2006, SAURA; TORNÉ, 2009, VASAS et al., 2009).

A degradação atinge todas as formas vegetacionais como campos, savanas, e biomas como a Mata Atlântica, Floresta Amazônica, Cerrado, Caatinga, Pantanal Mato-Grossense entre outros, prejudicando principalmente, a avifauna endêmica desses locais. Sendo um dos grupos de animais mais estudados e conhecidos, e considerados como bons indicadores da perda de biodiversidade no mundo o estudo da avifauna é de vital importância para a manutenção e preservação ambiental (PRIMAK; RODRIGUES, 2001). Por responderem rapidamente as alterações ocorridas no meio em que vivem devido ao alto grau de especificidade no que diz respeito ao território e hábitat, as aves são bastante utilizadas como indicadores ecológicos (GUZZI, 2004). São importantes tanto na avaliação da qualidade dos ecossistemas como no registro e monitoramento de alterações provocadas no ambiente (REGALADO; SILVA, 2004).

Tomando como base as informações acima citadas, torna-se essencial o incentivo a realização de pesquisas com o intuito de se avaliar o grau de degradação, as consequências para a fauna remanescente, e o grau de conectividade que apresentam estes ambientes degradados, formulando assim estratégias para minimizar os efeitos negativos e contribuir para o desenvolvimento sustentável (FIGUEIREDO, 1993).

## 1.4 OBJETIVOS

### 1.4.1 Objetivo Geral

Avaliar o potencial de um banhado construído (*Wetland*) como elemento de conectividade da avifauna, avaliando os diferentes tipos de uso e ocupação da terra e de seu entorno, tentando assim analisar a distribuição espacial das espécies que ocupam os ambientes degradados pela mineração do carvão.

### 1.4.2 Objetivos Específicos

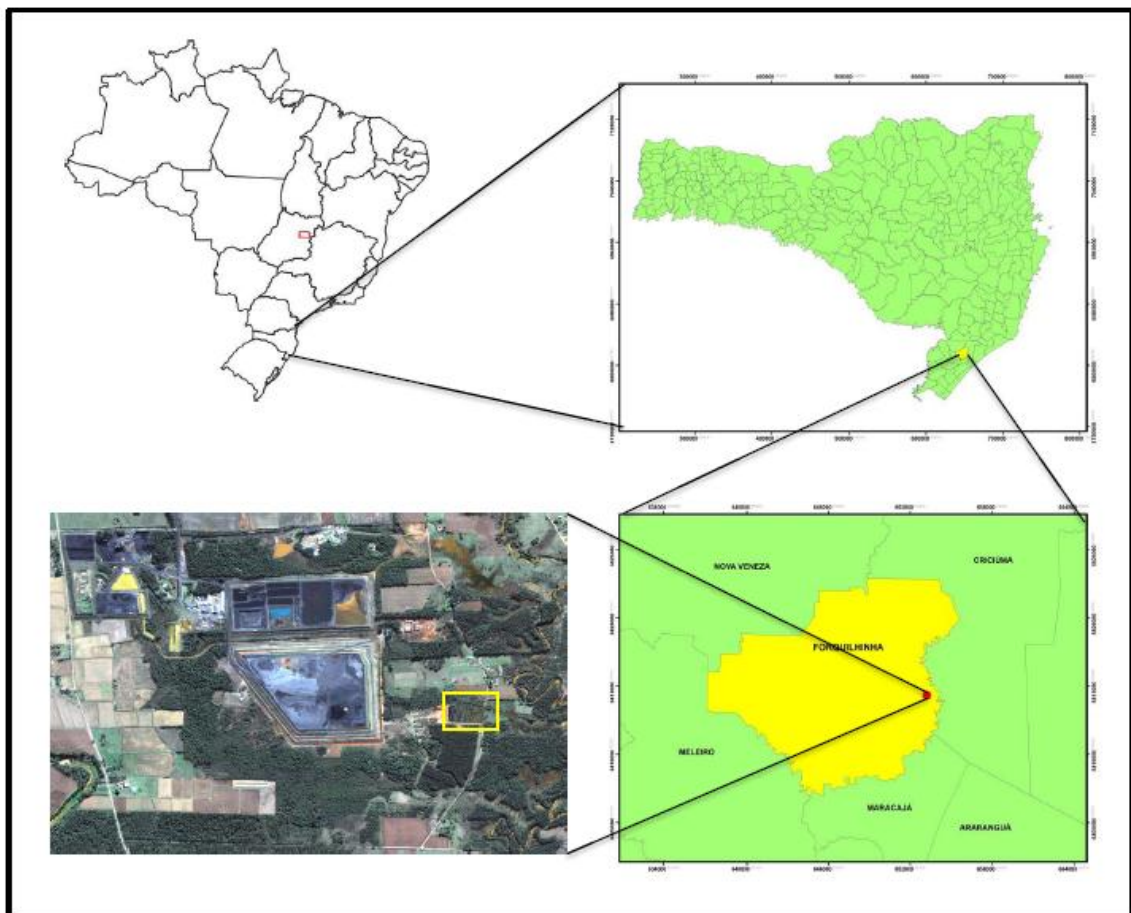
- a) Estimar a riqueza de espécies de avifauna presente em um banhado construído e nas fitofisionomias que o cercam;
- b) Relacionar a riqueza da avifauna no banhado construído e nas fitofisionomia que o cercam;
- c) Verificar a similaridade na composição da avifauna entre diferentes fitofisionomias presentes no entorno do banhado construído;
- d) Classificar a avifauna em diferentes guildas alimentares;
- e) Classificar as diferentes formas de uso e cobertura da terra existentes no entorno do banhado construído, como forma de avaliar a disponibilidade de habitats a avifauna que o habita;
- f) Elaborar um mapa de distribuição espacial das espécies de aves.
- g) Relacionar os padrões de variação na composição e riqueza de espécies de aves comparando-se os elementos representativos de cada fitofisionomia.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma S.A, coordenadas  $28^{\circ}47'19''$  S e  $49^{\circ}26'32''$  O, município de Forquilha, Santa Catarina, Brasil. A Unidade Mineraria II ocupa uma área de 135 ha, onde estão localizados dois poços, usina para beneficiamento de carvão, oficinas, refeitórios, escritórios, pátios para disposição de carvão, depósitos de rejeitos e de beneficiamento, bacias de decantação e estação para tratamento de efluentes (Fig. 1).

Figura 1 – Localização do banhado construído nos limites da Unidade Minerária II da Carbonífera Criciúma S.A ( $28^{\circ}47'19''$  S e  $49^{\circ}26'32''$  O), município de Forquilha, Santa Catarina, Brasil. A retângulo amarelo indica a posição do banhado em relação às atividades de beneficiamento da mina.



Fonte: Do autor.

O clima de acordo com a classificação climática de Köppen (1948) se enquadra no tipo Cfa, clima subtropical constantemente úmido, com verão quente e sem estação se A temperatura média anual da região varia de 17,0 a 19,3°C. A média das máximas fica entre 23,4 e 25,9°C, e das mínimas entre 12,0 a 15,1°C. A precipitação pluviométrica total anual varia de 1.220 a 1.660mm (EPAGRI-CIRAM, 2001).

A cobertura vegetal original do município de Forquilha é caracterizada pela presença da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, encontrando-se atualmente descaracterizada na maior parte, devido às áreas mineráveis, cultura de sequeiro anuais (milho, feijão, batata) e pelas grandes áreas agriculturáveis com a plantação de arroz irrigado (IBGE, 1992).

## 2.2 DESCRIÇÃO DAS FITOFISIONOMIAS

Nesse estudo foram considerados os padrões de variação na composição, riqueza e abundância de espécies de aves, comparando-se os elementos representativos do mosaico o qual é representado pelas fitofisionomias que sequeem:

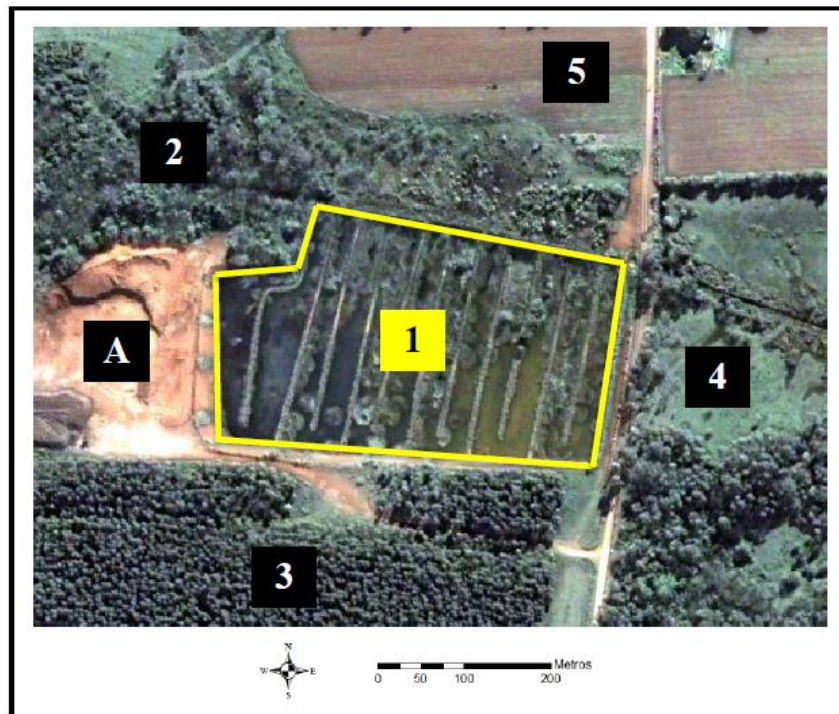
- **Wetland:** Construído em janeiro de 2007, compreende a um circuito formado por 12 chicanes instaladas para forçar a passagem do efluente por uma área de aproximadamente 32.000m<sup>2</sup> (160 x 200m), formando uma lâmina d'água com 0,30 a 0,50m de profundidade média, correspondente a um fluxo contínuo na ordem de 520.000L/hora. A cobertura vegetal que se desenvolveu espontaneamente é constituída por macrófitas aquáticas e anfíbias, principalmente de Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae e Typhaceae, entre outras;
- **Reflorestamento:** Área localizada na porção sul do *Wetland*, representado por plantio de *Eucalyptus* spp., não contendo sub-bosque embora apresentando vegetação rasteira;
- **Campo Antrópico:** Caracterizado por uma área de pastagem, estando alguns arbustos distribuídos de forma heterogênea na pastagem;
- **Área de Cultivo Agrícola:** Caracterizada por culturas de sequeiro onde se tem uma alternância ao longo do ano nos tipos vegetais cultivados;
- **Vegetação Secundaria Arbustivo-Arbórea com *Eucalyptus* spp.:** Caracterizada por uma vegetação de porte baixo (aproximadamente 6 metros de altura), estando

inseridas espécies frutíferas e algumas árvores de *Eucalyptus spp.* com aproximadamente 10 metros de altura;

- **Área de empréstimo:** Depósito de argila.

Nesse contexto, os agrupamentos de espécies ou categorias tróficas foram avaliados de acordo com o uso das diferentes fitofisionomias amostradas (Figura 2).

Figura 2 - Localização da área de estudo, onde: a área em amarelo representa a extensão do *Wetland*; a letra A representa a área de empréstimo que não foi relacionada na análise e os números representam as cinco fitofisionomias estudadas para a avaliação da conectividade dos ambientes, sendo: 1 – *Wetland*; 2 – Vegetação secundária Arbustivo-Arbórea com *Eucalyptus spp.*; 3 – Reflorestamento de *Eucalyptus spp.*; 4 - Campo Antrópico; e 5 – Área de cultivo agrícola.



Fonte: Adaptado de IPAT/UNESC, 2006.

### 2.3 METODOLOGIA DE COLETA DE DADOS

As observações da avifauna foram realizadas sazonalmente, iniciado em junho de 2011 e com término em maio de 2012, contendo dois dias de amostragem para cada estação do ano. A coleta de dados se inicializava antes do sol nascer e se mantinha até as 12h00min.

Os dados foram coletados por meio do método de listas de espécies proposto por Mackinnon (1991). Porém foram usadas listas de 10 espécies ao invés de 20, aumentando assim o número de unidades amostrais (HERZOG; KESSLER; CAHILL, 2002). Nesse método as espécies são identificadas por contato visual ou através da vocalização, sendo

dispostas em listas de 10 espécies cada, porém, uma espécie não pode aparecer mais de uma vez na mesma lista.

Esse método permite que o pesquisador caminhe ao longo de uma área e anote todas as espécies eventualmente vistas ou ouvidas, podendo parar para melhor se ater a uma espécie que ele não consiga identificar em um primeiro momento, ignorando assim as que estão ao seu redor sem que isto prejudique sua amostragem, devido ao fato de o esforço amostral das espécies serem medidos pelo número de listas efetuadas ao longo da amostragem e não pela quantidade de horas (RIBON, 2010). Foram amostradas todas as espécies vistas ou ouvidas num raio de 100 metros do observador, com estimativa de distancia associada a cada detecção (SCOTT; RALPH, 1981).

As trilhas percorridas para a amostragem foram demarcadas para que se pudesse ao longo de todo o percurso se ter uma visão panorâmica do *Wetland*. Dessa forma, foram amostrados as cinco fitofisionomias com permanência de 1 (uma) hora para cada durante o período da manhã. O ponto inicial e, portanto, o sentido da amostragem foi aleatorizado para cada dia da amostragem. Aves sobrevoando os sítios de estudo, mas não pousadas ou forrageando, foram incluídas nos registros, mas não foram incluídas nas análises que seguiram para a determinação da potencialidade da função de conectividade do *Wetland*.

Para o registro dos contatos visuais foi utilizado um binóculo Nikon 8x42 e uma máquina fotográfica digital Canon 500 mm para obter maior precisão nas observações. Os dados quantitativos expressam a frequência de uso de uma espécie em uma determinada fitofisionomia. Foram assumidos os valores absolutos de registros para a comparação entre as fitofisionomias, uma vez que o protocolo de amostragem das aves foi padronizado em todos os sítios (métodos, quantidade de hora/dia, aleatorização do ponto inicial da amostragem, números de dias e período do ano), independente da área da fitofisionomia amostrada.

Para cada indivíduo foram registrados os padrões ecológicos e os locais de observação: **V** –Vegetação Secundária Arbustiva - Arbórea; **C** – Campo Antrópico; **E** – *Eucalyptus* spp.; **W** – *Wetland*; **A** – Área de cultivo Agrícola e **SB** – Sobre-vôo que junto com a área de empréstimo não foi utilizado para a avaliação da conectividade entre os ambientes devida aos indivíduos poderem estar em rota migratória (pela altura do voo) ou estarem somente passando concomitantemente pela área, e pelo uso constante de maquinário no local que não propiciou a permanência de espécies na área, respectivamente.

Com base em Sick (2001) as espécies foram agrupadas nas seguintes guildas tróficas: CA – Carnívoros; FR – Frugívoros; GR – Granívoros; IN – Insetívoros; NE – Nectívoros; ON – Onívoros; NC – Necrófago e PI – Piscívoros.

A classificação taxonômica utilizada seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

Antes do início de cada sessão, o pesquisador efetuou o registro de acordo com suas percepções referentes às condições climáticas predominantes no momento da amostragem, tais como vento (direção, forte ou fraco), nebulosidade (percentual de cobertura de nuvens ao longo da amostragem), temperatura (frio, agradável ou quente), visibilidade (serração), que podem determinar variações na amostragem, conforme recomendações de Ribon (2010).

O mapeamento do uso e cobertura do *Wetland* e das suas fitofisionomias associadas foi realizado a partir da interpretação de imagens orbitais de alta resolução (1:30.000), com auxílio do *software* ArcGIS 9.3. Os planos de informação foram georreferenciados e projetados no sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 22S, datum SAD – 69 (South American – 1969), permitindo representar corretamente áreas e distâncias em um poligonal de 1.313 hectares.

## 2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Sendo o protocolo de coleta de dados o mesmo para todos os sítios, o número de espécies foi utilizado como medida de riqueza em cada sítio. Foi calculado, o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), baseado na abundância proporcional das espécies, considerando a riqueza das espécies. Este índice foi escolhido pela sua alta capacidade discriminante (MAGURRAN, 1988; KREBS, 1989).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Sendo que

$p_i = n_i/N$  é a proporção de indivíduos encontrado da espécie  $i$ .

Também foi calculado o Índice de Frequência nas Listas (IFL). Assim, o IFL de uma espécie foi obtido dividindo-se o número de listas de 10 espécies em que ela ocorre pelo número de listas obtido ao final do trabalho. Assumindo que, quanto mais comum for uma

espécie, mas vezes ela foi ouvida ou avistada, em mais listas ela foi registrada e maior foi sua frequência.

A suficiência amostral foi analisada através de curvas de acúmulo de espécies registradas para a matriz como um todo (levantamento de todas as fitofisionomias), como uma função do esforço medido em listas cumulativas amostradas. A adequação do esforço dos registros foram ajustados com o uso dos estimadores não paramétricos Bootstrap (estimador de riqueza baseado na incidência de espécies), Jackknife 1 (estimador de riqueza baseado na abundância “raridade”) e Chao 2 (estimador de riqueza baseado na incidência de espécies presença/ausência dos dados que quantifiquem raridade), sendo os dados foram aleatorizados 100 vezes diferentes das amostradas e com procedimentos de rarefação utilizando o pacote estatístico EstimateS 8.0. (COLWHEEL, 2009, COLWHEEL; CODDINGTON, 1994).

Foi realizada análise de componentes principais (PCA), para a verificação de grupos funcionais que mais se assemelham utilizando-se como algoritmo a frequência das espécies nas fitofisionomias durante as estações. Nesta etapa optou-se por não relacionar aquelas espécies que tiveram uma frequência inferior a 10% e aquelas superiores a 90%, demonstrando assim que a análise não sofreu nenhuma intervenção das espécies que aparecem em todas as listas e por aquelas que apareceram poucas vezes nas amostragens (raras) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG. 1974).

A análise de correspondência é adequada para dados categóricos, o que permite analisar graficamente as relações existentes entre um conjunto de dados, determinando assim o grau de associação entre as variáveis (BENZÉCRI, 1992), submeteu-se, portanto, a esta análise o número de espécies registradas nas fitofisionomias em relação às estações do ano.

Tanto as análises de diversidade, quanto a análise de componentes principais (PCA) e análise de correspondência (AC), foram calculadas utilizando-se o programa PAST versão 2.14 (HAMMER et al., 2001).

### 3 RESULTADOS E DISCUSÃO

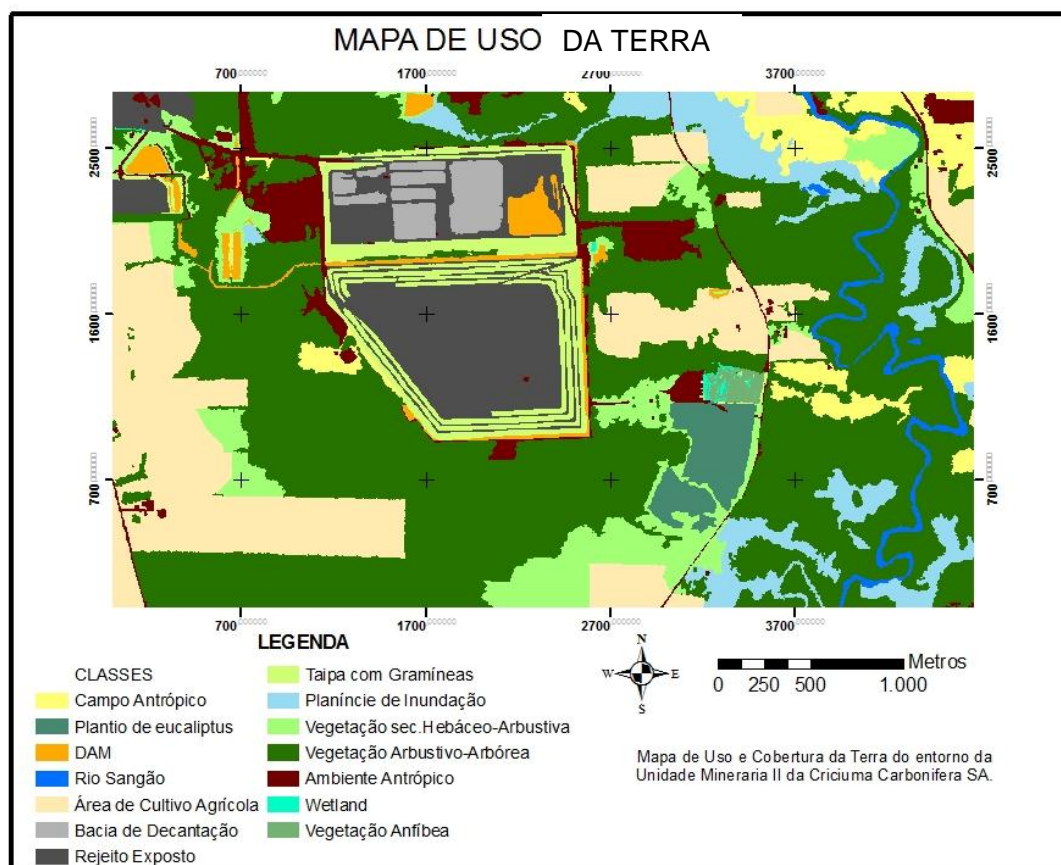
#### 3.1 ANÁLISE GLOBAL DA PAISAGEM

Ao analisarmos os usos da cobertura da terra em relação a poligonal que abrange toda unidade mineraria (1.313 hec) e o seu entorno imediato, foram identificadas 14 classes de cobertura da terra (Figura 3). Tais usos foram classificadas nas categorias a seguir detalhadas devido ao grau de ordenação como se dispuseram na matriz de modo a agrupá-las em:

- **Wetland:** Formado pela área do banhado construído e principalmente pelo substrato solúvel contido entre a vegetação anfíbia:
- **Vegetação Anfíbia:** Caracterizada espontaneamente por macrófitas aquáticas, principalmente de Poaceae, Cyperaceae, Juncaceae e Typhaceae, entre outras;
- **Plantio de *Eucalyptus* spp.:** Inclui as áreas nas quais ocorre o plantio de espécies arbóreas exóticas, especialmente *Eucalyptus* spp., não contendo sub-bosque, embora apresente vegetação rasteira;
- **Campo Antrópico:** Caracterizado por formações herbáceas (arbustos distribuídos de forma heterogênea) dominado por gramíneas que se estabelecem quando a conversão de florestas em áreas de pastagem para a criação de gado;
- **Área de Cultivo Agrícola:** Caracterizada por culturas de sequeiro (milho, feijão, fumo, mandioca) onde se tem uma mudança ao longo do ano nos tipos vegetais cultivados e também por plantios de cultura irrigada (plantio de arroz);
- **Vegetação Arbustivo-Arbórea:** Caracterizada por uma vegetação de porte baixo (aproximadamente 6 metros de altura), estando inseridas espécies frutíferas e algumas árvores esparsas de *Eucalyptus* spp.;
- **Vegetação Secundaria Herbáceo-Arbustiva:** Integrando uma vegetação brejosa, contendo densos agrupamentos de *Mimosa bimucronata* (espinho-de-maricá) característica de solos úmidos;
- **Ambiente Antrópico:** Representado por construções humanas e áreas de empréstimo (depósitos de argila);
- **Taipa com Gramíneas:** Taipas que delimitam o *wetland* e dividem as chicanes dentro do mesmo;

- **Rejeito Exposto:** Explicito nas áreas de extração, nas pilhas de rejeito e no momento em que são submetidos à decantação;
- **Bacia de Decantação:** Locais onde são submetidos os efluentes do beneficiamento do carvão;
- **Drenagem Ácida de Mina:** Presente nas bacias de decantação e nos condutores (valas) que as levam para serem tratadas pelos métodos físico-químicos e a posteriori serem realocados no ambiente;
- **Planície de Inundação:** Formada em áreas de baixada junto as margens do rio Sangão;
- **Rio Sangão:** Caracterizado pela contaminação gerada pela DAM tanto das mineradoras próximas de seu leito, mas também por ser afluente do Rio Mãe Luzia que já traz consigo a DAM, assim toda a contaminação arrecadada ao longo do percurso acaba chegando em seu tributário final o Rio Araranguá que por sua vez desemboca no Oceano Atlântico.

Figura 3 – Mapa de classes de uso e cobertura da terra do entorno da Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma SA., com suas respectivas classes de uso e cobertura da terra.



Fonte: Do autor.

A paisagem apresentou-se como matriz ocupada principalmente por vegetação arbustivo-arbórea somado a vegetação secundária herbáceo-arbustivo representando uma cobertura percentual de 51,76%, seguido pelas classes a área de cultivo agrícola (14,53%), rejeito exposto e planície de inundação (9,02% e 6,02%, respectivamente), e os demais (Tabela 1) somaram 18,67% do total da poligonal levantada para a quantificação da influência da unidade mineraria no ambiente em que esta inserida.

Tabela 1 – Representatividade das classes de cobertura do entorno da Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma S.A., expressa em hectares e em porcentagem em relação a área total da poligonal definida para o mapeamento.

<b>Classes</b>	<b>Área (Hectares)</b>	<b>Área (%)</b>
Vegetação Arbustiva-Arbórea	589	44,86
Área de Cultivo Agrícola	191	14,53
Rejeito Exposto	118	9,02
Vegetação Sec. Herbácea-Arbustiva	90,523	6,90
Planície de Inundação	79,022	6,02
Ambiente Antrópico	56,630	4,31
Taipa com Gramíneas	55,774	4,25
Campo Antrópico	40,761	3,11
Plantio de <i>Eucalyptus</i> spp.	24,685	1,88
Bacia de Decantação	23,136	1,76
Drenagem Ácida de Mina	22,729	1,73
Rio Sangão	15,572	1,19
Vegetação Anfíbia (Macrófitas)	4,442	0,34
<b>Wetland</b>	1,342	0,10

Fonte: Do autor.

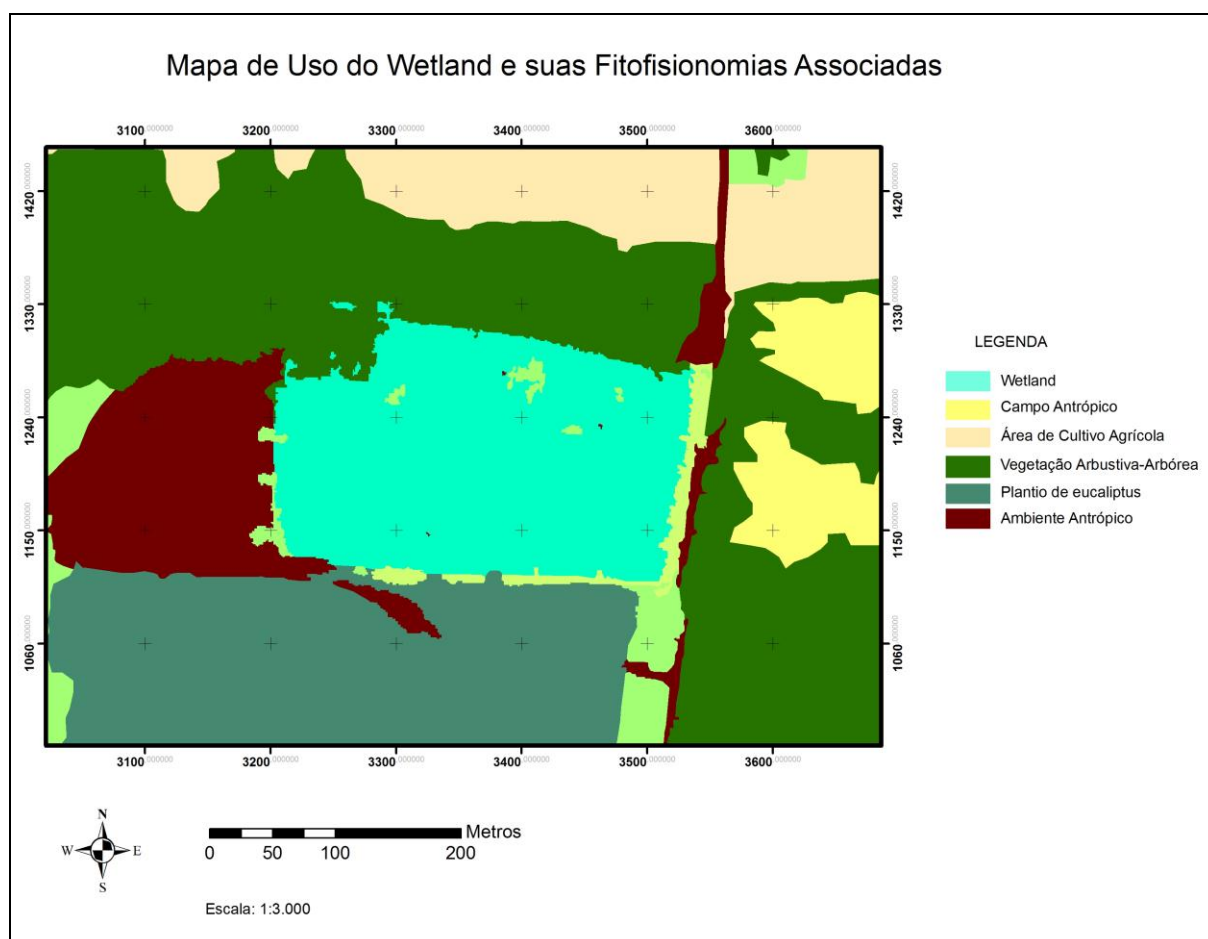
Os dados de uso da terra da matriz estudada nos dão indícios de que mesmo com a atividade de mineração presente na matriz paisagística, a grande maioria de seu entorno está tomada basicamente por vegetação secundária que pode apresentar devida a ordenação das manchas uma fonte de ligação entre elas (Figura 3). Dessa forma, embora contendo uma representação de apenas 0,5% da matriz o *wetland* e suas fitofisionomias associadas vem nos remeter a ligação entre os ambientes mesmo com a presença de rejeitos secundários da mineração. Dessa maneira, a estrutura da paisagem serve como base para o planejamento do uso da terra sobre as formações vegetais, uma vez que os padrões espaciais controlam os movimentos dos organismos e as mudanças ocorridas nesses ambientes ao longo do tempo evoluem junto com os processos ecológicos mais relevantes que influem no fluxo gênico biológico (FELIPE, 2002, OLIVEIRA, 2003).

### 3.2 ANÁLISE INTEGRADA - *WETLAND*

A composição da paisagem das cinco fitofisionomias associadas ao banhado construído apresentou-se composta por: *wetland* (13,25%); vegetação secundária (18,85%); campo antrópico (14,76%); culturas de sequeiro (22,6%) e plantio de eucaliptos (18,05%), além de área de empréstimo (12,49%), não considerada na análise.

Nesta área onde foram levantados os dados de utilização das fitofisionomias pela avifauna para a avaliação da conectividade, a paisagem se distribui de maneira heterogênea havendo uma linearização das áreas, remetendo apenas ao banhado construído e ao campo antrópico a menor percentagem de área em relação aos demais (Figura 4).

Figura 4 – Mapa de uso e cobertura da terra do entorno da Unidade Mineraria II da Carbonífera Criciúma SA., com suas respectivas classes de uso e cobertura da terra.



Fonte: Do autor.

Como resultados do esforço amostral de 151 listas foram registradas 95 espécies de aves, distribuídas em 16 ordens e 35 famílias (Tabela 2). Dentre as famílias, as mais

representativas foram Tyrannidae (13,7%), Furnariidae, Emberizidae com 6,3% e Ardeidae, Columbidae, Thraupidae e Icteridae com 5,3%, seguidas das demais que apresentaram entre uma e quatro (1,1 e 4,2%) espécies.

Tabela 2 – Lista de táxons da avifauna registrados nas diferentes fitofisionomias estudadas, com seus respectivos nomes populares, hábitat que foi registrado (W – Wetland; VS – Vegetação secundária; PE – Plantio de eucaliptos; CA – Campo antrópico; AC – Área de cultivo) e seu índice de frequência nas listas (IFL).

<b>Táxon</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>W</b>	<b>VS</b>	<b>PE</b>	<b>CA</b>	<b>AC</b>	<b>IFL (%)</b>
<b>Tinamidae Gray, 1840</b>							
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	codorna-amarela		X				1,3
<b>Anatidae Leach, 1820</b>							
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	pé-vermelho	X				X	20,9
<b>Cracidae Rafinesque, 1815</b>							
<i>Ortalis guttata</i> (Spix, 1825)	aracuã		X				5,9
<b>Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849</b>							
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá	X					1,3
<b>Ardeidae Leach, 1820</b>							
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	savacu	X			X	X	4,6
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira			X		X	1,3
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	garça-branca-grande				X		0,7
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	maria-faceira			X	X	X	15
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	garça-branca-pequena		X		X	X	11,8
<b>Threskiornithidae Poche, 1904</b>							
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	tapicuru-de-cara-pelada				X		8,5
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca					X	1,3
<b>Cathartidae Lafresnaye, 1839</b>							
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha			X			6,5
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta			X			2,6
<b>Accipitridae Vigors, 1824</b>							
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira		X	X			3,9
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó		X	X	X	X	17
<b>Falconidae Leach, 1820</b>							
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro		X	X	X		5,2
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)	chimango		X	X	X		8,5
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	acauã			X			2
<b>Rallidae Rafinesque, 1815</b>							
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	X	X		X	X	10,5
<i>Pardirallus sanguinolentus</i> (Swainson, 1837)	saracura-do-banhado	X	X			X	7,8
<b>Charadriidae Leach, 1820</b>							
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero		X	X	X	X	41,8
<b>Jacaniidae Chenu &amp; Des Murs, 1854</b>							
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	jaçanã				X		0,7

Táxon	Nome Popular	W	VS	PE	CA	AC	IFL (%)
<b>Columbidae Leach, 1820</b>							
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa		X	X	X	X	17
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	rolinha-picui	X	X		X	X	9,8
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão		X	X			12,4
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando		X	X		X	17
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu		X				1,3
<b>Cuculidae Leach, 1820</b>							
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato		X				3,3
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto		X		X	X	7,8
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	X	X	X	X	X	16,3
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci						0,7
<b>Strigidae Leach, 1820</b>							
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira			X			0,7
<b>Trochilidae Vigors, 1825</b>							
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza		X				0,7
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-de-veste-preta		X	X			1,3
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	X	X	X		X	4,6
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca		X			X	1,3
<b>Picidae Leach, 1820</b>							
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	pica-pau-anão-de-coleira		X				5,2
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo		X		X	X	17
<b>Thamnophilidae Swainson, 1824</b>							
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata		X				2
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)	matracão		X				0,7
<b>Conopophagidae Sclater &amp; Salvin, 1873</b>							
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente		X			X	2
<b>Furnariidae Gray, 1840</b>							
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	X	X	X	X	X	49
<i>Phacellodomus ferrugineigula</i> (Pelzeln, 1858)	joão-botina-do-brejo	X	X			X	17
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	curutié	X	X			X	13,1
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	X	X	X	X	X	26,8
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném	X	X	X	X	X	34,6
<i>Limnoctites rectirostris</i> (Gould, 1839)	arredio-do-gravatá	X	X				3,9
<b>Tityridae Gray, 1840</b>							
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim		X				3,9
<i>Incertae sedis</i>							
<i>Platyrrhynchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho		X				2
<b>Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907</b>							
<i>Incertae sedis</i>							
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó	X	X			X	10,5
<b>Tyrannidae Vigors, 1825</b>							
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	X	X			X	16,3
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela		X				2,6

<b>Táxon</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>W</b>	<b>VS</b>	<b>PE</b>	<b>CA</b>	<b>AC</b>	<b>IFL (%)</b>
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868	guaracava-de-bico-curto	X	X		X		3,3
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque	X	X			X	7,2
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	X	X	X	X	X	45,1
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	X		X			1,3
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado		X				1,3
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei		X	X	X	X	11,8
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	X	X	X	X	X	19
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha	X	X		X		3,9
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe	X	X	X			7,2
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-pequeno	X	X	X	X		4,6
<i>Xolmis irupero</i> (Vieillot, 1823)	noivinha		X	X			2,6
<b>Hirundinidae Rafinesque, 1815</b>							
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa				X	X	18,3
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	X	X		X	X	6,5
<b>Troglodytidae Swainson, 1831</b>							
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	X	X	X	X	X	34,6
<b>Turdidae Rafinesque, 1815</b>							
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira		X	X	X	X	24,2
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco		X		X		2
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	X	X	X	X	X	26,8
<b>Motacillidae Horsfield, 1821</b>							
<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855	caminheiro-zumbidor					X	5,2
<b>Coerebidae d'Orbigny &amp; Lafresnaye, 1838</b>							
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica		X				1,3
<b>Thraupidae Cabanis, 1847</b>							
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto		X			X	13,7
<i>Lanio cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico-rei	X		X	X		8,5
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores		X				2
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento	X	X	X	X	X	13,7
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	saíra-viúva	X	X		X		2
<b>Emberizidae Vigors, 1825</b>							
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	X	X	X	X	X	37,9
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo	X	X				2
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	X	X	X	X	X	41,2
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	tipio		X		X		2,6
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	sabiá-do-banhado	X	X	X			2
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu	X	X	X	X	X	22,2
<b>Cardinalidae Ridgway, 1901</b>							
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-do-mato-grosso		X				3,9
<b>Parulidae Wetmor et al., 1947</b>							
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita		X			X	9,8
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	X	X	X	X	X	49,7
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula		X				8,5

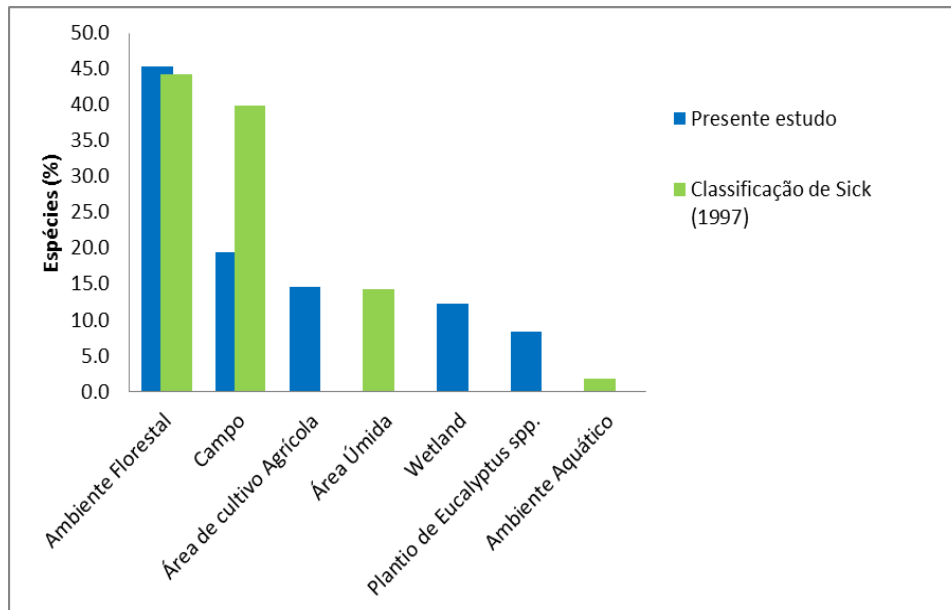
Táxon	Nome Popular	W	VS	PE	CA	AC	IFL (%)
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador		X				10,5
<b>Icteridae Vigors, 1825</b>							
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	inhapim	X	X		X		9,8
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	graúna		X	X	X	X	7,2
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	asa-de-telha	X	X	X	X	X	19
<i>Molothrus rufoaxillaris</i> Cassin, 1866	vira-bosta-picumã				X	X	1,3
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta		X			X	5,2
<b>Fringillidae Leach, 1820</b>							
<i>Sporagra magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo				X		1,3
<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	cais-cais		X				1,3
<b>Estrildidae Bonaparte, 1850</b>							
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre	X	X		X		5,9

Fonte: Do autor.

Preferencialmente as aves ocuparam com maior intensidade a vegetação secundária (45,4%), campo antrópico (19,5%), área de cultivo agrícola (14,5%), *wetland* (12,3%) e plantio de eucaliptos (8,3%), corroborando com a classificação proposta por Sick (1997) segundo o grau de dependência que as aves apresentam em relação aos habitats, sendo as que estão associadas ao ambiente florestal com 44,2%, campo (39,8%), área úmida (14,2%) e por ambiente aquático com 1,8%.

Esta justaposição (Figura 5) entre os ambientes onde as aves foram amostradas e a classificação proposta por Sick (1997) demonstra que não há espécies que dependem especialmente de áreas de cultivo agrícola ou de monoculturas, mas que as espécies que ocupam o campo antrópico (ambiente alterado) tendem a se associar a essas áreas devido a sua mobilidade e sua tolerância à deterioração do habitat (LENS et al., 2002). Entretanto, essa mobilidade pode variar entre as espécies, dependendo se os indivíduos estão solitários ou agregados a bandos, tornando-se mais móveis para a detecção e obtenção de alimento nessas condições (POULSEN, 1994).

Figura 5 – Compilação dos habitats disponíveis (representados pelas fitofisionomias amostradas) e a classificação de Sick (1997) para a preferência de habitat pelas espécies.



Fonte: Do autor.

Entre as 95 espécies registradas, 28 foram restritas a apenas um ambiente, sendo 18 na vegetação secundária, seguido de quatro espécies de campo e plantio de eucaliptos, uma para *wetland* e área de cultivo agrícola. As que ocuparam dois ambientes somaram 14 espécies, três ambientes somaram 20, quatro ambientes somaram 16 e cinco somaram 13 espécies (Tabela 2).

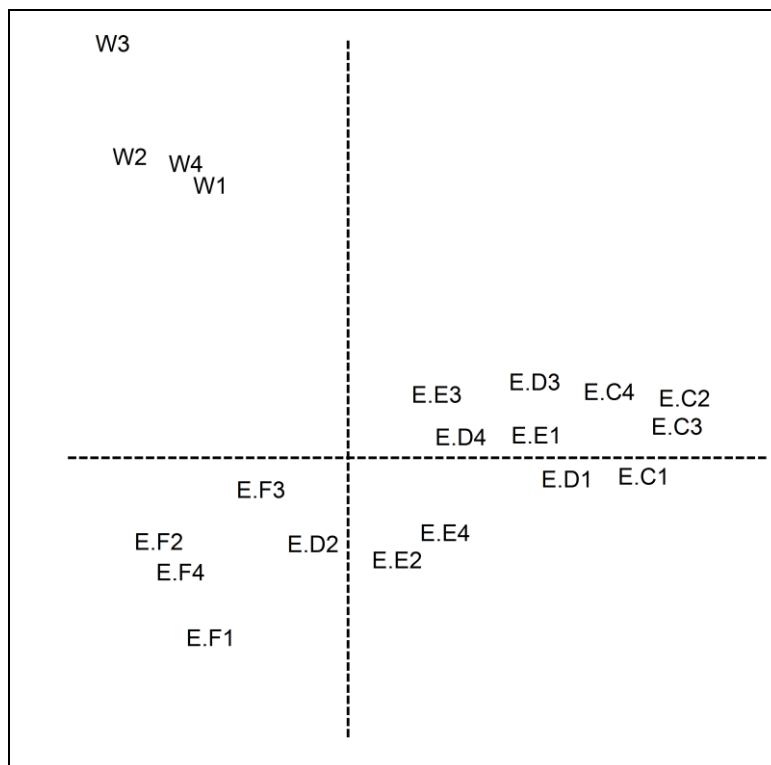
Esta relação entre espécie/ambiente demonstra que mesmo com um número elevado (29,5%) de espécies restritas a apenas um ambiente, as demais (70,5%) espécies utilizam dois ou mais ambientes para realizar suas funções vitais (e.g., forrageamento, descanso, acasalamento, reprodução), estando vinculada a utilização do *wetland* com outro(s) ambiente(s) para 51,4% das espécies, ficando comprovado que não se pode fazer generalizações de um padrão de conectividade para a avifauna, pois a conectividade funcional pode se manifestar diferentemente para cada espécie que por sua vez se distribui espacialmente de forma aleatória nos ambientes mais favoráveis a ela (APENDICE 1) (AWADE; METZGER, 2008, MARTENSEN, 2008, TAYLOR, et al., 2006).

Se analisarmos a conectividade baseada somente na estrutura da paisagem, ou seja, no arranjo espacial dos diferentes tipos de habitats (TISCHENDORF; FAHRING, 2000a, TAYLOR et al., 2006, MEDINA; VIEIRA, 2007, KINDLMANN; BUREL, 2008), podemos perceber que a vegetação secundária tem algumas áreas que a deixa conectada (Figura 3), mas em relação as outras fitofisionomias? Como elas podem estar conectadas? Junto a estas questões abordaremos a conectividade funcional que considera a resposta comportamental do organismo (e.g., preferência por determinados habitats, habilidade de

dispersão) em relação aos vários elementos da paisagem, podendo uma mesma paisagem apresentar diferentes graus de conectividade para diferentes organismos (CALABRESE; FAGAN, 2004, TISCHENDORF; FAHRING, 2000a, TAYLOR et al., 2006, MEDINA; VIEIRA, 2007, KINDLMANN; BUREL, 2008).

Dessa forma, quando atribuímos os valores de detecção das espécies e dos seus respectivos ambientes na análise de componentes principais (PCA) temos a formação de três grupos distintos, um formado pelas espécies que estão intimamente ligadas ao *wetland*, o segundo expressado por aquelas que utilizam a vegetação secundária e neste temos também associação com espécies que utilizam o plantio de eucaliptos, e, o terceiro formado pelo conjunto de espécies que utilizam o campo e também as áreas de cultivo agrícola (Figura 6). Essa disjunção entre três grupos está evidentemente vinculado a exclusão das espécies que obtiveram frequência inferior a 10% e aquelas superiores a 90%, onde se avaliou apenas espécies que realmente estão em contato direto com as fitofisionomias estudadas.

Figura 6 – Distribuição da avifauna amostrada nas cinco fitofisionomias, sendo W – *Wetland*; E.F – Vegetação Secundária; E.E – Plantio de eucaliptos; E.C – Campo Antrópico e E.D – Área de cultivo. Os números vinculados às letras representam as estações do ano, onde: 1 – Inverno; 2 – Primavera; 3 – Verão e 4 – Outono, seguindo o início da amostragem.

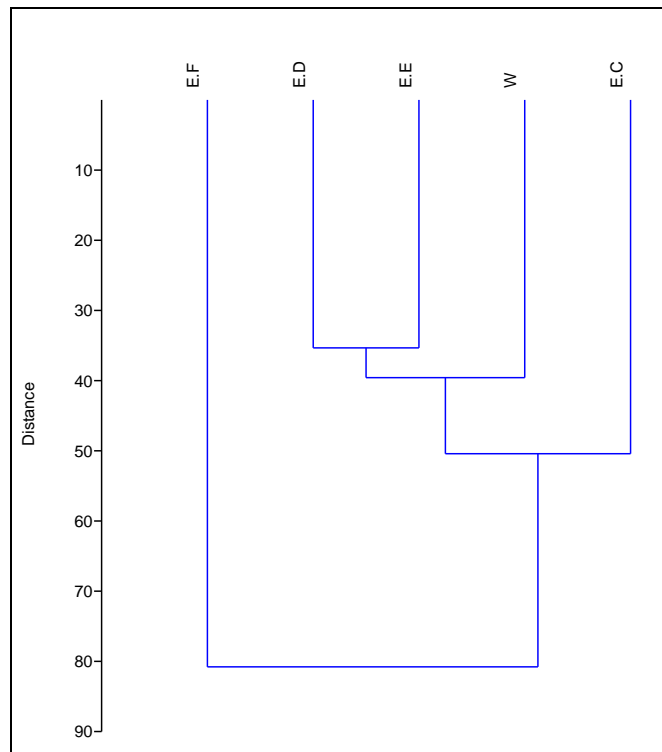


Fonte: Do autor.

A distância euclidiana entre os ambientes com base no número de registros das espécies em cada ambiente demonstrou que a maior similaridade está entre a área de cultivo

agrícola e o plantio de eucaliptos e estes com o *wetland*, tendo também similaridade com o campo antrópico, a vegetação secundária foi a que apresentou a maior dissimilaridade em relação a todas as outras fitofisionomias (Figura 7).

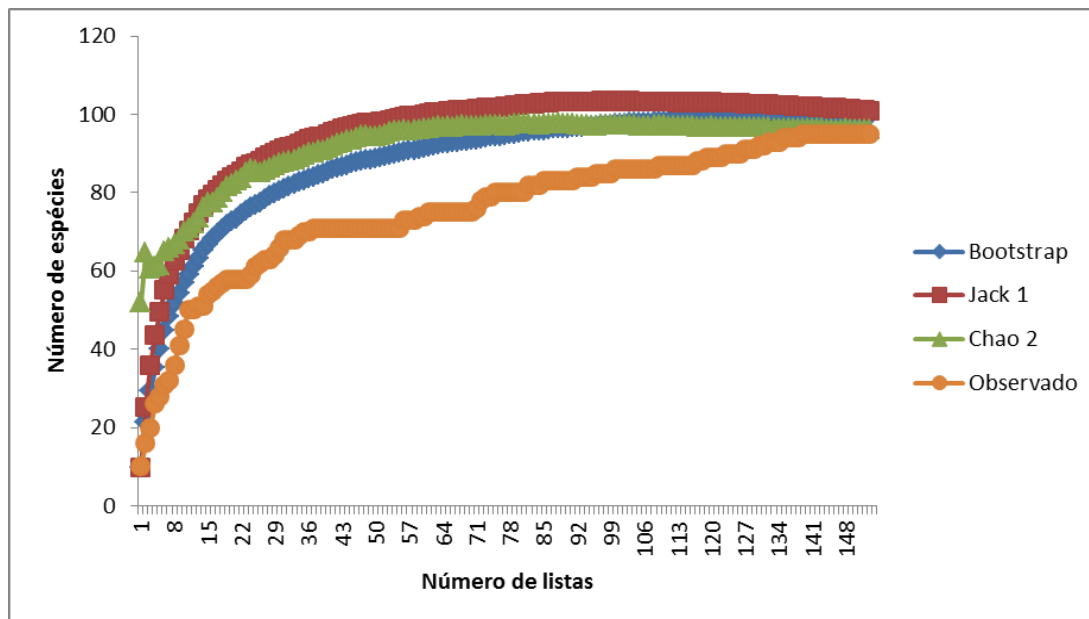
Figura 7 – Dendograma evidenciando a similaridade entre as fitofisionomias com base no número de espécies registradas sendo, W – *Wetland*; E.F – Vegetação Secundária; E.E – Plantio de eucaliptos; E.C – Campo Antrópico e E.D – Área de cultivo.



Fonte: Do autor.

A curva do coletor gerada a partir das 100 aleatorizações demonstrou que entre os estimadores escolhidos, Chao 2 que quantifica a riqueza através da presença/ausência de espécies raras revelou que 98,9% das espécies da área foram amostradas, enquanto que os estimadores Bootstrap (baseado na incidência de espécies) e Jackknife 1 (baseado na abundância das espécies) evidenciam que o esforço amostral despendido foi suficiente para registrar 95,5% e (ou) 94,1% respectivamente, das espécies num total esperado para a área segundo Bootstrap de 99 espécies e segundo Jackknife seria 101 espécies (Figura 8).

(Figura 8). Curva do coletor segundo os estimadores que expressam a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas nas cinco fitofisionomias estudadas.



Fonte: Do autor.

A curva cumulativa de espécies observada juntamente com a estimativa de riqueza gerada pelos estimadores evidencia a chegada à assíntota de estabilização por volta da lista 140 que permanece até a última lista (151) sem ocorrência de novas espécies. Relacionando a riqueza encontrada com outros trabalhos efetuados na região carbonífera, percebe-se que há uma semelhança clara com o trabalho de Vicente (2008) que relata uma riqueza de 94 espécies também em uma área de mineração de carvão no município de Siderópolis. Mas nossa riqueza se comparado aos trabalhos de Bianco (2008) e Vitto (2011) fica abaixo das riquezas registradas (135 e 145 espécies, respectivamente) devido ao tipo de ambiente em que os estudos foram efetuados (Parque Ecoturístico e Ecológico de Pedras Grandes e em um Fragmento com aproximadamente 86 ha de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas no município de Araranguá).

Mesmo observando que para a área como um todo o esforço foi suficiente para atingir a assíntota de estabilização, quando comparamos as curvas cumulativas de cada ambiente isoladamente percebemos que nestes o patamar de estabilização ainda não foi alcançado (Tabela 3). Outro ponto que deve ser discutido é o fato de que quando tomamos o valor estipulado pelos estimadores para área em geral temos uma média de 99 ( $\pm 2$ ) espécies esperadas segundo os três estimadores, sendo que destas 95 foram amostradas, agora, quando estipulamos a quantidade de espécies esperadas para cada fitofisionomia estamos assumindo que cada uma age de forma diferente das demais, tendo um número total de espécies observadas para a área de 234, dessa forma temos um número médio entre os três estimadores de 274 ( $\pm 17$ ) espécies esperadas para área. Tendo como base o número de espécies em cada

área e o número de espécies restritas para cada ambiente, o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) não demonstrou diferença significativa em relação às fitofisionomias, obtendo-se uma média de 3,468 ( $\pm 0,313$ ) para cada uma das fitofisionomias.

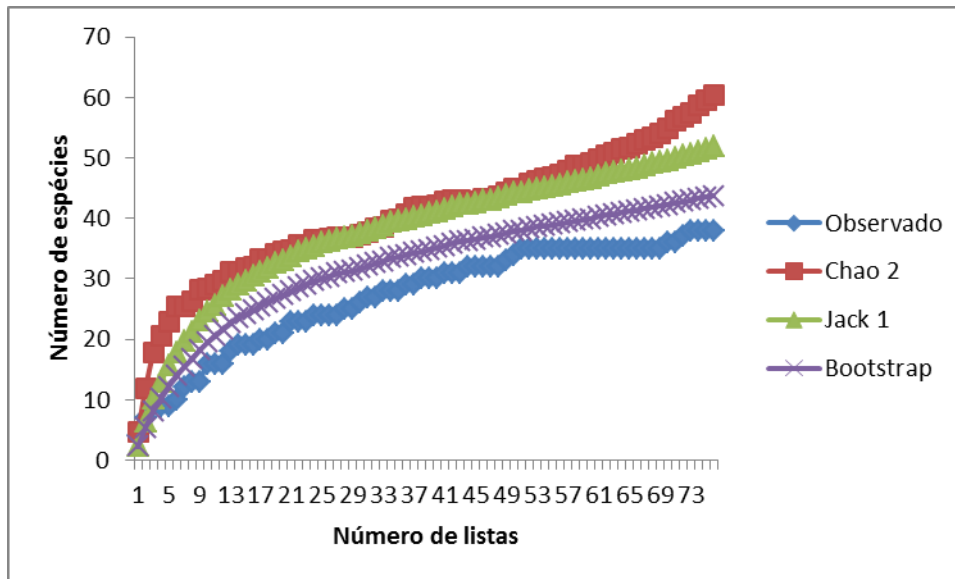
Tabela 3 – Número de espécies observado e esperado (estimadores não paramétricos Bootstrap, Jackknife (Jack) 1 e Chao 2), número de espécies exclusivas de cada ambiente e índice de Shannon ( $H'$ ).

		Vegetação Sec	Eucalipto	<i>Wetland</i>	Cultivo Agrícola	Campo Antrópico	TOTAL
N de espécies observadas		74	31	39	45	45	234
	Bootstrap	78	35	44	47	50	254
N de espécies esperadas	Jack 1	87	38	52	54	56	287
	Chao 2	83	33	61	51	52	280
N de espécies exclusivas		18	4	1	1	4	
Índice de Shannon ( $H'$ )		3,927	3,329	3,253	3,407	3,285	

Fonte: Do autor.

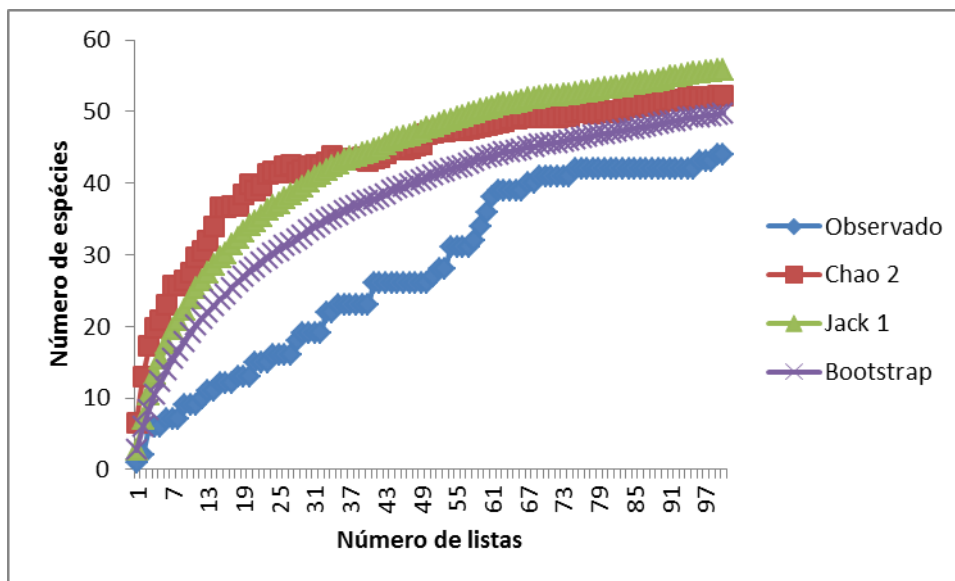
Em virtude de o levantamento faunístico ser medido pelo número de listas e estas poderem ser suficientes para demonstrar a riqueza de uma área sem estipulações de quantidades suficientes de listas (RIBON, 2010), pode-se observar que as curvas de acúmulo de espécies (Figura 8, 9, 10, 11, 12) não atingiram o patamar de estabilização quando analisamos cada fitofisionomia separadamente, mostrando uma inclinação mais acentuada no *wetland* e no campo. Isto indica que serão necessárias mais listas em cada ambiente para se atingir o número de espécies estimado para cada fitofisionomia através dos estimadores não paramétricos utilizados. A diferença entre o número de espécies esperado segundo os estimadores e o número de espécies observado é maior no *wetland* ( $13 \pm 8$ ), vegetação secundária ( $9 \pm 4$ ), campo antrópico ( $8 \pm 3$ ) e cultivo agrícola ( $6 \pm 3$ ) e menor no eucaliptal ( $4 \pm 2$ ), evidenciando que as espécies que utilizam o *wetland* ainda estão longe do total esperado para esta fitofisionomia (Tabela 3).

Figura 8 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no *wetland*.



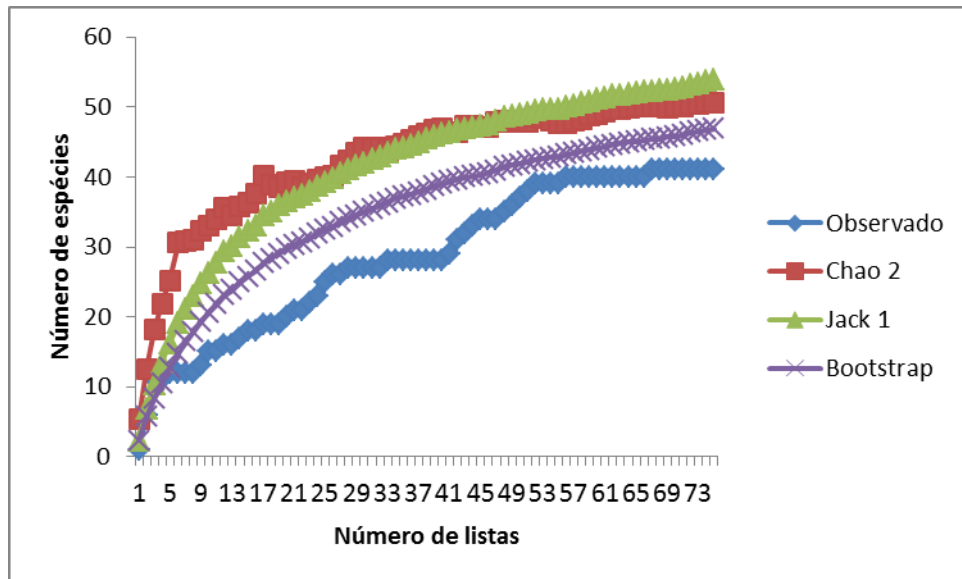
Fonte: Do autor.

Figura 10 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no Campo Antrópico.



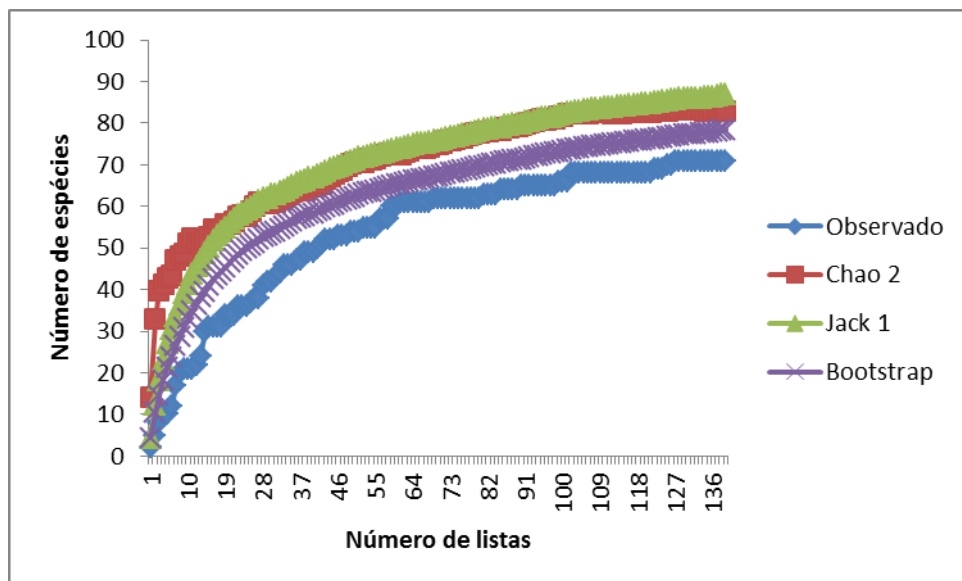
Fonte: Do autor.

Figura 11 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas na Área de cultivo agrícola.



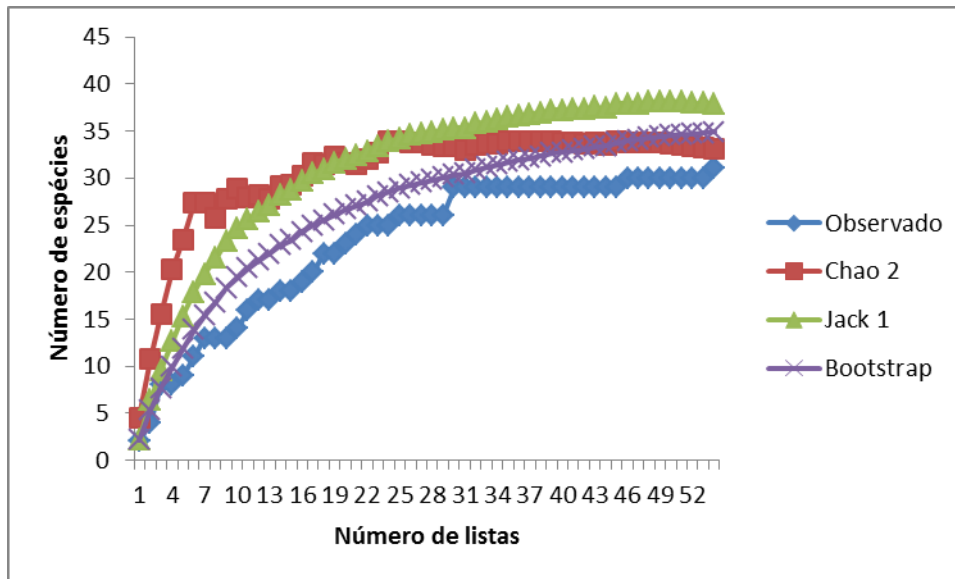
Fonte: Do autor.

Figura 12 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas na Vegetação Secundária.



Fonte: Do autor.

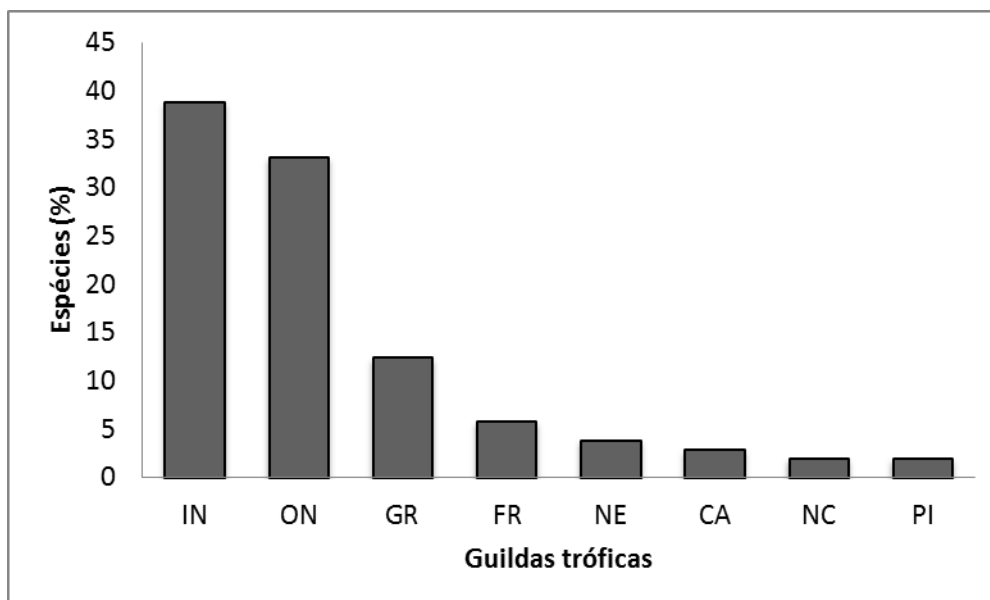
Figura 13 – Curva do coletor segundo os estimadores que melhor expressaram a relação entre o esforço amostral e o número de espécies registradas no Plantio de *Eucalyptus* spp.



Fonte: Do autor.

A estrutura trófica da avifauna observada demonstrou predomínio das espécies insetívoras com 39% do total das espécies, seguidas por onívoros (33%), granívoros (12,30%) e outras (16%) refletindo assim as inter-relações existentes entre a comunidade da avifauna e a matriz paisagística estudada (Figura 13).

Figura 14 – Distribuição das espécies de aves por guilda alimentar. Legenda: IN = Insetívoro, ON = Onívoros, GR = Granívoros, FR = Frugívoros, NE – Nectívoros, CA = Carnívoros, NC = Necrófago e PI = Piscívoros.



Fonte: Do autor.

Segundo Regalado e Silva (1997) a maior frequência de espécies insetívoras, deve-se ao fato deste grupo ser formado tanto por espécies generalistas que habitam áreas abertas, estando adaptados a ambientes degradados que os fazem explorar nichos ecológicos

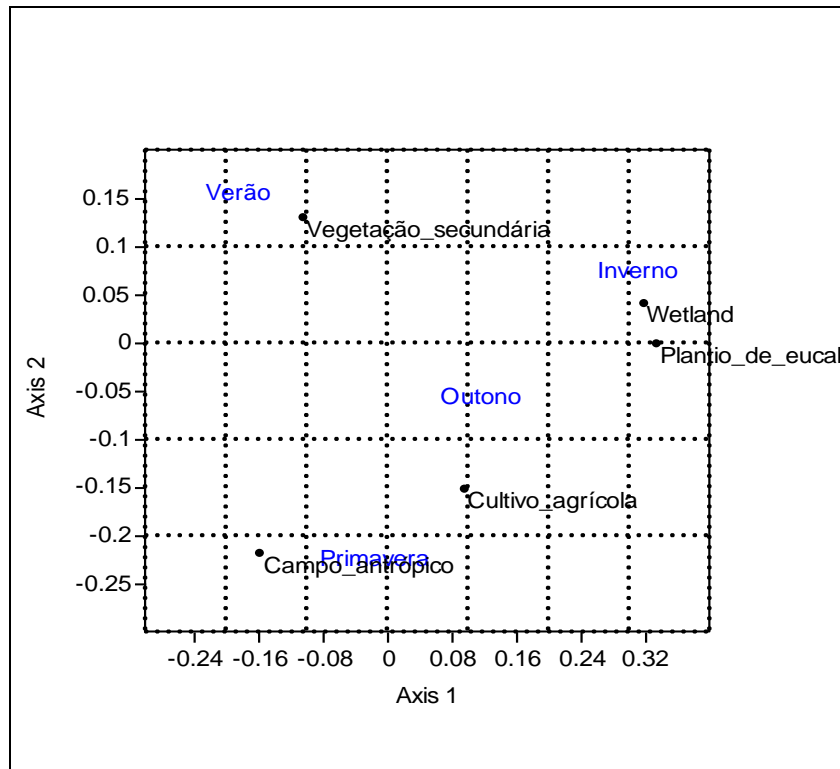
estratégicos e por espécies que ocupam apenas o interior de florestas. Por outro lado, os onívoros estão ligados diretamente a numerosas espécies, em múltiplos níveis tróficos, que respondem rapidamente a perturbações existentes na paisagem, além de estarem diretamente relacionados com os níveis de alteração antrópica (FAGAN, 1997).

De acordo com Willis (1979), as alterações ambientais podem levar a uma tendência de aumento de aves onívoras e possivelmente de insetívoras menos especializadas, com o decréscimo de frugívoras e insetívoras mais especializadas (DONATELLI et al., 2004), enquanto que para a região tropical as altas porcentagens de espécies de aves insetívoras se mantêm em um nível padrão (SICK, 1997). Willis (1979) ainda destaca que é esperada uma alta frequência de ocorrência de espécies onívoras em locais que sofreram alterações ambientais, pois a onívoros tem efeito tampão contra flutuações na disponibilidade de alimento nestes ambientes.

Estando a distribuição espacial e temporal dos organismos diretamente relacionada à distribuição dos recursos necessários à sua sobrevivência (GOSS-CUSTARD et al., 1977; RICKLEFS, 2003), a estrutura e composição das comunidades de aves sofrem mudanças quando ocorrem alterações na vegetação, no clima e na oferta de alimento, sejam elas naturais ou provocadas por atividades humanas (ALEIXO, 1999). Nesse sentido, o presente estudo e o trabalho de Vicente (2008) demonstram um padrão na distribuição das espécies de aves em áreas de mineração de carvão, pois, os dois resultados remetem aos maiores índices de agrupamento trófico as categorias que se especializam em ambientes alterados.

Sendo a estrutura e composição das comunidades de aves relacionadas às mudanças da vegetação, do clima e a oferta de alimento (ALEIXO, 1999), a análise de correspondência entre a riqueza das espécies nas fitofisionomias em relação às estações do ano, revelou a existência de associação entre o *wetland* e o plantio de eucaliptos no período de inverno, enquanto que as áreas de cultivo agrícola tiveram as espécies em uma constante tanto na primavera como no outono, já as demais (vegetação secundária e campo antrópico) tiveram relação estrita com apenas uma estação (verão e primavera, respectivamente) (Figura 14).

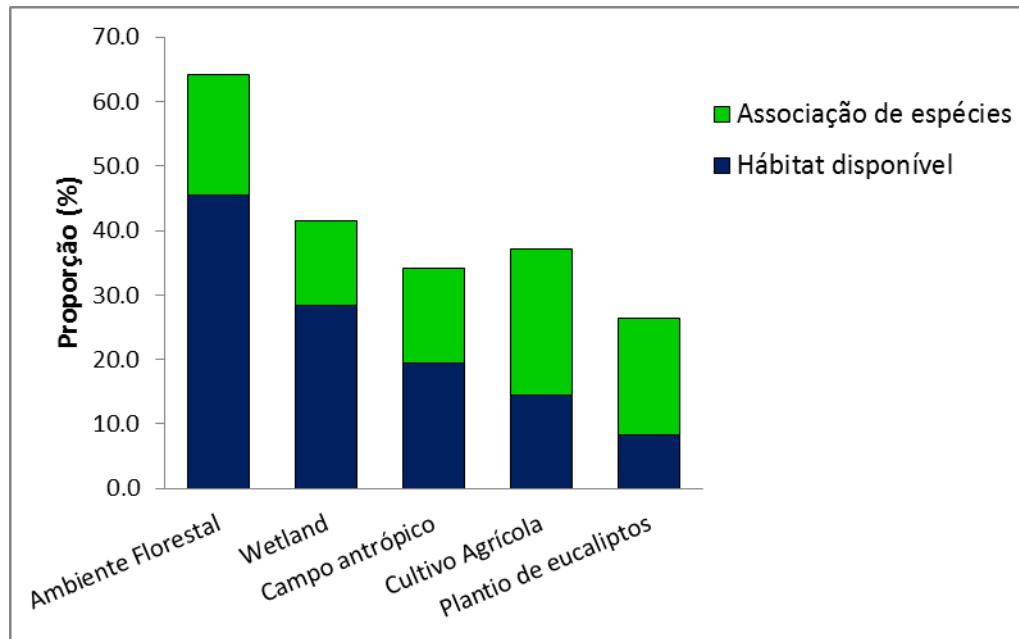
Figura 15 – Associação das espécies de aves nas fitofisionomias em relação às estações do ano.



Fonte: Do autor.

Visto que podemos ter uma variação da ocupação das espécies de aves entre as estações que as tornam mais abundantes em algumas fitofisionomias e mais raras em outras, uma outra relação que se faz pertinente mostra-nos que embora em habitats com pequenas proporções pode-se ter uma alta associação da avifauna devido às condições que estes disponibilizam para as espécies. Quando analisamos a proporção de habitats disponíveis (Figura 15), a associação de uma maior quantidade de espécies no ambiente florestal devido a sua proporção na matriz, porém os demais não seguem um padrão de associação de espécies, onde cultivo agrícola e o plantio de eucaliptos mesmo com uma pequena proporção de habitat na matriz mantém uma alta associação da avifauna em relação às fitofisionomias que dispõem de uma quantidade maior de habitat.

Figura 16 – Percentual de habitat disponível e o percentual do uso destes pela avifauna remanescente



Fonte: Do autor.

Alguns estudos (PITHER; TAYLOR, 1998, HOKIT et al., 1999, RICKETTS, 2001) demonstraram que a heterogeneidade da matriz funciona como um mosaico de unidades com diferentes graus de permeabilidade, com cada unidade oferecendo diferentes resistências ao deslocamento ou a ocorrência de diferentes espécies. Dessa forma, é necessária a inclusão da qualidade e da heterogeneidade da paisagem na distribuição e diversidade de espécies, pois, estes diferentes graus de permeabilidade influem diretamente na dinâmica das populações e nas comunidades de aves que utilizam as paisagens alteradas pela mineração de carvão e que eventualmente dependem do *wetland* para realizar suas funções vitais.

A grande maioria dos estudos com avifauna indicam que a transformação da paisagem é a maior ameaça à diversidade de espécies, mas os mecanismos que condicionam o declínio e perda de espécies e suas conseqüências para os ecossistemas ainda precisam ser esclarecidos (HARRISON; BRUNA, 1999), visto que a estrutura espacial de uma população depende, portanto, da interação entre o padrão espacial da paisagem, as características ecológicas e de dispersão dos organismos (FAHRIG; MERRIAM, 1994, FAHRIG; GREZ, 1996).

Segundo Maltchik et al., (2003) e Campbell (2006), os banhados sujeitos constituído por macrófitas aquáticas (juncais, tabuais) e nesse caso como demonstra nosso engloba-se também os banhados construídos pois, mesmo sendo em um arranjo antrópico, a sua contribuição para o ambiente quando associada a outras fitofisionomias se equivale as "áreas úmidas" naturais, onde abrigam uma diversidade espécies da fauna e flora e um alto número

de processos ecológicos. Estas características mostram que, embora pequenos, estes ambientes são utilizados pela fauna, o que contribui em muito para a manutenção dos ecossistemas associados.

## 4 CONCLUSÃO

O estudo indica que a diversidade de aves é influenciada principalmente pelo tipo de hábitat, que em parte é o resultado do grau de complexidade da estrutura das fitofisionomias apresentando uma influencia significativa na abundancia de espécies de aves que as utilizam para exercer suas funções vitais.

Quando analisamos de forma global a composição da avifauna em relação à paisagem encontramos espécies que exploram todas as fitofisionomias, assim como, outras que são restritas a um tipo específico.

A evidência da permanência da avifauna no ambiente estudado durante as estações do ano (ciclo anual) nos remete a monitorar estas espécies em um longo prazo para verificar se assim como em outros grupos de animais a contaminação pelos metais pesados esta chegando neste grupo animal tão importante para manutenção ambiental.

A avifauna agrupou-se em três agrupamentos distintos formados pelas espécies que utilizam o wetland, seguido das que exploram tanto na vegetação secundária quanto o plantio de eucaliptos e a terceira por espécies que utilizam as áreas de cultivo agrícola, o campo antrópico e parcialmente os eucaliptos.

O maior número de espécies registradas se encontra na vegetação secundária, ou seja, a maioria das espécies são insetívoras ou generalistas que possuem especificações em sua alimentação ou uma alta plasticidade para estarem em diferentes fitofisionomias, respectivamente, dessa forma as fitofisionomias que dispndem de alimentação em abundancia em pelo menos uma parte do ano é composta por vegetação secundária e as áreas de cultivo agrícola.

Os resultados revelam a importância do *wetland* como elemento de conectividade funcional, pela capacidade de atração e manutenção da avifauna que a ele se associa. Sendo comprovado que durante o ciclo anual 51,4% das espécies estão vinculadas a utilização do *wetland* com as outras fitofisionomias.

## REFERÊNCIAS

- ACCORDI, I. A.; BARCELLOS, A. Novas ocorrências e registros notáveis sobre distribuição de aves em Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 1, p. 85-93, 2008.
- AGOSTINI, J. M. S.; OTTO, P. A.; WAJNTAL, A. Chromosome damage in underground coal miners: detection by conventional cytogenetic techniques and by submitting lymphocytes of unexposed individuals to plasma from at-risk groups. **Brazilian Journal of Genetics**, Ribeirão Preto, v. 19, n. 3, p. 641-646, 1996.
- ALEIXO, A. Effects of a selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor**, California, v. 101, n. 1, p. 537-548, 1999.
- ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J. **Fontes de poluição no município de Criciúma, SC**. Porto Alegre: CPRM. Série Degradação Ambiental, v. 8, (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina – PROGESC). 1995a.
- ALEXANDRE, N. Z.; KREBS, A. S. J. **Qualidade das Águas Superficiais do município de Criciúma, SC**. Porto Alegre: CPRM. Série Recursos Hídricos, v. 6, (Programa de Informações Básicas para Gestão Territorial de Santa Catarina – PROGESC). 1995b.
- ALEXANDRE, N. Z. Diagnóstico ambiental da Região carbonífera de Santa Catarina: degradação dos recursos naturais. **Revista Tecnologia e Ambiente**, Criciúma (SC), v. 5, n.2, p.35-50, 1999.
- ALEXANDRE, N. Z. **Análise Integrada da Qualidade das Águas da Bacia do Rio Araranguá (SC)**. 2000. 300 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- AMORIM, J. F.; PIACENTINI, V. Q. Novos registros de aves raras em Santa Catarina, Sul do Brasil, incluindo os primeiros registros documentados de algumas espécies para o Estado. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Leopoldo, v. 14, n. 2, p. 145-149, 2006.
- AMORIM, J. F.; PIACENTINI, V. Q. Novas áreas de ocorrência de três Passeriformes no sul do Brasil. **Ludiana**, UFMG, v. 8, n. 1, p. 69 – 73, 2007.
- ANDRADE M. A. **Lista de campo das aves no Brasil**. Belo Horizonte: Fundação Acangauá, 1995. 40 p.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. **Oikos**, Kobenhavn, v. 71, n. 2, p. 355-366, 1994.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous BIRD species in Amazonian Forest fragments. **Biological Conservation**, Boston, v. 122, n. 2, p. 441-451, 2005.

ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M. Aves urbanas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITOLOGIA, 5., 1996. Campinas, Brasil, **Anais...** Campinas: Sociedade Brasileira de Ornitologia, 1996, p 151.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, Tasmania, v. 33, n. 7, p. 863-871, 2008.

AZEVEDO, M. A. G.; GHIZONI-JR, I. R. Novos registros de aves para o Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, Ivaiporã, v. 4, n. 126, p. 9-12, 2005.

AZEVEDO, M. A. G. Contribuição de estudos para licenciamento ambiental ao conhecimento da avifauna de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Biotemas**. Florianopolis, v. 19, n. 1, p. 93-106. 2006.

BAKKER, K. K.; NAUGLE, D. E.; HIGGINS, K. F. Incorporating landscape attributes into models for migratory grassland bird conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 4, p. 1638-1646, 2002.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. W.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, Kobenhavn v. 119, n. 6, p. 918-926, 2010.

BARBOSA, J. P.; SOARES P. S. M.; KREBS, A. S. J.; NASCIMENTO, F. M. F.; BORMA, L. S.; SANTOS, M. D. C.; POSSA, M. V.; TRINDADE, R. B. E.; MENDONÇA, R. M. G.; CASTILHOS, Z. C. **Projeto Conceitual para Recuperação Ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense**. Relatório Técnico elaborado pelo CETEM/MCT ao SIESCESC, v. 3, 2000. 58 p.

BEIER, P.; NOSS, R. F. Do hábitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, Boston, v. 12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.

BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, London, v. 86, n. 8, p. 1998-1995, 2005.

BENCKE, G. A.; BENCKE, C. More Road-killed owls and a new Record for Santa Catarina, Brazil. **Cotinga**. Sandy, v. 13, p. 69-79, 2000.

BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape**: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland e Cambridge: IUCN, 2003. 254 p.

BENZÉCRI, J. P. **Correspondence analysis handbook**. New York: Marcell Dekker, 1992, 688 p.

BIANCO, A. **Diversidade da avifauna do parque ecoturístico e ecológico de Pedras Grandes, Santa Catarina, Brasil**. 2008. 47 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2009) *The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Versão 2*. Disponível em: [http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife\\_Checklist\\_Version\\_2.zip](http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_2.zip) [xls zipped 1 MB]. Acesso em 10 de out. 2012.

BLANCO, D. E. Los humedales como habitat de aves acuaticas. In: MALVAREZ, A. I. (Ed.). **Tópicos sobre humedales Subtropicales y Templados em Sudamérica**. Montevideo: UNESCO, 1999. p. 208-217.

BROOKS, T.; KODRICK-BROWN, A. Atlantic forest extinctions. **Nature**, Philadelphia, v. 380, p. 115, 1996.

BROOKS, T.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. **Animal Conservation**, London, v. 2, p. 211-222, 1999b.

CALABRESE, J. M.; FAGAN, W. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Chihuahua, v. 2, n. 10, p. 529-536, 2004.

CAMPBELL, M. O. Urban parks as shared spaces? The utility of alert distances indicators of avian tolerance of humans in Stirling, Scotland. **Area**, San Diego, v. 38, n. 3, p. 301-311, 2006.

CARMO, M. A. M.; LACERDA, L. D. Limnologia de um brejo entre dunas em Maricá, RJ. In: LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (org) **Restingas: origens, estruturas, processos**. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 1984. p.453-458.

CBRO. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 2011. **Listas das aves do Brasil**. 10. ed. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL. **Projeto conceitual para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense**. Relatório técnico elaborado para o SIECESC. CD-ROM, 1 ed. 2001.

CHRISTIESEN, M. M.; PITTER, E. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Boston, v. 80, n.1, p. 23-32, 1997.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, London, v. 345, p. 101-118, 1994.

COLWELL, R. K. **EstimatS version 7.0**: Statistical estimation of species and shared species from samples. New York. 2004. CD-ROM.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J.; ZOCHE-DE-SOUZA, P. Absorção de metais pesados (Zn e Pb) por *Axonopus obtusifolius* (Radi) em áreas degradadas pela mineração de carvão, SC, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 1, n.5, p.765-767, 2007.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J. Fertilidade de solos em áreas de mineração de carvão na região sul de Santa Catarina. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 665-674, 2009.

COULON, A.; COSSON, J. F.; ANGIBAULT, J. M.; CARGNELUTTI, B.; GALAN, M.; MORELLET, N.; PETIT, E.; AULAGNIER, S.; HEWISON, J. M. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. **Molecular Ecology**, Canada, v. 13, n. 9, p. 2841-4850, 2004.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. *Silva Lusitana*, Oeiras, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.

CUNNINGHAM, S.; BERTI, W. R. The remediation of contaminated soils with green plants; an overview. **In vitro cellular and developmental biology-plant**, v.29, n. 4, p.207-212, 1993.

CUNNINGHAM, S. D.; LEE, C. R. **Fitorremediação: Remediação de solos e sedimentos contaminados baseada em plantas**. Programa de Pós-Graduação e Solos e Qualidade de Ecossistemas. UFRB, 1995. Disponível em: < <http://www.ufrb.edu.br/pgsolos> > Acesso em: 12 out. 2012.

DAVIDSON, C. Issues in measuring landscape fragmentation. **Wildlife Society Bulletin**, Texas, v. 26, n. 1, p. 32-227, 1998.

DAMIANI, A. P. **Metais pesados e danos ao DNA de células sanguíneas de morcegos insetívoros em áreas de mineração de carvão da Bacia Carbonífera Catarinense**. 2010. 60 p. TCC (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

D'ANGELO NETO, S.; VENTURIN, N.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; COSTA, F. A. F. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 3, p. 463-472, 1998.

D'EON, R. G.; GLENN, S. M.; PARFITT, I.; FORTIN, M. J. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. **Conservation Ecology**, Sweden, v. 6, n. 2, p. 1-10, 2002.

DE MARCO, JR, P.; LATINI, A. O. Estrutura de guildas e riqueza de espécies em uma comunidade de larvas de Anisoptera (Odonata). In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (eds) **Ecologia de Insetos Aquáticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: Séries Oecologia Brasiliensis, 1998. p.101-112.

DIAMOND, J. **Colapso**. Rio de Janeiro: Record, 2005. 685 p.

DINARDI, L. A.; FORMAGI, M. V.; CASSIANA M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, D. G.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Fitorremediação. III Fórum de Estudo Contábeis 2003, Faculdades Integradas Claretianas - Rio Claro - SP. 2003.

DONATELLI, R. J.; T. V. V. DA COSTA; C. D. FERREIRA. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.

DUARTE MAI. Poluentes Orgânicos Persistentes. Rio de Janeiro, 2002. 40 p. Monografia (Especialização) Escola Politécnica da Universidade do Brasil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

EPAGRI-CIRAM: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina, 2001. Disponível em: <<http://ciram.epagri.sc.gov.br/portal/website/>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

FAGAN, W. F. Omnivory as a stabilizing feature of natural communities. **American Naturalist**, Arizona, v. 150, n. 4, p. 554-567, 1997.

FAHRIG, L.; GREZ, A. A. Population spatial structure: human-caused landscape changes and species survival. **Revista Chilena de História Natural**, Valparaíso, v. 9, n. 1, p. 5-13, 1996.

FAHRIG, L.; PALOHEIMO, J. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, Stanford, v. 34, n. 3, p. 194-213, 1988.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology**, California, v. 66, n. 5, p. 1762-1768, 1985.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**. Boston v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JR., R. O.; LOVEJOY, T. E. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. **Science**, New York, v. 315, n. 5809, p. 238-241, 2007.

FIGUEREIDO, E. **Angústia Ecológica e o Futuro**. Lisboa: Gradiva, 1993. 112 p.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Ontario, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.

FISHER, S. G.; WELTER, J. R. Flowpatches as integrators of heterogeneity in streams and landscape. In: LOVETT, G. M.; JONES, C. G.; TURNER, M. G.; WATERS, K. C. (ed). **Ecosystem function in heterogeneous landscape**. , Springer, 2005. p. 279-309.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1986. 619 p.

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.25, n.1, p.11-17, 2002.

FREITAS, M. **Efeitos da Concentração de Zn e Mn nos Efluentes da Exploração de Carvão na atomia de Typha domingensis Pers. (TYPHACEAE)**. 2007. 138 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período de 1995 – 2000**. São Paulo, SP, 2002. 156 p.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, California, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GASTALDO, J.; VIAU, M.; BOUCHOT, M.; JOUBERT, A.; CHARVET, A.; FORAY, N. Induction and repair rate of DNA damage: A unified model for describing effects of external and internal irradiation and contamination with heavy metals. **Journal of Theoretical Biology**, Miami, v. 251. N. 1, p. 68-81, 2009.

GHIZONI-JR, I. R. Registro de *Poliophtila dumicola* (Aves: Muscicapidae, Sylviinae) no estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 17, n. 2, p. 205-208, 2004.

GHIZONI-JR, I. R.; SILVA, E. S. Registro do saí-canário *Thlypopsis sordida* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837) (Aves, Thraupidae) no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 19, n. 2, p. 81 - 82, 2006.

GIBBS, J. P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, Boston, v. 15, n. 1, p. 15-20, 2001.

GLOWACKA, I.; SOSZKA, G. J.; SOSZKA, H. Invertebrates associated with Macrophytes. In: PIECZYNSKA, E. (ed.) **Selected problems of lake littoral ecology**. Warszawskiego: Uniwersytetu Warszawskiego Press, 1976. p. 97-122.

GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest Brazil. **Conservation Biology**, Washington, v. 11, n. 1, p. 112-118, 1997.

GOMES, C. J. B. **Projeto para a recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: Relatório de atividades** – Fevereiro de 2004. Disponível em: <<http://www.siecesc.com.br/meioambiente.htm>>. Acesso em 12 de out. 2012.

GOMES, A. M. **Avifauna no entorno da Barragem do Rio São Bento, município de Siderópolis, SC**. 2011. 45 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

GOODWIN, B. J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? **Landscape Ecology**, Arizona, v. 18, n. 2, p. 687-699, 2003.

GOSS-CUSTARD, J. D.; JONES, R. E.; NEWBERY, P. E. The ecology of the wash I. Distribution on diet of wading birds (Charadrii). **Journal of Applied Ecology**, London, v. 14, n. 4, p. 681-700, 1977.

GOULD, W. D.; KAPOOR, A. Sistemas de Biorreatores para Tratamento de Drenagem Ácida de Mina. In: SEMINÁRIO TÉCNICO, 2002, Criciúma. **Anais...** Criciúma, SIECESC – CETEM/Programa para Implantação do Sistema de Gestão em Mineração de Carvão, 2002. p. 19-20.

GUO L.; YANG, J. Y.; WU, C. F. Oxidative DNA Damage Induced by Ethanol in Mouse Peripheral Leucocytes. **Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology**, Malden, v. 103, n. 3, 222-227, 2008.

GUZZI, A. Levantamento destaca importância de fragmentos remanescentes de vegetação. **Revista Uniciências**, Cuiabá, v. 3, n. 7, p. 44-49, 2004.

HAAS, C. A. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 4, p. 845-854. 1995.

HAINZENREDER, G. Biomonitoramento Ambiental De Área De Mineração De Carvão Através Do Anfíbio Anuro *Hypsiboas faber* (Wied-Neuwied, 1821). 2010, 48 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Criciúma.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, Ottawa, v. 4, n. 1, p.1-9. 2001.

HANSKI, I.; SIMBERLOFF, D. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In: HANSKI, I.; GILPIN, M. (eds), **Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations**. London, Academic Press, 1997. p. 5-26.

HARRISON, R. L. Toward a theory of inter-refuge corridor design. **Conservation Biology**, Boston, v. 6, n. 2, p. 293-295, 1992.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? **Ecography**, Copenhagen, v. 22, n. 3, p. 225-232. 1999.

HEGLUND, P. J. Foundations of Species-Environment Relations. In: SCOTT, M.; HEGLUND, P. J.; MORRISON, M. L. **Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale**. Washington: Island Press, 2002. p. 607-615.

HERZOG, S. K.; KESSLER, M.; CAHILL, T. M. Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. **Auk**, Laurence, v. 119, n. 3, p. 749-769, 2002.

HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z. JR.; MERENLENDER, A. M. **Corridor Ecology – the science and practice of linking landscape for biodiversity conservation**. Washington: Island Press, 2006. 323 p.

HOKIT, D. G.; STITH, B. M.; BRANCH, L. C. Effects of landscape structure in Florida scrub: a population perspective. **Ecological Applications**, Pasadena, v. 9, n. 1, p. 124-134, 1999.

HORBACH, R.; KUCK, L.; MARIMON, R. G.; MOREIRA, H. L.; FUCK, G. F.; MOREIRA, M. L. O.; MARIMON, M. P. C.; PIRES, J. L.; VIVIAN, O.; MARINHO, D. A.; TEIXEIRA, W. Geologia. In: **Levantamento de recursos naturais**. V. 33: Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das Folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro: SEPLAN e IBGE, 1986. p. 29-312.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed Dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, n. 1, p. 201-228, 1982.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Manuais técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 91 p.

IPAT/UNESC - Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas - Universidade do Extremo Sul Catarinense. **Estudo de Impacto Ambiental da Usina Termoeletrica Sul Catarinense, Treviso**. Relatório técnico. Criciúma, 2003. 130 p.

KAREIVA, P.; WENNERGREEN, U. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. **Nature**, London, v. 373, n.2, p. 299-302, 1995.

KINDLMANN, P.; BUREL, F. Connectivity measures: a review. **Landscape Ecology**, Arizona, v. 23, n. 8, p. 879-890, 2008.

KLINK, C. A.; MOREIRA A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (eds.) **The Cerrado of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. P. 69-88.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 479 p.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989. 654 p.

LAURANCE, S. G. W. Landscape connectivity and biological corridors. In: SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B. D.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A. M. N. (ed), **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Washington D. C: Island Press, 2004. p. 50-63.

LEFFA, D. D.; DAMIANI, A. P.; SILVA, J. da; ZOCHE, J. J.; SANTOS, C. E.dos; BOUFLEUR, L. A.; DIAS, J. F; ANDRADE, V. M. de. Evaluation of the Genotoxic Potential of the Mineral Coal Tailings Through the *Helix aspersa* (Müller, 1774). **Environmental Contamination and Toxicology**, Summerfield, v. 59, n. 1, p.1-8, 2010.

LEMOES, C. T.; TERRA, N. R. Poluição – Causas, efeitos e controle. In: SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J. A. P. (eds). **Genética toxicológica**. Porto Alegre: Alcançe, 2003. p. 117-144.

LENS, L.; VAN DONGEN, S.; NORRIS, K.; GITHIRU, M.; MATTHYSEN, E. Avian persistence in fragmented rain forest. **Science**, New York, v.298, n. 8, p. 1236-1238, 2002.

LIMA, S. L.; ZOLLNER, P. A. Anti-predatory vigilance and limits to collective detection of predatory attack: spatial and visual separation between forages. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, Bonn, v. 38, n. 6, p. 355-363, 1996.

MACKINNON, J. **Field Guide to the Birds of Java and Bali**. Java: Gadjah Mada University Press, 1991. 692 p.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Cambridge: University Press, 1988. 179 p.

MALTCHIK, L.; STENERT, C. Áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos: diretrizes para programas de conservação. **Acta Biologica Leopoldensia**, Porto Alegre, v 25, n. 1, p.15-28, 2003.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Orrega, 1983. 1100 p.

MARINE, M. A.; GARCIA, F. I. Bird conservation in Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 2, p. 665-671. 2005

MARTENSEN, A. C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat**. 2008. 160. Dissertação (mestrado em ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

MASTRANTUONO, L. Community structure of the zoobentos associated with submerged macrophytes in a eutrophic Lake Nemi (Central Italy). **Bolletino di zoologia**, Lecce, v. 53, n. 1, p. 41-47, 1986.

MAZEROLLE, M. J.; VILLARD, M. A. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. **Ecoscience**, Québec, v. 6, p. 117-124, 1999.

McCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. Dispersal of ornithochorous seeds from forest edges in Central Florida. **Vegetatio**, New York, v. 71, p. 107-112, 1987.

MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis.**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, Montrouge, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n.3, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, California, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n.1, p. 1-9, 2001.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt publishing. 1984. 1214 p.

MILLER, D.R. Chemicals in the environment. In: SHEEHAN, P. J.; MILLER, D. R.; BUTLER, G. C.; BOURDEAU, P. (eds). **Effects of Pollutants at the Ecosystem Level**. Chincester: John Wiley & Sons. Wiley, New York, 1984. p. 7-14.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS. **Avaliações e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília. Conservation International do Brasil/ Fundação SOS Mata Atlântica/ Fundação Biodiversitas/ Instituto de Pesquisas Ecológicas/ Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo/ Instituto Estadual de Florestas (MG), 2000, 40 p.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; ROBLES GIL, P.; MITTERMEIER, C. C. Hotspots. In: MITTERMEIER, R. A.; ROBLES GIL, P.; MITTERMEIER, C. G. (eds.). **Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations**. Mexico City: CEMEX, 1999. p. 39-49.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: Wiley, 1974. 547 p.

NAIMAN, R. J.; BECHTOLD, J. S.; DRAKE, D. C.; LATTERELL, J. J.; O'KEEFE, T. C.; BALIAN, E. V. Origins; patterns and importance of heterogeneity in riparian systems. In: LOVETT, G. M.; JONES, C. G.; TURNER, M. G.; WATERS, K. C. (eds). **Ecosystem function in heterogeneous landscape**. Ed Springer, 2005. p. 279-309.

NAKA, L. N.; BARNETT, J. M.; KIRWAN, G. M.; TOBIAS, J. T. ; AZEVEDO, M. A. G. New and noteworthy bird records from Santa Catarina state, Brazil. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, Washington, v .4, n. 2, p. 237-250, 2000.

NAKA, L. N.; MAZAR BARNETT, J.; KIRWAN, G. M.; TOBIAS, J. A. ; BUZZETTI, D. Records of bird species previously considered uncommon in Santa Catarina state, Brazil. **Cotinga**. Sandy, v. 16, p. 68-70, 2001.

NEGRET, A.; TAYLOR, T.; SOARES, R. C.; CAVALCANTI, R. B.; JOHNSON, C. **Aves da região geopolítica do Distrito Federal**. Brasília: Ministério do Interior – SEMA, 1984. 24 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

OLIVEIRA, D. A. **Ecologia e valoração da paisagem do entorno da cidade de Paranaguá**. Curitiba, 2003. 97 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

OLIVEIRA, M. R.; ROESER, H. M.; HORN, A. H. Concentração de metais pesados nos sedimentos de corrente no Parque Estadual do Itacolomi e arredores, MG. **Geonomos**, Pampulha, v. 13, n. 1, p. 83-90, 2005.

PACHECO, J. F.; LAPS, R. R. Notas sobre primeiros registros de seis espécies de Suboscines de Santa Catarina a partir de coleções seriadas, incluindo uma ocorrência não divulgada. **Tangara**, Managua, v. 1, p. 169-171, 2001.

PARKER, T. A. III; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. Ecological and distributional databases. In: STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A. III; MOSKOVITS, D. K. (eds), **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. Illinois: University of Chicago Press, 1996. p. 131-146.

- PE'ER, G.; SALTZ, D.; FRANK, K. Virtual Corridors for Conservation Management. **Conservation Biology**, Boston, v.19, n. 6, p. 1997-2003. 2005.
- PEIRÓ, D. F.; ALVES, R. G. Levantamento preliminar da entomofauna associada a macrófitas aquáticas da região litoral de ambientes lênticos. **Revista Uniara**, Araraquara, v. 15, n. 2, p.177-188, 2004.
- PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 3, 2001.
- PIACENTINI, V. Q.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G. Petrels, skuas and other migrant seabirds in a costal bay in Santa Catarina state, southern Brazil. **Cotinga**, Sandy, v. 24, p. 55-59, 2005.
- PIACENTINI, V. Q.; GHIZONI-JR., I. R.; AZEVEDO, M. A. G.; KIRWAN, G. M. Sobre a distribuição de aves em Santa Catarina, Brasil, parte I: registros relevantes para o estado ou inéditos para a Ilha de Santa Catarina. **Cotinga**, Sandy, v. 26, p. 25-31, 2006.
- PINTO, L. P.; BRITO, M. C. W. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds). **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional. 2005.p. 27-31.
- PITHER, J.; TAYLOR, P. D. An experimental assessment of landscape connectivity. **Oikos**, Kobenhavn, v. 83, n. 2, p. 166-174, 1998.
- POULSEN, B. O. Movements of single birds and mixedspecies flocks between isolated fragments of cloud forest in Ecuador. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Tübingen, v. 29, n. 3, p. 149-160, 1994.
- PRIMACK, R. B. **Essentials of conservation biology** (2 ed). Sinauer Associates, Sunderland MA, 1998. 260 p.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001. 328 p.
- RADFORD, J. Q.; BENNET, A. F.; CHEERS, G. J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, Boston, v. 124, p. 317-337, 2005.
- REGALADO, L. B.; SILVA, C. Utilização de aves como bioindicadoras de degradação ambiental. **Revista Brasileira de Ecologia**, Rio Claro, v. 1, p. 81-83, 2004.
- RIBEIRO, M. C. Modelos de simulação aplicados á conservação de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica brasileira. 2010. 277 p. Tese (Doutorado em ecologia) Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; DE MATTOS, G. T. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 5, p. 1827-1839, 2003.

RIBON, R. Amostragem de aves pelo método das listas de Mackinnon. In: Sandro Von Matter; Fernando Straube; Iury Accordi; Vitor Piacentini; José Flávio Cândido Jr, (Org.). **Ornitologia e Conservação**: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 1-16.

RICKETTS, D. K.; NOON, B. R.; MESLOW, E. C. Biological corridors: from, function, and efficacy. **BioScience**, Urberlândia, v. 47, n. 4, p. 677-687, 1997.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist**, Arizona, v. 158, n. 1, p. 87-99. 2001.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 5. ed., 2003. 503 p.

ROSÁRIO, L. A. **As Aves em Santa Catarina**: distribuição geográfica e meio ambiente. Florianópolis: FATMA. 1996. 326 p.

ROUGET, M.; COWLING, R. M.; LOMBARD, A. T.; KNIGHT, A. T.; KERLEY, G. I. H. Designing Large-scale Conservation Corridors for Pattern and Process. **Conservation Biology**, Boston, v. 20, n. 2, p. 549-561. 2006.

RUBES, J.; POKORNÁ, Z.; BORKOVEC, L.; URBANOVÁ, J.; STRNADOVÁ, V. Dairy cattle as a bioindicator of exposure to genotoxic substances in a heavily polluted area in Northern Bohemia. **Mutation Research**, Lyon, v. 391, n.1, p. 57-70, 1997.

RUPP, A. E.; BRANDT, C. S.; FINK, D.; THOM-E-SILVA, G.; LAPS, R. R.; ZIMMERMANN, C. E. Registros de Caprimulgiformes e a primeira ocorrência de *Caprimulgus sericocaudatus* (bacurau-rabo-de-seda) no Estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 15, n.4, p. 605-608, 2007.

RUPP, A. E.; BRANDT, C. S.; FINK, D.; THOM-E-SILVA, G.; LAPS, R. R.; ZIMMERMANN, C. E. Novas espécies de aves para o Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 3, p. 163-168, 2008.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, New York, v. 287, n. 1, p. 1770-1774, 2000.

SAMPAIO, C. H. **Beneficiamento do carvão**. In: Meio ambiente e carvão. Porto Alegre: FEPAM. 2002.

SANTOS, M. B. L.; ROCHA, L. A.; MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA F. A. R. Diversidade e abundância da fauna bentônica de cinco lagoas do karste do planalto de Lagoa Santa, Minas Gerais. In: Nessimian, J. L.; Carvalho, A. L.(eds) **Ecologia de Insetos Aquáticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: Séries Oecologia Brasiliensis, 1998. p.77-89.

- SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor sensinode 2.2.: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, Canberra, v. 24, n. 1, p.135-139. 2009.
- SCHNEIDER, C. H. **Controle da drenagem ácida de mina na mineração de carvão de Santa Catarina: caso da mina UM II – Verdinho**. 2006. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- SCOTT, T. M.; RALPH, C. J. Estimating birds: Introduction. In: RALPH, C. J.; SCOTT, J. M. (ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds: studies in avian biology**. Kansas: Allen Press, 1981. p. 1-2.
- SDM - **Bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina: Diagnóstico geral**. Secretária do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Florianópolis, Santa Catarina, 1997. 163 p.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 862 p.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira: uma introdução**. Brasília: Nova Fronteira, 2001. 914 p.
- SIECESC – Sindicato da Indústria da Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina. 2011. Disponível em: <<http://www.siecesc.com.br/>>. Acesso em: 12 out. 2012.
- SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. M. Status of the Biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Washington: Cabs e Island Press, 2003. p. 43-59.
- SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Biogeography**, Ontario, v. 13, n. 1, p. 85-92, 2004.
- SILVERA, A. N.; SILVA, R.D.R. e RUBIO, J; **Técnicas para tratamento e aproveitamento de águas ácidas residuais da mineração de carvão**. III Workshop em Gestão e Reuso de Água na Indústria. Florianópolis. 2007. Disponível em: <[http://www6.ufrgs.br/ltm/attachments/185\\_Tecnicasdam.pdf](http://www6.ufrgs.br/ltm/attachments/185_Tecnicasdam.pdf)>. Acesso em: 12 out. 2012.
- SKOUSEN, J. G.; ZIENKIEWICZ, P. F. **Acid Mine Drainage Control and Treatment**. 2 ed. Morgantown: West Virginia, 1996, 361p.
- SOARES, E. R. Cinza e carbonato de cálcio na mitigação de drenagem ácida em estéril de mineração de carvão. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, Viçosa , v. 30, n. 1, 2006 .
- SODHI, N. S.; BROOK, B. W.; BRADSHAW, C. A. J. Causes and consequences of species extinctions. In: LEVIN, S. A. (ed), **Princeton Guide to Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 2009. p. 514-520.
- SRÁM, R. J.; HOLÁ, N.; KOTESOVE, F.; V'ÁVRA, R. Chromosomal abnormalities in soft coal open-cast mining workers. **Mutation Research**, Lyon, v. 144, n. 3, p. 271-275, 1985.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD Jr, R. O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, California, v 76, n. 6, p. 2429-2445, 1995.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A. III; MOSKOVITS, D. K. **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. Illinois: University of Chicago Press, 1996. 481 p.

STRINGARI, R. B. **Avifauna de sub-bosque de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Mata Paludosa) no sul de Santa Catarina**. 2011. 38 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, Kobenhavn, v. 68, n. 2, p. 571- 573, 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K.A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (eds), **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. p. 29-43.

TISCHENDORF, L; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, Kobenhavn, v. 90, n. 1, p. 7-19, 2000a.

TISCHENDORF, L; FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? **Landscape Ecology**, Arizona, v. 15, n. 2, p. 633 – 641, 2000b.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 53, n. 1, p. 103-111, 1993.

TURNER, M. G. Landscape ecology: What is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, New York, v. 36, n. 1, p. 319-344, 2005.

VASAS, V.; MAGURA, T.; JORDÁN, F.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. **Landscape Ecology**, Arizona, v. 24, n. 5, p. 581-586, 2009.

VICENTE, R. **Avifauna e dispersão de sementes com uso de poleiros artificiais em áreas reabilitadas após mineração de carvão a céu aberto, Siderópolis, sul de Santa Catarina**. 2008. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

VILES, R. L.; ROSIER, D. J. How to use roads in the creation of greenways: Case studies in three New Zealand Landscape. **Landscape and Urban Planning**, San Diego, v. 55, n. 1, p. 15-27, 2001.

VINHOLES, A. R. **Avifauna E Fenologia Da Frutificação Em Fragmento Urbano De Floresta Ombrófila Densa Submontana, Criciúma, Santa Catarina**. 2010. 96 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

- VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human Domination of Erath's Ecosystems. **Science**, New York, v. 277, n. 3, p. 494-499, 1997.
- VITTO, J. A. B. **Avifauna de um remanescente da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, no sul de Santa Catarina**. 2011. 34 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.
- WARD, J. V. **Aquatic Insect Ecology**. New York: Wiley & Sons, 1992. 456 p.
- WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- WITH, K. A.; KING, A. W. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. **Landscape Ecology**, Arizona, v. 14, n. 1, p. 73 – 82, 1999.
- WU, J.; HOBBS, R. J. **Key topics in landscape ecology**. New York: Cambridge University Press, 2007. 315 p.
- ZOCHE, J. J. Metais pesados (Fe, Mn e Zn) no solo construído e na vegetação das antigas bacias de decantação do lavados de Capivari, Capivari de Baixo, SC. In: SIMPÓSIO NACIONAL E CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 6., 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBRADE, 2005. p.117-124.
- ZOCHE, J. J. Efeitos da mineração de carvão sobre a comunidade de morcegos no sul de Santa Catarina: A presença de metais pesados e a ocorrência de danos celulares. In: CONGRESSO NACIONAL DE MASTOZOLOGIA, 4., 2008, São Lourenço, MG. **Anais...** São Lourenço, MG: 2008. p. 1-10.
- ZOCHE, J. J.; FEITAS, M; QUADROS, K. E. Concentração de Zn e Mn nos Efluentes do Beneficiamento de Cavão Mineral em *Typha domingensis* PERS (TYPHACEAE). **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.1, p.177-188, 2010a.
- ZOCHE, J. J.; LEFFA, D. D.; DAMIANI, A. P.; CARVALHO, F.; MENDONÇA, R. A.; SANTOS, C. E. I.; BOUFLEUR, L. A.; DIAS, F. J.; ANDRADE, V. M. Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental Research**, California, v.110, n.3, p. 684-691,2010b.
- ZOCHE-DE-SOUZA, P., COSTA, S., ZOCHE, J. J. Baccharis trimera Less. DC. como indicadora da recuperação de áreas mineradas de carvão. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 702-704, 2007.
- ZOLLNER, P. A.; LIMA, S. L. Search strategies for landscape-level inter-patch movements. **Ecology**, London ,v. 80, n 8, p. 1019-103, 1999.
- ZOLLNER, P. A. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. **Landscape Ecology**, Arizona, v. 15, n. 6, p. 523 – 533, 2000.

## APENDICE 1

Mapas com a distribuição espacial das espécies de aves nas fitofisionomias estudadas.

