

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica
para conservação de aves em ambientes antrópicos**

Daniela Tomasio Apolinario da Luz

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

**Daniela Tomasio Apolinario da Luz
Engenheira Florestal**

**Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para
conservação de aves em ambientes antrópicos**

Orientador:
Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2013**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Luz, Daniela Tomasio Apolinario da
Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para
conservação de aves em ambientes antrópicos / Daniela Tomasio Apolinario da
Luz.- - Piracicaba, 2013.
159 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Isótopos estáveis 2. Matriz agrícola 3. Dinâmica da paisagem 4. Uso de habitat
I. Título

CDD 634.94
L979e

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

Dedico este trabalho...

À Deus, à minha família que eu amo tanto e ao Claudio (amor da minha vida). Sem vocês, nada disso teria sido possível.

AGRADECIMENTOS

Sem dúvida nenhuma, este é o momento mais difícil do meu trabalho. Tenho este espaço para agradecer a TODOS que colaboraram de alguma forma para que este projeto pudesse ser concluído. O problema é que TODOS são muitas pessoas! Sei que o que vou falar aqui não é nada perto da ajuda que recebi e também sei que dificilmente conseguirei retribuir tudo aquilo que vocês fizeram por mim e por este trabalho. Por isso, tenho medo de não conseguir expressar tudo o que sinto. Porém, quero que saibam que, mesmo em poucas palavras, eu sou extremamente grata a todos que de alguma forma me ajudaram a chegar até aqui! Não importa se foi colocando a “mão na massa” ou simplesmente com uma palavra de carinho e motivação... Eu jamais esquecerei o que vocês fizeram por mim e por este trabalho! E é por isso, que eu começo agradecendo a Ele, que colocou vocês no meu caminho e permitiu que tudo isso fosse possível. Obrigado Senhor, por todas as graças recebidas!

E como não agradecer as pessoas mais importantes da minha vida?! À minha família: meus pais Claudio e Tereza e minha irmã, Juliana. Obrigada pela confiança, por acreditarem em mim! Por todo apoio, pelo suporte e estímulo, mas principalmente, pela preocupação, pelo amor, carinho, dedicação e por torcerem sempre pela minha felicidade e zelarem pelo meu bem-estar. Serei eternamente grata! Amo vocês!

Ao meu noivo Claudio, tenho muito a falar, mas simplifico aqui dizendo que me surpreendo a cada dia com a sua capacidade de compreender, respeitar e amar. Tenho cada vez mais a certeza de que escolhi a pessoa certa, que chegou para completar a minha vida! Nesse período tivemos a certeza de que “amar e respeitar, na alegria e na tristeza, na saúde e na doença por todos os dias de nossas vidas” é exatamente aquilo que queremos e que sabemos fazer um para com o outro. À você, meu amor, agradecerei sempre!

À minha orientadora, Prof^ª Katia Ferraz, pelo incentivo, apoio e por ter confiado no meu trabalho! Por acreditar que eu conseguiria, quando nem mesmo eu acreditava. Obrigada pelo acolhimento e pelo constante aprendizado! Agradeço igualmente ao Prof. Wesley R. Silva, que sempre se mostrou disposto a colaborar. Que me ajudou muito em diversas etapas, especialmente no delineamento do estudo. Obrigada pelo acolhimento e pela confiança depositada!

Agradeço ao Laboratório de Ecologia Isotópica e ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura, em especial aos funcionários Toninha e Geraldo, pelo acolhimento, suporte e auxílio na análise isotópica das minhas amostras. Deixo aqui também, meus sinceros agradecimentos ao Prof. Marcelo Z. Moreira, por estar sempre disponível e por ajudar mesmo quando eu não pedia! Pela paciência e dedicação a mim e ao meu trabalho. Muito obrigada!

À Prof^a Érica Hasui, pela prontidão em ajudar! Pela disposição, paciência e dedicação. Muito obrigada por colaborar conosco nesta etapa tão difícil que é a análise estatística!

Agradeço imensamente à Vanessa C. de Oliveira, sem a qual, este trabalho jamais teria se concretizado. Obrigada por toda a ajuda, por dividir o peso do campo comigo, por me ajudar na confecção dos lanches, pelo incentivo, pelas palavras amigas e acolhedoras, mas obrigada principalmente, por me levantar, quando achei que não conseguiria mais. Você foi um anjo que Deus colocou no meu caminho para possibilitar que eu cumprisse mais esta etapa em minha vida. Obrigada!

À todos aqueles que me ajudaram no campo! Pela disposição em acordar cedo, pela vontade de aprender, pelo esforço, pelas conversas e trocas de experiência, pelas risadas, por aturarem os pernilongos, o frio e o calor. Obrigada vocês, que dispuseram pelo menos um dia de suas vidas para me ajudar neste trabalho: Vanessa, Alex, João Carlos (Q'lingüiça), Ana Beatriz (Só-breja), Paula Costa, Cristiane (Tita), Ivan, Bruna (Tirô), Luana (Skuna), Ricieri, Gabriele Valadão, Nikolas, Mariana (Koxonét), Carina (Flãboiã), Renata, Daiane, Julia Paiva, Renan Bonança, Rafael Souza, Yuri Ribeiro, Claudio, Érica, Katia Ferraz, Fernanda, João Menezes (K-léd), Ricardo (Xau-lim), Flávia (Farofa), Lara (Jãgada), Cecília, João, Ruan, Vega, Pedro Tavares e Tatiana.

Agradeço especialmente aos amigos Alex, João Carlos e Ana Beatriz, que não mediram forças para me ajudarem no campo. Que se esforçaram muito pra me ajudar quando eu mais precisava. Obrigada pela disponibilidade, por todo o empenho, pela pró-atividade e pela incessante vontade de aprender cada vez mais! Obrigada pelo interesse, pelas palavras de motivação, pelas piadas... obrigada por tudo!

Ao Eduardo Alexandrino, pelo incentivo, apoio, pela frequente troca de experiência e conhecimento, por me ajudar na escolha dos pontos de amostragem e na abertura das trilhas. Ao Marcelo Magioli, por estar sempre disposto a ajudar, por

disponibilizar todo o material que encontrava (você não sabe o quanto isso me ajudou!), pelas trocas de informação e pelas frequentes conversas sobre isótopos. Ao André Guaraldo, meus sinceros agradecimentos pela ajuda que me deu no início do meu trabalho. À vocês agradeço muito pela prontidão e disposição em colaborar sempre!

Ao Prof. Silvio Ferraz, à Carla Cassiano e ao Yuri Forte, por me ajudarem com a interpretação dos mapas e análise da paisagem, por estarem sempre dispostos a ajudar e por fazerem isso com toda a paciência e disposição.

À todos do GEPEIA, meus sinceros agradecimentos pela ajuda despendida.

Agradeço a CAPES/CNPQ pelos quatro meses iniciais de bolsa e então, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro a esta pesquisa (Procs. Nos. 2011/06782-5, 2011/04046-0).

Ao Laboratório de Métodos Quantitativos pelo acolhimento e suporte no desenvolvimento deste trabalho, em especial ao Jefferson L. Polizel, pelo companheirismo e eterna disposição em ajudar a todos sempre que precisamos. Aos amigos: Érica, Maísa, Lu, Déa, Sá, Mariana (Koxonét), Isa, Cá, Marcelo, Eduardo, Alex, Elson, Edgar, Eric, André, Matheus, Mauro, dona Miriam e todos que, de um jeito ou de outro possibilitaram que tudo isso pudesse ser concretizado!

À ESALQ e, principalmente, ao Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais e ao Departamento de Ciências Florestais, também pelo acolhimento e suporte. Agradeço especialmente à Catarina e à Giovana pela paciência e apoio.

E aos amigos, que sempre estiveram por perto: Flã, Koxô, Jãgs, Farofa, Xau, Érica, Maísa, Lu. Obrigada pelo abraço, carinho e amizade!

E o que mais posso dizer a vocês? OBRIGADA!

*"Precisamos dar um
sentido humano às
nossas construções. E,
quando o amor ao
dinheiro, ao sucesso nos
estiver deixando cegos,
saibamos fazer pausas
para olhar os lírios do
campo e as aves do céu".
(Érico Veríssimo)*

SUMÁRIO

RESUMO.....	13
ABSTRACT	15
1 INTRODUÇÃO.....	17
Referências	20
2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE AVES EM REMANESCENTES FLORESTAIS EM PAISAGEM AGRÍCOLA.....	25
Resumo.....	25
Abstract.....	26
2.1 Introdução	26
2.2 Material e Métodos.....	29
2.2.1 Área de estudo	29
2.2.2 Delineamento amostral.....	32
2.2.3 Coleta de dados de avifauna	39
2.2.4 Análise de dados	39
2.3 Resultados	40
2.4 Discussão.....	54
2.5 Conclusões	61
Referências	61
3 ECOLOGIA ISOTÓPICA DA COMUNIDADE DE AVES	69
Resumo.....	69
Abstract.....	69
3.1 Introdução	70
3.2 Material e Métodos.....	73
3.2.1 Área de estudo	73
3.2.2 Delineamento amostral.....	76
3.2.3 Coleta de dados de avifauna	83
3.2.4 Análise isotópica.....	84
3.2.5 Análise de dados	84
3.3 Resultados	85
3.4 Discussão.....	91
3.5 Conclusões	94
Referências	95

4	A ESTRUTURA E DINÂMICA DA PAISAGEM INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DA DIETA DE AVES?.....	103
	Resumo	103
	Abstract.....	104
4.1	Introdução.....	104
4.2	Material e Métodos	106
4.2.1	Área de estudo.....	106
4.2.2	Delineamento amostral	109
4.2.3	Coleta de dados de avifauna.....	116
4.2.4	Análise isotópica	117
4.2.5	Análise de dados.....	118
4.3	Resultados.....	123
4.4	Discussão	125
4.5	Conclusões.....	129
	Referências.....	129
	ANEXOS.....	137

RESUMO

Ecologia trófica em matrizes agrícolas: uso da ferramenta isotópica para conservação de aves em ambientes antrópicos

A indicação do consumo de itens alimentares provenientes de plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 pela comunidade de aves pode contribuir na determinação do potencial de resiliência de remanescentes florestais em paisagens agrícolas. O presente estudo buscou avaliar a composição da dieta da comunidade de aves situadas em fragmentos florestais inseridos em paisagem agrícola da bacia do rio Corumbataí, SP, através do uso da ferramenta de isótopos estáveis. Oito remanescentes florestais foram selecionados a partir da análise da idade dos remanescentes, sendo quatro antigos (33 e 49 anos) e quatro recentes (3 e 11 anos), dispostos em igual proporção em unidades amostrais (16 km²), com pelo menos 70% de ocupação pela matriz (pasto ou cana-de-açúcar) e 10% de mata. Foram realizadas 12 repetições em cada remanescente, totalizando 96 coletas. Uma sequência de cinco redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), foi alocada na área nuclear de cada remanescente, permanecendo abertas por um período contínuo de quatro horas, a partir das primeiras horas da manhã, vistoriadas a cada 30 minutos. Amostras de penas foram coletadas para análise isotópica. 33 espécies foram analisadas isotopicamente. A porcentagem de C_3 encontrada nos indivíduos de 11 espécies foi relacionada às métricas da paisagem (porcentagem de cana e pasto e porcentagem de mata ou área nuclear, taxa anual de mudança, perfil da curva de mudança florestal e idade média). 81 espécies pertencentes a 27 famílias foram identificadas em 979 capturas. As mais frequentemente capturadas no período foram *B. hypoleucus* (84,38%), *A. galeata* (83,33%) e *P. mystaceus* (71,88%). Não houve diferença estatística entre riqueza em comunidades situadas em pasto e cana ou entre remanescentes antigos e recentes. A similaridade entre as comunidades presentes em matrizes de pasto e cana foi de 50,62%, sendo de 48,15% comparando-se remanescentes florestais antigos e recentes. As análises isotópicas das 33 espécies evidenciaram diferenças no uso de recursos provenientes de plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 . 78,79% das espécies possuíam uma dieta média com mais de 70% de sua alimentação baseada exclusivamente no consumo de itens C_3 , 21,21% consumidoras de C_3 e C_4 e nenhuma espécie com média predominantemente de itens C_4 . A análise individual, porém, mostrou indivíduos de *T. fuliginosus* e *B. flaveolus* com predomínio de C_4 em sua dieta. Dentre as 11 espécies, seis (*A. galeata*, *A. flavirostris*, *B. flaveolus*, *L. euleri*, *T. coronatus* e *T. leucomelas*) mostraram relação com as variáveis da paisagem testadas. A composição da dieta das espécies foi afetada principalmente pela idade média do remanescente, havendo divergência quanto ao padrão de resposta em relação ao tipo e a proporção da matriz na paisagem. Embora os fragmentos amostrados estejam em avançado grau de degradação, os resultados corroboram para a necessidade de manutenção destes remanescentes como forma de manter a biodiversidade de aves.

Palavras-chave: Isótopos estáveis; Matriz agrícola; Dinâmica da paisagem; Uso de habitat

ABSTRACT

Trophic ecology in agricultural matrices: use of an isotopic tool for bird conservation in modified environments

Information on the consumption of food items from plants of C₃ and C₄ photosynthetic cycle by a bird community can help determine the potential resilience of forest remnants in agricultural landscapes. This study assessed the diet composition of bird communities in forest fragments embedded in the agricultural landscape of the Corumbataí River basin, São Paulo State, Brazil, using stable isotopes. Eight forest fragments were selected based on their ages, being four classified as “old” (33 and 49 years of age) and four “young” (3 to 11 years of age), arranged in equal proportion in sample units (16 km²), with at least 70% of occupation by the matrix (pasture or sugarcane) and 10% of forest. We performed 12 repetitions in each remnant, totaling 96 sampling. A sequence of five ornithological mist nets (32 mm mesh, 12 m x 2.8 m) was allocated in the nuclear area of each remnant, remaining open for a continuous period of four hours, in the early morning hours. The nets were inspected every 30 minutes. Feather samples were collected for isotopic analysis. We analyzed isotopically 33 species. The percentage of C₃ found in individuals of 11 species was related to landscape metrics (percentage of sugarcane and pasture and percentage of forest or nuclear area, mean annual forest change rate, forest change curvature profile and average age). We identified 81 species belonging to 27 families in 979 catches. The most frequently captured species were *B. hypoleucus* (84.38%), *A. galeata* (83.33%) and *P. mystaceus* (71.88%). There was no statistical difference for predominance between the communities in pasture and sugarcane or between old and young remnants. The similarity between the communities in pasture and sugarcane matrices was 50.62%, and 48.15% comparing old and young forest remnants. The isotope analysis of 33 species showed differences in the use of plant resources of C₃ and C₄ photosynthetic cycle. A total of 78.79% of species had a diet average over 70% of its food consumption solely based on C₃ plants, 21.21% consumed C₃ and C₄ and no species showed predominant consumption of C₄ plants. Individual analysis, however, showed that *T. fuliginosus* and *B. flaveolus* predominantly consumed C₄ plants. Among the 11 species studied, six (*A. galeata*, *A. flavirostris*, *B. flaveolus*, *L. euleri*, *T. coronatus* and *T. leucomelas*) showed a relationship with the landscape variables tested. Diet composition of species was mainly affected by the remnant average age, and results were different regarding the type and ratio of the landscape matrix. Although the fragments sampled are in advanced stage of degradation, the results corroborate the need to preserve these remnants to maintain biodiversity of birds.

Keywords: Stable isotopes; Agricultural matrix; Landscape dynamics; Environment use

1 INTRODUÇÃO

No início do século XIX, o estado de São Paulo apresentava 81,8% do seu território coberto pelo bioma Mata Atlântica (VICTOR et al., 2005), restando apenas 13,94% desta vegetação no século XXI (KRONKA et al., 2005). Em pouco tempo de exploração econômica, teve sua cobertura florestal reduzida drasticamente pela expansão urbana e agrícola desordenada. A vegetação maciça foi, ao longo do tempo, sendo substituída por diferentes tipos de usos do solo, acarretando no aumento da quantidade de pequenos fragmentos de mata isolados entre si e envoltos por uma matriz diferente da original, processo este denominado por fragmentação de habitats (VICTOR, 1975; WILCOVE et al., 1986; DEAN, 1997; WADE et al., 2003).

A perda de área e a divisão do habitat para as espécies são duas consequências imediatas deste processo. Diante dessas circunstâncias, os diversos componentes que se inter-relacionam na paisagem (p. ex. tamanho, idade e heterogeneidade de cada fragmento, matriz do entorno, conectividade, efeito de borda, etc) passam a ser determinantes na persistência ou não das espécies naturais da área. Por esse motivo, pode reduzir potenciais áreas de uso e influir na capacidade de fluxo biológico de determinadas espécies, acarretando na perda de diversidade em comunidades biológicas, sendo, portanto, considerado uma das maiores ameaças a biodiversidade (WILCOX; MURPHY, 1985; SOULÉ, 1987; SAUNDERS et al., 1991; YOUNG et al., 1996; CHIARELLO, 2000; GOODWIN; FAHRIG, 2002, 2003; GIMENES; ANJOS, 2003; METZGER, 2006; MARTENSEN, 2008).

Dessa forma, para entender como as espécies respondem a essas mudanças e desenvolver estratégias eficientes de conservação são necessários estudos que permitam conhecer a forma como elas interagem com as diferenças estruturais da paisagem frente ao histórico de uso e ocupação do solo e a trajetória de degradação destes remanescentes florestais.

Estruturalmente, o tipo de matriz presente no entorno dos fragmentos pode ser um importante fator a ser considerado, pois age como um filtro seletivo ao movimento de espécies podendo influir sobre a dinâmica das comunidades inseridas nesses remanescentes e também na proporção do efeito de borda sobre os mesmos (LAURANCE, 1990; SISK et al., 1997; BENDER; FAHRIG, 2005; DEBINSKI, 2006; DOTTA; VERDADE, 2007). Consequentemente, pode haver

interferência na riqueza e na ocorrência de espécies, já que estas podem se beneficiar ou não com os recursos oferecidos pela mesma (DEBINSKI, 2006).

De maneira semelhante, a trajetória de degradação dos remanescentes de mata também pode influenciar na permanência das espécies no habitat. Após a ocorrência de um distúrbio (p. ex. derrubada de floresta para o cultivo), os processos sucessionais acarretam em mudanças na composição de espécies que formam as comunidades florestais, alterando o tamanho e a estrutura de populações e interferindo nas propriedades do ecossistema. A intensidade destas mudanças e a trajetória que seguem variam amplamente, de acordo com a natureza do uso anterior da terra, a proximidade da floresta primária e a disponibilidade de fauna (CHAZDON et al., 2007). Quanto mais antigos forem os processos sucessionais presentes nos fragmentos, maior será a complexidade estrutural e funcional da vegetação mostrando diferenças na disponibilidade de recursos para a fauna, acabando por interferir na taxa de recrutamento de espécies da vegetação (CHAZDON, 2012).

Este fato enfatiza a necessidade de interações entre plantas e animais para a manutenção das comunidades em que se inserem (JORDANO et al., 2006), sendo importantes para a dinâmica do ecossistema, já que afetam diretamente a capacidade de reprodução e de regeneração das árvores (GITHIRU et al., 2002). Sabe-se, por exemplo, que em florestas tropicais, os animais frugívoros são responsáveis por grande parte da biomassa de vertebrados, podendo chegar a 80% da biomassa total (EISENBERG, 1980), e que pelo menos 50% das espécies arbóreas (frequentemente 75%) produzem frutos carnosos adaptados para o consumo por aves e mamíferos (HOWE; SMALLWOOD, 1982).

A importância destes processos aumenta frente ao contexto da fragmentação de habitat, onde há a possibilidade de perda da biodiversidade de modo rápido e intenso, caso estas interações sejam reduzidas ou extintas. As mudanças geradas pela fragmentação e degradação ambiental podem alterar a abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos de espécies arbóreas, alterando, por exemplo, a seleção de plântulas e as taxas de mortalidade de árvores (JANZEN, 1974; VIANA; PINHEIRO, 1998).

Considerando-se que as aves apresentam vantagens sobre outros grupos, principalmente quanto à mobilidade e diversidade de espécies, entende-se que, por isso elas acabem por compor uma parcela significativa dentre aqueles capazes de

contribuir com estas interações (TERBORG, 1986). Nesse sentido, a indicação das possíveis fontes alimentares de aves inseridas no contexto da fragmentação pode contribuir para indicar o potencial de resiliência de remanescentes situados em paisagens agrícolas, uma vez que, o consumo de recursos provenientes da mata sugere que estes indivíduos estejam auxiliando nos processos sucessionais. Para tanto a aplicação da ferramenta de isótopos estáveis poderá fornecer informações capazes de sugerir a forma como a avifauna contribui com a formação das teias alimentares presentes nestes remanescentes (MICHENER; LAJTHA, 2007), facilitando as interpretações ecológicas e reduzindo os esforços de campo e recursos antes exigidos para se chegar a este diagnóstico (UNKOVICH et al., 2001).

Pelo fato de diferentes tipos de tecidos animais se distinguirem quanto à taxa de reposição de tecido celular, pode-se considerar que eles integrem informações de dieta e de habitat desses indivíduos em diversas escalas espaciais e temporais (BEARHOP et al., 2003; RUBENSTEIN; HOBSON, 2004). Quando um animal ingere água ou qualquer outro tipo de alimento, os tecidos do seu corpo absorvem os isótopos neles presentes e assumem um tipo de “assinatura química” proveniente da área geográfica onde o alimento foi obtido. Além disso, alguns tecidos queratinizados, como pêlos, penas e garras, são metabolicamente inertes após a formação e, por isso, preservam o registro isotópico da dieta do animal no momento da síntese de tecido (HOBSON; SHELL, 1998; KELLY, 2000; ROBERTSON, 2004; ZHAO; SHELL, 2004). Por esse motivo, o conteúdo isotópico da pena revelará a dieta das aves durante o tempo em que a pena se formou e também, refletirá a área geográfica onde a pena se desenvolveu (ROBERTSON, 2004).

Considerando-se os aspectos levantados, o enfoque desta dissertação é avaliar a composição da dieta da comunidade de aves situadas em fragmentos florestais inseridos em paisagem agrícola da bacia do rio Corumbataí, SP. Para tanto, o capítulo 2 trará uma descrição e comparação da composição e da riqueza da comunidade de aves em função do tipo de matriz e idade média dos remanescentes. O capítulo 3 apresentará a identificação e quantificação da proporção de consumo de itens alimentares provenientes de plantas de ciclo fotossintético C_3 e C_4 pela comunidade de aves, além da descrição do teor de N^{15} encontrado. O capítulo 4, por sua vez, irá descrever e comparar a composição da dieta desta comunidade em função da estrutura e composição da paisagem e da dinâmica dos remanescentes amostrados. Dessa forma, a descrição destes

aspectos para remanescentes florestais situados em um mosaico ambiental (representativo da situação encontrada em todo o estado), poderá indicar os impactos ambientais a que estão sujeitos, bem como contribuir com a geração de subsídios para sua conservação, recuperação e manejo.

Assim, as questões que norteiam este estudo são:

1. Qual a composição e riqueza das comunidades de aves em remanescentes florestais antigos e recentes inseridos em matrizes de cana-de-açúcar e pasto?

2. Qual a característica isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) da comunidade de aves inserida em remanescentes florestais situados em matrizes antrópicas?

3. Qual a relação entre a composição da dieta de aves e a estrutura e dinâmica da paisagem (métricas) nas diferentes matrizes?

Referências

BEARHOP, S.; WALDRON, S.; VOTIER, S.C.; FURNESS, R.W. A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. **Functional Ecology**, Chicago, v. 17, n. 1, p. 270-275, 2003.

BENDER, D.J.; FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, Ottawa, v. 86, n. 4, p. 1023-1033, 2005.

CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais **Boetim do Museo Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R.L.; LETCHER, S.G.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society. B-Biological Sciences**, Chicago, v.362, n.1478, p. 273-289, 2007.

CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, Santa Tereza, v. 60, n. 2, p. 237-247, 2000.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997.

DEBINSK, D.M. Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. **Journal of Biogeography**, Ames, v. 1, n. 33, p. 1791-1792, 2006.

DOTTA, A.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 2, p.1-6, 2007.

EISENBERG, J.F. The density and biomass of tropical mammals. In: SOULE, M.E.; WILCOX, A.B. (Ed.). **Conservation biology: an evolutionary – ecological perspective**. Massachusetts: Sinauer Associates, 1980. p. 33-35.

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

GIMENES, M.R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GITHIRU, M.; LENS, L.; BENNUR, L.A.; OGOL, C.P.K.O. Effects of site and fruit size on the composition of avian frugivore assemblages in a fragmented Afrotropical forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 96, n. 2, p. 320-330, 2002.

GOODWIN, B.J.; FAHRIG, L. How does landscape structure influence landscape connectivity? **Oikos**, Copenhagen, v. 99, p. 552-570, 2002.

HOBSON, K.A.; SCHELL, D.M. Stable carbon and nitrogen isotope patterns in baleen from eastern Arctic bowhead whales (*Balaena mysticetus*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 55, p. 2601-2607, 1998.

JANZEN, D.H. The deflowering of Central America. **Natural History**, Oslo, v. 83, p. 49-53, 1974.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M.A.; SILVA, W.R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE, C.F.; BERGALLO, H.G.; SANTOS, M.A.; VAN, A.E. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Paulo: Rima Editora, 2006. p. 411-436.

KELLY, J.F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, p. 1-27, 2000.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHA, A.A.S.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial. 2005. 200 p.

LAURANCE, W.F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 71, p. 641-653, 1990.

MARTENSEN, A.C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: importância da cobertura e da configuração do hábitat**. 2008. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. **Stable isotopes in ecology and environmental science**. 2nd ed. Victoria: Blackwell, 2007. 594 p.

ROBERTSON, B.A. Forging new in bird migration. **Birding**, Montana, v. 32, n. 1, p. 142-145, 2004.

RUBENSTEIN, D.R.; HOBSON, K.A. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends in Ecology and Evolution**, Boston, v. 19, p. 256-263, 2004.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, p. 18-32, 1991.

SISK, T.D.; HADDAD, N.M.; EHRLICH, P.R. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Ecological Applications**, California, v. 7, n. 4, p. 1170-1180, 1997.

SOULÉ, M.E. **Viable populations for conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 204 p.

TERBORGH, J. Community aspects of frugivory in tropical forests. In: ESTRADA, E.; FLEMING, T.H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: W. Junk, 1986. p. 371-384.

UNKOVICH, M.; PATE, J.; McNEILL, A.; GIBBS, D.J. **Stable isotope techniques in the study of biological processes and functioning of ecosystems**. Dordrecht: Kluwer Academic, 2001. 291 p.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, p. 25-42, 1998.

VICTOR, M.A.M. **A devastação florestal**. São Paulo: SBS, 1975. 48 p.

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; SERRA FILHO, R. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2005. 72 p.

WADE, T.G.; RIITERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; JONES, K.B. Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, Boston, v. 7, n. 2, p. 7, 2003.

WILCOVE, D.S.; MCLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULE, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237-256.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, Chicago, v. 125, n. 6, p. 879-887, 1985.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Tree**, Boston, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996.

ZHAO, L.Y.; SCHELL, D.M. Stable isotope ratios in harbor seal *Phoca vitulina* vibrissae: effects of growth patterns on ecological records. **Marine Ecology-Progress Series**, North Carolina, v. 281, p. 267-273, 2004.

2 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE AVES EM REMANESCENTES FLORESTAIS EM PAISAGEM AGRÍCOLA

Resumo

O processo de fragmentação de habitat tem levado a uma grande preocupação com a conservação da biodiversidade, levantando questões sobre a influência que causa na estrutura e dinâmica da comunidade de vertebrados. Nesse sentido, o presente estudo visou descrever a estrutura da comunidade de aves, inserida em remanescentes florestais antigos (33 e 49 anos) e recentes (3 e 11 anos) distribuídos em matrizes de pasto e cana-de-açúcar consolidadas (bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo). Para tanto, foram selecionados oito remanescentes florestais a partir da análise da idade dos remanescentes, sendo quatro antigos e quatro recentes, dispostos em igual proporção em unidades amostrais (16 km²), com pelo menos 70% de ocupação pela matriz (pasto ou cana-de-açúcar) e 10% de mata. Foram realizadas 12 repetições em cada remanescente, totalizando 96 coletas. Uma sequência de cinco redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), foi alocada na área nuclear do remanescente, permanecendo abertas por um período contínuo de quatro horas, a partir das primeiras horas da manhã, vistoriadas a cada 30 minutos. 81 espécies pertencentes a 27 famílias foram identificadas em 979 capturas. As espécies mais frequentemente capturadas no período foram *B. hypoleucus* (84,38%), *A. galeata* (83,33%) e *P. mystaceus* (71,88%). As mais abundantes nas capturas foram *A. galeata* (N = 56), seguida por *B. hypoleucus* e *T. coronatus* (N = 50) e, então, por *T. leucomelas* (N = 41). Nenhum indivíduo foi recapturado em área diferente daquela onde foi capturado anteriormente. 64,20% do total de espécies estavam situadas em matriz de cana e 88,89% em matriz de pasto, com 50,62% de similaridade entre as espécies, mostrando 30 espécies que ocorreram somente em fragmentos no pasto e 10 somente em cana. 80,25% do total de espécies foram encontradas em fragmentos antigos e 67,90% em recentes, com 48,15% de similaridade, mostrando 26 espécies que ocorreram somente em fragmentos antigos e 16 somente em recentes. Não houve diferença estatística entre riqueza em comunidades situadas em pasto e cana ou entre remanescentes antigos e recentes. 36 espécies ocorreram apenas para um tipo de matriz e uma idade de remanescente e 16 espécies foram capturadas em todos os tipos de áreas. Comparando-se a riqueza total com as guildas tróficas, obteve-se maior frequência de insetívoros (46,91%), seguidos pelos onívoros (28,40%), frugívoros (3,70%), granívoros (9,88%) e nectarívoros (9,88%), mostrando diferenças significativas. A curva de acumulação de espécies indicou que o esforço amostral realizado para cada tipo de matriz e idade dos remanescentes não foi suficiente para amostrar toda a comunidade de aves existente nestes ambientes. Portanto, mais esforços são necessários para melhorar a descrição da comunidade de aves e possibilitar melhor compreensão das relações existentes entre elas e a paisagem.

Palavras-chave: Estrutura da comunidade; Fragmentação de habitat; Matriz agrícola; Idade de regeneração florestal

Abstract

The fragmentation process of environments has brought great concerns regarding biodiversity conservation, raising questions about the influence of this process on the structure and dynamics of vertebrate communities. Therefore, the current study aimed to describe the structure of a bird community embedded in an old (33 and 49 years of age) and young forest remnant (3 and 11 years of age) distributed in matrices of pasture and sugarcane consolidated in the Corumbataí River basin, São Paulo State. We selected eight forest remnants based on the age analysis of the remnants, being four classified as “old” and four “young”, allocated equally in sample units (16 km²), with at least 70% of occupation by the matrix (pasture or sugarcane) and 10% of forest. We carried out 12 repetitions in each remnant, totaling 96 samplings. A sequence of five ornithological mist nets (32 mm mesh, 12 m x 2.8 m) was allocated in the nuclear area of each remnant, remaining open for a continuous period of four hours, in the early morning hours. The nets were inspected every 30 minutes. We identified 81 species belonging to 27 families in 979 catches. The most frequently captured species were *B. hypoleucus* (84.38%), *A. galeata* (83.33%) and *P. mystaceus* (71.88%). The most abundant species in the catches were *A. galeata* (N = 56), followed by *B. hypoleucus* and *T. coronatus* (N = 50) and by *T. leucomelas* (N = 41). None of the individuals was recaptured in an area different from where they had been previously captured. A total of 64.20% of the total species were found in the sugarcane matrix, 88.89% in the pasture matrix, with 50.62% of similarity between species. Thirty species occurred only in the pasture fragment and 10 only in sugarcane. 80.25% of all species were found in old fragments and 67.90% in young remnants, with 48.15% of similarity, showing 26 species that occurred only in old fragments and 16 only in young ones. There was no statistical difference between species richness in communities in pasture and sugarcane or between old and young remnants. Thirty-six species occurred only for one matrix type and one age of remnants and 16 species were captured in all areas. Comparing the total species richness with trophic guilds, we obtained greater predominance for insectivores (46.91%), followed by omnivores (28.40%), frugivores (3.70%), granivores (9.88%) and nectarivores (9.88%), showing significant differences. The accumulation curve of species showed that the sampling of each matrix type and remnant ages was not enough to sample all the bird community in these environments. Therefore, further studies are required to improve the description of the bird community and allow a better understanding of its relationship with the environment.

Keywords: Community structure; Environment fragmentation; Agricultural matrix; Forest regeneration age

2.1 Introdução

As alterações causadas pelo homem ao meio ambiente são conhecidas de longa data. O processo de perda e fragmentação de habitat está entre as principais e mais profundas modificações associadas à expansão de fronteiras do desenvolvimento humano. Muitos ambientes naturais que antes eram formados por florestas contínuas, foram sendo transformados em um mosaico, composto por

pequenos e isolados fragmentos de mata envoltos por uma matriz diferente da original. Este processo modifica diretamente a estrutura da paisagem e é causado principalmente pela intensificação do uso do solo, através da expansão urbana e agrícola (WILCOVE et al., 1986; FAHRIG, 2003; WADE et al., 2003; GARDNER et al., 2010; TABARELLI et al., 2010).

As mudanças da paisagem decorrentes do processo de fragmentação são responsáveis pela introdução de diversos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais, pois afetam de maneira diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade das mesmas (VIANA; PINHEIRO, 1998). As características próprias do remanescente (p. ex. forma e tamanho), bem como o tipo de vizinhança que possui e as particularidades referentes ao seu histórico de perturbações afetam diretamente as interações existentes entre fauna e flora (VIANA et al., 1992). As populações residentes e dependentes destes ambientes ficam suscetíveis às mudanças ambientais e às conseqüentes variações em sua demografia, o que aumenta a probabilidade de extinção das mesmas (FAHRIG, 2003).

Portanto, a extinção de espécies que habitam os fragmentos de mata é comum, embora existam grupos que se caracterizam por serem mais suscetíveis ou mais resistentes ao processo de fragmentação, havendo àqueles que são até beneficiados (GIMENES; ANJOS, 2003). Sendo assim, é preciso considerar que o grau de tolerância de cada espécie às modificações ocorrentes em seus ambientes varia de acordo com a capacidade que cada um tem de modificar ou ampliar seu nicho, ajustando-o às novas condições do habitat (WELTY; BAPTISTAL, 1962).

Espécies adaptadas a ambientes mais conservados (i.e. espécies restritivas) geralmente são mais suscetíveis à fragmentação (BÁLDI, 1996; LAMPILA et al., 2005) e espécies florestais tolerantes estão mais aptas a persistirem em remanescentes florestais do que as restritivas (LAURANCE, 1991). As primeiras vêm nas paisagens fragmentadas, uma grande diferença entre o fragmento florestal, que é um habitat adequado a sua sobrevivência, e a matriz onde este está inserido, considerada como um ambiente hostil, enquanto as demais (i. e. espécies tolerantes) se utilizam de diferentes tipos de habitats submetidos a diferentes graus de fragmentação, pelo menos em algumas fases de suas vidas (HANSBAUER et al., 2009).

Diferentemente, espécies generalistas não possuem grandes restrições quanto ao tipo de alimentação e utilização de habitat, tendo, na maioria das vezes, uma alta capacidade de dispersão. Por esse motivo, geralmente invadem fragmentos de mata, o que pode inferiorizar espécies dependentes de ambientes florestais, uma vez que estas, normalmente possuem baixa capacidade de dispersão e precisam competir com os novos indivíduos que ali se estabelecem (LOVEJOY et al., 1986).

Sendo assim, ressalta-se o fato de diversas espécies poderem se mover de forma diferente sobre a mesma paisagem (BÉLISLE, 2005) com base em sua percepção do ambiente, ou seja, de acordo com a conectividade funcional da paisagem percebida pela própria espécie (HANSBAUER et al., 2009). Considerando-se os fatores levantados e a relevância da fragmentação de habitats como processo determinante para a conservação da biodiversidade, enfatiza-se a necessidade de estudos que esclareçam suas reais consequências para as diversas comunidades dependentes de ambientes florestados e que se encontram hoje, restritas aos pequenos e isolados remanescentes, bem como às consequências a que submete as populações de espécies generalistas.

Nesse sentido, o grupo das aves pode ser um bom indicador ecológico para o ambiente terrestre (DONATELLI et al., 2004). Além da grande mobilidade e diversidade de espécies existentes, a comunidade de aves está entre aquelas que sofrem diversos efeitos da fragmentação (GIMENES; ANJOS, 2003), principalmente porque as alterações na vegetação podem tornar o ambiente natural impróprio para abrigar aves que exigem condições específicas para sobreviver (DONATELLI et al., 2004). Sendo assim, o conhecimento das exigências ecológicas de muitas famílias, gêneros e espécies de aves pode ser suficiente para indicar as condições ambientais as quais são sensíveis em diversas situações (DONATELLI et al., 2004).

Para este grupo, diversas são as formas de amostragens existentes, sendo o método de pontos fixos (BLONDEL et al., 1970; VIELLIARD; SILVA, 1990) e de captura por redes de neblina ornitológicas (ROOS, 2010) os mais utilizados. O primeiro é um método de baixo custo, ideal para a amostragem da comunidade, uma vez que não é seletivo, permitindo o reconhecimento de uma ampla gama de espécies. Por outro lado, o pesquisador precisa estar apto a reconhecer as diversas manifestações sonoras das espécies, o que se torna difícil para espécies pouco conspícuas e em ambientes com muitos ruídos (ANJOS, 2007). Já o método de

captura por redes de neblina ornitológicas pode não ser o melhor método para a amostragem da comunidade de aves, devendo-se considerar as possíveis deficiências decorrentes do uso desta metodologia. As redes não amostram completamente a avifauna, já que as taxas de captura variam muito entre espécies de tamanhos diferentes e de acordo com o padrão em que se distribuem no espaço e no tempo (JENNI et al., 1996). No entanto, eliminam o erro do pesquisador na detectabilidade das espécies (JENNI et al., 1996) e capturam aquelas que são pouco conspícuas e de difícil observação (GOSLER, 2004), sendo bastante eficientes na captura de espécies de sub-bosque.

De acordo com o exposto, as questões que norteiam este estudo são:

1. Qual a composição e riqueza das comunidades de aves em remanescentes florestais inseridos em matrizes de cana-de-açúcar e pasto consolidadas?
2. Qual a composição e riqueza das comunidades de aves em remanescentes florestais com idade média antiga e recente?

Sendo assim, o objetivo geral deste estudo foi descrever a estrutura da comunidade de aves amostrada pelo método de captura em redes de neblina ornitológicas, inseridas em remanescentes florestais antigos e recentes em matrizes de pasto e cana-de-açúcar consolidadas.

Os objetivos específicos foram:

1. Descrever e comparar a composição da comunidade de aves em função do tipo de matriz;
2. Descrever e comparar a riqueza das espécies em comunidades de aves em função do tipo de matriz;
3. Descrever e comparar a composição da comunidade de aves em função da idade média dos remanescentes antigos e recentes;
4. Descrever e comparar a riqueza das espécies em comunidades de aves em função da idade média dos remanescentes antigos e recentes.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22°04'46" S e 22°41'28" S e os meridianos 47°26'23" W e 47°56'15" W (VALENTE, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2005) (Figura 2.1).

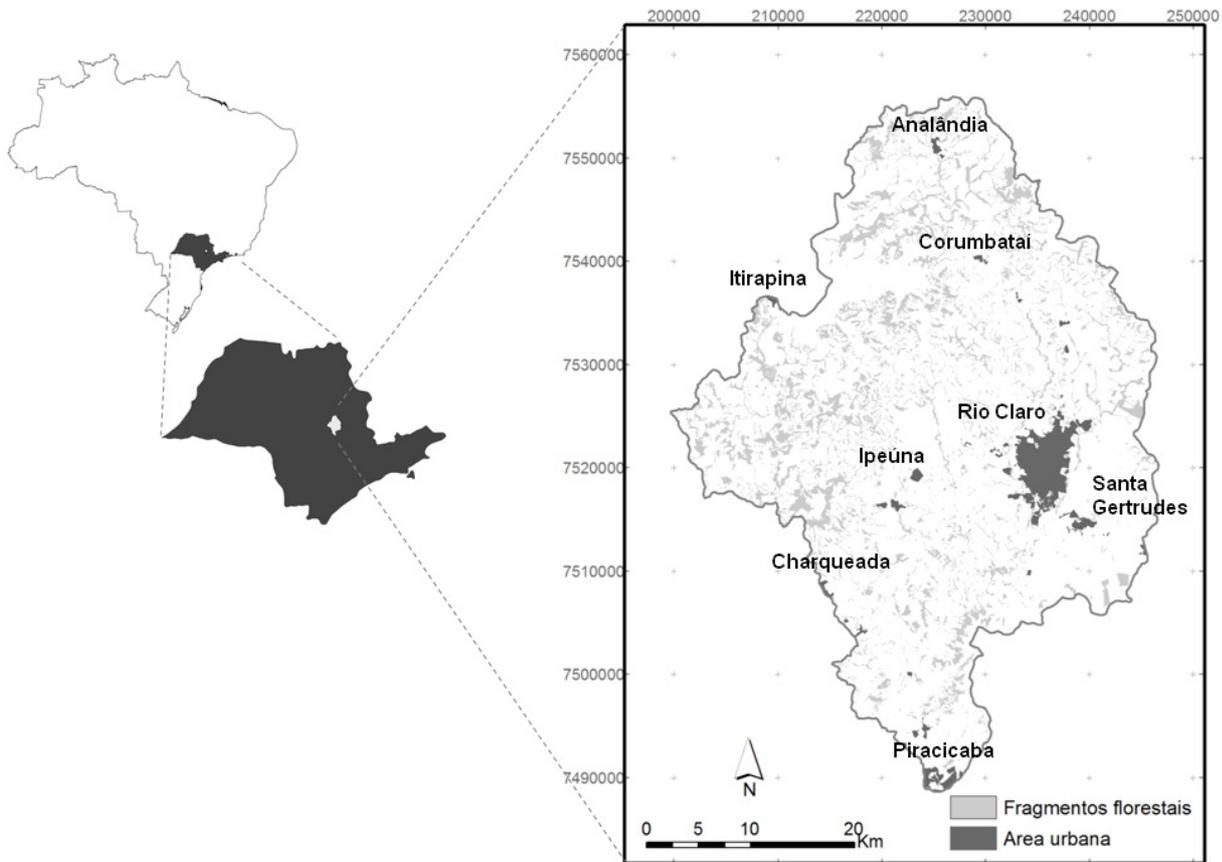


Figura 2.1 – Localização da bacia do rio Corumbataí e seus municípios no estado de São Paulo

De acordo com Victor (1975), o estado de São Paulo possui um longo histórico de degradação de suas florestas, onde se estima uma redução de 78,8% de sua cobertura florestal original. Dean (1997), em seu livro “A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira”, afirma que já em 1600, a atividade canieira produzia em torno de 10 mil toneladas passando, em 1700, para cerca de 19 mil, sendo a única atividade econômica de grande vulto que vinculava a região da mata atlântica à metrópole desse período. A expansão da cana nesse momento deveu-se principalmente porque se acreditava que a cana era cultivável apenas em solos florestais, de modo que até 1700 esses cultivos já haviam eliminado mais de 1000 km² de mata atlântica, de onde se supunha que possuíam um crescimento quase constante e que os campos de cana vinham sendo abandonados, após o esgotamento da área, para agricultura de subsistência ou pastagens após uma média de 15 anos. Dessa forma, provavelmente as faixas mais importantes dessa floresta foram sendo seletivamente derrubadas ou destruídas.

De modo bastante intenso também se deu a redução no total das áreas referentes aos biomas de cerrado, cerradão e campo cerrado para o estado de São Paulo, constituindo-se da ordem de 1.597.974 ha, o que corresponde a 86,9% nos últimos 30 anos, sendo a região administrativa de Campinas (a qual a bacia do Corumbataí está inserida) responsável pela redução de 161.896 ha ou 94,4% do total de áreas ocupadas por estes biomas em seu território (KRONKA, 1998). De acordo com o mesmo autor, para a maior parte do estado, esta abrupta redução deveu-se à substituição dessas áreas naturais por culturas de cana, pastagens, culturas temporais, citriculturas e reflorestamentos.

O estado de São Paulo caracteriza-se, de acordo com o estudo de Camargo et al. (2008) realizado entre 2001 e 2006, por ser o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, enfrentando diversos problemas sociais e ambientais, por possuir municípios com grande parte de suas áreas territoriais ocupadas por esse tipo de cultivo, cuja principal forma de manejo envolve a queima da cana. O processo de queima anual dos canaviais tem por objetivo facilitar a colheita, barateando o corte manual e aumentando a produtividade do trabalho, além de promover a redução dos custos com carregamento e transporte e aumentar a eficiência das moendas (CAMARGO et al., 2008). No entanto, diversos são os danos ambientais pelos quais essa prática comum pode ser responsabilizada, como da liberação de gás carbônico, ozônio, gases de nitrogênio e enxofre, além de fuligem da palha queimada e problemas como a redução de umidade e porosidade dos solos gerando aumento da compactação e das possibilidades de ocorrência de erosão (RICCI, 1994; SZMRECSÁNYI, 1994).

Frente aos processos de expansão agrícola no estado, evidenciam-se as diversas questões que envolvem a situação atual dos remanescentes de vegetação natural que estão inseridos em um contexto conflituoso de uso e ocupação do solo por diferentes culturas dentro de uma tradição desenvolvimentista que ressalta a falta de políticas públicas que intervenham em favor da conservação desses ambientes.

De forma semelhante, a bacia do Corumbataí teve sua vegetação original recoberto toda a área da bacia, constituída por florestas, cerrados e campos cerrados, (KOFFLER, 1993), a qual começou a ser degradada no início do século XIX, com intensificação das atividades agrícolas e pecuárias, que acabaram por alterar a cobertura original do solo, reduzindo as áreas cobertas pelas florestas

naturais, as quais estão confinadas, hoje, a pequenos fragmentos e trechos descontínuos de matas ciliares (VALENTE, 2005) pertencentes à Floresta estacional semidecidual, Floresta ripária, Floresta paludosa, Floresta estacional decidual e Cerrado (RODRIGUES, 1999).

A bacia abriga oito municípios (VALENTE, 2001) apresentando, em 2003, 42,3% de sua área total recoberta por pastagem e 27,8% por cana-de-açúcar, havendo 5,7% de ocupação por reflorestamentos e restando apenas 11,3% de floresta semi-decídua e 0,7% de cerrado "latu sensu", além de 2,9% de áreas urbanas e outros usos menos representativos como fruticultura, culturas anuais e mineração (VALENTE, 2005) (Figura 2.2).

Dessa forma, percebe-se que os fragmentos ainda existentes estão submetidos a diferentes aspectos físicos e antrópicos, dependendo do local ao qual estão inseridos, apresentando, portanto, diferentes condições ecológicas. Por esse motivo, devem ser analisados de acordo com a estrutura da paisagem do seu entorno que acaba por afetar diretamente a permanência de muitas espécies na bacia, já que, em conjunto com a alta fragmentação, influem sobre as condições dos remanescentes florestais (BASILE et al., 2005).

2.2.2 Delineamento amostral

2.2.2.1 Seleção das unidades amostrais

O delineamento amostral utilizado neste estudo baseia-se em uma abordagem ao nível de paisagem, que permite a aquisição de uma visão mais ampla em relação às interações existentes entre espécies e habitat (LINDENMAYER; FISCHER, 2007). Primeiramente, testou-se o tamanho das unidades amostrais (1 km², 4 km², 9 km², 16 km² e 25 km²) através da análise de variância multinomial que permite correlacionar a variância das proporções de uso da terra em função do tamanho da unidade amostral. Os resultados mostraram que existe uma redução da variância com o aumento da área das unidades amostrais, já havendo uma estabilização a partir das unidades de 9 km². Desse modo, optou-se pela adoção da unidade amostral de tamanho igual a 16 km² para garantir a utilização de uma parcela em que a variância da amostragem já estivesse totalmente estabilizada (FERRAZ et al., in press).

Com o objetivo de obter unidades amostrais tipicamente representativas das duas paisagens predominantes na região (pasto e cana-de-açúcar) com um mínimo

de área de mata a ser estudada, iniciou-se a etapa de escolha das unidades amostrais definindo-se como critério a adoção de pelo menos 70% de ocupação pela matriz de pasto ou cana-de-açúcar e de pelo menos 10% de ocupação por áreas de mata. A definição destes critérios considerou o princípio do Método da Amostragem Adaptativa (THOMPSON; SEBER, 1996), que possibilita a seleção de unidades amostrais que atendam a critérios previamente estabelecidos. Definidas as áreas da bacia que possuíam os critérios mencionados, pode-se gerar, ao redor de cada pixel da imagem, uma quadrícula de 16 km². O elevado número de unidades amostrais geradas levou ao estabelecimento de critérios de seleção, tais como: a) maior distância da borda da bacia; b) maior distância de centros urbanos e maciços de outras culturas que pudessem vir a gerar um viés amostral (p. ex., paisagem de matriz pasto próxima a um maciço de cana ou silvicultura); c) maior distância possível entre unidades e; d) abrangência de fragmentos com as condições necessárias a amostragem.

Após esta triagem, selecionaram-se possíveis unidades amostrais para a matriz de pasto e para a matriz de cana para serem verificadas no campo. Por fim, selecionaram-se três unidades amostrais em matriz de pasto consolidado (Figura 2.2a) e três unidades amostrais em matriz de cana-de-açúcar consolidada (Figura 2.2b) (FERRAZ et al., in press).

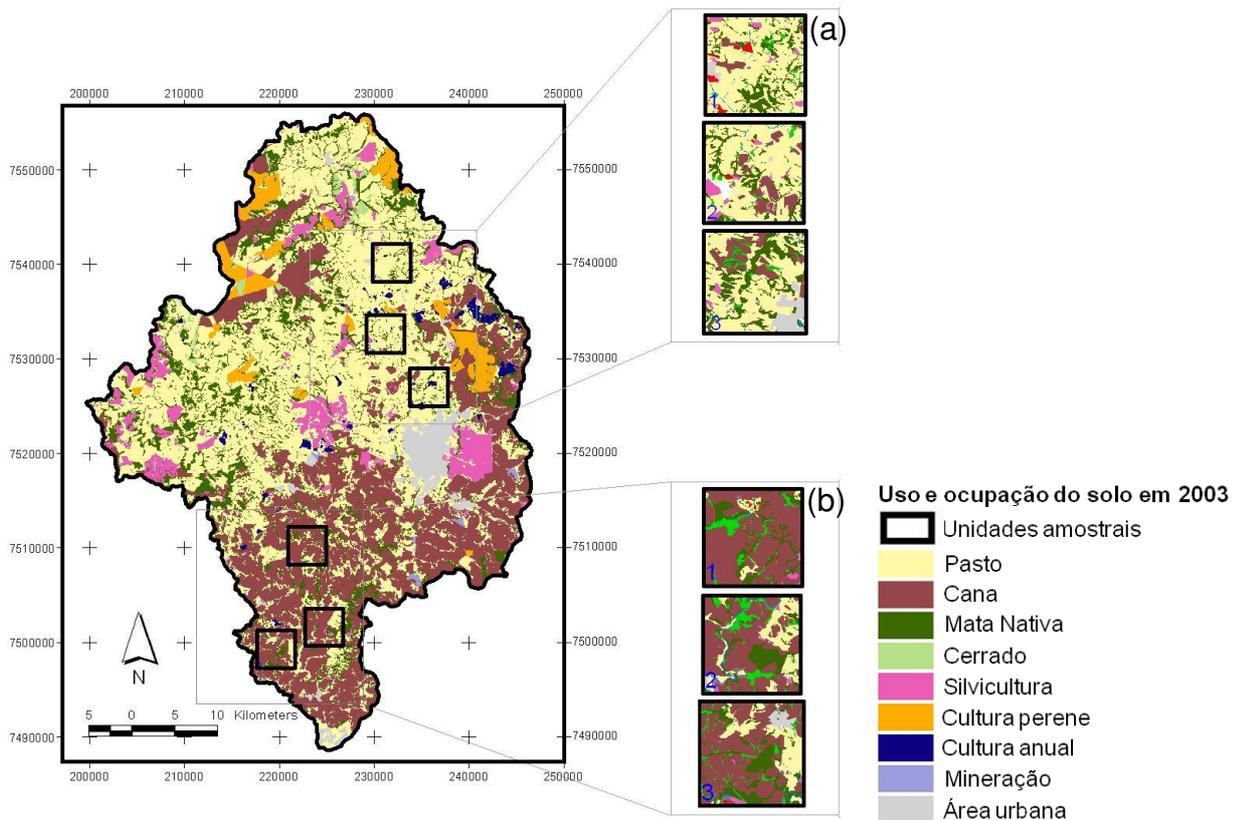


Figura 2.2 – Unidades amostrais (16 km²) selecionadas para a matriz de pasto (a) e cana-de-açúcar (b), inseridas no mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo. Classificação realizada com base em imagens do satélite LANDSAT-7 obtidas em 2003 (VALENTE, 2005)

2.2.2.2 Seleção dos pontos de amostragem

Os remanescentes florestais utilizados para amostragem de aves por meio de redes de neblina foram selecionados a partir da análise da dinâmica da paisagem. Uma análise preliminar, focando os remanescentes florestais maiores que 5 hectares revelou grande diversidade de idade de trechos de um mesmo remanescente, mostrando que a maior parte dos remanescentes apresenta trechos mais antigos e outros mais recentes, enfatizando assim, a necessidade desta informação ser usada no delineamento amostral deste estudo.

Para as seis unidades amostrais selecionadas foram geradas informações relacionadas à estrutura e dinâmica da paisagem (FERRAZ et al., in press). Mapas de uso e cobertura do solo gerados para as unidades amostrais a partir da interpretação visual de fotografias aéreas disponíveis para os anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e imagens de satélite de alta resolução de 2008, possibilitaram a descrição da estrutura da paisagem baseada em métricas de composição e configuração (Figura 2.3).

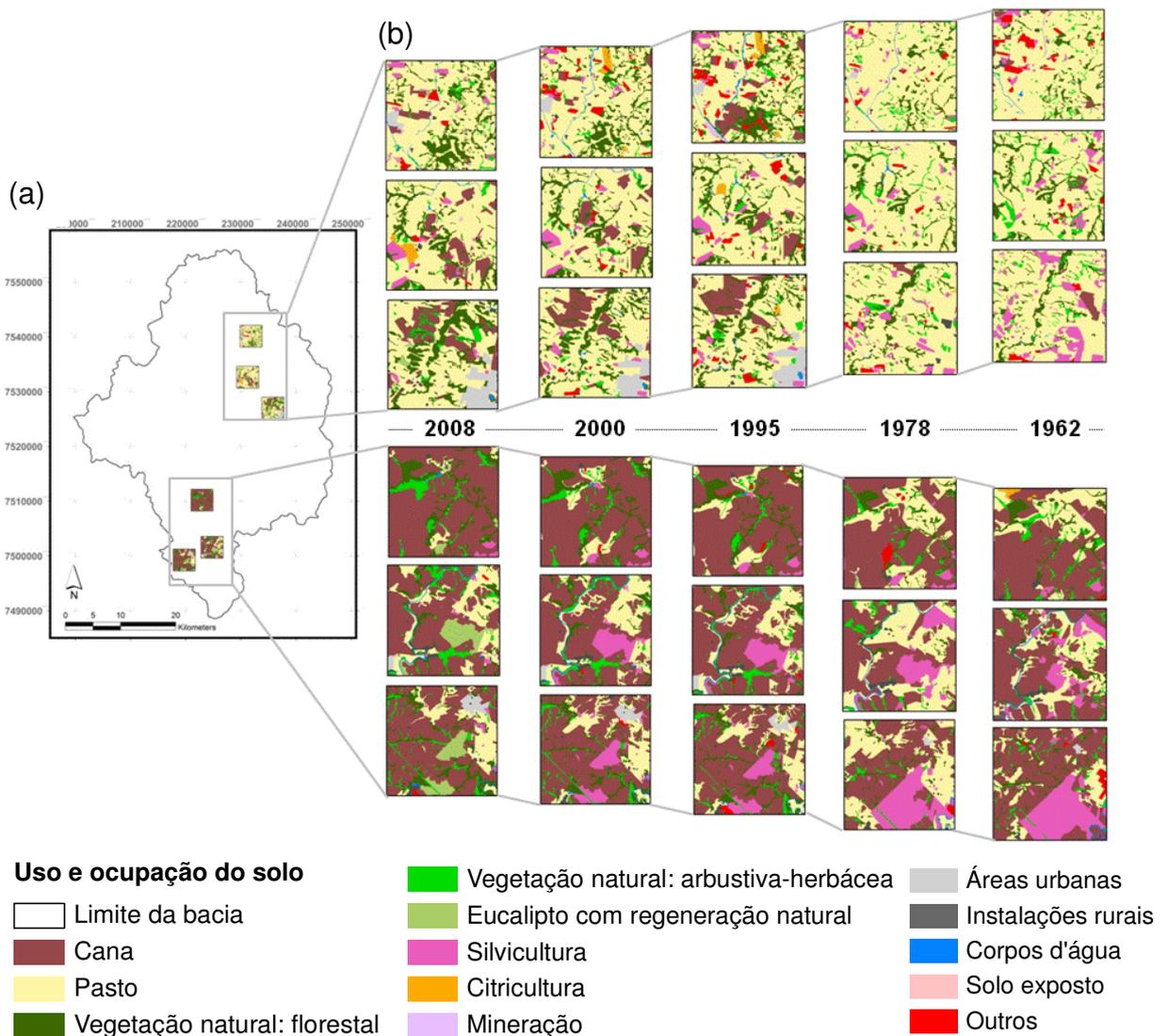


Figura 2.3 – Uso e cobertura do solo para cada unidade amostral da bacia do rio Corumbataí, evidenciando: a) Localização das unidades amostrais na bacia; b) Uso e cobertura do solo para cada ano

Em função da grande variabilidade temporal dos remanescentes florestais e considerando que a idade do remanescente poderia influenciar a estrutura da comunidade de aves amostrada, optou-se por classificá-los de acordo com a idade, utilizando-se das imagens disponíveis (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008). Para tanto, através do *software* ArcGIS 9.0 (ESRI, 2008) selecionou-se todos os remanescentes existentes para as imagens de 2008 (que mostrariam a situação mais próxima da atual), independentemente do tamanho de cada um, e que se encontravam dentro das unidades amostrais, procedendo-se então à comparação destas áreas com as imagens de anos anteriores. Sendo assim, cada remanescente florestal identificado nas imagens aéreas de cada ano foi classificado em cores distintas e depois

sobreposto ao arquivo de fragmentos existentes em 2008 formando um mosaico de idades para cada um (Figura 2.4 e 2.5b e 2.5c). Este procedimento auxiliou o reconhecimento da idade das partes constituintes dos remanescentes atuais. Considerando a imagem do ano de 1962 como a mais antiga, as áreas de mata que não constavam nesta imagem, mas que constavam nas imagens mais atuais foram então consideradas áreas que sofreram regeneração.

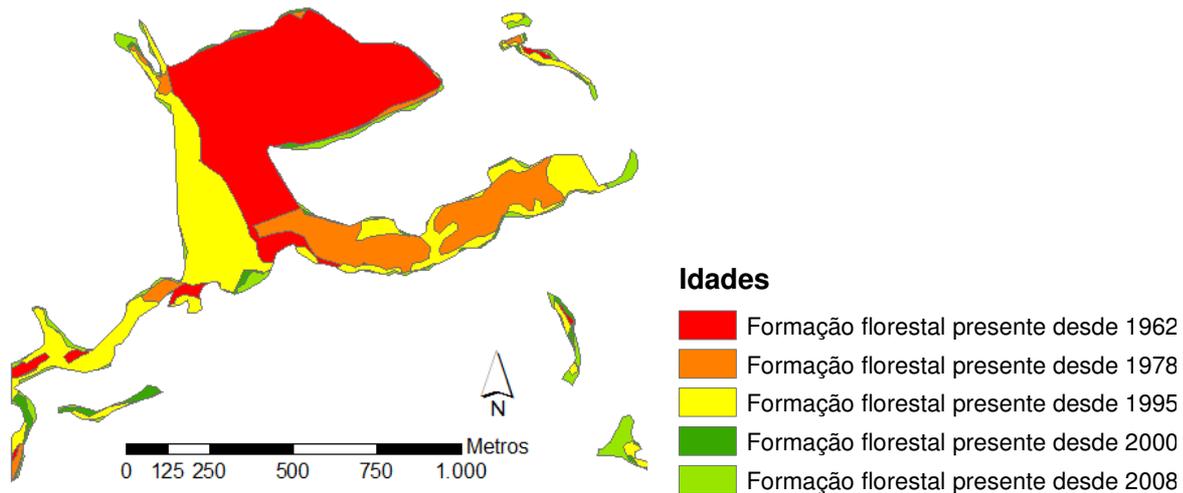
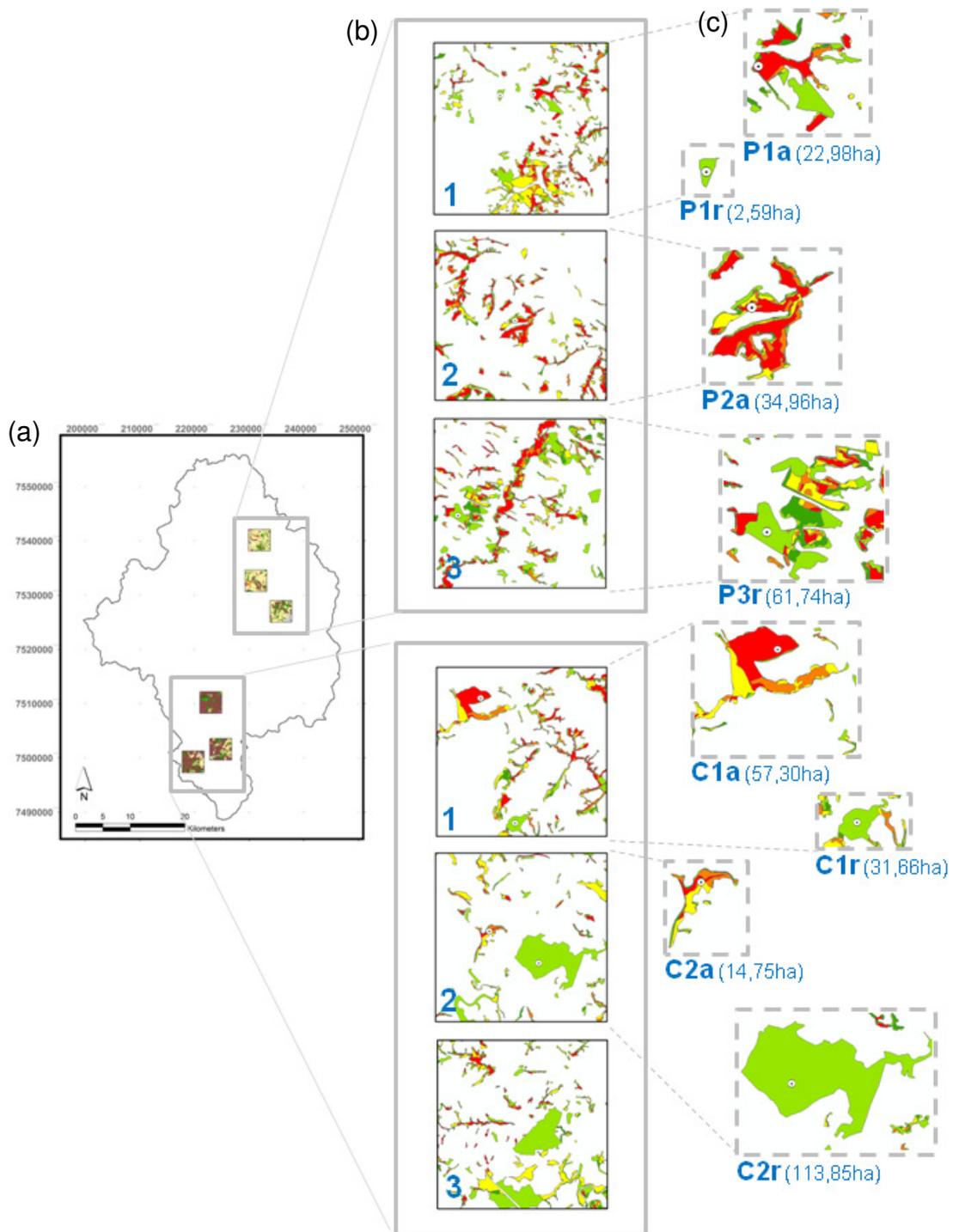


Figura 2.4 – Exemplo de classificação de remanescente florestal por meio das imagens aéreas. As cores representam as diferentes idades existentes em cada área interpretada como formação florestal do remanescente

Após esta etapa, todos os remanescentes florestais selecionados dentro das seis unidades amostrais foram visitados e avaliados quanto ao seu acesso, localização e condições atuais (i.e., se sofreu impacto recente, do qual poderia inviabilizar as campanhas de campo em seu interior, como, fogo e corte raso), atentando-se para a presença de sub-bosque, estratos, altura de dossel e indícios de regeneração, mesmo naqueles que no passado eram talhões de eucaliptos.

A partir do reconhecimento dos remanescentes em campo e com sua idade conhecida selecionou-se um número mínimo de fragmentos em cada matriz representativos do ambiente agrícola da região, e que permitissem uma logística de visitação em todos os pontos amostrais em cada mês de estudo. Assim, foram selecionados quatro remanescentes florestais em cada matriz, sendo dois em pasto e dois em cana com trechos predominantemente atuais (com idade de regeneração entre 3 e 11 anos, constantes nas imagens de 2000 e 2008) e mais dois em pasto e dois em cana com trechos predominantemente mais antigos (com idade de regeneração de 33 a 49 anos, constantes desde as imagens de 1978 e 1962) (Figura 2.5c).



Idades

- Formação florestal presente desde 1962
- Formação florestal presente desde 1978
- Formação florestal presente desde 1995
- Formação florestal presente desde 2000
- Formação florestal presente desde 2008

- Pontos de amostragem

Identificação:

- Pasto (P), Cana (C)
- Unidade amostral (1, 2, 3)
- Antigo (a), Recente (r)

Figura 2.5 – Localização dos pontos de amostragem: a) Localização das unidades amostrais na bacia; b) Mosaico de idades para cada remanescente; c) Localização e identificação dos pontos de amostragem evidenciados para cada remanescente de estudo, mostrando a área respectiva de cada um entre parênteses

A maioria dos fragmentos de mata existentes na bacia são pequenos, isolados e disformes, distribuindo-se irregularmente pela paisagem em decorrência do processo de fragmentação sofrido (VALENTE, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2005; BASILE, 2006). Na matriz de pasto, a maioria dos fragmentos são elementos lineares com pouca ou total ausência de área nuclear, enquanto que na matriz de cana a maioria dos fragmentos apresenta área nuclear, uma vez que os remanescentes caracterizam-se por um formato não tão linear.

De uma forma geral, todos os fragmentos antigos amostrados apresentaram alta incidência de lianas, formando uma cortina densa composta por um emaranhado de cipós de diferentes espécies. No entanto, aqueles situados na matriz de cana (C1a e C2a) aparentavam possuir menos estratos que os situados no pasto. Para os primeiros, apenas os estratos médio e baixo estavam evidentes, não tendo-se notado a presença de muitas árvores de grande porte. O fragmento P1a, presente no pasto, no entanto, apresentou estrato superior, com árvores esparsas, poucos indivíduos de médio porte e quase ausência de sub-bosque, o que pode ser explicado pela frequente entrada de gado no interior do remanescente. P2a não apresentou vestígios de entrada do gado, talvez pelo fato do relevo ser bastante acidentado a ponto de não ser atrativo a estes animais, mostrando árvores de grande porte, além de estratos médio e inferior, aparentando grande riqueza de vegetação.

A partir das imagens históricas, e posteriormente, das visitas de campo, verificou-se que os fragmentos com idades de regeneração mais atuais eram no passado (data anterior a 2000) talhões de eucalipto. Hoje estes talhões estão abandonados e seu sub-bosque e demais espécies arbóreas formam novamente um ambiente florestal típico com o estrato inferior, médio e superior. A presença de clareiras em meio a estes remanescentes com idade recente, no entanto, foi frequente. Muitos apresentavam trilhas largas, aparentando estradas abandonadas, em seu interior, além das clareiras naturais. Aqueles presentes no pasto apresentaram o estrato superior formado por grandes indivíduos de eucalipto, com poucas espécies de estrato médio e quase ausência de sub-bosque, talvez também pela presença de gado em seu interior. Os inseridos na cana, no entanto, apresentaram diferentes tipos de estratos, com vários indivíduos regenerantes. C2r, no entanto, apresentou uma significativa particularidade, possuindo diversas trilhas

em seu interior, usadas para atividade de *motocross*, o que foi evidenciado pelas frequentes marcas de pneu e erosões cada vez mais intensas.

2.2.3 Coleta de dados de avifauna

A avifauna foi amostrada pelo método de captura com redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), utilizando-se uma sequência de cinco redes por ponto de coleta dispostas no interior dos remanescentes, distantes ao menos 30m da borda. A alocação das sequências de redes se deu avaliando-se o mosaico de idades de cada remanescente. Os pontos de amostragem foram alocados, portanto, na área nuclear da parte mais antiga (para fragmentos com idade média antiga) ou da parte mais recente (para fragmentos com idade média recente) do remanescente. A segurança, facilidade de acesso e de logística no transporte dos equipamentos também foram consideradas durante a alocação das trilhas. As redes permaneceram abertas por um período contínuo de 4 horas, a partir das primeiras horas da manhã, realizando-se vistorias a cada 30 minutos, dando um total de 384 horas de amostragem ou 48 horas por fragmento.

As aves capturadas foram acondicionadas em sacos de algodão assim que retiradas das redes. Depois de identificados (de acordo com a nomenclatura sugerida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (2011), os indivíduos foram então anilhados com anilhas padronizadas pelo CEMAVE (Cadastro Nacional de Anilhadores de Aves Silvestres) de acordo com a Instrução Normativa n° 27, de 23 de dezembro de 2002, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres (Anexo A). A captura e a marcação de animais silvestres *in situ* foram feitos em concordância com o disposto no Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), de acordo com a Instrução Normativa n° 154, de 01 de março de 2007 (Anexo B). As coletas iniciaram-se em novembro de 2011 e uma visita por mês foi feita em cada sítio, totalizando 12 repetições por sítio de coleta, num total de 96 dias de campo.

2.2.4 Análise de dados

A riqueza de espécies foi comparada entre as matrizes e idades dos remanescentes mostrando distribuição normal ($p < 0,05$), para ambas as amostras, através do teste de Lilliefors (CONOVER, 1980). Posteriormente, foi realizada a análise de variância dos dados utilizando-se o teste de t de Student não pareado (p

$< 0,05$) (ZAR, 1999). O coeficiente de Jaccard (KREBS, 1999) foi utilizado para analisar a similaridade das comunidades entre as matrizes e idades dos remanescentes. A riqueza de espécies também foi analisada através da curva de acumulação para cada uma das matrizes e idades dos remanescentes e uma curva geral (nível de confiança $\alpha=0,05$), usando-se o número de coletas realizadas e o número de espécies capturadas. Estas curvas foram elaboradas com o uso do estimador Jackknife de 1ª ordem a fim de se obter os valores de riqueza esperados diante do esforço amostral realizado (KREBS, 1999).

A curva de acúmulo foi feita através do *software* EstimateS (COLWELL, 1997). O teste de Lilliefors e o teste t de Student não pareado foram realizados no *software* Matlab®.

Todas as espécies foram caracterizadas quanto ao tipo de guilda trófica a que pertencem de acordo com literatura específica (WILLIS, 1979; MOTTA-JÚNIOR, 1990; MOTTA-JÚNIOR; VASCONCELOS, 1996; SIGRIST, 2009) e também, classificadas quanto ao ambiente de ocorrência (i. e. aquáticas, áreas abertas, interior e borda de matas) e ocupação no estrato vertical (i. e. dossel, subdossel, subosque e terrestre) de acordo com PARKER III et al. (1996).

2.3 Resultados

Foram obtidas 979 capturas a partir da qual foram identificadas 81 espécies de aves (Tabela 2.1), com 735 indivíduos, sendo a maior parte de habitat florestal (60,49%). 38,27% possuem hábitos considerados mais especialistas, restringindo-se ao interior destes remanescentes. 28 espécies (34,57%) habitam apenas o dossel e o subdossel dos remanescentes. As famílias mais representativas na amostragem foram Thraupidae (14,81%), Tyrannidae (13,58%) e Trochilidae (8,64%), de um total de 27 identificadas.

Tabela 2.1 – Lista de espécies amostradas no período de estudo, de acordo com a classificação do CBRO (2011 – Listas das aves do Brasil, versão 25/01/2011)

(continua)

Táxon ⁽¹⁾	Nome-popular ⁽²⁾	Guildd ⁽³⁾	Ambiente de ocorrência ⁽⁴⁾	Ocupação no estrato ⁽⁵⁾	Ameaça ⁽⁶⁾
APODIFORMES					
Trochilidae					
<i>Amazilia lactea</i>	Beija-flor-de-peito-azul	NEC	Im, Bm	D, Sd	LC
<i>Amazilia versicolor</i>	Beija-flor-de-banda-branca	NEC	Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Besourinho-de-bico-vermelho	NEC	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Eupetomena macroura</i>	Beija-flor-tesoura	NEC	Aa, Im	D, Sb	LC
<i>Florisuga fusca</i>	Beija-flor-preto	NEC	Im	D, Sd	LC
<i>Phaethornis pretrei</i>	Rabo-branco-acanelado	NEC	Im	Sb	LC
<i>Thalurania glaucopis</i>	Beija-flor-de-fronte-violeta	NEC	Im	Sb, Sd	LC
CAPRIMULGIFORMES					
Caprimulgidae					
<i>Hydropsalis albicollis</i>	Bacurau	INS	Im, Bm	T	LC
COLUMBIFORMES					
Columbidae					
<i>Columbina talpacoti</i>	Rolinha-roxa	GRA	Aa	T	LC
<i>Leptotila verreauxi</i>	Juriti-pupu	ONI	Aa	T	LC
CORACIIFORMES					
Alcedinidae					
<i>Chloroceryle americana</i>	Martim-pescador-pequeno	PIS	Aq, Im	Sb	LC
CUCULIFORMES					
Cuculidae					
<i>Piaya cayana</i>	Alma-de-gato	INS	Im	D	LC
GALBULIFORMES					
Bucconidae					
<i>Malacoptila striata*</i>	Barbudo-rajado	INS	Im	Sb, Sd	LC
Galbulidae					
<i>Galbula ruficauda</i>	Ariramba-de-cauda-ruiva	INS	Im, Bm	Sd	LC
PASSERIFORMES					
Cardinalidae					
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Azulão	GRA	Aa, Im	Sb	VU
<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>	Azulinho	GRA	Aa, Im, Bm	Sb, Sd	LC
<i>Habia rubica</i>	Tiê-do-mato-grosso	ONI	Im	Sb, Sd	LC
Coerebidae					
<i>Coereba flaveola</i>	Cambacica	NEC	Aa, Im	D	LC
Conopophagidae					
<i>Conopophaga lineata</i>	Chupa-dente	INS	Im	Sb	LC

Tabela 2.1 – Lista de espécies amostradas no período de estudo, de acordo com a classificação do CBRO (2011 – Listas das aves do Brasil, versão 25/01/2011) (continuação)

Táxon ⁽¹⁾	Nome-popular ⁽²⁾	Guildd ⁽³⁾	Ambiente de ocorrência ⁽⁴⁾	Ocupação no estrato ⁽⁵⁾	Ameaça ⁽⁶⁾
Dendrocolaptidae					
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Arapaçu-verde	INS	Im	Sd	LC
Emberizidae					
<i>Arremon flavirostris</i>	Tico-tico-de-bico-amarelo	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Sporophila lineola</i>	Bigodinho	GRA	Im, Bm	T	LC
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Cigarra-do-coqueiro	GRA	Aa, Bm	Sb, Sd	LC
<i>Volatinia jacarina</i>	Tiziu	GRA	Aa	T, Sb	LC
Fringillidae					
<i>Euphonia violacea</i>	Gaturamo-verdadeiro	GRA	Aa	T, Sb	LC
Furnariidae					
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Barranqueiro-de-olho-branco	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Cranioleuca vulpina</i>	Arredio-do-rio	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Lochmias nematura</i>	João-porca	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Synallaxis frontalis</i>	Petrim	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Pichororé	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Xenops rutilans</i>	Bico-virado-carijó	INS	Im, Bm	T	LC
Insertae sedis					
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Patinho	INS	Im	Sb	LC
Parulidae					
<i>Basileuterus flaveolus</i>	Canário-do-mato	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	Pula-pula-de-barriga-branca	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Pula-pula-assobiador	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Pia-cobra	INS	Im, Bm	T	LC
Pipridae					
<i>Antilophia galeata</i> **	Soldadinho	FRU	Im	D, Sd	NT
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Tangará	FRU	Im	D, Sd	LC
<i>Manacus manacus</i>	Rendeira	FRU	Im	D, Sd	LC
Rynchocyclidae					
<i>Corythopsis delalandi</i>	Estalador	INS	Im	T	LC
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Cabeçudo	INS	Im	Sb, Sd	LC
<i>Todirostrum poliocephalum</i> *	Teque-teque	INS	Im	Sb, Sd	LC
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Bico-chato-de-orelha-preta	INS	Im	Sb, Sd	LC
Thamnophilidae					
<i>Drymophila ferruginea</i>	Trovoada	INS	Im	Sb	LC
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Choquinha-lisa	INS	Im	Sb, Sd	LC
<i>Taraba major</i>	Choró-boi	INS	Im	Sb, Sd	LC
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Choca-da-mata	INS	Im	Sb, Sd	LC

Tabela 2.1 – Lista de espécies amostradas no período de estudo, de acordo com a classificação do CBRO (2011 – Listas das aves do Brasil, versão 25/01/2011) (continuação)

Táxon ⁽¹⁾	Nome-popular ⁽²⁾	Guildd ⁽³⁾	Ambiente de ocorrência ⁽⁴⁾	Ocupação no estrato ⁽⁵⁾	Ameaça ⁽⁶⁾
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Choca-barrada	INS	Im	Sb, Sd	LC
Thraupidae					
<i>Conirostrum speciosum</i>	Figuinha-de-rabo-castanho	INS	Im	D	LC
<i>Dacnis cayana</i>	Saí-azul	ONI	Im	D	LC
<i>Lanio cucullatus</i>	Tico-tico-rei	ONI	Im	D	LC
<i>Lanio melanops</i>	Tiê-de-topete	ONI	Im	Sb, Sd	LC
<i>Lanio penicillatus</i>	Pipira-da-taoca	ONI	Im	Sb, Sd	EN
<i>Pyrhocomma ruficeps</i>	Cabecinha-castanha	INS	Im	Sb	LC
<i>Ramphocelus carbo</i>	Pipira-vermelha	ONI	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Saltator similis</i>	Trinca-ferro-verdadeiro	ONI	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tiê-preto	ONI	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Tangara cayana</i>	Saíra-amarela	ONI	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Tangara sayaca</i>	Sanhaçu-cinzento	ONI	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
<i>Thlypopsis sordida</i>	Saí-canário	ONI	Aa, Im, Bm	D, Sb	LC
Tityridae					
<i>Pachyramphus validus</i>	Caneleiro-de-chapéu-preto	INS	Im	D	LC
Troglodytidae					
<i>Troglodytes musculus</i>	Corruíra	INS	Aa	T, Sb	LC
Turdidae					
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	ONI	Aa	T, Sb	LC
<i>Turdus leucomelas</i>	Sabiá-barranco	ONI	Aa	T, Sb	LC
<i>Turdus rufiventris</i>	Sabiá-laranjeira	ONI	Aa	T, Sb	LC
<i>Turdus subalaris</i>	Sabiá-ferreiro	ONI	Im	D	LC
Tyrannidae					
<i>Capsiempis flaveola</i>	Marianinha-amarela	INS	Im, Bm	T	LC
<i>Elaenia flavogaster</i>	Guaracava-de-barriga-amarela	ONI	Aa, Bm	D	LC
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Enferrujado	INS	Aa, Bm	D	LC
<i>Myiarchus ferox</i>	Maria-cavaleira	ONI	Aa, Bm	D	LC
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado	ONI	Aa, Im	D, Sd	LC
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bem-te-vi-rajado	ONI	Aa, Bm	D	LC
<i>Myiopagis caniceps</i>	Guaracava-cinzenta	INS	Im	D	LC
<i>Myiopagis viridicata</i>	Guaracava-de-crista-alaranjada	INS	Im	D	LC
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Filipe	ONI	Aa, Bm	D	LC
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	ONI	Aa, Bm	D	LC
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri	ONI	Aa, Bm	D	LC

Tabela 2.1 – Lista de espécies amostradas no período de estudo, de acordo com a classificação do CBRO (2011 – Listas das aves do Brasil, versão 25/01/2011)

Táxon ⁽¹⁾	Nome-popular ⁽²⁾	Guilda ⁽³⁾	Ambiente de ocorrência ⁽⁴⁾	Ocupação no estrato ⁽⁵⁾	Ameaça ⁽⁶⁾
(conclusão)					
Vireonidae					
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Pitiguari	ONI	Aa, Bm	D	LC
<i>Vireo olivaceus</i>	Juruviara	INS	Aa, Bm	D	LC
PICIFORMES					
Picidae					
<i>Picumnus albosquamatus</i>	Pica-pau-anão-escamado	INS	Aa, Im, Bm	D, Sd	LC
<i>Veniliornis passerinus</i>	Picapauzinho-anão	INS	Aa, Im, Bm	D, Sd	LC

Notas: Sinais utilizados:

*Espécie endêmica da Mata Atlântica (CBRO, 2011).

** Espécie endêmica de matas de galeria do Brasil Central (SIGRIST, 2009).

- (1) **Nota:** Ordem, Família e nome científico das espécies amostradas.
Fonte: CBRO, 2011.
- (2) **Fonte:** CBRO, 2011.
- (3) **Guilda trófica:** FRU – frugívoro (frutos); GRA – granívoro (sementes e grãos); INS – insetívoro (artrópodes); NEC – nectarívoro (néctar e pequenos artrópodes); ONI – onívoro (todos os tipos de alimentos); PIS – piscívoro (peixes).
Fonte: Willis, 1979; Motta-Júnior, 1990; Motta-Júnior; Vasconcelos, 1996; Sigrist, 2009.
- (4) **Ambiente de ocorrência:** Aa – Áreas Abertas; Aq – Aquático; Bm – Bordas de matas; Im – Interior de matas.
Fonte: Parker III et al., 1996.
- (5) **Ocupação no estrato:** D – dossel; Sd – sub-dossel; Sb – sub-bosque; T – terrestre. **Fonte:** Parker III et al., 1996.
- (6) **Ameaça:** LC – Não ameaçado; NT – Quase ameaçada; EN – Em perigo; VU – Vulnerável.
Fonte: Silveira; Straube, 2008; Silveira et al., 2009.

Comparando-se a riqueza total com as guildas tróficas, obteve-se que quase 50% das espécies alimentam-se principalmente de insetos e outros artrópodes, especificamente 46,91%. Mais de 25% são onívoras (28,40%) e poucos são os que pertencem aos frugívoros (3,70%), granívoros (9,88%) e nectarívoros (9,88%) (Figura 2.6a). No entanto, ao se considerar o número de indivíduos capturados por tipo de guilda, vê-se um aumento na proporção de insetívoros e frugívoros em detrimento da redução das demais (Figura 2.6b).

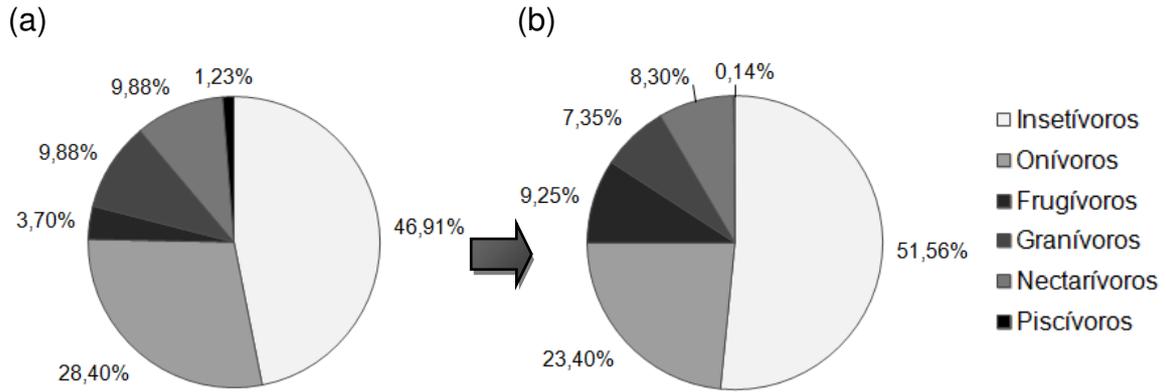


Figura 2.6 – Tipo de guilda trófica em relação a: a) Riqueza de espécies; b) Número de indivíduos capturados

Considerando-se a quantidade de capturas por espécie, obteve-se que as espécies mais frequentemente capturadas no período foram *B. hypoleucus* (84,38%), seguida por *A. galeata* (83,33%) e *P. mystaceus* (71,88%) (Figura 2.7).

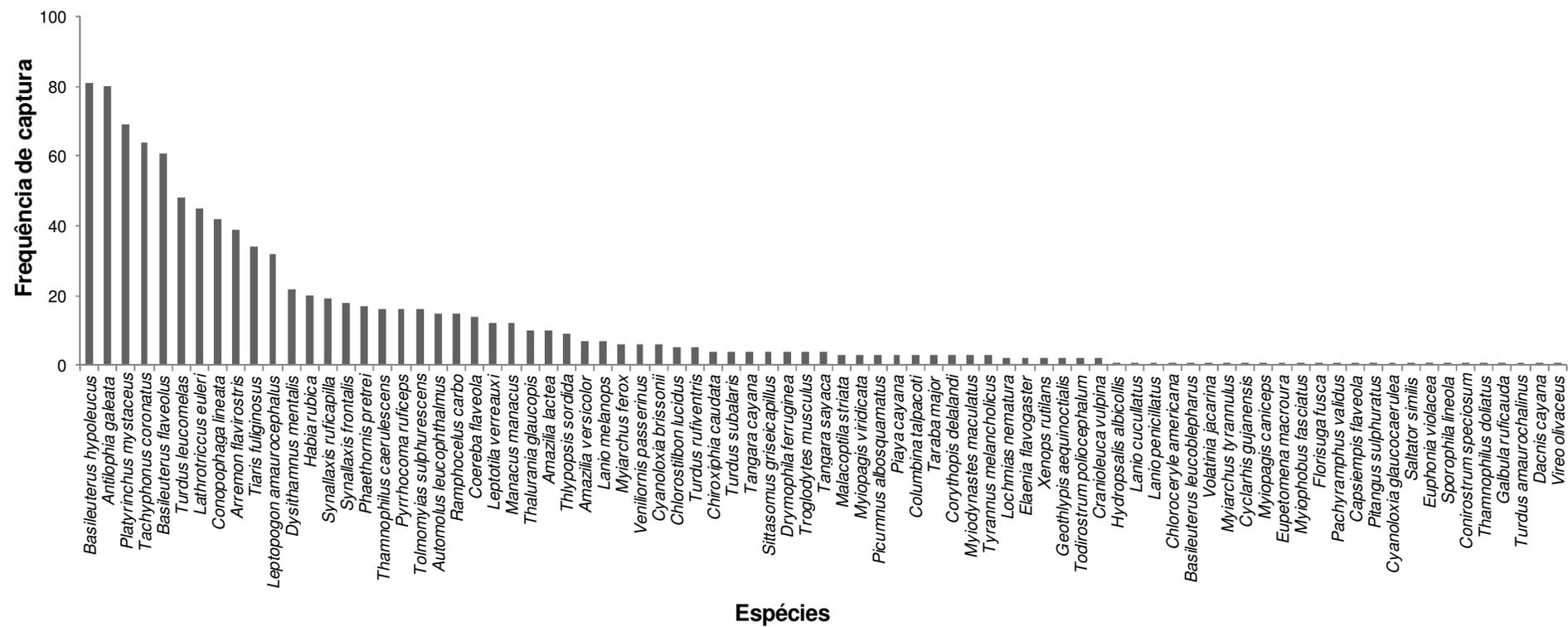


Figura 2.7 – Frequência de captura obtida por espécie durante o período de estudo

38,37% das espécies foram recapturadas, sendo *Platyrrinchus mystaceus* (39,50%), *Basileuterus hypoleucus* (34,57%) e *Antilophia galeata* (29,63%) aquelas com maior taxa de recaptura (Figura 2.8). Nenhum indivíduo foi recapturado em área diferente daquela onde foi capturado anteriormente.

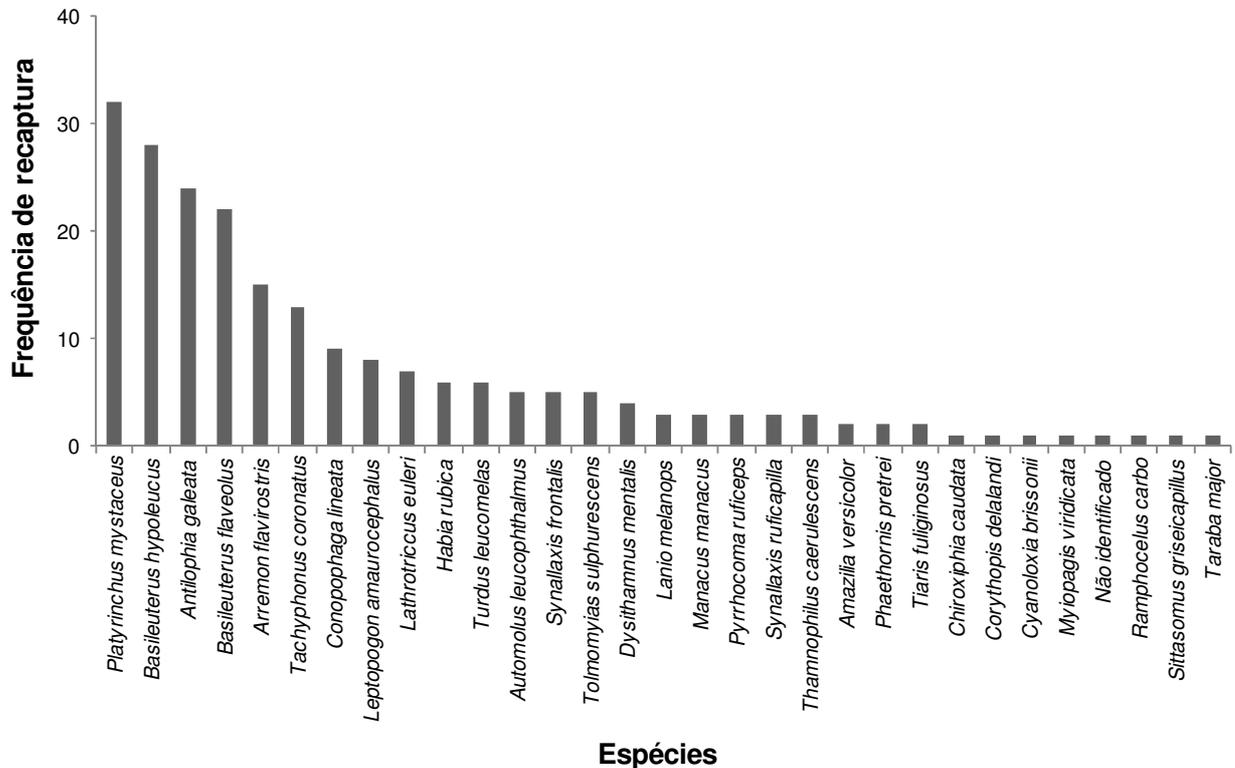


Figura 2.8 – Frequência de recaptura obtida por espécie durante o período de estudo

Maior número de indivíduos por espécies foram encontrados para *A. galeata* (N = 56, representado 7,62% do total de indivíduos), sendo, portanto, a espécie mais abundante neste estudo, seguida por *B. hypoleucus* e *T. coronatus* (N = 50, 6,80%) e, então, por *T. leucomelas* (N = 41, 5,58%) (Figura 2.9).

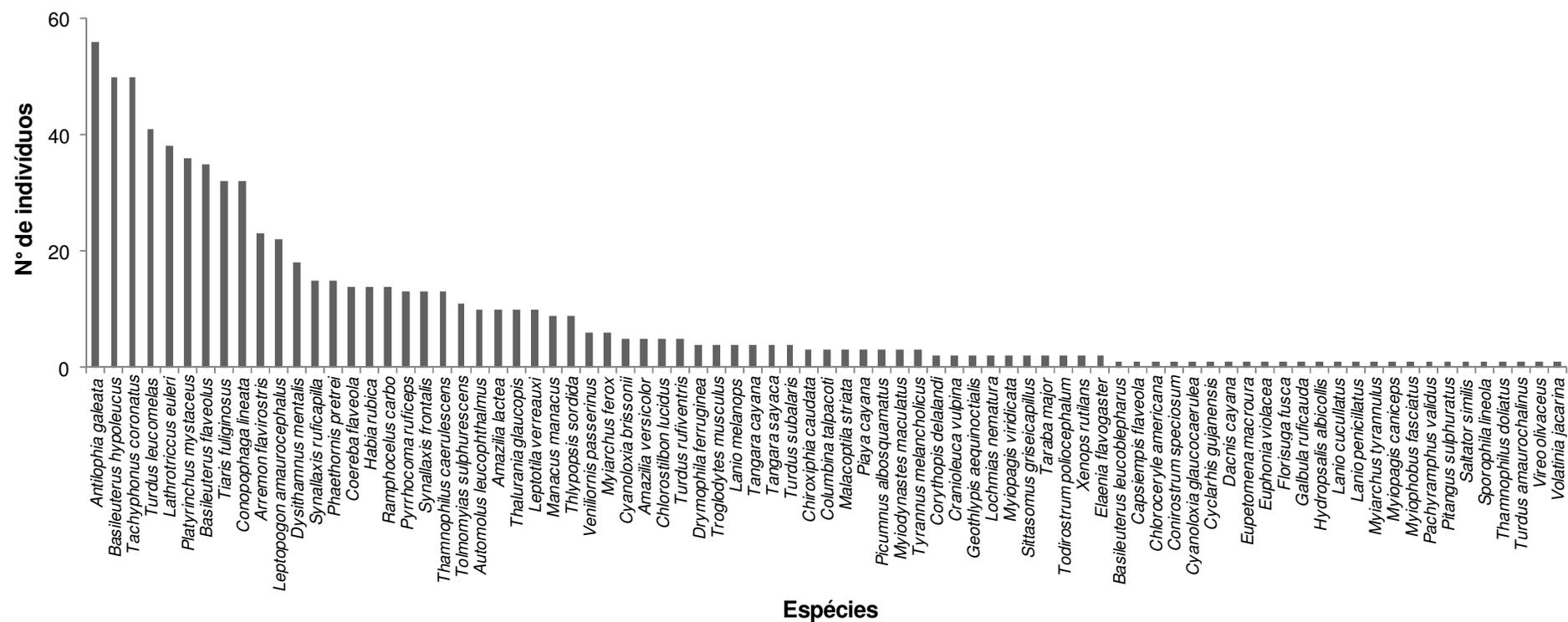


Figura 2.9 – Número de indivíduos capturados por espécie durante todo o período de estudo

64,20% do total de espécies estavam situadas em matriz de cana e 88,89% em matriz de pasto (Figura 2.10). A riqueza não diferiu estatisticamente entre as matrizes ($gl = 3$; $p = 0,508$). As comunidades de aves presentes em matrizes de pasto e cana apresentaram 50,62% de similaridade entre si. 30 espécies ocorreram somente na matriz de pasto e 10 somente em cana.

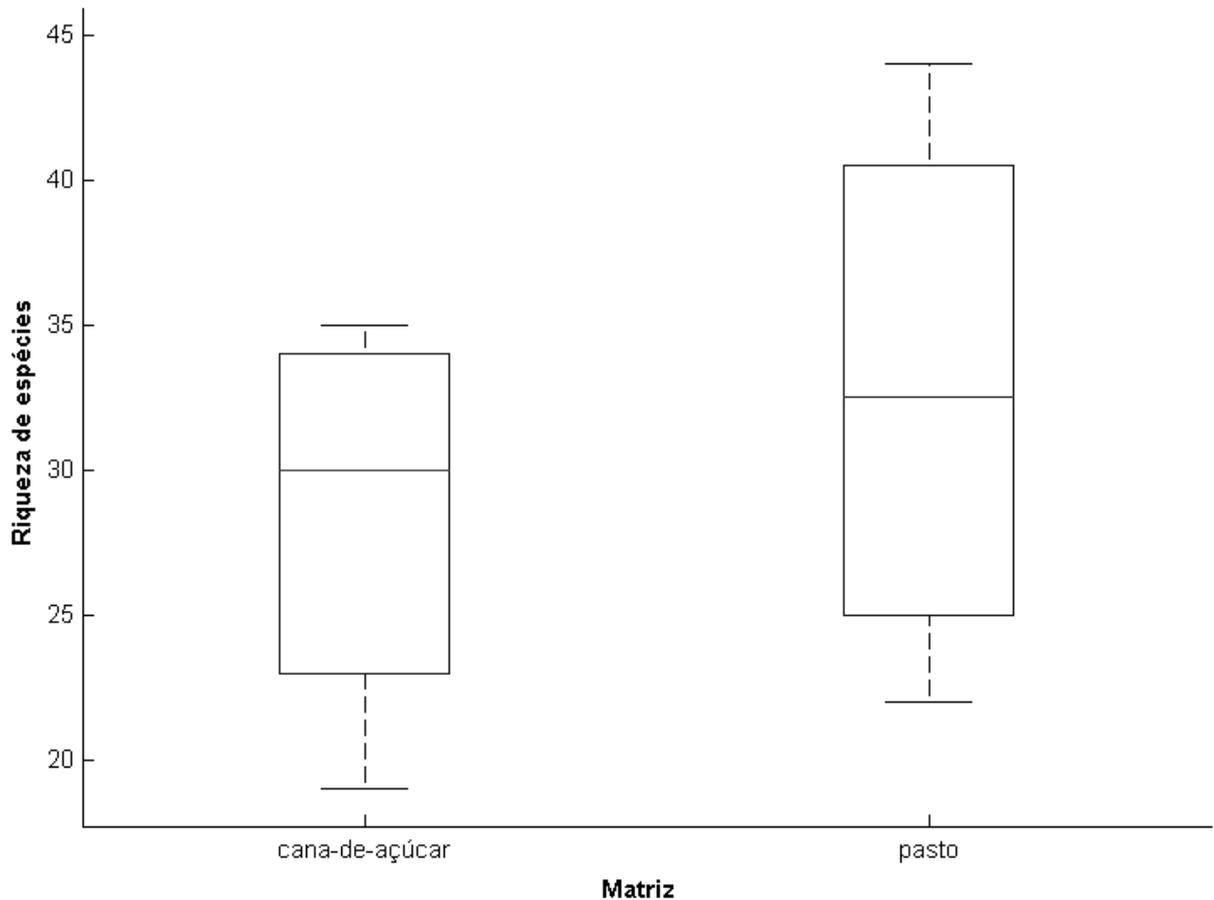


Figura 2.10 – Boxplot da riqueza de espécies em matriz de pasto e cana-de-açúcar

A riqueza não diferiu estatisticamente entre fragmentos antigos e recentes ($gl = 3$; $p = 0,071$), de modo que 65 espécies (80,25% do total de espécies) foram encontradas em fragmentos antigos e 55 (67,90%) em fragmentos recentes (Figura 2.11).

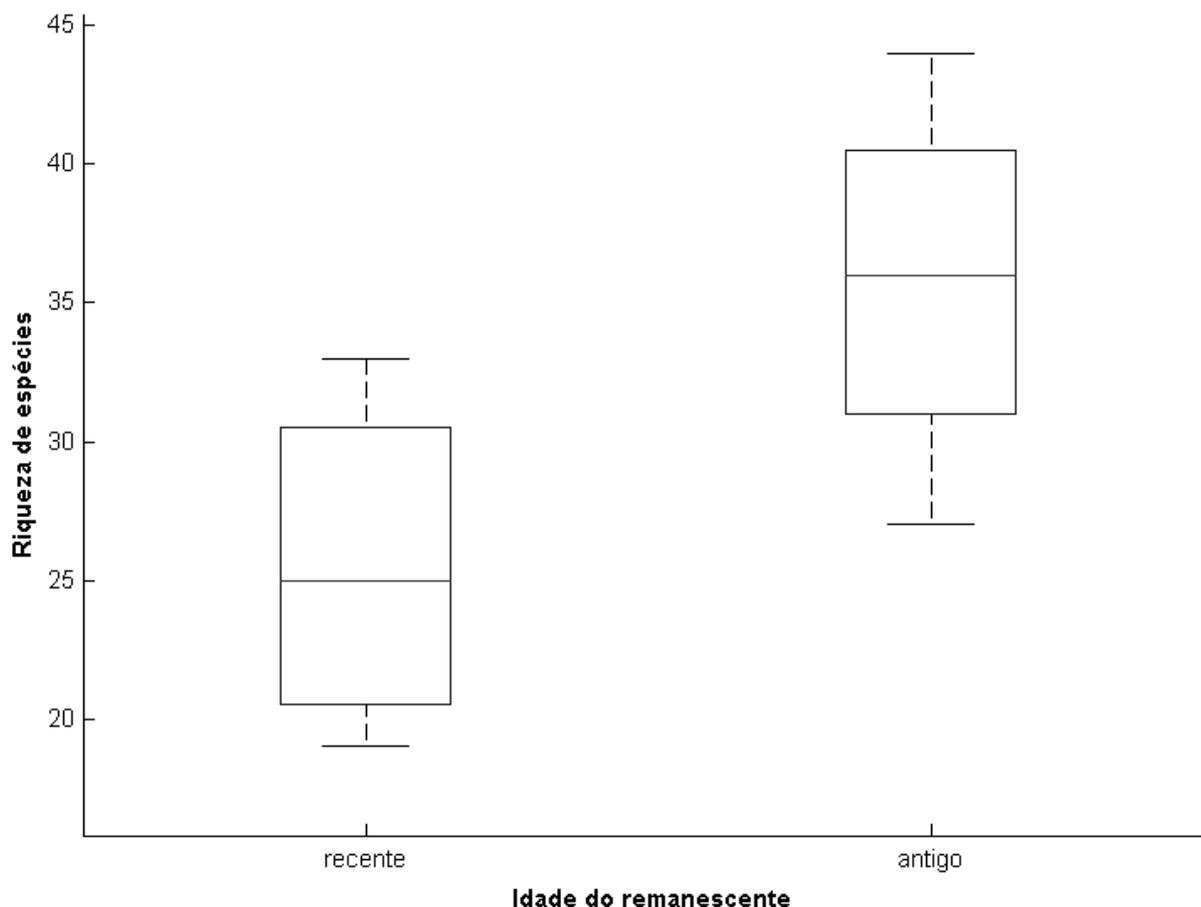


Figura 2.11 – Boxplot da riqueza de espécies encontradas em fragmentos antigos e recentes

A similaridade entre as comunidades existentes em fragmentos antigos comparados a recentes foi de 48,15%, mostrando 26 espécies que ocorreram somente em fragmentos antigos e 16 somente em recentes (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Lista de espécies que ocorreram apenas para uma idade de remanescente florestal

Recente		Antigo	
<i>C. speciosum</i>	<i>M. tyrannulus</i>	<i>B. leucoblepharus</i>	<i>M. caniceps</i>
<i>C. delalandi</i>	<i>M. maculatus</i>	<i>C. flaveola</i>	<i>M. fasciatus</i>
<i>C. gujanensis</i>	<i>S. lineola</i>	<i>C. caudata</i>	<i>P. validus</i>
<i>E. flavogaster</i>	<i>T. cayana</i>	<i>C. americana</i>	<i>P. cayana</i>
<i>F. fusca</i>	<i>T. musculus</i>	<i>C. vulpina</i>	<i>P. albosquamatus</i>
<i>G. aequinoctialis</i>	<i>T. amaurochalinus</i>	<i>C. glaucocaerulea</i>	<i>P. sulphuratus</i>
<i>H. albicollis</i>	<i>T. melancholicus</i>	<i>D. cayana</i>	<i>S. similis</i>
<i>L. cucullatus</i>	<i>V. jacarina</i>	<i>D. ferruginea</i>	<i>S. griseicapillus</i>
		<i>E. macroura</i>	<i>T. major</i>
		<i>E. violacea</i>	<i>T. doliatus</i>
		<i>G. ruficauda</i>	<i>T. poliocephalum</i>
		<i>L. penicillatus</i>	<i>T. subalaris</i>
		<i>L. nematura</i>	<i>V. olivaceus</i>

O número de espécies em fragmentos antigos no pasto foi superior ao número de espécies nos demais fragmentos do pasto e da cana (Figura 2.12). De uma forma geral, foram encontradas baixas similaridades para todas as análises. A comparação entre fragmentos recentes e antigos situados em pasto apresentou menor similaridade (33,80%) que aquelas obtidas pelas demais análises, havendo 52,94% de similaridade entre fragmentos recentes e antigos situados em cana, 50,77% de similaridade entre os fragmentos antigos da cana e do pasto e 36,36% de similaridade entre os fragmentos recentes da cana e do pasto.

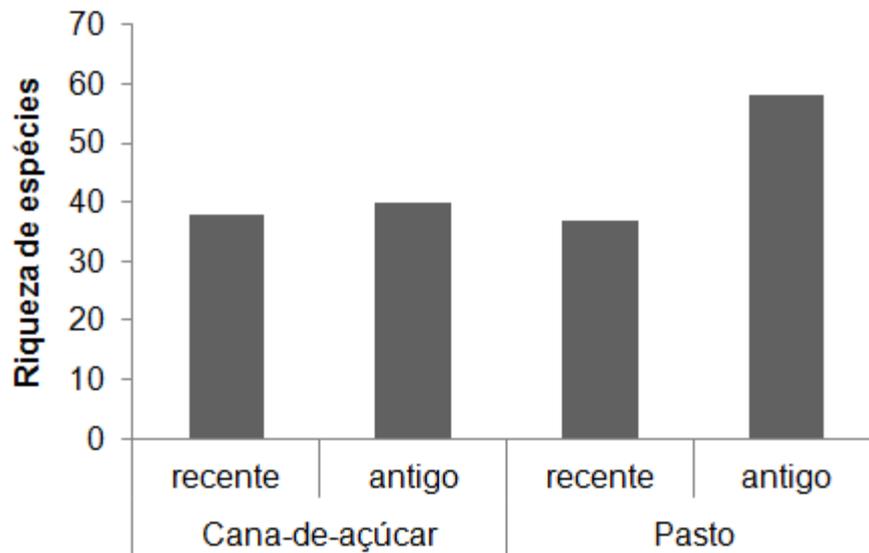


Figura 2.12 – Riqueza de espécies encontradas em fragmentos recentes e antigos por tipo de matriz

36 espécies ocorreram apenas para um tipo de matriz e uma idade de remanescente e destas, 26 foram capturadas apenas uma vez durante este estudo (Tabela 2.3). 16 espécies foram capturadas em todos os tipos de remanescentes, a saber: *A. galeata*, *A. flavirostris*, *B. flaveolus*, *B. hypoleucus*, *C. flaveola*, *C. lineata*, *L. euleri*, *L. amaurocephalus*, *L. verreauxi*, *P. mystaceus*, *R. carbo*, *T. glaucopis*, *T. sordida*, *T. fuliginosus*, *T. sulphurescens* e *T. leucomelas*.

Tabela 2.3 – Lista de espécies ocorrentes para cada tipo de matriz e idade

CANA		PASTO	
Antigo	Recente	Antigo	Recente
<i>B. leucoblepharus</i> *	<i>F. fusca</i> *	<i>C. flaveola</i> *	<i>C. speciosum</i> *
<i>C. caudata</i>	<i>G. aequinoctialis</i>	<i>C. americana</i> *	<i>C. gujanensis</i> *
<i>C. glaucocaerulea</i> *	<i>V. jacarina</i> *	<i>C. vulpina</i>	<i>E. flavogaster</i>
<i>D. ferruginea</i>		<i>D. cayana</i> *	<i>H. albicollis</i> *
<i>E. macroura</i> *		<i>E. violacea</i> *	<i>L. cucullatus</i> *
<i>M. fasciatus</i> *		<i>G. ruficauda</i> *	<i>M. tyrannulus</i> *
<i>V. olivaceus</i> *		<i>L. penicillatus</i> *	<i>M. maculatus</i>
		<i>M. caniceps</i> *	<i>S. lineola</i> *
		<i>P. validus</i> *	<i>T. musculus</i>
		<i>P. sulphuratus</i> *	<i>T. amaurochalinus</i> *
		<i>S. similis</i> *	<i>T. melancholicus</i> *
		<i>S. griseicapillus</i>	
		<i>T. major</i>	
		<i>T. doliatus</i> *	
		<i>T. subalaris</i>	

Notas: Sinais utilizados:

*Espécies capturadas apenas uma vez durante o estudo.

A curva de acumulação de espécies indicou que o esforço amostral realizado para cada tipo de matriz e idade dos remanescentes não foi suficiente para amostrar toda a comunidade de aves existente nestes ambientes (Figura 2.13), não tendo sido suficiente também para amostrar a comunidade geral (Figura 2.14).

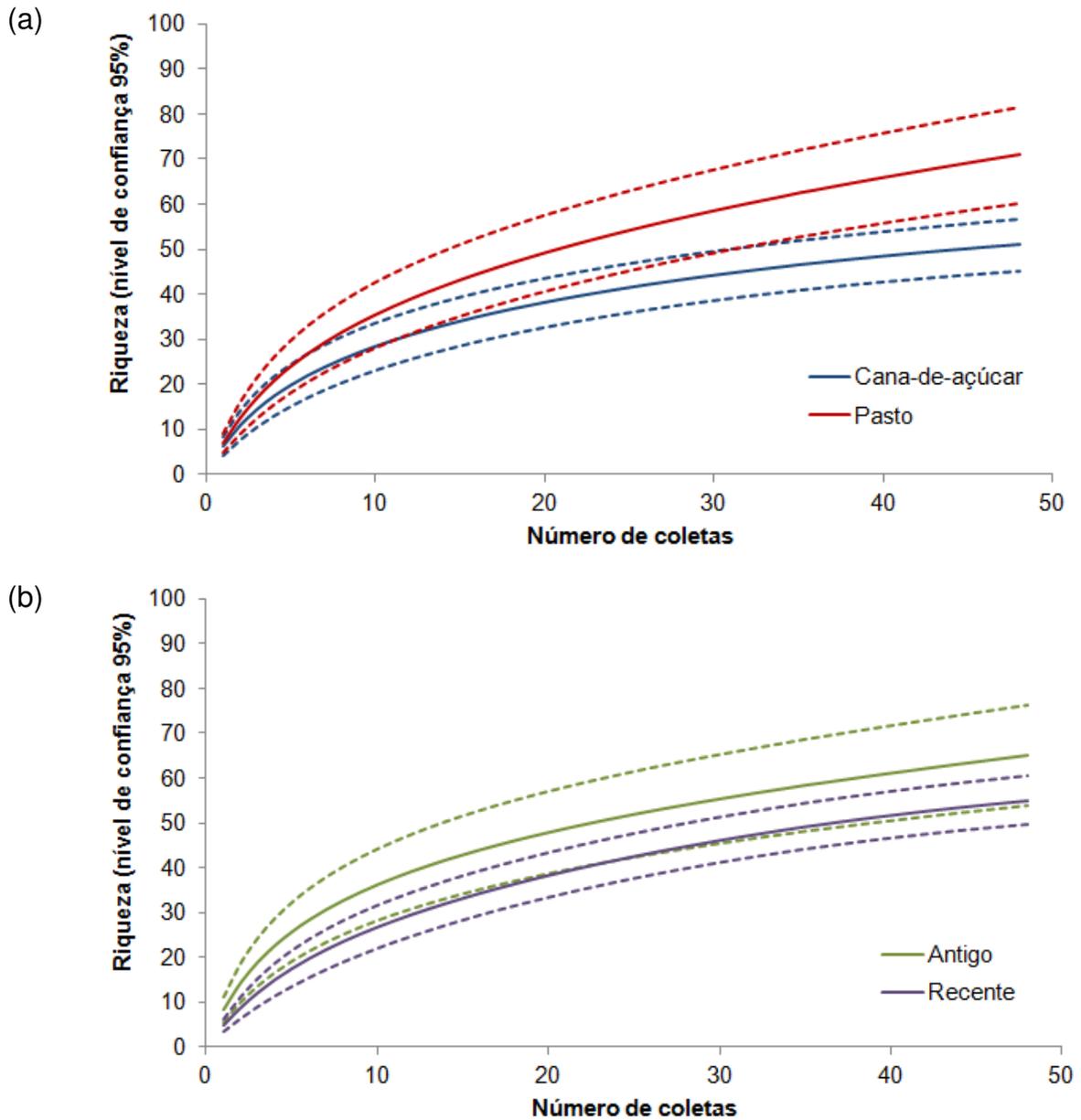


Figura 2.13 – Curva de acúmulo de espécies estimada pelo método Jackknife de 1ª ordem para a comunidade de aves em cada tipo de matriz (a) e idade dos remanescentes (b). A linha contínua representa a média dos valores enquanto a linha pontilhada o desvio padrão

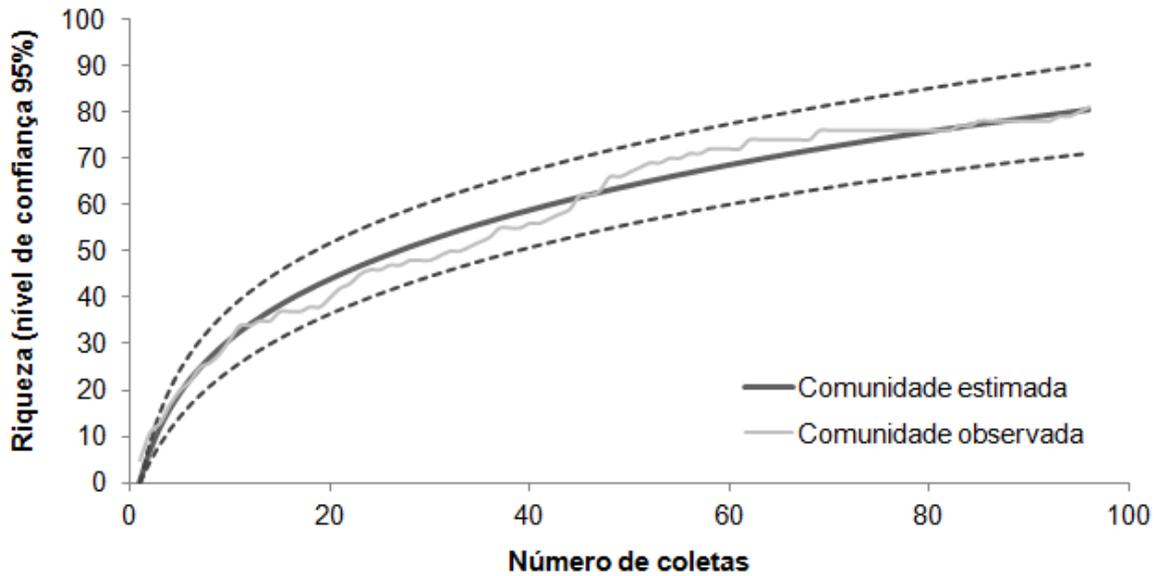


Figura 2.14 – Curva de acúmulo de espécies estimada pelo método Jackknife de 1ª ordem para a comunidade de aves em geral (linha contínua e pontilhada mais escuras) comparada à curva de acúmulo de espécies observada (linha contínua mais clara)

2.4 Discussão

Pelos resultados obtidos tem-se que a maioria das espécies capturadas é de habitat florestal, no entanto, parte destas espécies utiliza-se das áreas do interior e das bordas dos fragmentos, o que as torna pouco seletivas e com maior capacidade de adaptação a remanescentes de diferentes formas, tamanhos e composições. Embora parte destas espécies seja considerada especialista (PARKER III et al., 1996), todas elas tem capacidade de habitar ambientes fragmentados, chegando por vezes a utilizarem-se das bordas dos remanescentes (DEVELEY; ENDRIGO, 2004; GUSSONI; GUARALDO, 2008; SIGRIST, 2009), já que, na maioria das vezes, o tamanho reduzido dos fragmentos não lhes dá outra alternativa, se não, utilizarem o ambiente disponível. Além disso, algumas espécies consideradas de áreas abertas, como *Volatinia jacarina* e *Columbina talpacoti*, foram capturadas no interior de alguns dos fragmentos amostrados o que leva ao questionamento sobre a qualidade dos remanescentes existentes na paisagem estudada.

A análise de espécies por tipo de guilda trófica mostrou diferenças entre os hábitos alimentares das espécies amostradas, com predomínio de insetívoros e onívoros. Alguns estudos mostram que existe uma tendência a um aumento do número de espécies onívoras e, possivelmente, insetívoras menos especializadas para ambientes com altos índices de degradação ambiental, sucedendo o contrário

com frugívoras e insetívoras mais especializadas (MOTTA-JÚNIOR, 1990; DÁRIO et al., 2002; ANTUNES, 2005; PIRATELLI et al., 2005; MARTINS, 2007).

Em estudo desenvolvido por Piratelli et al. (2005) comparando-se a avifauna de quatro fragmentos florestais (áreas de 4, 9,95, 18,24 e 27,28 ha) em área de cultivo de cana-de-açúcar, no norte do estado do Rio de Janeiro, os autores constataram que, das 44 espécies identificadas, 34,10% eram insetívoras, 18,20% granívoras, 13,6% onívoras e apenas 4,55% frugívoras e o mesmo valor para nectarívoras. Os resultados sugeriram uma propensão ao aumento de espécies insetívoras e onívoras e declínio das frugívoras em função da degradação da qualidade do habitat.

Antunes (2005) comparou historicamente a riqueza e abundância relativa de espécies de aves em remanescente de floresta estacional semidecidual (área de 1451ha), situado em Anhembi/SP, para dados obtidos entre agosto de 1975 e agosto de 1997 e aqueles obtidos entre 2000 e 2002 e obteve um número significativamente maior de registros para onívoros de borda, insetívoros de borda e predadores de artrópodos da folhagem, registrando maior porcentagem de extinção local para as espécies frugívoras de dossel, onde concluiu que, possivelmente essas mudanças resultaram da degradação da vegetação do fragmento no intervalo dos 25 anos entre os estudos.

A redução de espécies frugívoras, que são vulneráveis a ações antrópicas (DONATELLI et al., 2007) e sensíveis a degradação do habitat (KATTAN et al., 1994) evidenciam a degradação da mata. Dessa forma, a baixa riqueza (3,70%) e abundância (9,25%) das mesmas neste estudo podem estar relacionadas com a baixa capacidade de suporte dos remanescentes estudados.

A bacia do Corumbataí teve sua vegetação original recoberto toda a área da bacia, constituída por florestas, cerrados e campos cerrados, (KOFFLER, 1993), a qual começou a ser degradada no início do século XIX, com intensificação das atividades agrícolas e pecuárias, que acabaram por alterar a cobertura original do solo, reduzindo as áreas cobertas pelas florestas naturais, as quais estão confinadas, hoje, a pequenos fragmentos e trechos descontínuos de matas ciliares (RODRIGUES, 1999; VALENTE, 2005). De acordo com Valente (2001) existem na bacia 5.428 fragmentos de floresta nativa, dos quais, 3.680 possuem área menor que 1 ha e apenas 38 acima de 80 ha. Além destes, existem 401 fragmentos de cerrado, sendo 243 menores que 1 ha e somente 6 maiores que 80 ha. A distância

do vizinho mais próximo, obtida por Basile (2006), mostra um mínimo de 40 m até 3,5 km o que enfatiza ainda mais o comprometimento desses fragmentos.

Basileuterus hypoleucus foi a espécie que apresentou maior taxa de captura (84,38% das coletas), sendo também a segunda mais recapturada (34,57%) e a segunda com maior número de indivíduos (N = 50). Embora considerada uma espécie de média sensibilidade (PARKER III et al., 1996), habita os estratos inferiores a médios da vegetação, sendo também facilmente encontrado em áreas mais abertas, com vegetação esparsa, como em capoeiras e em sub-bosques de eucaliptais (PARKER III et al., 1996; SICK, 1997). De modo semelhante, *A. galeata* e *P. mystaceus*, também estão entre as mais capturadas e recapturadas. A primeira também é a mais abundante (N = 56), no entanto, é considerada uma espécie de média sensibilidade (PARKER III et al., 1996) que encontra-se como quase ameaçada no estado de São Paulo (SILVEIRA et al., 2009). Por ser uma espécie endêmica das matas de galeria do Brasil, comum em áreas brejosas e buritizais (SIGRIST, 2009), pode-se supor que os remanescentes estudados estejam dando o suporte necessário à espécie, já que são cortados por rios ou encontram-se próximos a eles, favorecendo a perpetuação da espécie nestas áreas. *P. mystaceus*, no entanto, é uma espécie comum, que vive no sub-bosque de matas e capoeirões alimentando-se de pequenos artrópodes (SIGRIST, 2009; SIMÕES, 2010), o que favoreceria sua captura pelas redes ornitológicas. Dessa forma, percebe-se que as três espécies citadas não necessitam de florestas frondosas e com qualidade superior para sobreviver, podendo ocorrer em áreas mais abertas, com poucas árvores, o que pode explicar a ocorrência destas em todos os tipos de fragmentos, independentemente da idade ou do tipo de matriz a que estão inseridos.

A baixa frequência de capturas das espécies deste estudo pode ser explicada por: a) espécie ocorrer comumente em ambientes diferentes dos amostrados, como *V. jacarina* e *T. amaurochalinus* que habitam áreas abertas, sendo incomuns no interior de florestas densas (PARKER III et al., 1996); b) espécie ocupar estratos diferentes daqueles amostrados pelas redes ornitológicas, como *C. gujanensis* e *P. sulphuratus* que habitam no dossel de matas (PARKER III et al., 1996); c) populações naturalmente raras (pouco abundantes); d) fuga de indivíduos após a captura. Além destas, pode-se destacar a possibilidade do esforço amostral ter sido pequeno a ponto de não permitir o incremento do número de indivíduos das espécies destacadas, bem como a não detecção de novas espécies.

A diferença encontrada na composição de espécies para cada tipo de matriz pode estar diretamente relacionada às características dos fragmentos ali inseridos, bem como, às interferências do entorno a que estes estão submetidos. Internamente, fatores como tamanho do fragmento, forma, quantidade de área de borda e de área nuclear, distância de centros urbanos ou áreas de intensivo manejo, distância entre fragmentos ou ainda, densidade e qualidade da vegetação, que podem estar relacionados à idade desses remanescentes – podendo delimitar a composição da vegetação e a estrutura da mesma de acordo com o tempo de resiliência daquele local – influem diretamente na composição de espécies (ANDRÉN, 1994; MARINI, 2001; FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2008; LIEBSCH et al., 2008; MARTENSEN, 2008; CHAZDON, 2012; MARTENSEN et al., 2012; HARRISSON et al., 2013; NEWBOLD et al., 2013).

Porém, a dinâmica das áreas de entorno dos remanescentes pode ser um fator de suma importância na determinação das comunidades ali inseridas uma vez que limita a composição da fauna existente, onde permanecem somente espécies capazes de suportar as interferências as quais aquele ambiente está submetido (RICKETTS, 2001; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; LAURANCE, 2008; WATLING et al., 2011). Nesse sentido, fragmentos inseridos em pasto (entorno direto e matriz predominante) podem estar sujeitos a interferências menos intensas que os inseridos em cana, principalmente no que diz respeito ao sistema de manejo. De uma forma geral, apenas quando o gado entra no fragmento, tem-se uma influência direta sobre a comunidade natural daquele meio devido ao pisoteio e a possibilidade de ingestão de plântulas. Embora o fogo ainda seja utilizado para a limpeza e indução de brotação de gramíneas na pecuária extensiva, tal cultura não se utiliza de grandes maquinários ou outras formas diretas de manejo intensivo como ao que está submetido à cana. No entanto, de forma indireta, os processos erosivos, assoreamentos e poluição dos recursos hídricos, bem como a introdução de gramíneas exóticas no interior dos fragmentos e a facilitação de entrada de luz solar sobre os remanescentes, que intensificam o efeito de borda, influem sobre a vegetação presente nestes ambientes, acabando por influir também sobre a disponibilidade de recursos à fauna (JACQUES, 2003; MOUNTFORD; PETERKEN, 2003; PIVELLO; KORMAN, 2005).

Mangueira (2012), estudando os remanescentes florestais da bacia do Corumbataí (SP), mostrou que a entrada do gado interferiu sobre a regeneração

natural, diminuindo a diversidade florística e o número de indivíduos por unidade de área. Um exemplo do quanto esta matriz influi sobre a comunidade de aves foi mostrado por Mastrangelo e Gavin (2012) onde o aumento da produção de gado contribuiu para a redução da riqueza de aves em remanescentes de mata nativa situados em meio à cultura de pasto na fronteira agrícola do Chaco Argentino. Além disso, tal cultura atrai espécies de aves exóticas que se beneficiam dos recursos oferecidos pela mesma e por isso acabam por interferir na dinâmica dos remanescentes e por trazer patógenos prejudiciais as demais espécies ali existentes. Em estudo desenvolvido por Srbek-Araujo e Chiarello (2008), o crescimento do pasto incentivou o aparecimento de perdizes (*Rhynchotus rufescens*) que acabaram também por invadir as áreas florestadas, oferecendo riscos, principalmente, às espécies de tinamídeos de médio e grande porte de hábitos florestais. Segundo os autores, embora exista a possibilidade de haver algum nível de competição entre estas espécies, a alta probabilidade de intercâmbio de parasitas e patógenos, tanto da espécie invasora para as nativas, quanto do contrário, pode representar maior potencial de impacto.

No caso da matriz de cana, diversos fatores devem ser considerados, principalmente aqueles ligados ao seu ciclo de produção, que envolve mudanças periódicas na estrutura do entorno, de acordo com a idade da cultura, com as épocas de preparo do solo, manutenção e colheita, que geralmente são feitos com maquinário pesado. Durante a preparação do solo, ocorre a utilização de produtos químicos para a correção de seus atributos e o seu intenso revolvimento (CEDDIA et al., 1999; CANELLAS et al., 2003). Na manutenção da cultura, podem ocorrer aplicações de herbicidas e de hormônios reguladores do florescimento, feitos na maioria das vezes de forma aérea, acabando por atingir os remanescentes de mata. Finalmente, na etapa de colheita, os diversos sistemas existentes acabam por gerar diferentes impactos. Historicamente, o sistema mais utilizado é o de cana queimada, embora a colheita mecanizada seja cada vez mais presente (SOUZA et al., 2005). Além dos danos causados ao solo, o fogo já foi considerado como a forma mais comum de degradação dos fragmentos de floresta estacional semidecidual do estado de São Paulo envoltos por este tipo de matriz (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998). Nesses casos, onde o fragmento sofre influência direta do fogo, a fauna que ali se encontra deve estar apta a lidar com este tipo de situação.

No estudo desenvolvido por Piratelli et al. (2005), no qual os quatro remanescentes florestais estavam inseridos em áreas de cultivo de cana, nenhuma das espécies de aves identificadas, de um total de 44, pode ser considerada exclusiva de ambientes florestais, de modo que todas aquelas encontradas no interior da mata também possuem capacidade para explorar a sua periferia. As baixas taxas de captura por redes de neblina aliadas a baixa diversidade de espécies e ao grande número de espécies generalistas e/ou típicas de áreas abertas, além da ausência daquelas tipicamente dependentes de ambientes florestais, evidenciam as consequências da severa degradação dos remanescentes inseridos na matriz em questão.

De acordo com Petit et al. (1999), monoculturas como a cana-de-açúcar podem produzir diversos impactos sobre a avifauna, uma vez que proporcionam a diminuição da complexidade estrutural da vegetação e, conseqüentemente, a redução da disponibilidade de recursos alimentares, principalmente no que diz respeito as aves frugívoras, tratando-se de ambientes particularmente pobres em espécies de aves, mesmo quando comparados a outros ambientes alterados. Além disso, alguns autores (LANGOWSKI, 2007; SOUZA; BORGES, 2009) ressaltam a problemática da dinâmica do cultivo desta cultura para a fauna inserida nesse contexto, pois proporciona, dentre outras coisas, redução na biodiversidade pelo desmatamento e implantação da monocultura, contaminação de águas superficiais e do solo e assoreamento de corpos d'água, sendo um dos maiores problemas a ausência nas áreas de cultivo de reservas florestais e de áreas de preservação permanente devidamente conservados, fatores estes que influem indiretamente e em longo prazo na redução da riqueza faunística pela redução dos recursos descritos.

Dessa forma, as matrizes estudadas podem proporcionar diferentes impactos que se diferenciam também quanto à intensidade em que ocorrem, variando de acordo com o meio e com a percepção pelas espécies envolvidas. Considerando-se as diferenças no tipo de manejo ocorrente para cada cultura do entorno, e os estudos encontrados, pode-se esperar que, embora não haja diferença significativa na riqueza entre as matrizes estudadas, a mesma seria menor para a matriz de cana do que para pasto.

Embora não tenham sido encontradas diferenças significativas entre a riqueza de aves em remanescentes antigos e recentes, obteve-se uma similaridade baixa

(48,15%) entre as espécies. Excluindo-se aquelas capturadas apenas uma vez no período, encontrou-se que *C. delalandi*, *E. flavogaster*, *G. aequinoctialis*, *M. maculatus*, *T. cayana* e *T. musculus* foram capturadas mais de uma vez em fragmentos recentes. Apenas *C. delalandi* e *G. aequinoctialis* são consideradas espécies dependentes de mata, estando as demais classificadas como generalistas (i. e., utilizam-se de mais de um tipo de ambiente), exceto por *T. musculus* que é exclusiva de áreas abertas. Todas as espécies estão classificadas como onívoras (N = 3) ou insetívoras (N = 3). Por outro lado, *C. caudata*, *C. vulpina*, *D. ferruginea*, *L. nematura*, *P. cayana*, *P. albosquamatus*, *S. griseicapillus*, *T. major*, *T. poliocephalum* e *T. subalaris* foram capturadas mais de uma vez em fragmentos antigos. Destas, apenas *P. albosquamatus* é considerado espécie generalista, de forma que as demais dependem dos remanescentes para sobreviver. A maioria destas é insetívora (N = 8), havendo um frugívoro (*C. caudata*) e um onívoro (*T. subalaris*). Tais relações sugerem maior especificidade para as espécies encontradas em remanescentes mais antigos em relação aos recentes.

Similaridade baixa também foi encontrada entre fragmentos recentes e antigos no pasto (33,80%). 15 espécies ocorreram somente em antigos nesta matriz, com apenas quatro espécies capturadas mais de uma vez (*C. vulpina*, *S. griseicapillus*, *T. major* e *T. subalaris*), sendo as três primeiras de média sensibilidade à fragmentação e todas dependentes de áreas florestais. 11 espécies ocorreram somente em recentes no pasto, com apenas três espécies capturadas mais de uma vez (*E. flavogaster*, *M. maculatus* e *T. musculus*), sendo todas de baixa sensibilidade, ocorrentes em áreas abertas e bordas de matas. Comparando-se as sete espécies citadas, nota-se uma maior especificidade das espécies encontradas em remanescentes antigos em relação aos recentes no pasto, o que pode ser explicado pelo fato de fragmentos com idade de regeneração antiga oferecerem maior diversidade de recursos às espécies de aves residentes, uma vez que, por possuírem maior tempo de resiliência, apresentem maior diversidade de vegetação, compondo diferentes estratos (LIEBSCH et al., 2008; CHAZDON, 2012).

Da mesma forma, uma similaridade baixa também foi encontrada entre os remanescentes recentes da cana e entre os mesmos no pasto (36,36%). Diferentemente dos fragmentos recentes no pasto que mostraram 11 espécies exclusivas destas áreas, apenas três espécies ocorreram somente em remanescentes recentes na matriz de cana, sendo que apenas *G. aequinoctialis* foi

capturado mais de uma vez. De acordo com Sigrist (2009), tal espécie pode ser encontrada em diversos tipos de ambientes, como capinzais, canaviais e bordas de matas, de modo que poderia ocorrer em quaisquer dos ambientes amostrados.

De uma forma geral, as espécies que ocorreram em apenas um tipo de remanescente tiveram baixas taxas de captura. A ausência de registros não significa a ausência da espécie, mas apenas a sua não detecção. Considerando-se que as curvas de acumulação de espécies não atingiram as assíntotas desejadas, é possível que, com o aumento do esforço de amostragem, maior similaridade entre as diferentes idades e matrizes fosse obtida. Embora seja possível inferir algumas tendências, maior esforço amostral e outros métodos de levantamentos deverão ser usados para analisar a comunidade destes fragmentos.

2.5 Conclusões

- 1) Houve diferença estatística significativa na riqueza e abundância total de espécies por tipo de guilda trófica, com predomínio de insetívoros e onívoros;
- 2) Não houve diferença estatística significativa na riqueza de espécies por tipo de matriz e idade do remanescente;
- 3) As comunidades de aves em remanescentes antigos e recentes no pasto apresentaram baixa similaridade na composição de espécies.

Referências

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.

ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Revista Brasileira de Ornitologia**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 239-243, 2007.

ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, p. 441-451, 2005.

ANTUNES, A.Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.

BÁLDI, A. Edge effects in tropical versus temperate forest bird communities: three alternative hypotheses for the explanation of differences. **Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae**, Hungary, v. 42, p. 163-172, 1996.

BASILE, A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí**. 2006. 87 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BASILE, A.; VETTORAZZI, C.A.; FERRAZ, S.F.B. Caracterização física e estrutural dos fragmentos florestais da bacia do Rio Corumbataí, SP, e sua relação com o NDVI. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambú. **Anais...** Caxambú: Editora UFMG, 2005. p. 5-7.

BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, Durham, v. 86, p. 1988-1995, 2005.

BLONDEL, J.; FERRY, C.; FROCHOT, B. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des reveles d'avifaune par "stations d'écoute". **Alauda**, Paris, v. 38, p. 55-71, 1970.

BRASIL. Instrução Normativa n° 27, de 23 de dezembro de 2002. Dispõe sobre os procedimentos do Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 dez. 2002. Seção 1, p. 279-282.

_____. Instrução Normativa n° 154, de 01 de março de 2007. Regulamenta a coleta e o transporte de material biológico para fins científicos e didáticos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 02 mar. 2007. Seção 1, p.57-59.

CAMARGO, A.M.M.P.; CASER, D.V.; CAMARGO, F.P.; OLIVETTE, M.P.A.; SACH, R.C.C.; TORQUATO, S.A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-63, 2008.

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; REZENDE, C.E.; SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 935-944, 2003.

CEDDIA, M.B.; ANJOS, L.H.C.D.; RAVELLI, A.N.; LIMA, E.; SILVA, L.A.D. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar e alterações nas propriedades físicas de um solo podzólico amarelo no estado do Espírito Santo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 8, p. 1467-1473, 1999.

CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais **Boletim do Museo Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's guide and application. Boston, 1997.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Lista de aves do Brasil**. São Paulo, 2011. 38 p.

CONOVER, W.J. **Practical nonparametric statistics**. New York: Wiley, 1980. 592 p.

DÁRIO, F.R.; DE VINCENZO, M.C.V.; ALMEIDA, A.F. Avifauna em fragmentos de mata atlântica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 6, p. 989-996, 2002.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484 p.

DEVELEY, P.F.; ENDRIGO, E. **Aves da grande São Paulo: guia de campo**. São Paulo: Aves e Fotos, 2004. 295 p.

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

DONATELLI, R.J.; FERREIRA, C.D.; DALBERTO, A.C.; POSSO, S.R. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 362-375, 2007.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGis 9.0**. New York, 2008.

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

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are forest fragments inserted into agricultural landscapes for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, 2013. In press.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; SODHI, N.S. A multi-region assessment of tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, p. 2293-2300, 2010.

GIMENES, M.R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GOSLER, A. Birds in the hand. In: SUTHERLAND, W.J.; NEWTON, I.; GREEN, R.E. (Ed.). **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**. New York: Oxford University Press, 2004. p. 85-118

GUSSONI, C.O.A.; GUARALDO, A.C. **Aves do campus da UNESP em Rio Claro**. Rio Claro: Divisa, 2008. 174 p.

HANSBAUER, M.M.; STORCH, I.; KNAUER, F.; PILZ, S.; KÜCHENHOFF, H.; VÉGVÁRI, Z.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 25, n. 3, p. 407-417, 2009.

HARRISSON, K.A.; PAVLOVA, A.; AMOS, J.N.; TAKEUCHI, N.; LILL, A.; RADFORD, J.Q.; SUNNUCKS, P. Disrupted fine-scale population processes in fragmented landscapes despite large-scale genetic connectivity for a widespread and common cooperative breeder: the superb fairy-wren (*Malurus cyaneus*). **Journal of Animal Ecology**, London, v. 82, p. 322-333, 2013.

JACQUES, A.V.A. A queima das pastagens naturais - efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 177-181, 2003.

JENNI, L.; LEUDENBERGER, M.; RAMPAZZI, F. Capture efficiency of mist nets with comments on their role in the assessment of passerine habitat use. **Journal of Field Ornithology**, New Ipswich, v. 67, n. 2, p. 263-274, 1996.

KATTAN, G.H.; ALVAREZ-LOPES, H.; GIRALDO, M. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. **Conservation Biology**, Boston, v. 8, p. 138-146, 1994.

KÖFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley Educational, Benjamin/Cummings, 1999. 620 p.

KRONKA, F.J.N. **Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. 84 p.

LAMPILA, P.; MÖNKKÖNEN, M.; DESROCHERS, A. Demographic responses by birds to forest fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, p. 1537-1546, 2005.

LANGOWSKI, E. **Queima da cana: uma prática usada e abusada**. Cianorte: Apromac, 2007. 15 p.

LAURANCE, W.F. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, p. 79-89, 1991.

_____. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. Landscape models for use in studies of landscape change and habitat fragmentation. In: LINDENMAYER, D.B.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Managing and designing landscapes for conservation: moving from perspectives to principles**. Oxford: Blackwell, 2007. p. 35-48.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN JR., K.S.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. chap. 12, p. 257-285.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 128 p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MARINI, M.A. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 11, p. 13-25, 2001.

MARTENSEN, A.C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: importância da cobertura e da configuração do hábitat**. 2008. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MARTINS, F.C. **Estrutura da comunidades de aves em remanescentes de floresta estacional decidual na região do Vale do Rio Paranã – GO e TO**. 2007. 136 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

MASTRANGELO, M.E.; GAVIN, M.C. Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 6, p. 1040-1051, 2012.

MOTTA-JÚNIOR, J.C. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 65-71, 1990.

MOTTA-JÚNIOR, J.C.; VASCONCELOS, L.A.S. Levantamento das aves do campus da Universidade Federal de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 7., 1996, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1996. p. 159-171.

MOUNTFORD, E.P.; PETERKEN, G.F. Long-term change and implications for the management of wood- pastures: experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. **Forestry**, Oxford, v. 76, n. 1, p. 19-43, 2003.

NEWBOLD, T.; SCHARLEMANN, J.P.W.; BUTCHART, S.H.M.; SEKERCIOGLU, C.H.; ALKEMADE, R.; BOOTH, H.; PURVES, D.W. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, London, v. 280, p. 1-8, 2013.

PARKER III, T.A.; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distribution databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. p. 131-436.

PETIT, L.J.; PETIT, D.R.; CHRISTIAN, D.G.; POWELL, H.D.W. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. **Ecography**, Lund, v. 22, n. 3, p. 292-304, 1999.

PIRATELLI, A.J.; ANDRADE, V.A.; LIMA FILHO, M. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 2, p. 217-222, 2005.

PIVELLO, V.R.; KORMAN, V. Conservação e manejo da biodiversidade. In: PIVELLO, V.R.; VARANDA, E.M. (Ed.). **O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação – Parque Estadual de Vassununga**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2005. p. 291-309.

RICCI, R. **Mercado de trabalho do setor sucroalcooleiro no Brasil**. Brasília: IPEA. 1994. 176 p.

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

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 189, p. 1-18, 1999.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV; SOBRADE, 1998. p. 203-215.

ROOS, A.L. Capturando aves. In: MATTER, S.V.; STRAUBE, F.C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V.; CÂNDIDO-JÚNIOR, J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 912 p.

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis: avifauna brasileira**. Vinhedo: Avis Brasilis, 2009. 600 p.

SILVEIRA, L.F.; STRAUBE, F.C. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. v. 2, p. 378-679.

SILVEIRA, L.F.; BENEDICTO, G.A.; SCHUNCK, F.; SUGIEDA, A.M. Aves. In: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção do Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, 2009.

SIMÕES, L.L. **Guia de aves Mata Atlântica paulista – Serra do Mar e Serra de Paranapiacaba**. São Paulo: WWF Brasil, 2010. 132 p.

SOUZA, I.F.; BORGES, J.R.P. Impactos da produção canavieira e os entraves à sustentabilidade no meio rural. In: CONGRESSO DE MEIO AMBIENTE DA AUGM, 6., 2009, São Carlos. **Anais...** São Carlos:UFSCar, 2009. p. 1-13.

SOUZA, Z.M.; PRADO, R.M.; PAIXÃO, A.C.S.; CESARIN, L.G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 3, p. 271-278, 2005.

SRBEK-ARAUJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Registros de perdiz *Rhynchotus rufescens* (Aves, Tinamiformes, Tinamidae) no interior da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 2, p. 251-254, 2008.

SZMRECSÁNYI, T. Tecnologia e degradação ambiental: o caso da agroindústria canavieira no estado de São Paulo. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 24, n. 10, p. 73-81, 1994.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; PERES, C.A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**. New York: John Wiley, 1996. 265 p.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

_____. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 137 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 68, p. 45-57, 2005.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p. 400-407, 1992.

VICTOR, M.A.M. **A devastação florestal**. São Paulo: SBS, 1975. 48 p.

VIELLIARD, J.M.E.; SILVA, W.R. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior de São Paulo. In: ENCONTRO NACIONAL DOS ANILHADORES DE AVES, 4., 1988, Recife. **Anais...** Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1990. p. 117-151.

WADE, T.G.; RIITERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; JONES, K.B. Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, Boston, v. 7, n. 2, p. 7, 2003.

WATLING, J.I.; NOWAKOWSKI, A.J.; DONNELLY, M.A.; ORROCK, J.L. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 20, p. 209-217, 2011.

WELTY, J.C.; BAPTISTAL, L. **The life of birds**. Orlando: Saunders, 1962. 967 p.

WILCOVE, D.S.; MCLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULE, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237-256

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.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 663 p.

3 ECOLOGIA ISOTÓPICA DA COMUNIDADE DE AVES

Resumo

A intensificação dos impactos antrópicos na paisagem, com a supressão dos ecossistemas naturais pelo crescimento urbano e por atividades agrosilvipastoris, ameaçam áreas específicas de alimentação para muitas espécies da fauna. A análise isotópica de tecidos pode fornecer informações sobre a forma como os recursos disponíveis estão sendo utilizados e incorporados pelos indivíduos, intensificando esforços de conservação e manejo da paisagem. O objetivo geral deste estudo foi caracterizar isotopicamente a comunidade de aves em remanescentes florestais (bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo), através da análise de isótopos de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N). Para tanto, oito remanescentes florestais foram selecionados a partir da análise da idade dos remanescentes, sendo quatro antigos (33 e 49 anos) e quatro recentes (3 e 11 anos), dispostos em igual proporção em unidades amostrais (16 km²), com pelo menos 70% de ocupação pela matriz (pasto ou cana-de-açúcar) e 10% de mata. Foram realizadas 12 repetições em cada remanescente, totalizando 96 coletas. Uma sequência de cinco redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), foi alocada na área nuclear de cada remanescente, permanecendo abertas por um período contínuo de quatro horas, a partir das primeiras horas da manhã, vistoriadas a cada 30 minutos. Amostras de penas de todos os indivíduos capturados foram coletadas para análise isotópica. 33 espécies de aves foram analisadas isotopicamente, apresentando ampla gama de assinaturas isotópicas com médias que variaram de -25,02‰ a -14,98‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e de 4,26‰ a 10,71‰ para $\delta^{15}\text{N}$. 78,79% das espécies mostraram mais de 70% de sua alimentação com base em recursos do tipo C₃. Nenhuma espécie mostrou média com predomínio de plantas C₄. Considerando a variação de $\delta^{13}\text{C}$ entre os indivíduos de cada espécie, obteve-se que todas as espécies apresentaram indivíduos com preferências de plantas de ciclo C₃. Apenas duas espécies (*B. flaveolus* e *T. fuliginosus*) mostraram alguns indivíduos com preferência por alimentos baseados em plantas de ciclo C₄. A grande quantidade de espécies e indivíduos com consumo predominante de C₃ enfatiza, no entanto, que estas áreas são essenciais para a manutenção destas comunidades, apesar do elevado grau de degradação dos remanescentes florestais existentes. Ressalta-se, portanto, a necessidade de recuperação e manutenção destas florestas, como forma de garantir a continuidade dos processos ecológicos ainda existentes nestes ambientes antrópicos.

Palavras-chave: Isótopos estáveis; Matriz agrícola; Uso de habitat; Ecologia de aves

Abstract

The intensification of anthropic impacts on the environment with the suppression of natural ecosystems due to urban sprawl and activities of agriculture, silviculture and pasture threaten specific areas used as food sources by many bird species. The isotopic analysis of tissues may provide information on the way the available resources are being used and incorporated by individuals, allowing to intensify efforts for the conservation and management of these environments. This study aimed to characterize isotopically the bird communities in forest remnants (Corumbataí River basin, São Paulo State), using the isotopic carbon (^{13}C) and

nitrogen (^{15}N). We selected eight forest remnants based on their age analysis, being four “old” (33 and 49 years of age) and four “young” (3 and 11 years of age), equally allocated in sample units (16 km^2), with at least 70% of occupation by the matrix (pasture or sugarcane) and 10% of forest. We performed 12 repetitions in each remnant, totaling 96 sampling. A sequence of five ornithological mist nets (32 mm mesh, 12 m x 2.8 m) was allocated in the nuclear area of each remnant, remaining open for a continuous period of four hours, in the early morning hours. The nets were inspected every 30 minutes. Feather samples were collected for isotopic analysis. We analyzed isotopically 33 species, showing a wide range of isotopic traits with averages ranging from -25.02‰ to -14.98‰ for $\delta^{13}\text{C}$ and from 4.26‰ to 10.71‰ for $\delta^{15}\text{N}$. 78.79% of the species showed more than 70% of their food source based on the plants type C_3 . None of the species showed predominant average for plant types C_4 . Considering the $\delta^{13}\text{C}$ variation between the individuals of each species, the results show that all species showed preference for plant types C_3 . Only two species (*B. flaveolus* and *T. fuliginosus*) showed some individuals with preference for plant types C_4 . The greater preference of most species and individuals for plant types C_3 highlights that these environments are essential to maintain these species, despite the advanced degradation level of the forest remnants. This corroborates the need to recover and preserve these forest fragments as a way to ensure continuity to the ecologic processes in these anthropic environments.

Keywords: Stable isotopes; Agricultural matrix; Environment use; Bird ecology

3.1 Introdução

Desde o início da década de 50, diversos estudos envolvendo a aplicação de isótopos estáveis têm sido desenvolvidos. Primeiramente, investiu-se nas pesquisas voltadas a geoquímica e paleo-oceanografia e, posteriormente, esta nova metodologia foi ganhando espaço entre os ecólogos (PETERSON; FRY, 1987; HOBSON; WASSENAAR, 1999; MICHENER; LAJTHA, 2007). A abundância natural de assinaturas isotópicas pode ser usada para encontrar diferentes padrões e mecanismos no nível de um único organismo, bem como para determinar teias alimentares e acompanhar toda a ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres e marinhos, levantando interesses dos diferentes profissionais do ramo da ecologia (MICHENER; LAJTHA, 2007).

Para tanto, isótopos são definidos como átomos de um mesmo elemento que possuem o mesmo número de prótons (Z) e elétrons (e), mas expressam um número diferente de nêutrons (N) (RUBENSTEIN; HOBSON, 2004; SULZMAN, 2007; MARTINELLI et al., 2009). No entanto, só são considerados isótopos estáveis quando ocorre a razão $N/Z \leq 1,5$ (SULZMAN, 2007). São medidos por um espectrômetro de massas que expressa a diferença entre o isótopo da amostra em relação a um padrão, sendo mostrados em termos de delta (δ) que representa

unidades de partes por mil (‰) (RUBENSTEIN; HOBSON, 2004; MICHENER; LAJTHA, 2007; PEREIRA; BENEDITO, 2007; MARTINELLI et al., 2009).

Existem cerca de 300 isótopos estáveis, mas apenas 21 elementos são conhecidos por possuírem apenas um isótopo (HOEFS, 2004), dentre eles, o carbono, o nitrogênio, o enxofre, o oxigênio e o hidrogênio são os mais utilizados, sendo analisados de forma separada ou em conjunto (HOBSON; WASSENAAR, 1999; PEREIRA; BENEDITO, 2007; SULZMAN, 2007). A escolha do tipo de isótopo a ser usado no estudo deve então, condizer com o objetivo da pesquisa e com as perguntas que se pretende responder (PEREIRA; BENEDITO, 2007), devendo-se considerar a influência de processos naturais ou antropogênicos na abundância natural dos mesmos (RUBENSTEIN; HOBSON, 2004).

O isótopo do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) tem sua abundância variando naturalmente nos tecidos vegetais de acordo com o fracionamento isotópico (i. e. processo de discriminação isotópica que varia de acordo com o enriquecimento ou empobrecimento do isótopo pesado da amostra em estudo em relação a sua fonte, MANETTA; BENEDITO-CECILIO, 2003). Este ocorre durante a fotossíntese para espécies de plantas que seguem o ciclo C_3 (i. e. Ciclo de Calvin), C_4 (i. e. Ciclo de Hatch-Slack) ou CAM (i. e. Metabolismo Ácido Crassuláceo), bem como para condições ambientais que limitam as reações enzimáticas durante a fotossíntese ou alteram a abertura estomatal. Além disso, processos antropogênicos como a agricultura (com plantas C_4) em ecossistemas naturais (com plantas C_3) e fontes de poluição também influem sobre a abundância deste. Dessa forma, tendo-se os vegetais como os principais produtores primários do ecossistema, há de se considerar as variações naturais de $\delta^{13}\text{C}$ como o alicerce em estudos ambientais (MARTINELLI et al., 1988). A transferência da assinatura isotópica do carbono ao longo da cadeia trófica é conservativa, podendo ser utilizada para delinear o fluxo de energia em situações onde existam diversos tipos de alimentos com grandes diferenças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, como é o caso de plantas C_3 *versus* C_4 (DeNIRO; EPSTEIN, 1978).

Da mesma forma, o isótopo do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) varia naturalmente nos tecidos vegetais pelo modo como o N_2 é fixado e também pela influência antrópica com o uso de fertilizantes na agricultura e outras práticas que resultam na perda de ^{14}N (RUBENSTEIN; HOBSON, 2004; PEREIRA; BENEDITO, 2007). No entanto, o $\delta^{15}\text{N}$ das plantas assemelha-se ao de sua fonte de nitrogênio, pois elas não o

fracionam quando absorvem o nitrato (GARTEN, 1993) e o reutilizam em produtos em um grau muito maior do que fazem os animais (SALISBURY; ROSS, 1993). Por esses motivos, as vias biossintéticas em plantas dependem de uma variação na fonte de nitrogênio, revelando plantas com diferentes assinaturas isotópicas, de acordo com o seu local de origem (GANNES et al., 1998).

A distinção isotópica que ocorre naturalmente nas paisagens permite explorar padrões que podem fornecer informações sobre o movimento de indivíduos que transitam por essas localidades (RUBENSTEIN; HOBSON, 2004). Por essa razão, diversos estudos revelam rotas de movimentação de indivíduos da fauna a partir de valores isotópicos com o fim de se atribuir os indivíduos para diferentes locais de forrageamento (e. g. FLEMING et al., 1993; HOBSON; SCHELL, 1998; BURTON; KOCH, 1999; CHEREL et al., 2000; MCCARTHY; WALDRON, 2000; KLAASSEN et al., 2001; HATASE et al., 2002; KELLY et al., 2002; KURLE; WORTHY, 2002; POST, 2002; RUBENSTEIN et al., 2002; WEBER et al., 2002; BEARHOP et al., 2003; HIRT, 2008). Estudos recentes com aves migratórias têm fornecido informações sobre a biologia das espécies e potenciais áreas de nidificação, permitindo a intensificação de esforços para a conservação das espécies em questão (GONZÁLEZ-SOLÍS et al., 2011; JANSSEN et al., 2011; BAIRLEIN et al., 2012).

Além disso, a avaliação de dietas em populações e comunidades de vertebrados tem contribuído na determinação de presas e demais fontes de alimento, bem como na elucidação de hábitos de forrageamento dos animais (p. ex. TIESZEN et al., 1983; FORSBERG et al., 1992; KELLY, 2000; HARDING; STEVENS, 2001; MANETTA; BENEDITO-CECILIO, 2003; MIZUKAMI et al., 2005; ROBBINS et al., 2005; URTON; HOBSON, 2005; CIVETT, 2007; CODRON et al., 2007; PEREIRA et al., 2007; WILLIAMS et al., 2007; BAKHURIN et al., 2008; MERKLE et al., 2011; MILAKOVIC; PARKER, 2011; BRITAIN et al., 2012; FERGER et al., 2013). A técnica de isótopos estáveis tem reduzido esforços, onde, dependendo do objetivo do estudo, exclui-se a necessidade de observação direta ou análise de conteúdo estomacal, de fezes ou regurgitações (HOBSON; WASSENAAR, 1999; WEISER; POWELL, 2011), permitindo-se uma indicação mais precisa do item assimilado dentre os alimentos que foram consumidos (FRY; ARNOLD, 1982).

A intensificação dos impactos antrópicos na paisagem, com a supressão dos

ecossistemas naturais pelo crescimento urbano e por atividades agrícolas ou pecuárias ameaçam áreas específicas de alimentação para muitas espécies da fauna (MANETTA; BENEDITO-CECILIO, 2003). A análise isotópica de tecidos pode fornecer informações sobre a forma como os recursos disponíveis estão sendo utilizados e incorporados pelos indivíduos, intensificando esforços de conservação e manejo da paisagem, permitindo a manutenção dos processos ecológicos e das espécies no habitat (p. ex. BRITAIN et al., 2012).

De acordo com o exposto, as questões que norteiam este estudo são:

1. Qual a característica isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) da comunidade de aves inserida em remanescentes florestais situados em matrizes antrópicas?
2. Qual o tipo de recurso (C_3 e C_4) predominante na dieta de cada espécie?
3. Há indivíduos com valores típicos de uso exclusivo de recursos de plantas do tipo C_4 ?

Sendo assim, o objetivo geral deste estudo foi caracterizar isotopicamente a comunidade de aves em remanescentes florestais (bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo), através da análise de isótopos de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N).

Os objetivos específicos foram:

1. Quantificar a proporção de ^{13}C e ^{15}N consumido pelas espécies;
2. Identificar isotopicamente a preferência de recursos provenientes de plantas de ciclo fotossintético do tipo C_3 ou C_4 pelas espécies.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos $22^{\circ}04'46''$ S e $22^{\circ}41'28''$ S e os meridianos $47^{\circ}26'23''$ W e $47^{\circ}56'15''$ W (VALENTE, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2005) (Figura 3.1).

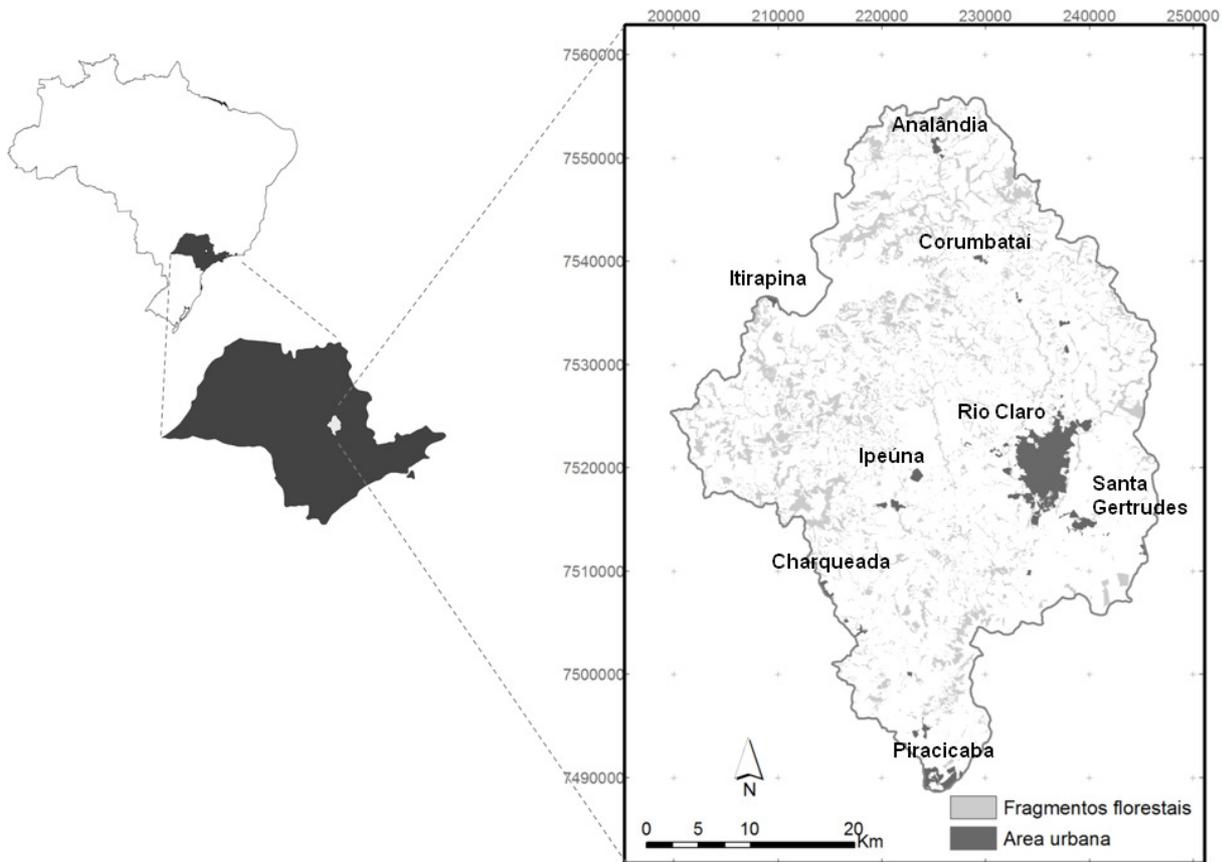


Figura 3.1 – Localização da bacia do rio Corumbataí e seus municípios no estado de São Paulo

De acordo com Victor (1975), o estado de São Paulo possui um longo histórico de degradação de suas florestas, onde se estima uma redução de 78,8% de sua cobertura florestal original. Dean (1997), em seu livro “A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira”, afirma que já em 1600, a atividade canavieira produzia em torno de 10 mil toneladas passando, em 1700, para cerca de 19 mil, sendo a única atividade econômica de grande vulto que vinculava a região da mata atlântica à metrópole desse período. A expansão da cana nesse momento deveu-se principalmente porque se acreditava que a cana era cultivável apenas em solos florestais, de modo que até 1700 esses cultivos já haviam eliminado mais de 1000 km² de mata atlântica, de onde se supunha que possuíam um crescimento quase constante e que os campos de cana vinham sendo abandonados, após o esgotamento da área, para agricultura de subsistência ou pastagens após uma média de 15 anos. Dessa forma, provavelmente as faixas mais importantes dessa floresta foram sendo seletivamente derrubadas ou destruídas.

De modo bastante intenso também se deu a redução no total das áreas referentes aos biomas de cerrado, cerradão e campo cerrado para o estado de São Paulo, constituindo-se da ordem de 1.597.974 ha, o que corresponde a 86,9% nos últimos 30 anos, sendo a região administrativa de Campinas (a qual a bacia do Corumbataí está inserida) responsável pela redução de 161.896 ha ou 94,4% do total de áreas ocupadas por estes biomas em seu território (KRONKA, 1998). De acordo com o mesmo autor, para a maior parte do estado, esta abrupta redução deveu-se à substituição dessas áreas naturais por culturas de cana, pastagens, culturas temporais, citriculturas e reflorestamentos.

O estado de São Paulo caracteriza-se, de acordo com o estudo de Camargo et al. (2008) realizado entre 2001 e 2006, por ser o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, enfrentando diversos problemas sociais e ambientais, por possuir municípios com grande parte de suas áreas territoriais ocupadas por esse tipo de cultivo, cuja principal forma de manejo envolve a queima da cana. O processo de queima anual dos canaviais tem por objetivo facilitar a colheita, barateando o corte manual e aumentando a produtividade do trabalho, além de promover a redução dos custos com carregamento e transporte e aumentar a eficiência das moendas (CAMARGO et al., 2008). No entanto, diversos são os danos ambientais pelos quais essa prática comum pode ser responsabilizada, como da liberação de gás carbônico, ozônio, gases de nitrogênio e enxofre, além de fuligem da palha queimada e problemas como a redução de umidade e porosidade dos solos gerando aumento da compactação e das possibilidades de ocorrência de erosão (RICCI, 1994; SZMRECSÁNYI, 1994).

Frente aos processos de expansão agrícola no estado, evidenciam-se as diversas questões que envolvem a situação atual dos remanescentes de vegetação natural que estão inseridos em um contexto conflituoso de uso e ocupação do solo por diferentes culturas dentro de uma tradição desenvolvimentista que ressalta a falta de políticas públicas que intervenham em favor da conservação desses ambientes.

De forma semelhante, a bacia do Corumbataí teve sua vegetação original recoberto toda a área da bacia, constituída por florestas, cerrados e campos cerrados, (KOFFLER, 1993), a qual começou a ser degradada no início do século XIX, com intensificação das atividades agrícolas e pecuárias, que acabaram por alterar a cobertura original do solo, reduzindo as áreas cobertas pelas florestas

naturais, as quais estão confinadas, hoje, a pequenos fragmentos e trechos descontínuos de matas ciliares (VALENTE, 2005) pertencentes à Floresta estacional semidecidual, Floresta ripária, Floresta paludosa, Floresta estacional decidual e Cerrado (RODRIGUES, 1999).

A bacia abriga oito municípios (VALENTE, 2001) apresentando, em 2003, 42,3% de sua área total recoberta por pastagem e 27,8% por cana-de-açúcar, havendo 5,7% de ocupação por reflorestamentos e restando apenas 11,3% de floresta semi-decídua e 0,7% de cerrado "*latu sensu*", além de 2,9% de áreas urbanas e outros usos menos representativos como fruticultura, culturas anuais e mineração (VALENTE, 2005) (Figura 3.2).

Dessa forma, percebe-se que os fragmentos ainda existentes estão submetidos a diferentes aspectos físicos e antrópicos, dependendo do local ao qual estão inseridos, apresentando, portanto, diferentes condições ecológicas. Por esse motivo, devem ser analisados de acordo com a estrutura da paisagem do seu entorno que acaba por afetar diretamente a permanência de muitas espécies na bacia, já que, em conjunto com a alta fragmentação, influem sobre as condições dos remanescentes florestais (BASILE et al., 2005).

3.2.2 Delineamento amostral

3.2.2.1 Seleção das unidades amostrais

O delineamento amostral utilizado neste estudo baseia-se em uma abordagem ao nível de paisagem, que permite a aquisição de uma visão mais ampla em relação às interações existentes entre espécies e habitat (LINDENMAYER; FISCHER, 2007). Primeiramente, testou-se o tamanho das unidades amostrais (1 km², 4 km², 9 km², 16 km² e 25 km²) através da análise de variância multinomial que permite correlacionar a variância das proporções de uso da terra em função do tamanho da unidade amostral. Os resultados mostraram que existe uma redução da variância com o aumento da área das unidades amostrais, já havendo uma estabilização a partir das unidades de 9 km². Desse modo, optou-se pela adoção da unidade amostral de tamanho igual a 16 km² para garantir a utilização de uma parcela em que a variância da amostragem já estivesse totalmente estabilizada (FERRAZ et al., in press).

Com o objetivo de obter unidades amostrais tipicamente representativas das duas paisagens predominantes na região (pasto e cana-de-açúcar) com um mínimo

de área de mata a ser estudada, iniciou-se a etapa de escolha das unidades amostrais definindo-se como critério a adoção de pelo menos 70% de ocupação pela matriz de pasto ou cana-de-açúcar e de pelo menos 10% de ocupação por áreas de mata. A definição destes critérios considerou o princípio do Método da Amostragem Adaptativa (THOMPSON; SEBER, 1996), que possibilita a seleção de unidades amostrais que atendam a critérios previamente estabelecidos. Definidas as áreas da bacia que possuíam os critérios mencionados, pode-se gerar, ao redor de cada pixel da imagem, uma quadrícula de 16 km². O elevado número de unidades amostrais geradas levou ao estabelecimento de critérios de seleção, tais como: a) maior distância da borda da bacia; b) maior distância de centros urbanos e maciços de outras culturas que pudessem vir a gerar um viés amostral (p. ex., paisagem de matriz pasto próxima a um maciço de cana ou silvicultura); c) maior distância possível entre unidades e; d) abrangência de fragmentos com as condições necessárias a amostragem.

Após esta triagem, selecionaram-se possíveis unidades amostrais para a matriz de pasto e para a matriz de cana para serem verificadas no campo. Por fim, selecionaram-se três unidades amostrais em matriz de pasto consolidado (Figura 3.2a) e três unidades amostrais em matriz de cana-de-açúcar consolidada (Figura 3.2b) (FERRAZ et al., in press).

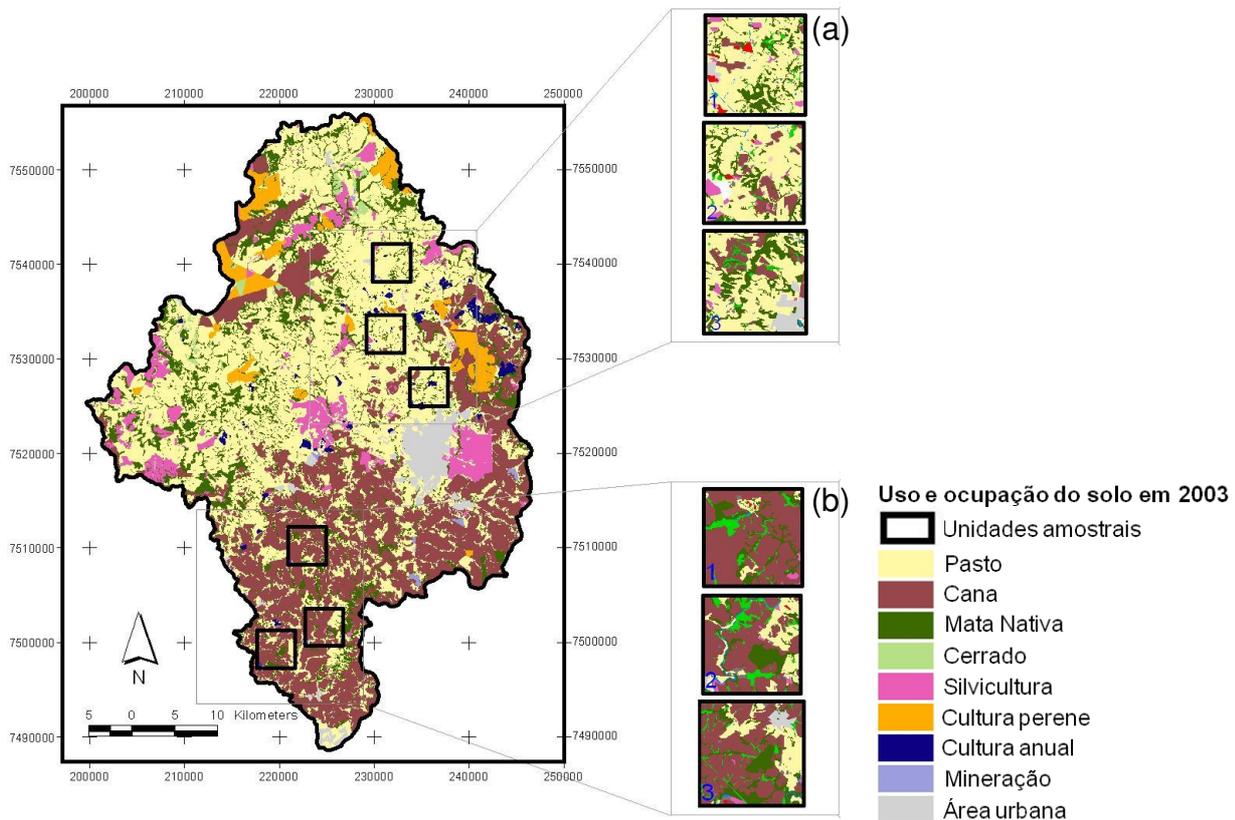


Figura 3.2 – Unidades amostrais (16 km²) selecionadas para a matriz de pasto (a) e cana-de-açúcar (b), inseridas no mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo. Classificação realizada com base em imagens do satélite LANDSAT-7 obtidas em 2003 (VALENTE, 2005)

3.2.2.2 Seleção dos pontos de amostragem

Os remanescentes florestais utilizados para amostragem de aves por meio de redes de neblina foram selecionados a partir da análise da dinâmica da paisagem. Uma análise preliminar, focando os remanescentes florestais maiores que 5 hectares revelou grande diversidade de idade de trechos de um mesmo remanescente, mostrando que a maior parte dos remanescentes apresenta trechos mais antigos e outros mais recentes, enfatizando assim, a necessidade desta informação ser usada no delineamento amostral deste estudo.

Para as seis unidades amostrais selecionadas foram geradas informações relacionadas à estrutura e dinâmica da paisagem (FERRAZ et al., in press). Mapas de uso e cobertura do solo gerados para as unidades amostrais a partir da interpretação visual de fotografias aéreas disponíveis para os anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e imagens de satélite de alta resolução de 2008, possibilitaram a descrição da estrutura da paisagem baseada em métricas de composição e configuração (Figura 3.3).

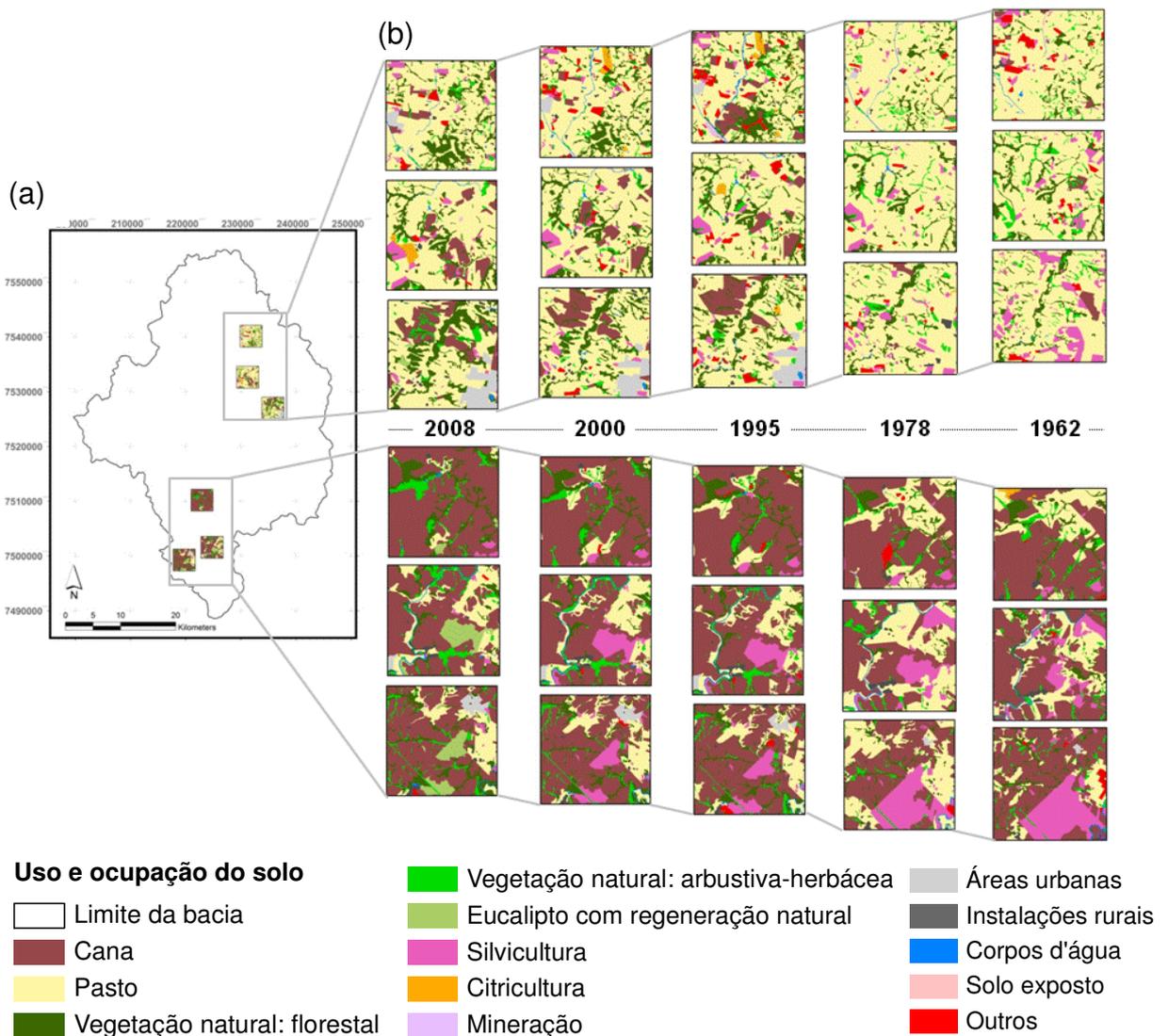


Figura 3.3 – Uso e cobertura do solo para cada unidade amostral da bacia do rio Corumbataí, evidenciando: a) Localização das unidades amostrais na bacia; b) Uso e cobertura do solo para cada ano

Em função da grande variabilidade temporal dos remanescentes florestais e considerando que a idade do remanescente poderia influenciar a estrutura da comunidade de aves amostrada, optou-se por classificá-los de acordo com a idade, utilizando-se das imagens disponíveis (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008). Para tanto, através do software ArcGIS 9.0 (ESRI, 2008) selecionou-se todos os remanescentes existentes para as imagens de 2008 (que mostrariam a situação mais próxima da atual), independentemente do tamanho de cada um, e que se encontravam dentro das unidades amostrais, procedendo-se então à comparação destas áreas com as imagens de anos anteriores. Sendo assim, cada remanescente florestal identificado nas imagens aéreas de cada ano foi classificado em cores distintas e depois

sobreposto ao arquivo de fragmentos existentes em 2008 formando um mosaico de idades para cada um (Figura 3.4 e 3.5b e 3.5c). Este procedimento auxiliou o reconhecimento da idade das partes constituintes dos remanescentes atuais. Considerando a imagem do ano de 1962 como a mais antiga, as áreas de mata que não constavam nesta imagem, mas que constavam nas imagens mais atuais foram então consideradas áreas que sofreram regeneração.

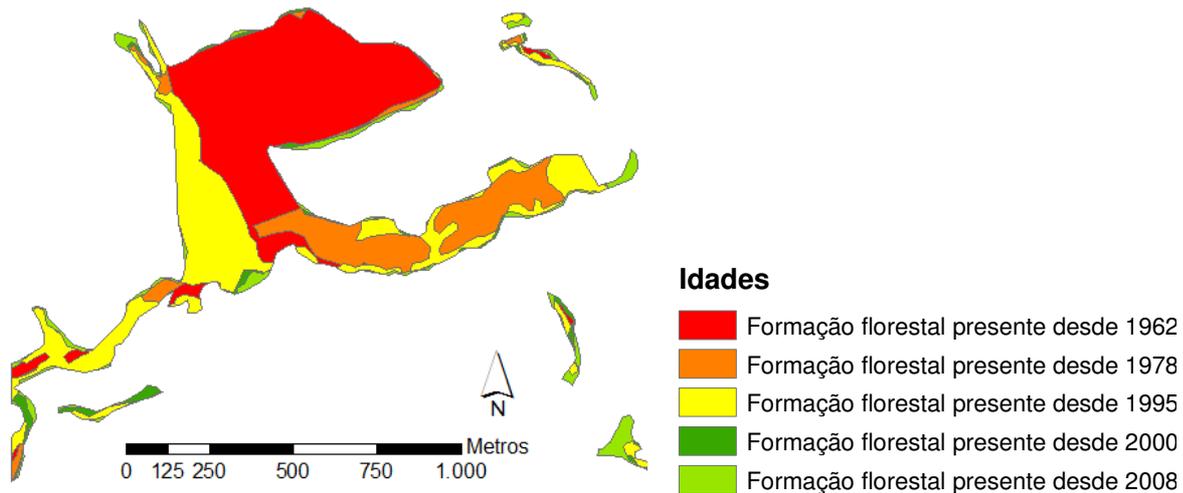
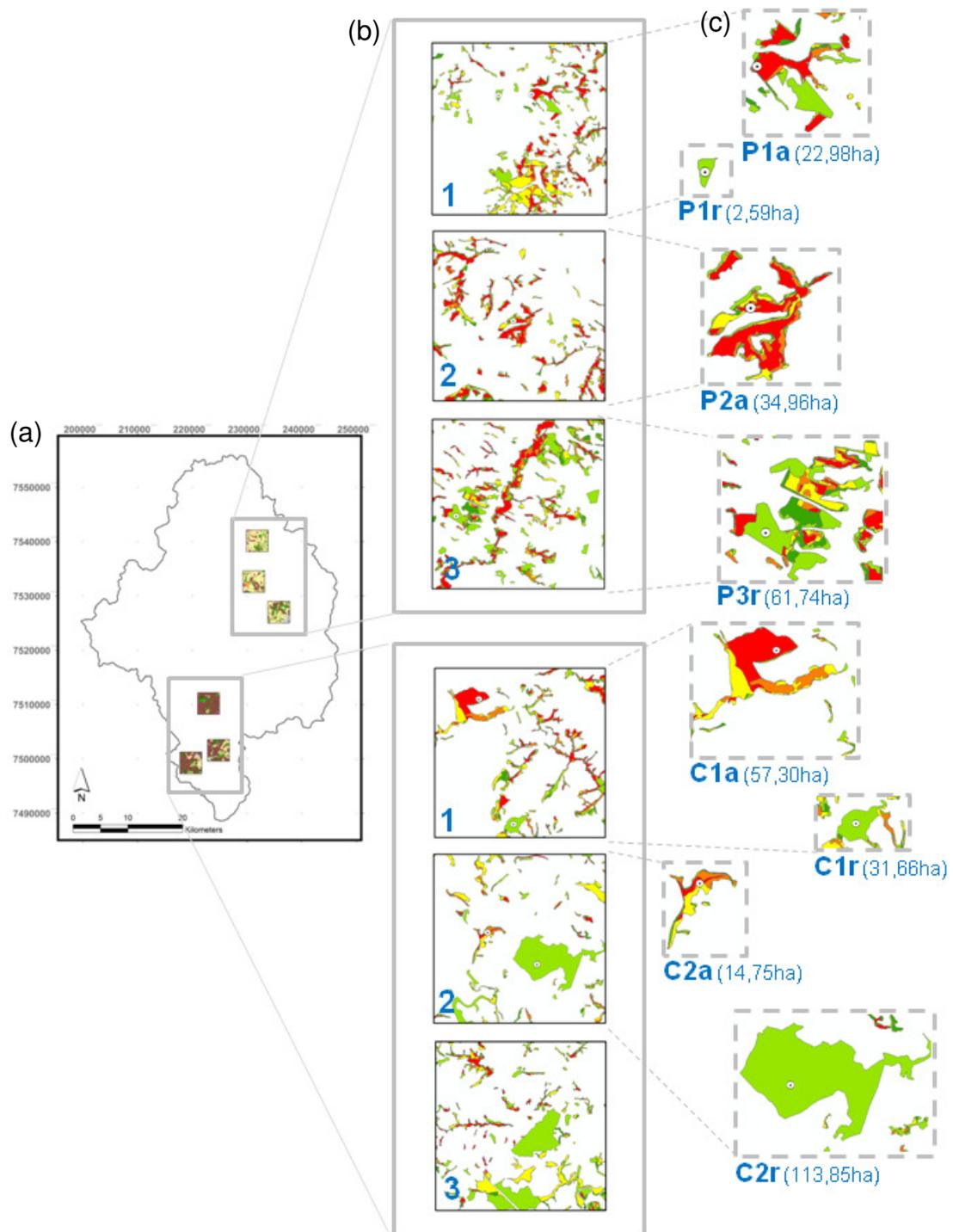


Figura 3.4 – Exemplo de classificação de remanescente florestal por meio das imagens aéreas. As cores representam as diferentes idades existentes em cada área interpretada como formação florestal do remanescente

Após esta etapa, todos os remanescentes florestais selecionados dentro das seis unidades amostrais foram visitados e avaliados quanto ao seu acesso, localização e condições atuais (i.e., se sofreu impacto recente, do qual poderia inviabilizar as campanhas de campo em seu interior, como, fogo e corte raso), atentando-se para a presença de sub-bosque, estratos, altura de dossel e indícios de regeneração, mesmo naqueles que no passado eram talhões de eucaliptos.

A partir do reconhecimento dos remanescentes em campo e com sua idade conhecida selecionou-se um número mínimo de fragmentos em cada matriz representativos do ambiente agrícola da região, e que permitissem uma logística de visitação em todos os pontos amostrais em cada mês de estudo. Assim, foram selecionados quatro remanescentes florestais em cada matriz, sendo dois em pasto e dois em cana com trechos predominantemente atuais (com idade de regeneração entre 3 e 11 anos, constantes nas imagens de 2000 e 2008) e mais dois em pasto e dois em cana com trechos predominantemente mais antigos (com idade de regeneração de 33 a 49 anos, constantes desde as imagens de 1978 e 1962) (Figura 3.5c).



Idades

- Formação florestal presente desde 1962
- Formação florestal presente desde 1978
- Formação florestal presente desde 1995
- Formação florestal presente desde 2000
- Formação florestal presente desde 2008

- Pontos de amostragem

Identificação:

- Pasto (P), Cana (C)
- Unidade amostral (1, 2, 3)
- Antigo (a), Recente (r)

Figura 3.5 – Localização dos pontos de amostragem: a) Localização das unidades amostrais na bacia; b) Mosaico de idades para cada remanescente; c) Localização e identificação dos pontos de amostragem evidenciados para cada remanescente de estudo, mostrando a área respectiva de cada um entre parênteses

A maioria dos fragmentos de mata existentes na bacia são pequenos, isolados e disformes, distribuindo-se irregularmente pela paisagem em decorrência do processo de fragmentação sofrido (VALENTE, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2005; BASILE, 2006). Na matriz de pasto, a maioria dos fragmentos são elementos lineares com pouca ou total ausência de área nuclear, enquanto que na matriz de cana a maioria dos fragmentos apresenta área nuclear, uma vez que os remanescentes caracterizam-se por um formato não tão linear.

De uma forma geral, todos os fragmentos antigos amostrados apresentaram alta incidência de lianas, formando uma cortina densa composta por um emaranhado de cipós de diferentes espécies. No entanto, aqueles situados na matriz de cana (C1a e C2a) aparentavam possuir menos estratos que os situados no pasto. Para os primeiros, apenas os estratos médio e baixo estavam evidentes, não tendo-se notado a presença de muitas árvores de grande porte. O fragmento P1a, presente no pasto, no entanto, apresentou estrato superior, com árvores esparsas, poucos indivíduos de médio porte e quase ausência de sub-bosque, o que pode ser explicado pela frequente entrada de gado no interior do remanescente. P2a não apresentou vestígios de entrada do gado, talvez pelo fato do relevo ser bastante acidentado a ponto de não ser atrativo a estes animais, mostrando árvores de grande porte, além de estratos médio e inferior, aparentando grande riqueza de vegetação.

A partir das imagens históricas, e posteriormente, das visitas de campo, verificou-se que os fragmentos com idades de regeneração mais atuais eram no passado (data anterior a 2000) talhões de eucalipto. Hoje estes talhões estão abandonados e seu sub-bosque e demais espécies arbóreas formam novamente um ambiente florestal típico com o estrato inferior, médio e superior. A presença de clareiras em meio a estes remanescentes com idade recente, no entanto, foi frequente. Muitos apresentavam trilhas largas, aparentando estradas abandonadas, em seu interior, além das clareiras naturais. Aqueles presentes no pasto apresentaram o estrato superior formado por grandes indivíduos de eucalipto, com poucas espécies de estrato médio e quase ausência de sub-bosque, talvez também pela presença de gado em seu interior. Os inseridos na cana, no entanto, apresentaram diferentes tipos de estratos, com vários indivíduos regenerantes. C2r, no entanto, apresentou uma significativa particularidade, possuindo diversas trilhas

em seu interior, usadas para atividade de *motocross*, o que foi evidenciado pelas frequentes marcas de pneu e erosões cada vez mais intensas.

3.2.3 Coleta de dados de avifauna

A avifauna foi amostrada pelo método de captura com redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), utilizando-se uma sequência de cinco redes por ponto de coleta dispostas no interior dos remanescentes, distantes ao menos 30m da borda. A alocação das sequências de redes se deu avaliando-se o mosaico de idades de cada remanescente. Os pontos de amostragem foram alocados, portanto, na área nuclear da parte mais antiga (para fragmentos com idade média antiga) ou da parte mais recente (para fragmentos com idade média recente) do remanescente. A segurança, facilidade de acesso e de logística no transporte dos equipamentos também foram consideradas durante a alocação das trilhas. As redes permaneceram abertas por um período contínuo de 4 horas, a partir das primeiras horas da manhã, realizando-se vistorias a cada 30 minutos, dando um total de 384 horas de amostragem ou 48 horas por fragmento.

As aves capturadas foram acondicionadas em sacos de algodão assim que retiradas das redes. Uma parte da 9ª rêmige da asa esquerda de cada indivíduo foi coletada e acondicionada em saco de papel, que foi então vedado e identificado (número de identificação, nome da espécie, data e ponto de coleta) para posterior encaminhamento para análise isotópica. Depois de identificados (de acordo com a nomenclatura sugerida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (2011), os indivíduos foram então anilhados com anilhas padronizadas pelo CEMAVE (Cadastro Nacional de Anilhadores de Aves Silvestres) de acordo com a Instrução Normativa n° 27, de 23 de dezembro de 2002, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres (Anexo A). A captura e a marcação de animais silvestres *in situ* foram feitos em concordância com o disposto no Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), de acordo com a Instrução Normativa n° 154, de 01 de março de 2007 (Anexo B). As coletas iniciaram-se em novembro de 2011 e uma visita por mês foi feita em cada sítio, totalizando 12 repetições por sítio de coleta, num total de 96 dias de campo.

3.2.4 Análise isotópica

Para cada amostra de pena coletada, retirou-se uma pequena secção da barba da pena de aproximadamente 0,5 cm², cuidando-se para não incluir a raque na amostra, que poderia fornecer resultados diferentes quanto à proporção de carbono e nitrogênio (WILEY et al., 2010). As partes selecionadas das penas foram então, colocadas separadamente em cápsulas de estanho 8 x 5 mm e transformadas e purificadas em gases apropriados em analisador elementar Carlo Erba, CNH-1110, que se encontra acoplado a um espectrômetro de massa *Thermo Scientific Delta Plus*. Neste processo, o carbono da amostra é convertido a CO₂ e o nitrogênio a N₂ gasosos, que são separados por uma coluna cromatográfica antes de serem inseridos no espectrômetro de massa. O valor corrigido por padrões internacionais e expressos em delta (δ) por mil (‰), fornece a composição isotópica do carbono ou do nitrogênio através da equação (1):

$$\delta^{13}\text{C ou } \delta^{15}\text{N} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000, \quad (1)$$

onde R é a razão molar de ¹³C/¹²C ou ¹⁵N/¹⁴N na amostra e no padrão. O padrão usado para o carbono na escala internacional vem de uma rocha calcária proveniente da Belenite fóssil da formação Pee Dee (PDB), e o nitrogênio provém do ar atmosférico. A precisão analítica do método em réplicas de padrões internos está avaliada em 0,3 e 0,5‰ para o carbono e nitrogênio, respectivamente.

3.2.5 Análise de dados

Para trabalhar em nível de comunidades, algumas generalizações são necessárias, levando a pequenas imprecisões no nível da espécie (POST, 2002). Uma destas generalizações é o valor de fracionamento (Δ¹³C e Δ¹⁵N) que não é específico da espécie. Para minimizar esta imprecisão, utilizaram-se valores específicos para o tipo de tecido analisado (i. e. penas). Os valores de fracionamento de δ¹³C e δ¹⁵N foram obtidos com base em estudos experimentais com aves passeriformes (HOBSON; BAIRLEIN, 2003; PEARSON et al., 2003; FERGER et al., 2013), onde o valor variou de 3 a 4‰ para ambos os elementos. Dessa forma, considerou-se valores mais altos de Δ¹³C para espécies que consomem artrópodes (Δ¹³C_{insetívoro, nectarívoro e onívoro} = 4‰) e valores mais baixos para aquelas que se alimentam somente de recursos primários (Δ¹³C_{granívoro e frugívoro} = 3‰). Para tanto, todas as espécies foram caracterizadas quanto ao tipo de guilda trófica a que

pertencem de acordo com literatura específica (WILLIS, 1979; MOTTA-JÚNIOR, 1990; MOTTA-JÚNIOR; VASCONCELOS, 1996; SIGRIST, 2009). Um valor médio de 3,4‰ foi usado para $\Delta^{15}\text{N}$. Os valores isotópicos do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) foram corrigidos para cada espécie.

A contribuição relativa de fontes C_4 na dieta das aves foi determinada através do modelo linear de mistura de carbono (FRY; SHERR, 1984; FRY, 2006) onde usou-se -12 e -31‰ como limites.

Os valores comparativos das fontes alimentares foram obtidos através da literatura utilizando-se: $\delta^{13}\text{C}_{\text{cana}} = -12\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N}_{\text{cana}} = 3,4 \pm 1,3\text{‰}$; $\delta^{13}\text{C}_{\text{pasto}} = -12,15 \pm 0,75\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N}_{\text{pasto}} = 2,45 \pm 1,45\text{‰}$; $\delta^{13}\text{C}_{\text{floresta}} = -30,05 \pm 2,45\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N}_{\text{floresta}} = 3,20 \pm 2,70\text{‰}$ (FERREIRA, 2008; FERGER et al., 2013).

3.3 Resultados

33 espécies de aves foram analisadas isotopicamente (Tabela 3.1), apresentando ampla gama de assinaturas isotópicas com valores médios que vão desde -25,02‰ até -14,98‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e 4,26‰ até 10,71‰ para $\delta^{15}\text{N}$, mostrando valores menores de $\delta^{15}\text{N}$ para espécies que não consomem artrópodes em comparação àquelas que consomem (Figura 3.6).

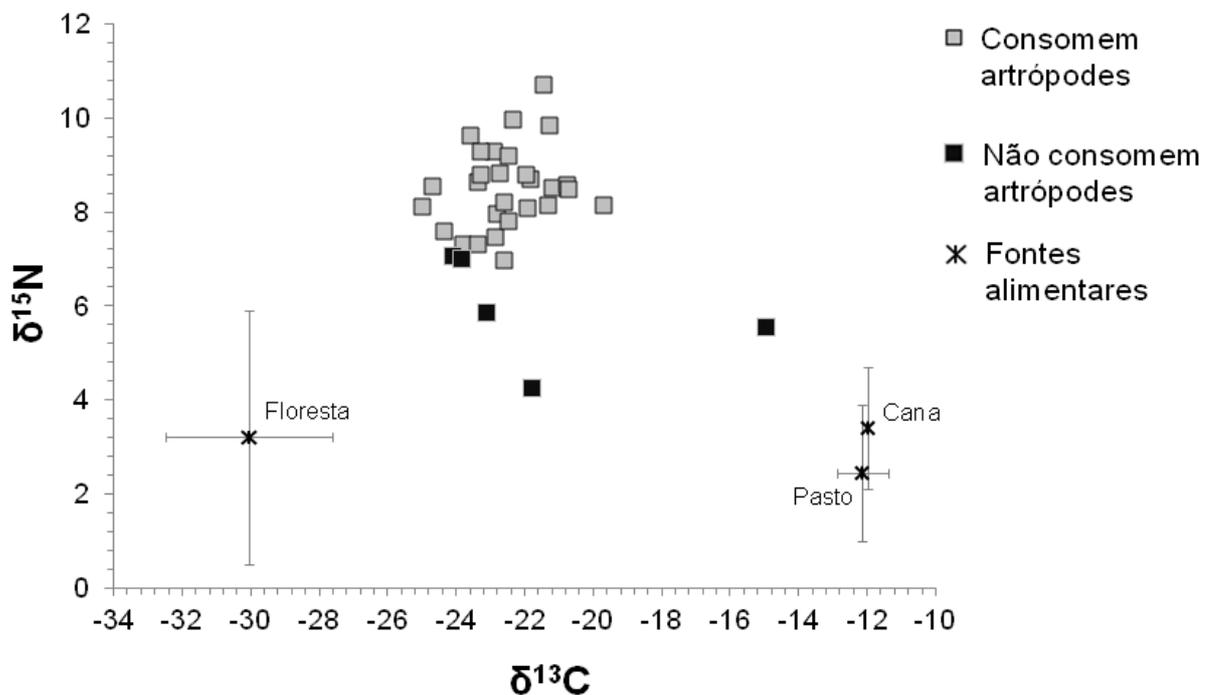


Figura 3.6 – Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em amostras de penas de 33 espécies de aves, evidenciando o tipo de alimento que consomem. Para maior clareza, as barras de erro padrão só são mostradas para as fontes alimentares

Feitas as devidas correções nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de acordo com o tipo de alimentação, encontrou-se que 78,79% das espécies mostraram mais de 70% de sua alimentação com base em recursos do tipo C_3 ($\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido}} \leq -25,3\text{‰}$). Nenhuma espécie mostrou média com predomínio de plantas C_4 ($\delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido}} \geq -17,7\text{‰}$), estando as outras 21,21% caracterizadas em situação intermediária, como consumidoras de C_3 e C_4 ($-25,3\text{‰} < \delta^{13}\text{C}_{\text{corrigido}} < -17,7\text{‰}$) (Figura 3.7).

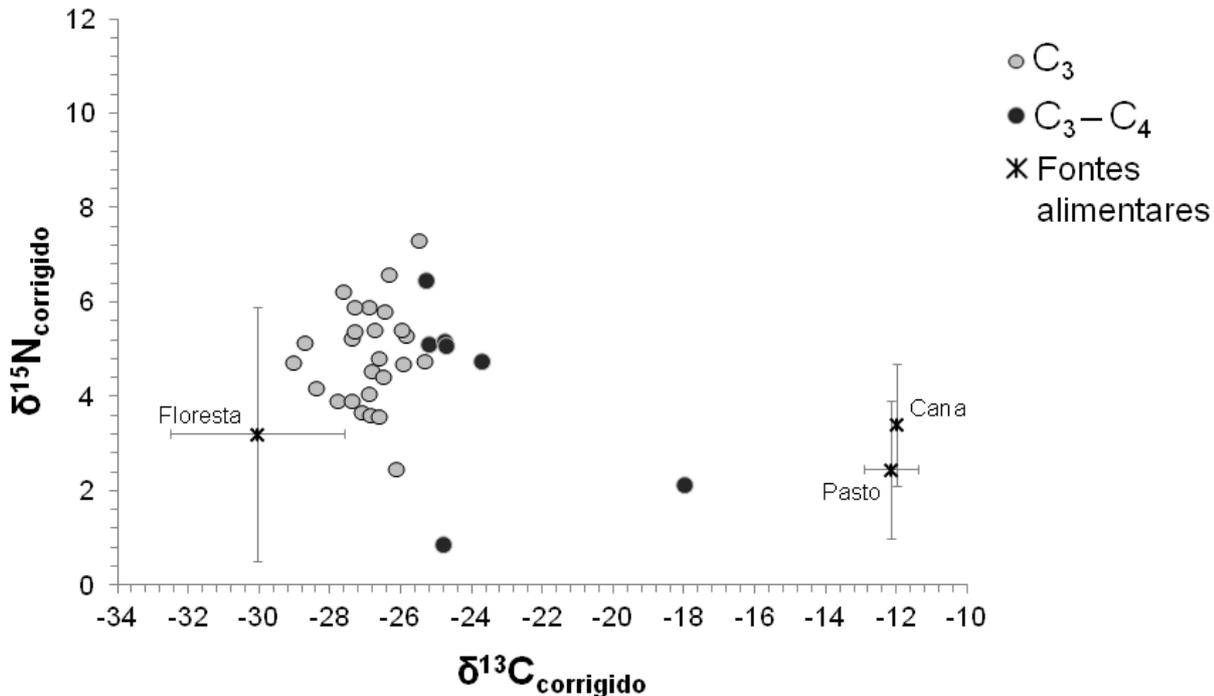


Figura 3.7 – Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em amostras de penas de 33 espécies de aves, evidenciando o tipo de recurso consumido (C_3 , C_4 ou $\text{C}_3\text{-C}_4$). Para maior clareza, as barras de erro padrão só são mostradas para as fontes alimentares

Tabela 3.1 – Valores isotópicos de ^{13}C e ^{15}N não corrigidos por espécie analisada (média \pm erro padrão), evidenciando o número de indivíduos, o tipo de guilda trófica a que pertence e a porcentagem de recursos C_4 consumida (média \pm erro padrão)

Táxon ⁽¹⁾	N ⁽²⁾	Guilda ⁽³⁾	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) ⁽⁴⁾	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) ⁽⁵⁾	% C_4 ⁽⁶⁾
(continua)					
APODIFORMES					
Trochilidae					
<i>Amazilia lactea</i>	10	NEC	-22,36 \pm 0,50	9,99 \pm 0,40	24,42 \pm 2,61
<i>Amazilia versicolor</i>	5	NEC	-23,61 \pm 0,72	9,64 \pm 0,40	17,83 \pm 3,77
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	5	NEC	-21,48 \pm 0,27	10,71 \pm 0,33	29,04 \pm 1,44
<i>Phaethornis pretrei</i>	13	NEC	-21,30 \pm 0,46	9,86 \pm 0,29	30,03 \pm 2,40
<i>Thalurania glaucopis</i>	10	NEC	-23,30 \pm 0,16	9,30 \pm 0,25	19,50 \pm 0,86
COLUMBIFORMES					
Columbidae					
<i>Leptotila verreauxi</i>	9	GRA	-23,14 \pm 0,48	5,88 \pm 0,38	25,57 \pm 2,54

Tabela 3.1 – Valores isotópicos de ^{13}C e ^{15}N não corrigidos por espécie analisada (média \pm erro padrão), evidenciando o número de indivíduos, o tipo de guilda trófica a que pertence e a porcentagem de recursos C_4 consumida (média \pm erro padrão)

Táxon ⁽¹⁾	N ⁽²⁾	Guilda ⁽³⁾	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) ⁽⁴⁾	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) ⁽⁵⁾	% C_4 ⁽⁶⁾
PASSERIFORMES					
Cardinalidae					
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	5	GRA	-21,82 \pm 1,51	4,26 \pm 0,49	32,53 \pm 7,96
<i>Habia rubica</i>	13	ONI	-23,39 \pm 0,16	7,32 \pm 0,20	18,98 \pm 0,86
Coerebidae					
<i>Coereba flaveola</i>	13	NEC	-21,85 \pm 0,24	8,70 \pm 0,37	27,10 \pm 1,25
Conopophagidae					
<i>Conopophaga lineata</i>	30	INS	-22,75 \pm 0,11	8,83 \pm 0,19	22,36 \pm 0,56
Emberizidae					
<i>Arremon flavirostris</i>	23	INS	-22,64 \pm 0,41	6,99 \pm 0,19	22,96 \pm 2,17
<i>Tiaris fuliginosus</i>	31	GRA	-14,98 \pm 0,89	5,55 \pm 0,30	68,52 \pm 4,71
Furnariidae					
<i>Automolus leucophthalmus</i>	10	INS	-22,92 \pm 0,28	9,30 \pm 0,26	21,46 \pm 1,46
<i>Synallaxis frontalis</i>	11	INS	-24,72 \pm 0,55	8,55 \pm 0,39	12,01 \pm 2,90
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	13	INS	-23,41 \pm 0,22	8,64 \pm 0,28	18,90 \pm 1,18
Insertae sedis					
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	32	INS	-22,48 \pm 0,12	9,20 \pm 0,17	23,79 \pm 0,61
Parulidae					
<i>Basileuterus flaveolus</i>	34	INS	-21,35 \pm 0,49	8,15 \pm 0,23	29,75 \pm 2,59
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	46	INS	-21,93 \pm 0,14	8,09 \pm 0,14	26,70 \pm 0,74
Pipridae					
<i>Antilophia galeata</i>	55	FRU	-23,86 \pm 0,19	7,02 \pm 0,15	21,79 \pm 1,00
<i>Manacus manacus</i>	9	FRU	-24,11 \pm 0,45	7,08 \pm 0,35	20,48 \pm 2,38
Rynchocyclidae					
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	22	INS	-22,85 \pm 0,20	7,96 \pm 0,24	21,87 \pm 1,05
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	11	INS	-21,23 \pm 0,21	8,53 \pm 0,25	30,38 \pm 1,08
Thamnophilidae					
<i>Dysithamnus mentalis</i>	18	INS	-23,32 \pm 0,14	8,80 \pm 0,23	19,35 \pm 0,72
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	13	INS	-22,89 \pm 0,14	7,48 \pm 0,24	21,64 \pm 0,71
Thraupidae					
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	13	INS	-25,02 \pm 0,14	8,14 \pm 0,28	10,41 \pm 0,73
<i>Ramphocelus carbo</i>	14	ONI	-23,81 \pm 0,19	7,33 \pm 0,30	16,81 \pm 1,02
<i>Tachyphonus coronatus</i>	49	ONI	-24,38 \pm 0,15	7,59 \pm 0,15	13,78 \pm 0,80
<i>Thlypopsis sordida</i>	9	ONI	-22,63 \pm 0,31	8,22 \pm 0,29	22,99 \pm 1,61
Turdidae					
<i>Turdus leucomelas</i>	41	ONI	-20,74 \pm 0,33	8,50 \pm 0,28	32,96 \pm 1,73

Tabela 3.1 – Valores isotópicos de ^{13}C e ^{15}N não corrigidos por espécie analisada (média \pm erro padrão), evidenciando o número de indivíduos, o tipo de guilda trófica a que pertence e a porcentagem de recursos C_4 consumida (média \pm erro padrão)

Táxon ⁽¹⁾	N ⁽²⁾	Guilda ⁽³⁾	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) ⁽⁴⁾	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) ⁽⁵⁾	(conclusão) % C_4 ⁽⁶⁾
<i>Turdus rufiventris</i>	5	ONI	-22,00 \pm 0,56	8,81 \pm 0,30	26,32 \pm 2,97
Tyrannidae					
<i>Lathrotriccus euleri</i>	37	INS	-20,77 \pm 0,27	8,59 \pm 0,17	32,80 \pm 1,42
<i>Myiarchus ferox</i>	6	ONI	-19,71 \pm 0,81	8,15 \pm 0,41	38,36 \pm 4,28
PICIFORMES					
Picidae					
<i>Veniliornis passerinus</i>	6	INS	-22,49 \pm 0,37	7,82 \pm 0,35	23,74 \pm 1,95

(1) **Nota:** Ordem, Família e nome científico das espécies amostradas.

Fonte: CBRO, 2011.

(2) **Nota:** Número de indivíduos capturados.

(3) **Guilda trófica:** FRU – frugívoro (frutos); GRA – granívoro (sementes e grãos); INS – insetívoro (artrópodes); NEC – nectarívoro (néctar e pequenos artrópodes); ONI – onívoro (todos os tipos de alimentos).

Fonte: Willis, 1979; Motta-Júnior, 1990; Motta-Júnior; Vasconcelos, 1996; Sigrist, 2009.

(4) **Nota:** Valor isotópico de ^{13}C em unidades de partes por mil (‰).

(5) **Nota:** Valor isotópico de ^{15}N em unidades de partes por mil (‰).

(6) **Nota:** Porcentagem de C_4 encontrada para cada espécie.

Considerando a variação de $\delta^{13}\text{C}$ entre os indivíduos de cada espécie, obteve-se que todas as espécies (100%) apresentaram indivíduos com preferências de plantas de ciclo C_3 , sendo que todos os indivíduos de 11 espécies apresentaram mais de 70% de alimentação baseada neste tipo de planta, a saber: *A. leucophthalmus*, *C. lineata*, *D. mentalis*, *H. rubica*, *P. ruficeps*, *R. carbo*, *S. frontalis*, *S. ruficapilla*, *T. coronatus*, *T. glaucopsis* e *T. caerulescens*. Apenas duas espécies (6,06%) (*B. flaveolus* e *T. fuliginosus*) mostraram alguns indivíduos com preferência por alimentos baseados em plantas de ciclo C_4 , as quais mostraram também indivíduos com preferências C_3 e $\text{C}_3\text{-C}_4$. 22 espécies (66,67%) tiveram indivíduos sem preferência alimentar, usando ambos os recursos C_3 e C_4 (Figura 3.8) (Anexo C).

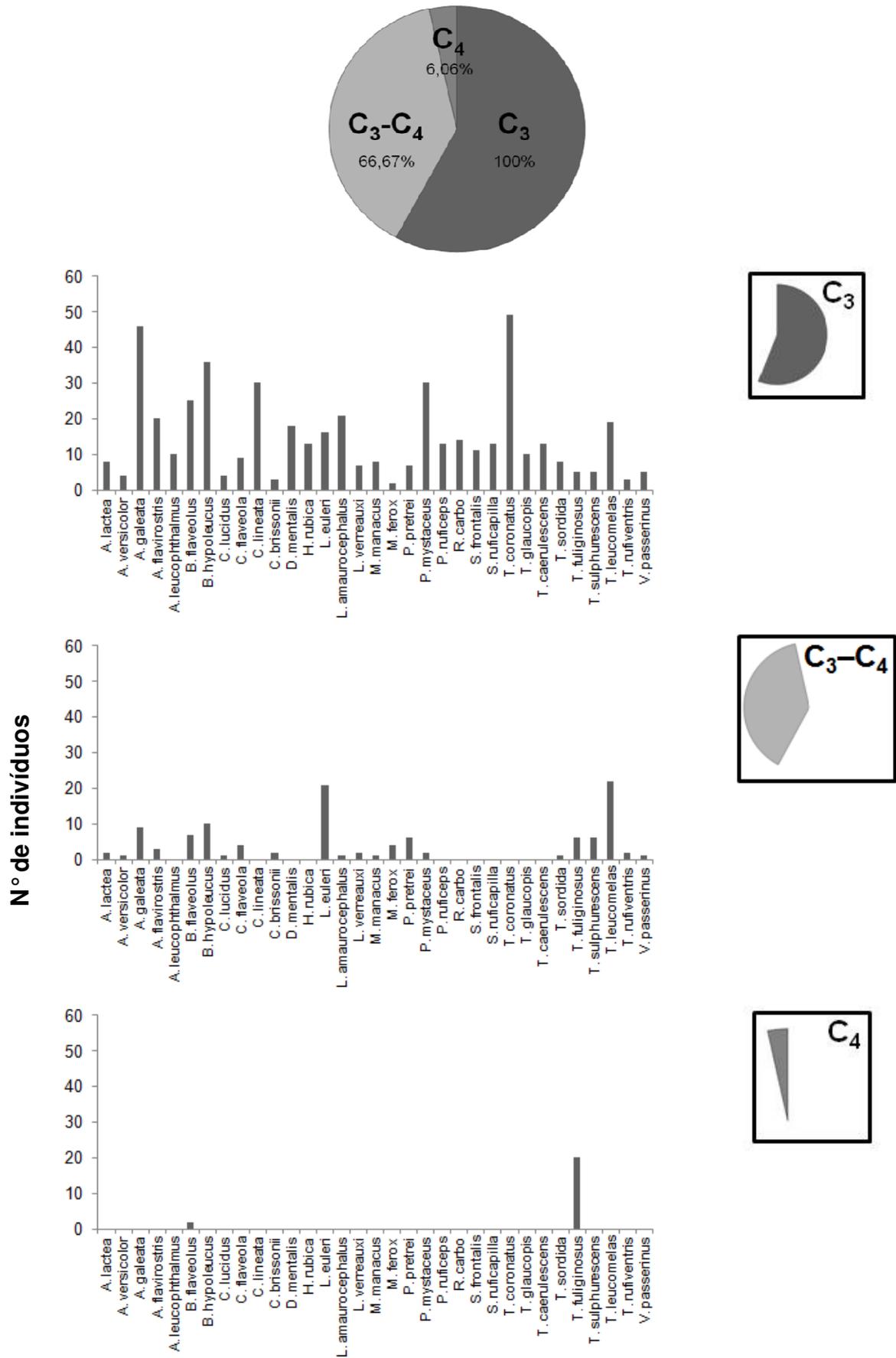


Figura 3.8 – Número de indivíduos por espécie de acordo com o tipo de recurso predominante (C₃, C₄ ou C₃-C₄)

T. fuliginosus mostrou 20 indivíduos com valores típicos de uso exclusivo de recursos de plantas do tipo C_4 , de um total de 31. Poucos indivíduos consumiram exclusivamente C_3 ($N = 5$) (Figura 3.9). Isto sugere que muitos indivíduos estejam utilizando o ambiente florestal como abrigo, preferindo alimentar-se em ambientes externos, ricos em plantas C_4 .

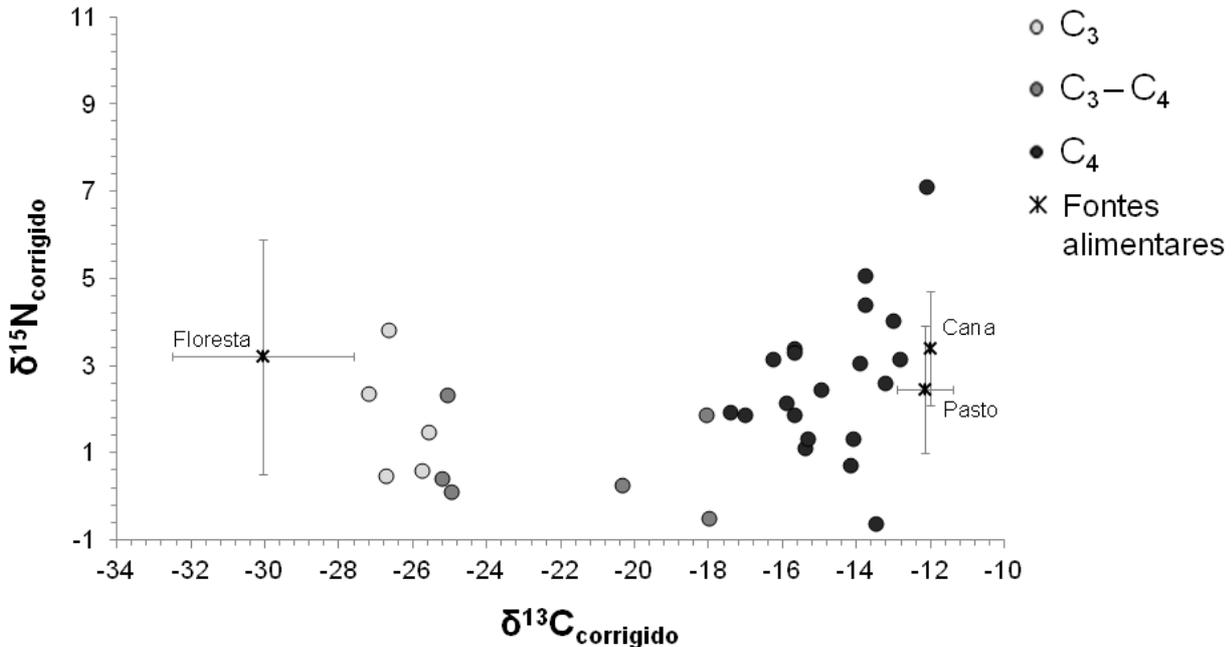


Figura 3.9 – Indivíduos de *T. fuliginosus* de acordo com o tipo de recurso predominante (C_3 , C_4 ou C_3-C_4). Para maior clareza, as barras de erro padrão são mostradas somente para as fontes alimentares

Além desta, *B. flaveolus* também apresentou indivíduos com valores típicos de uso exclusivo de recursos de plantas do tipo C_4 . No entanto, para esta espécie, apenas dois indivíduos mostraram esta característica, de um total de 34, estando a maioria ($N = 25$) classificada como consumidor típico de recursos provenientes de plantas C_3 (Figura 3.10).

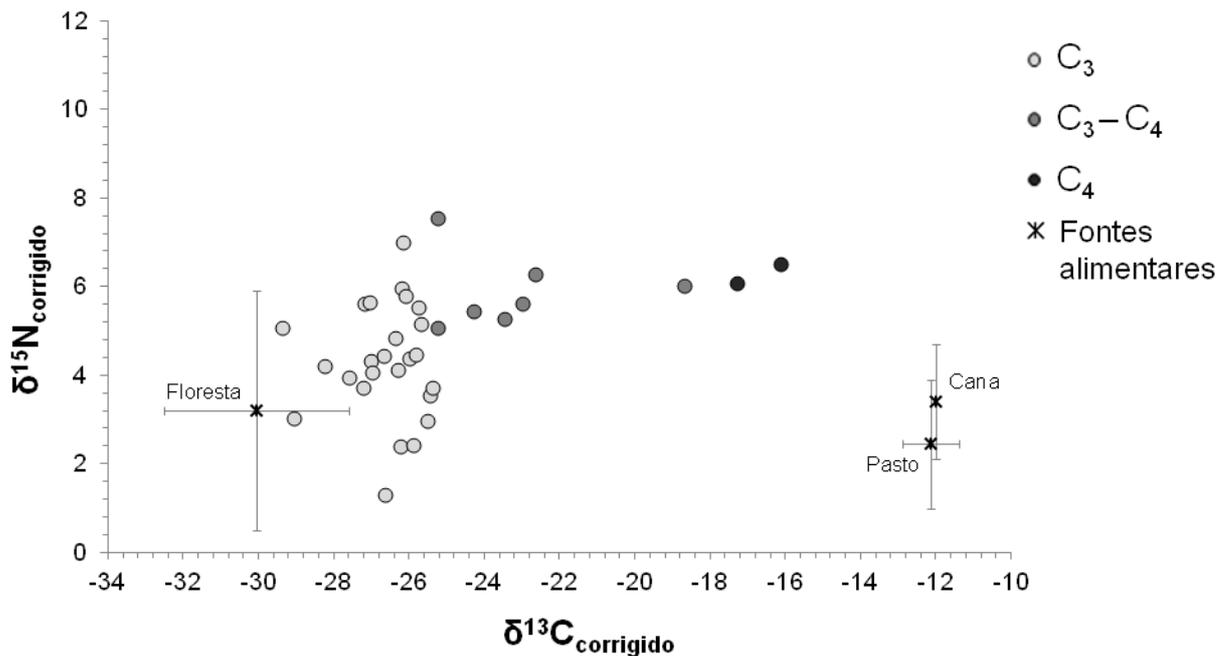


Figura 3.10 – Indivíduos de *B. flaveolus* de acordo com o tipo de recurso predominante (C_3 , C_4 ou $\text{C}_3\text{-C}_4$). Para maior clareza, as barras de erro padrão são mostradas somente para as fontes alimentares

3.4 Discussão

As espécies analisadas mostraram grande variabilidade nos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, evidenciando diferentes preferências no uso dos diversos tipos de recursos alimentares disponíveis. A maioria delas revelou predomínio de recursos provenientes de plantas C_3 , de modo que apenas um quarto mostrou a utilização de uma mistura de recursos do tipo C_3 e C_4 e nenhuma apresentou valor médio que caracterizasse o uso predominante de recurso C_4 . No entanto, a análise individual de cada espécie mostrou grande variabilidade na predominância destes recursos entre os indivíduos, o que sugere duas possibilidades: 1) o indivíduo não tem preferência pelo tipo do recurso, alimentando-se daquilo que encontra disponível (C_3 e/ou C_4) e/ou 2) cada indivíduo tem a sua preferência alimentar, que não depende da espécie a que pertence.

A predominância no uso de recursos C_3 em todos os indivíduos de 11 espécies sugere que elas estejam utilizando para alimentação essencialmente o ambiente florestal. Esta possível seletividade pode indicar uma provável contribuição destas espécies nos processos sucessionais dos remanescentes amostrados, uma vez que estes processos dependem da fauna como agente dispersor de sementes (CHAZDON, 2012). Dentre estas espécies, nove são dependentes de matas, sendo seis restritivas ao interior dos remanescentes (PARKER III et al., 1996). Dessa

forma, a preferência pelo habitat florestal pode levá-las a consumir apenas os recursos disponíveis nestes ambientes, o que justificaria o predomínio de C_3 em sua dieta.

O grande número de espécies com indivíduos utilizando-se de recursos C_3 e C_4 (66,67%) evidencia que estas espécies, embora utilizem os remanescentes como abrigo ou refúgio temporário, não usam a mata fechada como única fonte de recursos alimentares. Dentre estas, 10 são generalistas e, portanto, não tem preferência de habitat, sugerindo que tenham condições de retirar diferentes tipos de recursos disponíveis nos diversos ambientes. Porém, 12 espécies são características do ambiente florestal (PARKER III et al., 1996), o que sugere que, para elas: 1) as áreas de mata fechada do remanescente não estejam oferecendo recurso suficiente para suprir a necessidade dos indivíduos, que embora tenham preferência por este tipo de alimento, acabam por se alimentar de recursos C_4 disponíveis em áreas externas, bordas ou em clareiras e trilhas abertas no interior do próprio fragmento ou 2) as áreas de mata fechada do remanescente até oferecem recursos, mas como os indivíduos não tem preferência alimentar, acabam comendo qualquer recurso disponível, seja na mata fechada, seja nas áreas abertas existentes interna ou externamente. O elevado grau de degradação em que se encontram os remanescentes, no entanto, intensificaria a segunda possibilidade, onde a grande quantidade de clareiras e trilhas aumentariam as chances do indivíduo conseguir alimentos do tipo C_4 .

Porém, é necessário considerar que, para espécies consumidoras de artrópodes, como é o caso de 17 das 22 citadas acima, o tipo de recurso constatado (plantas do tipo C_3 ou C_4) pode evidenciar a preferência do artrópode e não da ave, pois é ele que se alimenta diretamente da planta, estando a ave como consumidor secundário. Desta forma, o aparecimento de recursos C_4 nestas espécies evidencia que o consumidor primário se alimentou deste tipo de planta em áreas abertas antes de ser predado. O uso de habitat pelas aves estaria ligado então, ao local onde a ave capturou o artrópode, podendo-se levantar duas possibilidades: 1) o artrópode se alimentou na área aberta e entrou em mata fechada onde foi predado ou 2) permaneceu na área aberta e a ave se deslocou para predá-lo, seja para fora do remanescente (no caso do artrópode estar na matriz), seja para a borda, clareira ou trilhas existentes, onde possam existir recursos C_4 . Apenas na segunda hipótese

poderia se considerar que a área mais conservada do fragmento pudesse não oferecer recurso suficiente à ave, levando-a a conseguir recursos nas áreas abertas.

Apenas duas espécies mostraram indivíduos com valores típicos de uso exclusivo de recursos de plantas do tipo C_4 . *T. fuliginosus* foi a espécie que apresentou maior número de indivíduos com estas características. Embora a média obtida para a espécie a caracterize como consumidora de ambos os recursos, a análise individual mostrou que a maioria dos indivíduos prefere recursos do tipo C_4 . O fato de ser granívora (WILLIS, 1979) evidencia uma preferência da ave por sementes provenientes de plantas de ciclo C_4 , sugerindo que o remanescente possa não oferecer recurso suficiente para sustentá-la por si só. Por outro lado, além do próprio remanescente, esta espécie também pode utilizar-se de áreas abertas (PARKER III et al., 1996), o que favoreceria o consumo deste tipo de semente. Sendo assim, existe a possibilidade do remanescente oferecer recursos suficientes, mas a espécie acabar por se alimentar nas áreas externas, já que utiliza ambos os ambientes. Neste sentido, Sigrist (2009) relata já ter visto indivíduos da espécie alimentando-se de sementes de capim colônio e de outras espécies exóticas.

B. flaveolus, porém, é um insetívoro que ocupa o estrato terrestre do interior e das bordas dos remanescentes. A grande maioria dos indivíduos mostrou predomínio de C_3 , sugerindo que a espécie esteja predando artrópodes dentro da mata e que tenham se alimentado deste recurso. Por outro lado, os dois indivíduos com predomínio de C_4 alimentaram-se de artrópodes consumidores essencialmente deste tipo de planta, sugerindo que os artrópodes predados se alimentaram nas áreas abertas do remanescente ou na matriz e que, os dois indivíduos da espécie tenham deixado as áreas de mata fechada para predá-los. O predomínio de C_4 nestes indivíduos mostra uma preferência deles em consumir estes artrópodes, sugerindo que este seja um hábito que ambos possuem.

Todas as espécies foram capturadas no interior dos remanescentes de mata há pelo menos 30 m da borda, mas mesmo assim, algumas evidenciaram o consumo de recursos provenientes de plantas de ciclo C_4 . Isto sugere que, embora o remanescente seja usado por todos os indivíduos de todas as espécies ao menos como abrigo: 1) as áreas conservadas do fragmento não ofereçam os recursos alimentares necessários a algumas espécies e os indivíduos tenham que se utilizar das áreas abertas (externas ou internas) para se alimentarem ou, 2) as espécies em questão tenham o hábito de usar o ambiente aberto e o façam mesmo tendo recurso

suficiente no remanescente. No primeiro caso, a melhoria da qualidade da vegetação do remanescente através do enriquecimento de espécies e a manutenção destes ambientes para evitar a sua degradação por influência antrópica poderiam possibilitar a sua melhor utilização pela comunidade de aves. Em ambos os casos, seja pela baixa oferta de recursos ou pela presença de espécies generalistas no interior dos remanescentes, a conclusão será pelo alto índice de perturbação destas áreas, alertando para a necessidade de recuperação e manutenção destas florestas.

A grande quantidade de espécies e indivíduos com consumo predominante de C_3 enfatiza que estas áreas são essenciais na manutenção destas comunidades. Embora sejam fragmentos com elevado grau de perturbação antrópica, eles são importantes para manter a biodiversidade de aves e todos os processos ecológicos passíveis de coexistirem em ambientes antrópicos. Esta comunidade da fauna por sua vez, pode contribuir com a manutenção destes remanescentes, seja pelo controle natural da população de artrópodes, seja pela dispersão de sementes (CHAZDON, 2012).

3.5 Conclusões

- 1) As espécies analisadas mostraram grande variabilidade nos valores médios de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, evidenciando diferentes preferências no uso dos diversos tipos de recursos alimentares disponíveis;
- 2) Todas as espécies mostraram indivíduos com predominância no uso de recursos do tipo C_3 , sugerindo que eles estejam utilizando essencialmente o ambiente florestal;
- 3) *T. fuliginosus* e *B. flaveolus* mostraram indivíduos com valores típicos de uso exclusivo de recursos de plantas do tipo C_4 , o que sugere que estes indivíduos estejam utilizando o remanescente apenas como abrigo, retirando a maior parte de sua alimentação do ambiente externo;
- 4) A grande quantidade de espécies e indivíduos com consumo predominante de C_3 enfatiza, no entanto, que estas áreas são essenciais na manutenção destas comunidades. Embora sejam lugares extremamente perturbados, eles são importantes para manter a biodiversidade de aves e todos os processos ecológicos passíveis de coexistirem em ambientes antrópicos.

Referências

BAIRLEIN, F.; NORRIS, D.R.; NAGEL, R.; BULTE, M.; VOIGT, C.C.; FOX, J.W.; HUSSELL, D.J.T.; SCHMALJOHANN, H. Cross-hemisphere migration of a 25g songbird. **Biology Letters**, Chicago, v. 8, n. 4, p. 505–507, 2012.

BAKHURIN, K.; BURTCH, M.; LATTA, K. **Stable isotope analysis of local avian diets**. Michigan: University of Michigan, Biological Station, 2008. 16 p.

BASILE, A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí**. 2006. 87 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BASILE, A.; VETTORAZZI, C.A.; FERRAZ, S.F.B. Caracterização física e estrutural dos fragmentos florestais da bacia do Rio Corumbataí, SP, e sua relação com o NDVI. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambú. **Anais...** Caxambú: Editora UFMG, 2005. p. 5-7.

BEARHOP, S.; WALDRON, S.; VOTIER, S.C.; FURNESS, R.W. A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. **Functional Ecology**, Chicago, v. 17, n. 1, p. 270-275, 2003.

BRASIL. Instrução Normativa n° 27, de 23 de dezembro de 2002. Dispõe sobre os procedimentos do Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 dez. 2002. Seção 1, p. 279-282.

_____. Instrução Normativa n° 154, de 01 de março de 2007. Regulamenta a coleta e o transporte de material biológico para fins científicos e didáticos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 02 mar. 2007. Seção 1, p. 57-59.

BRITAIN, R.A.; SCHIMMELMANN, A.; PARKHURST, D.F.; CRAFT, C.B. Habitat use by coastal birds inferred from stable carbon and nitrogen isotopes. **Estuaries and Coasts**, Twisp, v. 35, p. 633-645, 2012.

BURTON, R.K.; KOCH, P.L. Isotopic tracking of foraging and long-distance migration in northeastern Pacific pinnipeds. **Oecologia**, Berlin, v. 119, p. 578-585, 1999.

CAMARGO, A.M.M.P.; CASER, D.V.; CAMARGO, F.P.; OLIVETTE, M.P.A.; SACH, R.C.C.; TORQUATO, S.A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-63, 2008.

CHAZDON, R.L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museo Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHEREL, Y.; HOBSON, K.A.; WEIMERSKIRCH, H. Using stable-isotope analysis of feathers to distinguish moulting and breeding origins of seabirds. **Oecologia**, Berlin, v. 122, p. 155-162, 2000.

CIVETT, J. Regional differences in the diet of the otter (*Lutra lutra*) in Sweden and Latvia. **Examensarbete Zoologiska Institutionen**, Stockholm universitet, v. 22, 19 p., 2007.

CODRON, D.L.; CODRON, J.; LEE-THORP, J.A.; SPONHEIMER, M.; RUITER, D.; BRINK, J.S. Stable isotope characterization of mammalian predator-prey relationships in a South African savanna. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 53, p. 161-170, 2007.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Lista de aves do Brasil**. São Paulo, 2011. 38 p.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484 p.

DeNIRO, M.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Oxford, v. 42, p. 495-506, 1978.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGis 9.0**. New York, 2008.

FERGER, S.W.; BOHNING-GAESE, K.; WILCKE, W.; OELMANN, Y.; SCHLEUNING, M. Distinct carbon sources indicate strong differentiation between tropical forest and farmland bird communities. **Oecologia**, Berlin, v. 171, p. 473-486, 2013.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are forest fragments inserted into agricultural landscapes for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, 2013. In press.

FERREIRA, A. **Relações tróficas e isotópicas entre duas espécies de caracídeos e a cobertura do solo em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP**. 2008. 113 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

FLEMING, T.H.; NUNEZ, R.A.; STERNBERG, L.S. Seasonal changes in the diets of migrant and non-migrant nectarivorous bats as revealed by carbon stable isotope analysis. **Oecologia**, Berlin, v. 94, p. 72-75, 1993.

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; PADOVANI, C.R.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A.; FERNANDEZ, J.M.; RICHEY, J.E. Teias energéticas aquáticas da Amazonia Central. In: I CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 1., 1992, Caxambú. **Anais...** Caxambú: Editora UFMGm, 1992. p. 1-7.

FRY, B. **Stable isotope in ecology**. Los Angeles: Corr. Printing, 2006. 308 p.

FRY, B.; ARNOLD, C. Rapid $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). **Oecologia**, Berlin, v. 54, p. 200-204, 1982.

FRY, B.; SHERR, E.B. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. **Contributions in Marine Science**, Texas, v. 27, p. 13-47, 1984.

GANNES, L.Z.; DEL RIO, C.M.; KOCK, P. Natural abundance variations in stable isotopes and their potential uses in animal physiological ecology. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Oxford, v. 119a, n. 3, p. 725-737, 1998.

GARTEN, C.T.J. Variation in foliar ^{15}N abundance and the availability of soil nitrogen on Walker Branch watershed. **Ecology**, Durhan, v. 74, p. 2098-2113, 1993.

GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; SMYRLI, M.; MILITÃO, T.; GREMILLET, D.; TVERAA, T.; PHILLIPS, R.A.; BOULINIER, T. Combining stable isotope analyses and geolocation to reveal kittiwake migration. **Marine Ecology Progress Series**, North Carolina, v. 435, p. 251-261, 2011.

HARDING, E.K.; STEVENS, E. Using stable isotopes to assess seasonal patterns of avian predation across a terrestrial-marine landscape. **Oecologia**, Berlin, v. 129, p. 436-444, 2001.

HATASE, H.; TAKAI, N.; MATSUZAWA, Y.; SAKAMOTO, W.; OMTA, K.; GOTO, K.; ARAI, N.; FUJIWARA, T. Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. **Marine Ecology Progress Series**, North Carolina, v. 233, p. 273-281, 2002.

HIRT, S.J. **Analysis of stable isotopes of hydrogen to determine migrational source of Silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*) in Alabama**. 2008. 34 p. Dissertation (Master of Science) - Graduate Faculty of Auburn University, Auburn, 2008.

HOBSON, K.A.; BAIRLEIN, F. Isotopic fractionation and turnover in captive garden warblers (*Sylvia borin*) implications for delineating dietary and migratory associations in wild passerines. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 81, p. 1630-1635, 2003.

HOBSON, K.A.; SCHELL, D.M. Stable carbon and nitrogen isotope patterns in baleen from eastern Arctic bowhead whales (*Balaena mysticetus*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 55, p. 2601-2607, 1998.

HOBSON, K.A.; WASSENAAR, L.I. Stable isotope ecology: an introduction. **Oecologia**, Berlin, v. 120, p. 312-313, 1999.

HOEFS, J. **Stable isotope geochemistry**. New York: Springer-Verlag, 2004. 244 p.

JANSSEN, M.H.; ARCESE, P.; KYSER, T.K.; BERTRAM, D.F.; NORRIS, D.R. Stable isotopes reveal strategic allocation of resources during juvenile development in a cryptic and threatened seabird, the Marbled Murrelet (*Brachyramphus marmoratus*). **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 89, p. 859-868, 2011.

KELLY, J.F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecolog. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, p. 1-27, 2000.

KELLY, J.F.; ATUDOREI, V.; SHARP, Z.D.; FINCH, D.M. Insights into Wilson's Warbler migration from analysis of hydrogen stable-isotope ratios. **Oecologia**, Berlin, v. 130, p. 216-221, 2002.

KLAASSEN, M.; LINDSTRÖM, A.; MELTOFTE, H.; PIERSMA, T. Arctic waders are not capital breeders. **Nature**, London, v. 413, p. 794, 2001.

KÖFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

KRONKA, F.J.N. **Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. 84 p.

KURLE, C.M.; WORTHY, G.A.J. Stable nitrogen and carbon isotope ratios in multiple tissues of the northern fur seal *Callorhinus ursinus*: implications for dietary and migratory reconstructions. **Marine Ecology Progress Series**, North Carolina, v. 236, p. 289-300, 2002.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. Landscape models for use in studies of landscape change and habitat fragmentation. In: LINDENMAYER, D.B.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Managing and designing landscapes for conservation: moving from perspectives to principles**. Oxford: Blackwell, 2007. p. 35-48.

MANETTA, G.I.; BENEDITO-CECILIO, E. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 121-129, 2003.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; MATSUI, E.; FORSBERG, B.R.; MOZETO, A.A. Uso das variações naturais de $\delta^{13}\text{C}$ no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnologica Brasiliense**, Rio Claro, v. 2, p. 859-889, 1988.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos. 2009. 144 p.

McCARTHY, I.D.; WALDRON, S. Identifying migratory *Salmo trutta* using carbon and nitrogen stable isotope ratios. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, Los Angeles, v. 14, p. 1325-1331, 2000.

MERKLE, J.A.; DERBRIDGE, J.J.; KRAUSMAN, P.R. Using stable isotope analysis to quantify anthropogenic foraging in black bears. **Human–Wildlife Interactions**, Logan, v. 5, n. 1, p. 159-167, 2011.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. **Stable isotopes in ecology and environmental science**. 2nd ed. Victoria: Blackwell, 2007. 594 p.

MILAKOVIC, B.; PARKER, K.L. Using stable isotopes to define diets of wolves in northern British Columbia, Canada. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 92, n. 2, p. 295-304, 2011.

MIZUKAMI, R.N.; GOTO, M.; IZUMIYAMA, S.; HAYASHI, H.; YOH, M. Estimation of feeding history by measuring carbon and nitrogen stable isotope ratios in hair of Asiatic black bears. **Ursus**, Mississippi, v. 16, n. 1, p. 93-110, 2005.

MOTTA-JÚNIOR, J.C. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 65-71, 1990.

MOTTA-JÚNIOR, J.C.; VASCONCELOS, L.A.S. Levantamento das aves do campus da Universidade Federal de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 7., 1996, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1996. p. 159-171.

PARKER III, T.A.; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distribution databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. p. 131-436.

PEARSON, S.F.; LEVEY, D.J.; GREENSBERG, C.H.; MARTINEZ DEL RIO, C. Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon isotopic signatures in an omnivorous songbird. **Oecologia**, Berlin, v. 135, p. 516-523, 2003.

PEREIRA, A.L.; BENEDITO, E. Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 13, n. 1/2, p. 16-27, 2007.

PEREIRA, A.L.; BENEDITO, E.; SAKURAGUI, C.M. Spatial variation in the stable isotopes of ¹³C and ¹⁵N and trophic position of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in Corumbá Reservoir, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 79, n. 1, p. 41-49, 2007.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 293-320, 1987.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, Durham, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.

- RICCI, R. **Mercado de trabalho do setor sucroalcooleiro no Brasil**. Brasília: IPEA. 1994. 176 p.
- ROBBINS, C.T.; FELICETTI, L.A.; SPONHEIMER, M. The effect of dietary protein quality on nitrogen isotope discrimination in mammals and birds. **Oecologia**, Berlin, v. 144, p. 534-540, 2005.
- RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 189, p. 1-18, 1999.
- RUBENSTEIN, D.R.; CHAMBERLAIN, C.P.; HOLMES, R.T.; AYRES, M.P.; GRAVES, G.R.; TUROSS, N.C. Linking breeding and wintering ranges of a migratory songbird using stable isotopes. **Science**, Washington, v. 295, p. 591-593, 2002.
- RUBENSTEIN, D.R.; HOBSON, K. A. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 19, p. 256-263, 2004.
- SALISBURY, F.B.; ROSS, C.W. **Plant physiology**. 4th ed. Belmont: Wadsworth Publishing, 1993. 682 p.
- SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis: avifauna brasileira**. Vinhedo: Avis Brasilis, 2009. 600 p.
- SULZMAN, E.W. Stable isotope chemistry and measurement: a primer. In: LAJTHA, K.; MICHENER, R.H. (Ed.). **Stable isotopes in ecology and environmental science**. Boston: Blackwell Scientific, 2007. chap. 1, p. 1-23.
- SZMRECSÀNYYI, T. Tecnologia e degradação ambiental: o caso da agroindústria canavieira no estado de São Paulo. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 24, n. 10, p. 73-81, 1994.
- THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**. New York: John Wiley, 1996. 265 p.
- TIESZEN, L.L.; BOUTTON, T.W.; TESDAHL, K.G.; SLADE, N.A. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. **Oecologia**, Berlin, v. 57, p. 32-37, 1983.
- URTON, E.J.M.; HOBSON, K.A. Intrapopulation variation in gray wolf isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) profiles: implications for the ecology of individuals. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 317-326, 2005.
- VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

_____. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG.** 2005. 137 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 68, p. 45-57, 2005.

VICTOR, M.A.M. **A devastação florestal.** São Paulo: SBS, 1975. 48 p.

WEBER, P.K.; HUTCHEON, I.D.; MCKEEGAN, K.D.; INGRAM, B.L. Otolith sulfur isotope method to reconstruct salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) life history. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 59, p. 587-591, 2002.

WEISER, E.L.; POWELL, A.N. Evaluating gull diets: a comparison of conventional methods and stable isotope analysis. **Journal of Field Ornithology**, New Ipswich, v. 82, n. 3, p. 297-310, 2011.

WILEY, A.E.; OSTROM, P.H.; STRICKER, C.A.; JAMES, H.F.; GANDHI, H. Isotopic characterization of flight feathers in two pelagic seabirds: sampling strategies for ecological studies. **The Condor**, Los Angeles, v. 112, n. 2, p. 337-346, 2010.

WILLIAMS, C.T.; BUCK, C.L.; SEARS, J.; KITAYSKY, A.S. Effects of nutritional restriction on nitrogen and carbon stable isotopes in growing seabirds. **Oecologia**, Berlin, v. 153, p. 11-18, 2007.

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.

4 A ESTRUTURA E DINÂMICA DA PAISAGEM INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DA DIETA DE AVES?

Resumo

O aumento dos processos de fragmentação de habitat nos últimos anos tem levado a uma grande preocupação com a conservação da biodiversidade, onde a perda de interações bióticas tem ganhado destaque. Os diferentes tipos de usos da terra dispostos disformemente no território formam um mosaico de ambientes, levantando a necessidade de se entender qual a amplitude dos efeitos desta paisagem antrópica heterogênea sobre as comunidades que habitam os remanescentes de florestas inseridos nesse contexto. Sendo assim, a aquisição de dados que permitam conhecer o comportamento de uso de recursos pelas aves em ambientes fragmentados e antrópicos poderá fornecer informações relevantes no diagnóstico de qual tem sido o papel efetivo da avifauna na manutenção de interações ecológicas, fornecendo subsídios que possibilitarão o desenvolvimento de técnicas e estratégias de manejo, restauração e conservação eficazes que visem, futuramente, a conservação da biodiversidade e deste ecossistema. Dessa forma, o presente estudo buscou avaliar a contribuição das matrizes de cana-de-açúcar e pasto e dos remanescentes florestais na composição da dieta da comunidade de aves na paisagem antrópica da bacia do rio Corumbataí, SP, através do uso da ferramenta de isótopos estáveis. Foram selecionadas seis unidades amostrais (16 km²) distribuídas em matrizes de pasto e cana-de-açúcar, com pelo menos 70% de ocupação pela matriz e 10% de mata. Oito remanescentes florestais foram selecionados a partir da análise da idade dos remanescentes, sendo quatro com predominância de floresta existente desde 1962 e 1978 e outros quatro com predominância de áreas de matas recentes (desde 2000 e 2008), dispostos em igual proporção pelas matrizes de pasto e cana-de-açúcar. Uma sequência de cinco redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), foi alocada na área nuclear do remanescente, permanecendo abertas por um período contínuo de quatro horas, a partir das primeiras horas da manhã, realizando-se vistorias a cada 30 minutos. Dessa forma, oito sítios amostrais foram visitados com 12 repetições em cada sítio, totalizando 96 coletas. Amostras de penas foram coletadas para análise isotópica. A relação entre a porcentagem de C₃ encontrada nos indivíduos e as métricas da paisagem foi analisada por Regressão Linear. Testou-se a influência das métricas em áreas compreendidas por *buffers* de 400, 600, 800 e 1000m no entorno dos sítios amostrais. Os modelos foram selecionados através do *Akaike Information Criterion* (AIC). 11 espécies foram analisadas, mas apenas seis sofreram alterações na composição da dieta em função de variações na estrutura, composição e dinâmica dos remanescentes. A idade média do remanescente foi a variável mais frequente dentre os modelos plausíveis, mostrando sempre relação positiva dentre os melhores modelos para todas as espécies. As espécies divergiram quanto ao padrão de resposta em relação ao tipo e a proporção da matriz na paisagem. As variáveis relacionadas com a proporção de mata apareceram dentre os modelos plausíveis para poucas espécies, assim como as variáveis de dinâmica. A escala de análise da paisagem influenciou sobre a qualidade dos modelos, mostrando padrões diferentes entre as espécies e entre as variáveis testadas.

Palavras-chave: Isótopos estáveis; Métricas da paisagem; Uso de habitat

Abstract

The increase of fragmentation processes of the environment over the last decades has brought great concerns with biodiversity conservation. The different types of asymmetric land uses in an area compose a mosaic of environments, urging the need to understand the range of effects of this heterogeneous anthropic environment on communities that dwell in the forest remnants embedded in this context. This study evaluated the contribution of sugarcane and pasture matrices and forest remnants on the diet composition of the bird community in the anthropic landscape of the Corumbataí River basin (São Paulo State), using stable isotopes. We selected eight forest remnants based on their age analysis, being four “old” (33 and 49 years of age) and four “young” (3 and 11 years of age), equally allocated in sample units (16 km²), with at least 70% of occupation by the matrix (pasture or sugarcane) and 10% of forest. We performed 12 repetitions in each remnant, totaling 96 sampling. A sequence of five ornithological mist nets (32 mm mesh, 12 m x 2.8 m) was allocated in the nuclear area of each remnant, remaining open for a continuous period of four hours, in the early morning hours. The nets were inspected every 30 minutes. Feather samples were collected for isotopic analysis. The percentage of C₃ found in individuals of 11 species was related to the structure variables (percentage of sugarcane and pasture and percentage of forest or nuclear area of the remnant) and dynamics (mean annual forest change rate - Q, forest change curvature profile - FCCP and average age). The relationship between the percentage of C₃ found in individuals and environment variables was analyzed in the linear regression. We used a multi-scale approach establishing buffers of 400, 600, 800 and 1000m around the sampling sites. The models were selected using the *Akaike Information Criterion* (AIC). Among the species selected, six (*A. galeata*, *A. flavirostris*, *B. flaveolus*, *L. euleri*, *T. coronatus* and *T. leucomelas*) showed a relationship with the environment variables analyzed. The average age of the remnants was the most predominant variable among the plausible models, always showing positive relation between the best models for all species. The species diverged in terms of answer pattern for the type and proportion of the matrix in the environment. The variables related to forest rates are within the plausible models for few species, as well as the variables Q and FCCP. The scale of environment analysis of model qualities, showed different patterns between the species and the tested variables. Overall, the forest remnants directly influenced the quantities of C₃ incorporated by the analyzed species, corroborating the need to preserve these forest remnants to ensure biodiversity of birds.

Keywords: Stable isotopes; Environment variables; Environment use

4.1 Introdução

O longo histórico de degradação da Mata Atlântica, onde se estima uma redução de 84% da cobertura florestal original (RIBEIRO et al., 2009), têm levantado diversas preocupações na comunidade científica em virtude das perdas ambientais inestimáveis que causam. A intensificação do uso do solo, gerada pela expansão urbana e agrícola, teve como consequência um aumento da quantidade de pequenos fragmentos de mata isolados entre si e que passaram então, a serem

envolvidos por uma matriz diferente da original (WILCOVE et al., 1986; WADE et al., 2003). Este processo, definido como processo de fragmentação de habitat, tem como principal consequência, a perda de potenciais áreas de uso para diferentes espécies (FAHRIG, 2003) o que o torna um importante fator na busca por respostas que envolvam formas de recuperação e conservação dos remanescentes que se encontram neste contexto. As mudanças da paisagem decorrentes do processo de fragmentação são, então, responsáveis pela introdução de diversos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais, pois afetam de maneira diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade das mesmas (VIANA; PINHEIRO, 1998).

A matriz de entorno dos remanescentes, além de interferir diretamente sobre a proporção do efeito de borda, também pode agir como um filtro seletivo ao movimento de espécies, influenciando a dinâmica das comunidades inseridas nesses remanescentes (LAURANCE, 1990; SISK et al., 1997; BENDER; FAHRIG, 2005; DEBINSKI, 2006; DOTTA; VERDADE, 2007), principalmente no que diz respeito à riqueza e à ocorrência de espécies, que podem se beneficiar ou não com os recursos oferecidos pela mesma (DEBINSKI, 2006).

Além das características estruturais da paisagem, a forma como as mudanças ocorrem no tempo também é um fator importante. De uma forma geral, as florestas tropicais passam naturalmente por períodos de distúrbios e recuperação em diferentes escalas espaciais e temporais (CHAZDON, 2003) acarretando em alterações drásticas na biodiversidade e nas funções do ecossistema (WHITMORE; BURSLEM, 1988). Os distúrbios causados pelo homem (p. ex. derrubada de florestas para o cultivo) vêm estender e intensificar essas transformações. Após a ocorrência de um distúrbio de grande porte, os processos sucessionais acarretam mudanças na composição, riqueza e abundância de espécies que formam as comunidades florestais (CHAZDON et al., 2007). Dessa forma, com o passar do tempo os processos sucessionais vão apresentando um enriquecimento gradual de espécies, aumentando sua complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012). Nesse sentido, compreender de que forma a fauna está contribuindo para a ocorrência destes processos pode auxiliar no entendimento do potencial de resiliência de remanescentes situados em paisagens fragmentadas.

Considerando-se que diferentes tipos de tecidos animais integram informações de dieta e de habitat desses indivíduos em diferentes escalas espaciais

e temporais (BEARHOP et al., 2003; RUBENSTEIN; HOBSON, 2004), o conteúdo isotópico do tecido refletirá a dieta do animal durante o tempo em que ele foi formado e também, refletirá a área geográfica onde se desenvolveu (ROBERTSON, 2004). Para tanto, a aplicação da ferramenta de isótopos estáveis poderá levar a delimitação da teia alimentar tecida pela avifauna inserida em remanescentes florestais (MICHENER; LAJTHA, 2007), levando ao diagnóstico da forma como a comunidade de aves está contribuindo para a manutenção dos remanescentes em ambientes degradados.

De acordo com o exposto, as questões que norteiam este estudo são:

1. Qual a contribuição das matrizes de cana-de-açúcar e pasto e dos remanescentes florestais na composição da dieta da comunidade de aves?
2. Qual a relação entre a composição da dieta de aves e a dinâmica da paisagem?

Sendo assim, o objetivo geral deste estudo foi avaliar a contribuição das matrizes de cana-de-açúcar e pasto e dos remanescentes florestais na composição da dieta da comunidade de aves, elucidando as relações tróficas entre as espécies ocorrentes na paisagem antrópica.

Os objetivos específicos foram:

1. Descrever e comparar a composição da dieta da comunidade de aves em função da estrutura da paisagem;
2. Descrever e comparar a composição da dieta da comunidade de aves em função da dinâmica dos remanescentes.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22°04'46" S e 22°41'28" S e os meridianos 47°26'23" W e 47°56'15" W (VALENTE, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2005) (Figura 4.1).

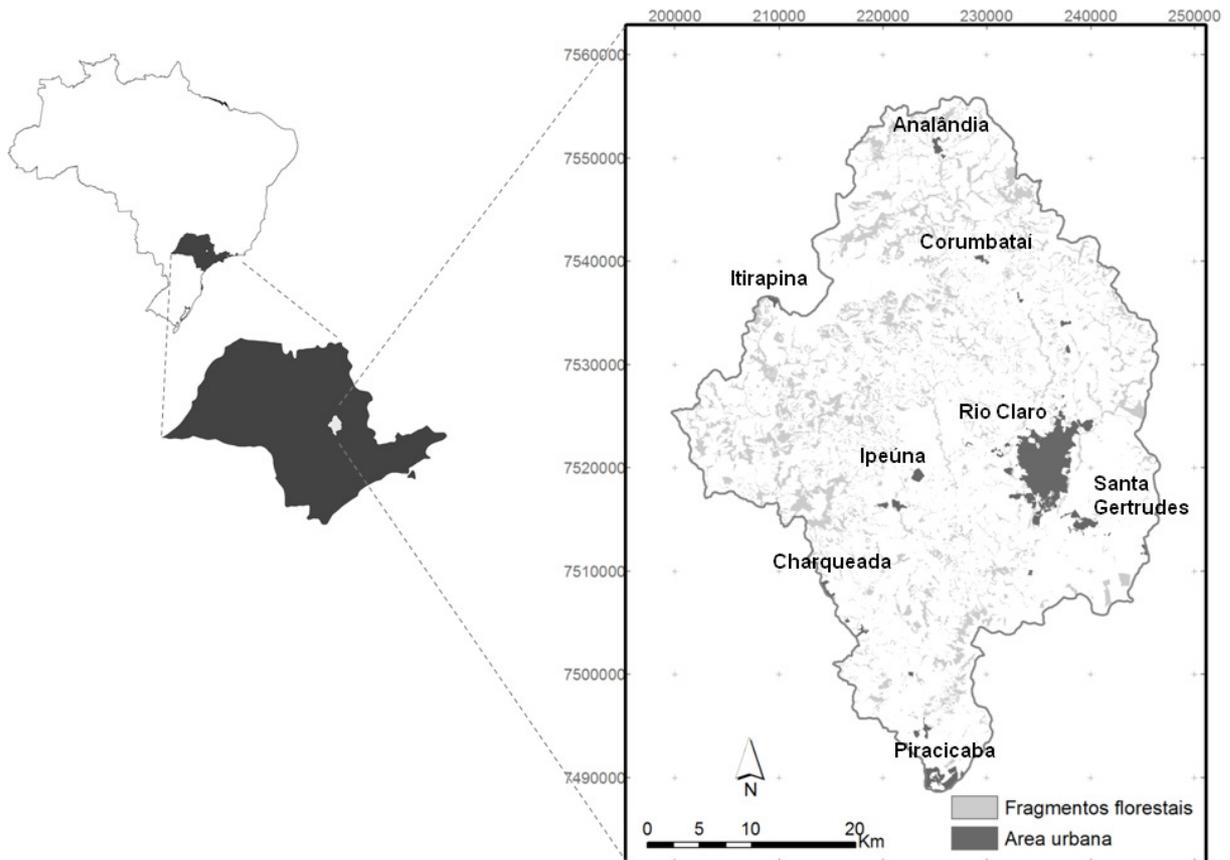


Figura 4.1 – Localização da bacia do rio Corumbataí e seus municípios no estado de São Paulo

De acordo com Victor (1975), o estado de São Paulo possui um longo histórico de degradação de suas florestas, onde se estima uma redução de 78,8% de sua cobertura florestal original. Dean (1997), em seu livro “A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira”, afirma que já em 1600, a atividade canaveira produzia em torno de 10 mil toneladas passando, em 1700, para cerca de 19 mil, sendo a única atividade econômica de grande vulto que vinculava a região da mata atlântica à metrópole desse período. A expansão da cana nesse momento deveu-se principalmente porque se acreditava que a cana era cultivável apenas em solos florestais, de modo que até 1700 esses cultivos já haviam eliminado mais de 1000 km² de mata atlântica, de onde se supunha que possuíam um crescimento quase constante e que os campos de cana vinham sendo abandonados, após o esgotamento da área, para agricultura de subsistência ou pastagens após uma média de 15 anos. Dessa forma, provavelmente as faixas mais importantes dessa floresta foram sendo seletivamente derrubadas ou destruídas.

De modo bastante intenso também se deu a redução no total das áreas

referentes aos biomas de cerrado, cerradão e campo cerrado para o estado de São Paulo, constituindo-se da ordem de 1.597.974 ha, o que corresponde a 86,9% nos últimos 30 anos, sendo a região administrativa de Campinas (a qual a bacia do Corumbataí está inserida) responsável pela redução de 161.896 ha ou 94,4% do total de áreas ocupadas por estes biomas em seu território (KRONKA, 1998). De acordo com o mesmo autor, para a maior parte do estado, esta abrupta redução deveu-se à substituição dessas áreas naturais por culturas de cana, pastagens, culturas temporais, citriculturas e reflorestamentos.

O estado de São Paulo caracteriza-se, de acordo com o estudo de Camargo et al. (2008) realizado entre 2001 e 2006, por ser o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, enfrentando diversos problemas sociais e ambientais, por possuir municípios com grande parte de suas áreas territoriais ocupadas por esse tipo de cultivo, cuja principal forma de manejo envolve a queima da cana. O processo de queima anual dos canaviais tem por objetivo facilitar a colheita, barateando o corte manual e aumentando a produtividade do trabalho, além de promover a redução dos custos com carregamento e transporte e aumentar a eficiência das moendas (CAMARGO et al., 2008). No entanto, diversos são os danos ambientais pelos quais essa prática comum pode ser responsabilizada, como da liberação de gás carbônico, ozônio, gases de nitrogênio e enxofre, além de fuligem da palha queimada e problemas como a redução de umidade e porosidade dos solos gerando aumento da compactação e das possibilidades de ocorrência de erosão (RICCI, 1994; SZMRECSÁNYI, 1994).

Frente aos processos de expansão agrícola no estado, evidenciam-se as diversas questões que envolvem a situação atual dos remanescentes de vegetação natural que estão inseridos em um contexto conflituoso de uso e ocupação do solo por diferentes culturas dentro de uma tradição desenvolvimentista que ressalta a falta de políticas públicas que intervenham em favor da conservação desses ambientes.

De forma semelhante, a bacia do Corumbataí teve sua vegetação original recoberto toda a área da bacia, constituída por florestas, cerrados e campos cerrados, (KOFFLER, 1993), a qual começou a ser degradada no início do século XIX, com intensificação das atividades agrícolas e pecuárias, que acabaram por alterar a cobertura original do solo, reduzindo as áreas cobertas pelas florestas naturais, as quais estão confinadas, hoje, a pequenos fragmentos e trechos

descontínuos de matas ciliares (VALENTE, 2005) pertencentes à Floresta estacional semidecidual, Floresta ripária, Floresta paludosa, Floresta estacional decidual e Cerrado (RODRIGUES, 1999).

A bacia abriga oito municípios (VALENTE, 2001) apresentando, em 2003, 42,3% de sua área total recoberta por pastagem e 27,8% por cana-de-açúcar, havendo 5,7% de ocupação por reflorestamentos e restando apenas 11,3% de floresta semi-decídua e 0,7% de cerrado "*latu sensu*", além de 2,9% de áreas urbanas e outros usos menos representativos como fruticultura, culturas anuais e mineração (VALENTE, 2005) (Figura 4.2).

Dessa forma, percebe-se que os fragmentos ainda existentes estão submetidos a diferentes aspectos físicos e antrópicos, dependendo do local ao qual estão inseridos, apresentando, portanto, diferentes condições ecológicas. Por esse motivo, devem ser analisados de acordo com a estrutura da paisagem do seu entorno que acaba por afetar diretamente a permanência de muitas espécies na bacia, já que, em conjunto com a alta fragmentação, influem sobre as condições dos remanescentes florestais (BASILE et al., 2005).

4.2.2 Delineamento amostral

4.2.2.1 Seleção das unidades amostrais

O delineamento amostral utilizado neste estudo baseia-se em uma abordagem ao nível de paisagem, que permite a aquisição de uma visão mais ampla em relação às interações existentes entre espécies e habitat (LINDENMAYER; FISCHER, 2007). Primeiramente, testou-se o tamanho das unidades amostrais (1 km², 4 km², 9 km², 16 km² e 25 km²) através da análise de variância multinomial que permite correlacionar a variância das proporções de uso da terra em função do tamanho da unidade amostral. Os resultados mostraram que existe uma redução da variância com o aumento da área das unidades amostrais, já havendo uma estabilização a partir das unidades de 9 km². Desse modo, optou-se pela adoção da unidade amostral de tamanho igual a 16 km² para garantir a utilização de uma parcela em que a variância da amostragem já estivesse totalmente estabilizada (FERRAZ et al., in press).

Com o objetivo de obter unidades amostrais tipicamente representativas das duas paisagens predominantes na região (pasto e cana-de-açúcar) com um mínimo de área de mata a ser estudada, iniciou-se a etapa de escolha das unidades

amostrais definindo-se como critério a adoção de pelo menos 70% de ocupação pela matriz de pasto ou cana-de-açúcar e de pelo menos 10% de ocupação por áreas de mata. A definição destes critérios considerou o princípio do Método da Amostragem Adaptativa (THOMPSON; SEBER, 1996), que possibilita a seleção de unidades amostrais que atendam a critérios previamente estabelecidos. Definidas as áreas da bacia que possuíam os critérios mencionados, pode-se gerar, ao redor de cada pixel da imagem, uma quadrícula de 16 km². O elevado número de unidades amostrais geradas levou ao estabelecimento de critérios de seleção, tais como: a) maior distância da borda da bacia; b) maior distância de centros urbanos e maciços de outras culturas que pudessem vir a gerar um viés amostral (p. ex., paisagem de matriz pasto próxima a um maciço de cana ou silvicultura); c) maior distância possível entre unidades e; d) abrangência de fragmentos com as condições necessárias a amostragem.

Após esta triagem, selecionaram-se possíveis unidades amostrais para a matriz de pasto e para a matriz de cana para serem verificadas no campo. Por fim, selecionaram-se três unidades amostrais em matriz de pasto consolidado (Figura 4.2a) e três unidades amostrais em matriz de cana-de-açúcar consolidada (Figura 4.2b) (FERRAZ et al., in press).

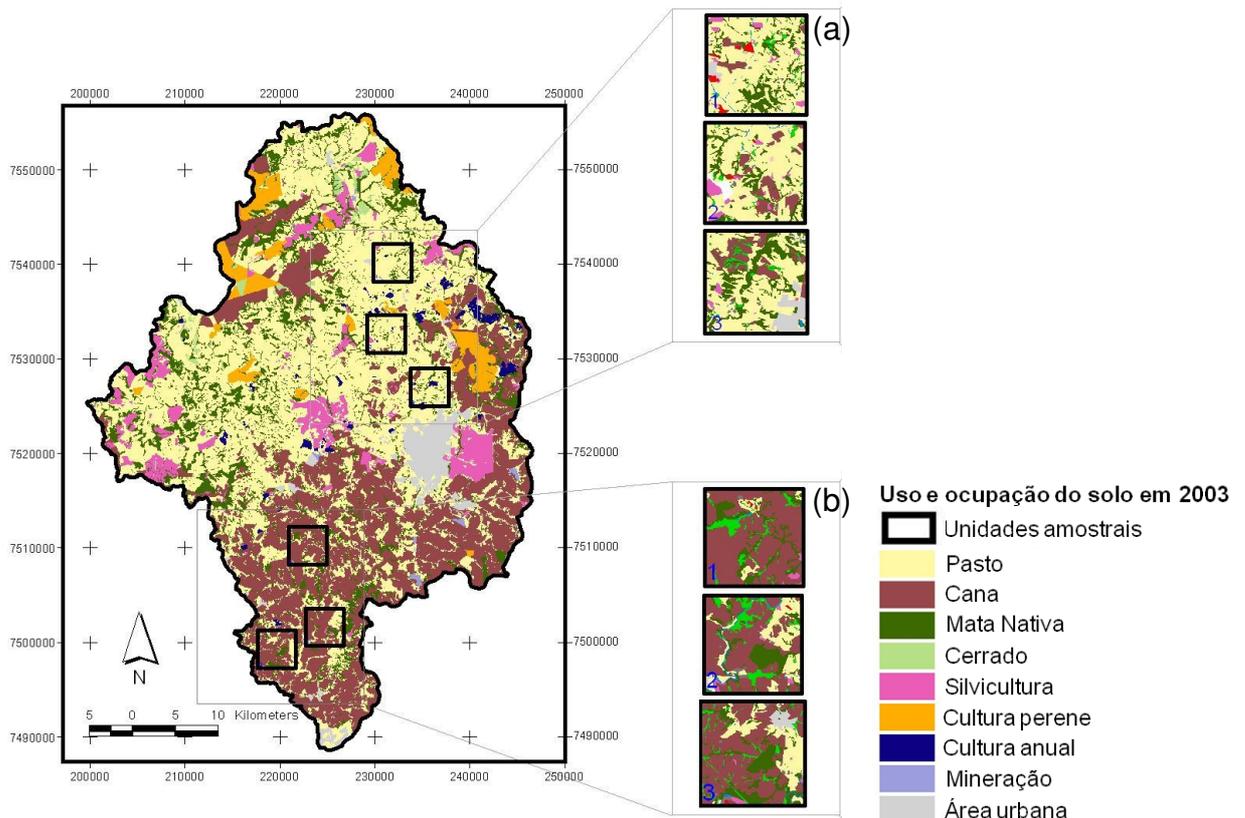


Figura 4.2 – Unidades amostrais (16 km²) selecionadas para a matriz de pasto (a) e cana-de-açúcar (b), inseridas no mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí, estado de São Paulo. Classificação realizada com base em imagens do satélite LANDSAT-7 obtidas em 2003 (VALENTE, 2005)

4.2.2.2 Seleção dos pontos de amostragem

Os remanescentes florestais utilizados para amostragem de aves por meio de redes de neblina foram selecionados a partir da análise da dinâmica da paisagem. Uma análise preliminar, focando os remanescentes florestais maiores que 5 hectares revelou grande diversidade de idade de trechos de um mesmo remanescente, mostrando que a maior parte dos remanescentes apresenta trechos mais antigos e outros mais recentes, enfatizando assim, a necessidade desta informação ser usada no delineamento amostral deste estudo.

Para as seis unidades amostrais selecionadas foram geradas informações relacionadas à estrutura e dinâmica da paisagem (FERRAZ et al., in press). Mapas de uso e cobertura do solo gerados para as unidades amostrais a partir da interpretação visual de fotografias aéreas disponíveis para os anos de 1962, 1978, 1995, 2000 e imagens de satélite de alta resolução de 2008, possibilitaram a descrição da estrutura da paisagem baseada em métricas de composição e configuração (Figura 4.3).

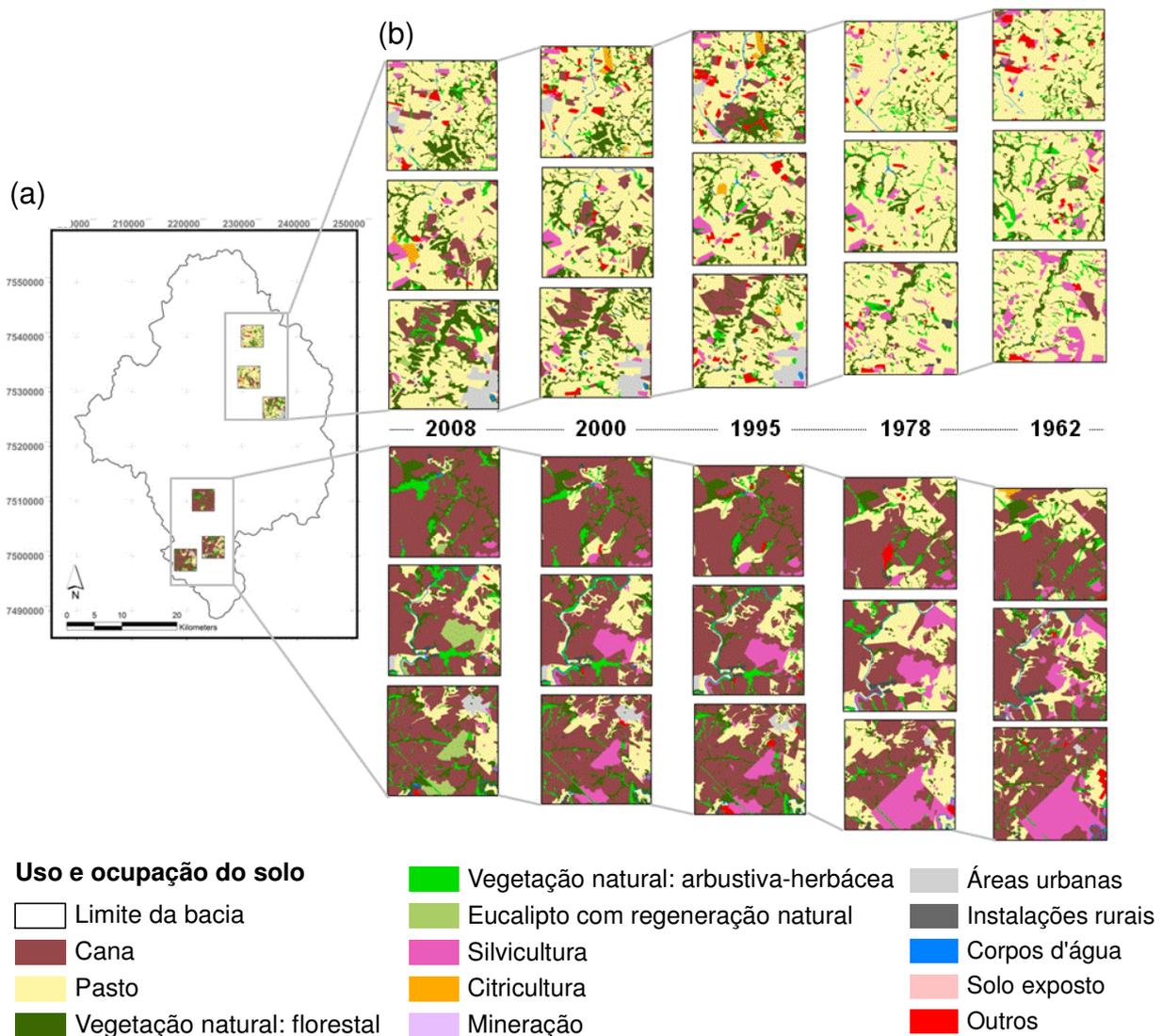


Figura 4.3 – Uso e cobertura do solo para cada unidade amostral da bacia do rio Corumbataí, evidenciando: a) Localização das unidades amostrais na bacia; b) Uso e cobertura do solo para cada ano

Em função da grande variabilidade temporal dos remanescentes florestais e considerando que a idade do remanescente poderia influenciar a estrutura da comunidade de aves amostrada, optou-se por classificá-los de acordo com a idade, utilizando-se das imagens disponíveis (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008). Para tanto, através do software ArcGIS 9.0 (ESRI, 2008) selecionou-se todos os remanescentes existentes para as imagens de 2008 (que mostrariam a situação mais próxima da atual), independentemente do tamanho de cada um, e que se encontravam dentro das unidades amostrais, procedendo-se então à comparação destas áreas com as imagens de anos anteriores. Sendo assim, cada remanescente florestal identificado nas imagens aéreas de cada ano foi classificado em cores distintas e depois

sobreposto ao arquivo de fragmentos existentes em 2008 formando um mosaico de idades para cada um (Figura 4.4 e 4.5b e 4.5c). Este procedimento auxiliou o reconhecimento da idade das partes constituintes dos remanescentes atuais. Considerando a imagem do ano de 1962 como a mais antiga, as áreas de mata que não constavam nesta imagem, mas que constavam nas imagens mais atuais foram então consideradas áreas que sofreram regeneração.

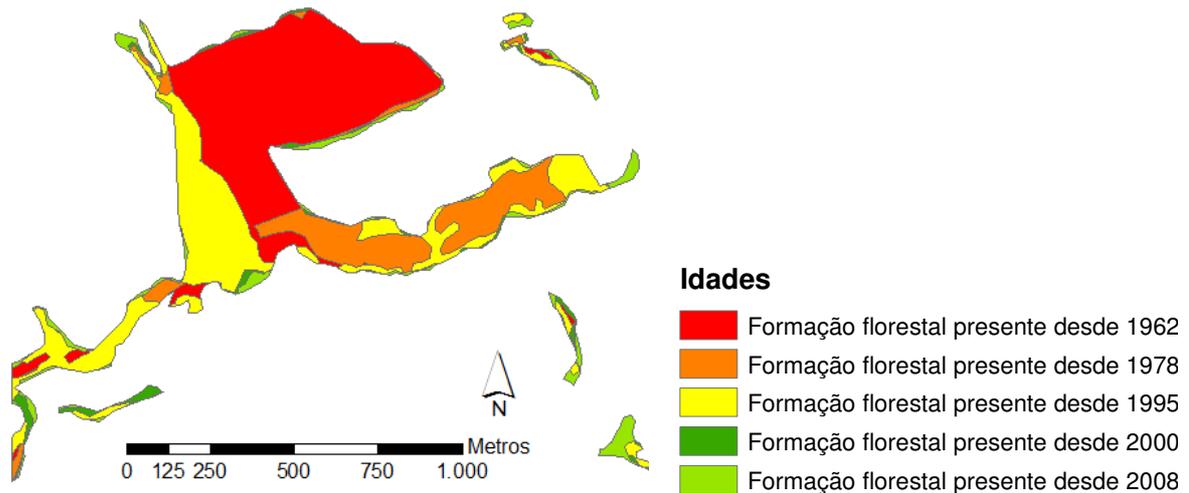
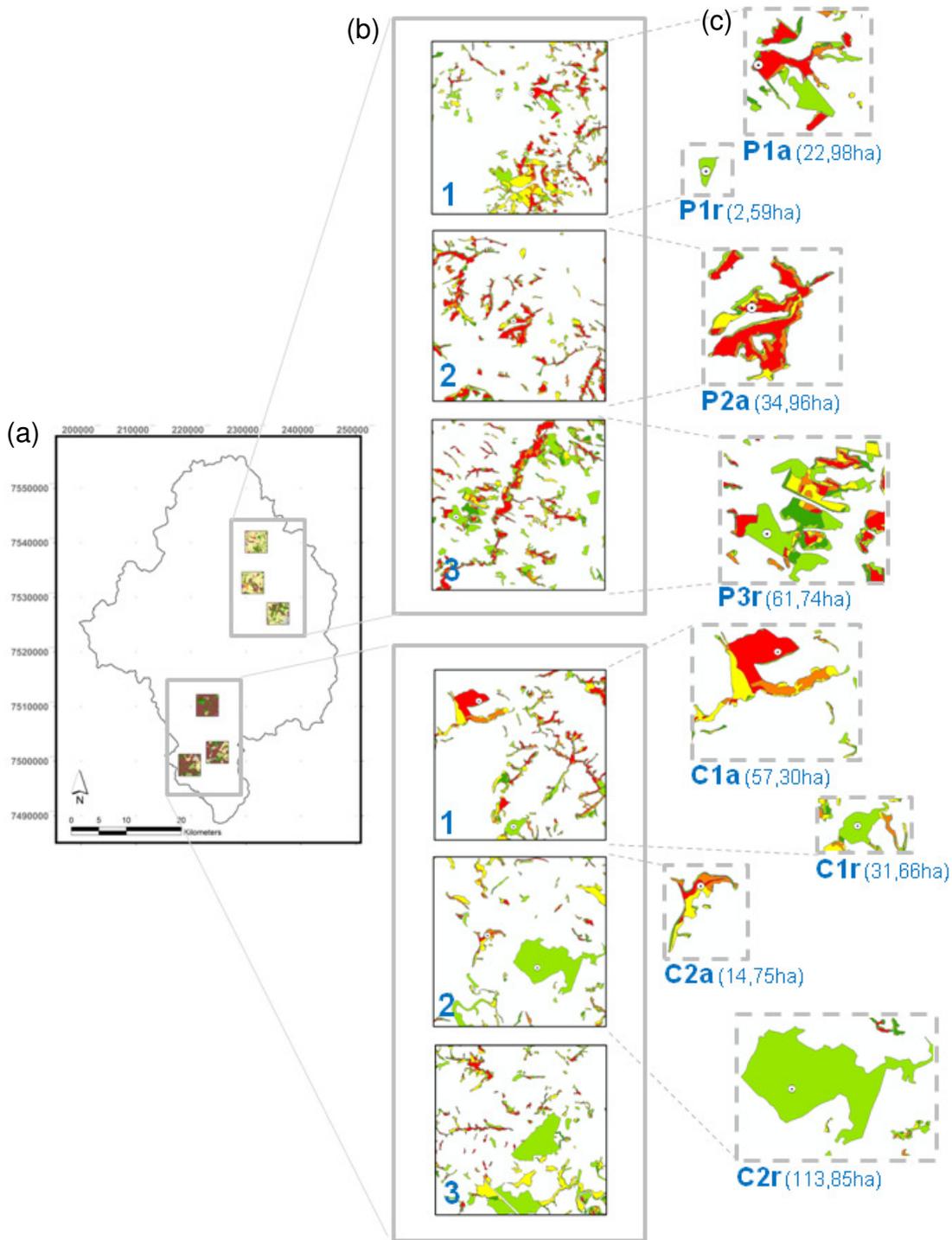


Figura 4.4 – Exemplo de classificação de remanescente florestal por meio das imagens aéreas. As cores representam as diferentes idades existentes em cada área interpretada como formação florestal do remanescente.

Após esta etapa, todos os remanescentes florestais selecionados dentro das seis unidades amostrais foram visitados e avaliados quanto ao seu acesso, localização e condições atuais (i.e., se sofreu impacto recente, do qual poderia inviabilizar as campanhas de campo em seu interior, como, fogo e corte raso), atentando-se para a presença de sub-bosque, estratos, altura de dossel e indícios de regeneração, mesmo naqueles que no passado eram talhões de eucaliptos.

A partir do reconhecimento dos remanescentes em campo e com sua idade conhecida selecionou-se um número mínimo de fragmentos em cada matriz representativos do ambiente agrícola da região, e que permitissem uma logística de visitação em todos os pontos amostrais em cada mês de estudo. Assim, foram selecionados quatro remanescentes florestais em cada matriz, sendo dois em pasto e dois em cana com trechos predominantemente atuais (com idade de regeneração entre 3 e 11 anos, constantes nas imagens de 2000 e 2008) e mais dois em pasto e dois em cana com trechos predominantemente mais antigos (com idade de regeneração de 33 a 49 anos, constantes desde as imagens de 1978 e 1962) (Figura 4.5c).



Idades

- Formação florestal presente desde 1962
- Formação florestal presente desde 1978
- Formação florestal presente desde 1995
- Formação florestal presente desde 2000
- Formação florestal presente desde 2008

○ Pontos de amostragem

Identificação:

- Pasto (P), Cana (C)
- Unidade amostral (1, 2, 3)
- Antigo (a), Recente (r)

Figura 4.5 – Localização dos pontos de amostragem: a) Localização das unidades amostrais na bacia; b) Mosaico de idades para cada remanescente; c) Localização e identificação dos pontos de amostragem evidenciados para cada remanescente de estudo, mostrando a área respectiva de cada um entre parênteses

A maioria dos fragmentos de mata existentes na bacia são pequenos, isolados e disformes, distribuindo-se irregularmente pela paisagem em decorrência do processo de fragmentação sofrido (VALENTE, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2005; BASILE, 2006). Na matriz de pasto, a maioria dos fragmentos são elementos lineares com pouca ou total ausência de área nuclear, enquanto que na matriz de cana a maioria dos fragmentos apresenta área nuclear, uma vez que os remanescentes caracterizam-se por um formato não tão linear.

De uma forma geral, todos os fragmentos antigos amostrados apresentaram alta incidência de lianas, formando uma cortina densa composta por um emaranhado de cipós de diferentes espécies. No entanto, aqueles situados na matriz de cana (C1a e C2a) aparentavam possuir menos estratos que os situados no pasto. Para os primeiros, apenas os estratos médio e baixo estavam evidentes, não tendo-se notado a presença de muitas árvores de grande porte. O fragmento P1a, presente no pasto, no entanto, apresentou estrato superior, com árvores esparsas, poucos indivíduos de médio porte e quase ausência de sub-bosque, o que pode ser explicado pela frequente entrada de gado no interior do remanescente. P2a não apresentou vestígios de entrada do gado, talvez pelo fato do relevo ser bastante acidentado a ponto de não ser atrativo a estes animais, mostrando árvores de grande porte, além de estratos médio e inferior, aparentando grande riqueza de vegetação.

A partir das imagens históricas, e posteriormente, das visitas de campo, verificou-se que os fragmentos com idades de regeneração mais atuais eram no passado (data anterior a 2000) talhões de eucalipto. Hoje estes talhões estão abandonados e seu sub-bosque e demais espécies arbóreas formam novamente um ambiente florestal típico com o estrato inferior, médio e superior. A presença de clareiras em meio a estes remanescentes com idade recente, no entanto, foi frequente. Muitos apresentavam trilhas largas, aparentando estradas abandonadas, em seu interior, além das clareiras naturais. Aqueles presentes no pasto apresentaram o estrato superior formado por grandes indivíduos de eucalipto, com poucas espécies de estrato médio e quase ausência de sub-bosque, talvez também pela presença de gado em seu interior. Os inseridos na cana, no entanto, apresentaram diferentes tipos de estratos, com vários indivíduos regenerantes. C2r, no entanto, apresentou uma significativa particularidade, possuindo diversas trilhas

em seu interior, usadas para atividade de *motocross*, o que foi evidenciado pelas frequentes marcas de pneu e erosões cada vez mais intensas.

4.2.3 Coleta de dados de avifauna

A avifauna foi amostrada pelo método de captura com redes de neblina ornitológicas (malha 32 mm, 12 m x 2,8 m), utilizando-se uma sequência de cinco redes por ponto de coleta dispostas no interior dos remanescentes, distantes ao menos 30m da borda. A alocação das sequências de redes se deu avaliando-se o mosaico de idades de cada remanescente. Os pontos de amostragem foram alocados, portanto, na área nuclear da parte mais antiga (para fragmentos com idade média antiga) ou da parte mais recente (para fragmentos com idade média recente) do remanescente. A segurança, facilidade de acesso e de logística no transporte dos equipamentos também foram consideradas durante a alocação das trilhas. As redes permaneceram abertas por um período contínuo de 4 horas, a partir das primeiras horas da manhã, realizando-se vistorias a cada 30 minutos, dando um total de 384 horas de amostragem ou 48 horas por fragmento.

As aves capturadas foram acondicionadas em sacos de algodão assim que retiradas das redes. Uma parte da 9ª rêmige da asa esquerda de cada indivíduo foi coletada e acondicionada em saco de papel, que foi então vedado e identificado (número de identificação, nome da espécie, data e ponto de coleta) para posterior encaminhamento para análise isotópica. Depois de identificados (de acordo com a nomenclatura sugerida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, CBRO 2011), os indivíduos foram então anilhados com anilhas padronizadas pelo CEMAVE (Cadastro Nacional de Anilhadores de Aves Silvestres) de acordo com a Instrução Normativa n° 27, de 23 de dezembro de 2002, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres (Anexo A). A captura e marcação de animais silvestres *in situ*, bem como a coleta e o transporte de material biológico foram feitos em concordância com o disposto no Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), de acordo com a Instrução Normativa n° 154, de 01 de março de 2007 (Anexo B). As coletas iniciaram-se em novembro de 2011 e uma visita por mês foi feita em cada sítio, totalizando 12 repetições por sítio de coleta, num total de 96 dias de campo.

4.2.4 Análise isotópica

Para cada amostra de pena coletada, retirou-se uma pequena secção da barba da pena de aproximadamente 0,5 cm², cuidando-se para não incluir a raque na amostra, que poderia fornecer resultados diferentes quanto à proporção de carbono e nitrogênio (WILEY et al., 2010). As partes selecionadas das penas foram então, colocadas separadamente em cápsulas de estanho 8 x 5 mm e transformadas e purificadas em gases apropriados em analisador elementar Carlo Erba, CNH-1110, que se encontra acoplado a um espectrômetro de massa *Thermo Scientific Delta Plus*. Neste processo, o carbono da amostra é convertido a CO₂ e o nitrogênio a N₂ gasosos, que são separados por uma coluna cromatográfica antes de serem inseridos no espectrômetro de massa. O valor corrigido por padrões internacionais e expressos em delta (δ) por mil (‰), fornece a composição isotópica do carbono ou do nitrogênio através da equação (1):

$$\delta^{13}\text{C ou } \delta^{15}\text{N} = \left(\frac{R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}}{R_{\text{padrão}}} \right) * 1000, \quad (1)$$

onde R é a razão molar de ¹³C/¹²C ou ¹⁵N/¹⁴N na amostra e no padrão. O padrão usado para o carbono na escala internacional vem de uma rocha calcária proveniente da Belenite fóssil da formação Pee Dee (PDB), e o nitrogênio provém do ar atmosférico. A precisão analítica do método em réplicas de padrões internos está avaliada em 0,3 e 0,5‰ para o carbono e nitrogênio, respectivamente.

Para trabalhar em nível de comunidades, algumas generalizações são necessárias, levando a pequenas imprecisões no nível da espécie (POST, 2002). Uma destas generalizações é o valor de fracionamento (Δ¹³C e Δ¹⁵N) que não é específico da espécie. Para minimizar esta imprecisão, utilizaram-se valores específicos para o tipo de tecido analisado (i. e. penas). Os valores de fracionamento de δ¹³C e δ¹⁵N foram obtidos com base em estudos experimentais com aves passeriformes (HOBSON; BAIRLEIN, 2003; PEARSON et al., 2003; FERGER et al., 2013), onde o valor variou de 3 a 4‰ para ambos os elementos. Dessa forma, considerou-se valores mais altos de Δ¹³C para espécies que consomem artrópodes (Δ¹³C_{insetívoro, nectarívoro e onívoro} = 4‰) e valores mais baixos para aquelas que se alimentam somente de recursos primários (Δ¹³C_{granívoro e frugívoro} = 3‰). Para tanto, todas as espécies foram caracterizadas quanto ao tipo de guilda trófica a que pertencem de acordo com literatura específica (WILLIS, 1979; MOTTA-JÚNIOR, 1990; MOTTA-JÚNIOR; VASCONCELOS, 1996; SIGRIST, 2009). Um valor médio

de 3,4‰ foi usado para $\Delta^{15}\text{N}$. Os valores isotópicos do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) foram corrigidos para cada espécie.

A contribuição relativa de fontes C_4 na dieta das aves foi determinada através do modelo linear de mistura de carbono (FRY; SHERR, 1984; FRY, 2006) onde usou-se -12 e -31‰ como limites. A contribuição relativa de fontes C_3 foi obtida, portanto, atribuindo-se a equação (2):

$$\%C_3 = 100 - \%C_4 \quad (2)$$

4.2.5 Análise de dados

4.2.5.1 Variáveis da paisagem em multiescala

Uma abordagem multi-escala foi usada para explicar a influência da paisagem sobre as porcentagens de C_3 encontradas para algumas espécies de aves. Para tanto, foram estabelecidos *buffers* de 400m, 600m, 800m e 1000m (Figura 4.6) (BOSCOLO; METZGER, 2009; LYRA-JORGE et al., 2010).

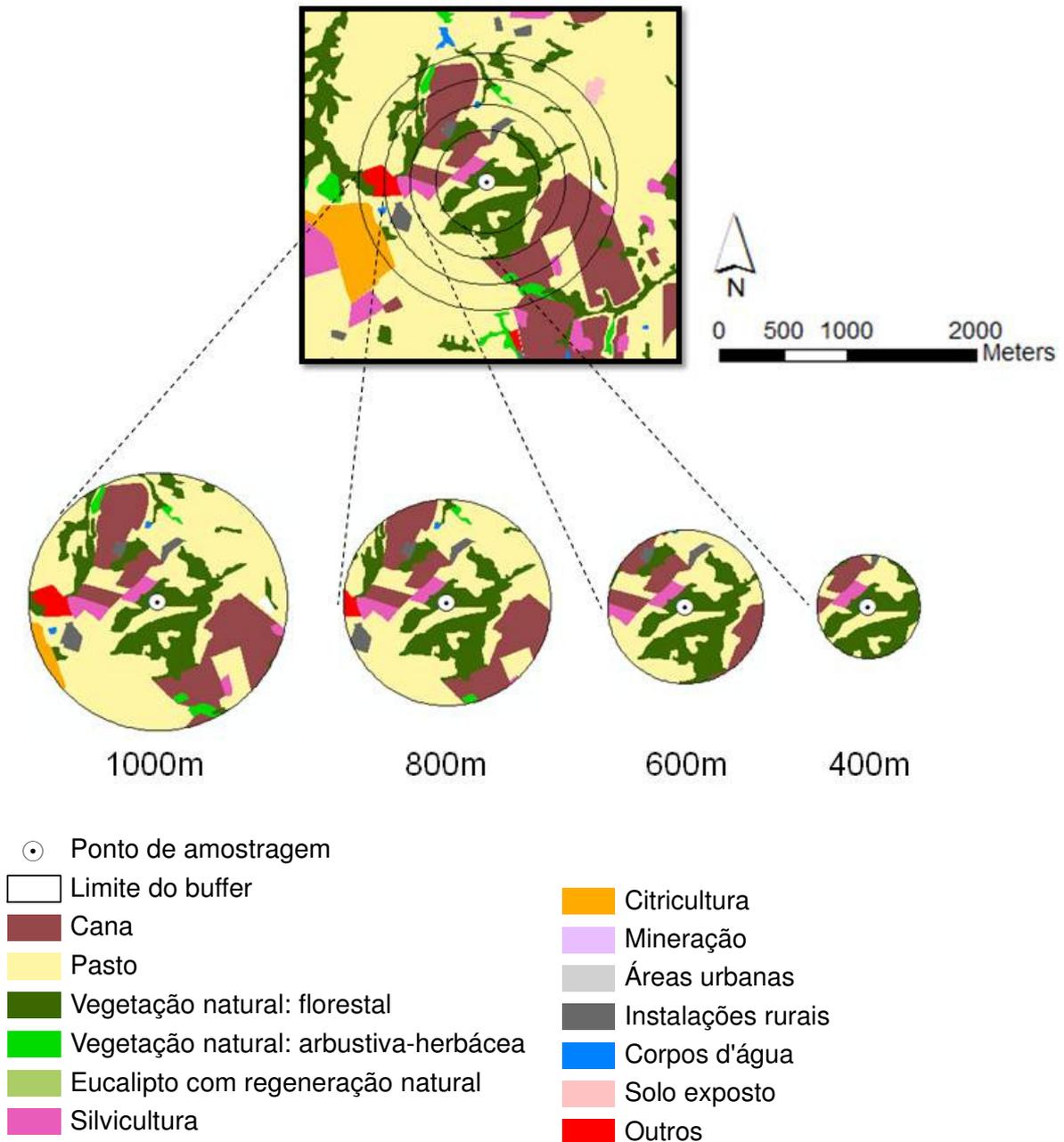


Figura 4.6 – Exemplificação dos *buffers* definidos para cada ponto de amostragem

Para cada ponto de amostragem e tamanho de *buffer* analisou-se a estrutura da paisagem a partir de variáveis de composição e configuração da paisagem, a saber: porcentagem de floresta (FLO), porcentagem de pasto (PAS) e cana-de-açúcar (CAN) e porcentagem de área nuclear (CPLAND) (Tabela 4.1) (MCGARIGAL et al., 2002). Da mesma forma, foram calculadas variáveis para a análise da dinâmica dos remanescentes, sendo elas: taxa anual de mudança (Q), perfil da curva de mudança florestal (FCCP) (FERRAZ et al., 2009) e idade média dos

remanescentes (IME), calculada a partir da ponderação do tamanho da área referente a cada idade inserida em cada ponto e *buffer* (Tabela 4.1).

Para o estabelecimento de variáveis de composição e configuração da paisagem no tempo presente, utilizou-se de dados obtidos com os mapas de uso e cobertura do solo gerados a partir de imagens de satélite de 2008. Para o cálculo das variáveis baseadas na dinâmica dos remanescentes utilizou-se de mapas gerados a partir de fotografias aéreas (1962, 1978 e 1995) e imagens de satélite (2000 e 2008) (Figura 4.3), bem como do mapa de mosaico de idades para cada remanescente (Figura 4.5).

As variáveis de paisagem (FLO, PAS, CAN, Q, FCCP e IME; Tabela 4.1) para cada ponto de amostragem foram obtidas com o auxílio da extensão LUCAT para ArcGIS 9.0 (ESRI, 2008; FERRAZ et al., 2009; FERRAZ, 2011). O cálculo da porcentagem de área nuclear foi feito através do programa Fragstats, versão 3.3 (MCGARIGAL et al., 2002).

Tabela 4.1 – Descrição das variáveis da paisagem utilizadas nas análises

Variável da paisagem	Código	Ano	Descrição
Porcentagem de floresta	FLO	2008	Porcentagem de área da classe vegetação natural florestal e eucalipto com regeneração em relação a área de cada <i>buffer</i>
Porcentagem de cana	CAN	2008	Porcentagem de área da classe cana em relação a área de cada <i>buffer</i>
Porcentagem de pasto	PAS	2008	Porcentagem de área da classe pasto em relação a área de cada <i>buffer</i>
Porcentagem de área nuclear	CPLAND	2008	Porcentagem de área da classe vegetação natural florestal e eucalipto com regeneração, considerando 30m de borda, em relação a área de cada <i>buffer</i>
Taxa anual de mudança	Q	1962, 1978, 1995, 2000, 2008	Taxa anual de variação de tamanho da classe floresta representando desmatamento, manutenção ou regeneração da área de mata em relação a cada <i>buffer</i>
Perfil da curva de mudança florestal	FCCP	1962, 1978, 1995, 2000, 2008	Variação do tamanho da classe floresta indicando se a mudança é recente ou antiga, pequena ou grande
Idade média	IME	1962, 1978, 1995, 2000, 2008	Idade de cada parte do remanescente, ponderada pela área presente em cada <i>buffer</i>

4.2.5.2 Espécies analisadas

Foram selecionadas 11 espécies de aves que apresentaram maior quantidade de amostras de penas de indivíduos diferentes (> 20 amostras), representando diferentes guildas tróficas (WILLIS, 1979; MOTTA-JÚNIOR, 1990; MOTTA-JÚNIOR; VASCONCELOS, 1996; SIGRIST, 2009) e todos os tipos de pontos de amostragem (Tabela 4.2). *P. pretrei* foi selecionado como representante dos nectarívoros por ser a espécie deste grupo com maior número de amostras, considerando que não se

encontrou uma espécie representante desta guilda que tivesse mais do que 20 amostras.

Tabela 4.2 – Lista de espécies evidenciando o tipo de guilda trófica, o número de amostras e as variáveis da paisagem analisadas

Espécie	Guilda trófica	Número de amostras	Variáveis analisadas
<i>Antilophia galeata</i>	Frugívoro	55	CPLAND, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Arremon flavirostris</i>	Insetívoro	23	FLO, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Basileuterus flaveolus</i>	Insetívoro	34	CPLAND, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	Insetívoro	46	CPLAND, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Conopophaga lineata</i>	Insetívoro	30	CPLAND, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Insetívoro	37	CPLAND, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Phaethornis pretrei</i>	Nectarívoro	13	FLO, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Insetívoro	32	CPLAND, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Onívoro	49	FLO, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Tiaris fuliginosus</i>	Granívoro	31	FLO, PAS, CAN, Q, FCCP, IME
<i>Turdus leucomelas</i>	Onívoro	41	FLO, PAS, CAN, Q, FCCP, IME

4.2.5.3 Análise estatística

A relação entre a porcentagem de C_3 encontrada nos indivíduos de algumas espécies de aves e as variáveis da paisagem foi analisada por regressão linear (NETER et al., 1990). Aquelas que não apresentaram distribuição normal tiveram seus dados de C_3 corrigidos por $\text{Log}(x)$. As espécies que, mesmo depois de corrigidas não mostraram distribuição normal, foram então reavaliadas, sendo possível caracterizar sua distribuição como sendo do tipo normal inversa.

As métricas FLO e CPLAND estavam autocorrelacionadas, de modo que apenas uma delas foi utilizada na análise de cada espécie, selecionadas de acordo com o grau de dependência da floresta mostrado por cada espécie. Assim, FLO foi usada para espécies que se utilizam de qualquer tipo de mata e CPLAND usada

para aquelas que são mais restritivas ao interior dos remanescentes, o que foi definido de acordo com PARQUER III et al. (1996).

Todas as análises foram conduzidas no ambiente R® (*R Development Core Team 2010*). Os modelos foram selecionados através do *Akaike Information Criterion* (AIC) que foi calculado e corrigido para pequenas amostras (AICc), tendo-se procedido à comparação de cada modelo com o valor de AICc calculado para a riqueza constante (i. e. hipótese nula) onde, modelos com AICc menores que aqueles obtidos para riqueza constante e cuja diferença fosse maior do que 2 foram considerados aceitáveis (BURNHAM; ANDERSON, 1998; BURNHAM; ANDERSON, 2002). “Forte influência” foi atribuída à variável da paisagem que estivesse presente no melhor modelo (i. e. com menor valor de AICc) para cada espécie. Da mesma forma, “fraca influência” foi atribuída à variável que, apesar de colaborar com os modelos plausíveis (i. e. considerados aceitáveis) não esteve presente no melhor modelo. As variáveis que não contribuíram para os modelos aceitáveis foram consideradas “sem influência” sobre as espécies.

4.3 Resultados

Dentre as 11 espécies analisadas, seis sofreram alterações na composição da dieta em função de variações na estrutura e dinâmica dos remanescentes (Tabela 4.3). As demais espécies não foram afetadas por estas variáveis, a saber: *B. hypoleucus*, *C. lineata*, *P. pretrei*, *P. mystaceus* e *T. fuliginosus*.

A idade média do remanescente foi a variável mais frequente dentre os modelos plausíveis, aparecendo dentre os melhores modelos para todas as espécies, mostrando sempre relação positiva com o aumento do consumo de recursos provenientes do habitat florestal (plantas de ciclo fotossintético C₃).

As espécies divergiram quanto ao padrão de resposta em relação ao tipo e a porcentagem da matriz na paisagem: 1) forte influência: o aumento da proporção de pasto na paisagem interferiu negativamente na composição da dieta de *A. galeata*, reduzindo o consumo de recursos provenientes do habitat florestal; 2) fraca influência: as variáveis de matriz colaboraram com os modelos plausíveis de *T. leucomelas* e *A. flavirostris*, mas não estiveram presentes nos melhores modelos. Neste caso, a matriz de cana afetou positivamente o consumo de recursos baseados em plantas do tipo C₃ em *T. leucomelas*, mostrando relação inversa para *A.*

flavirostris; 3) sem influência: as demais espécies não foram afetadas por estas variáveis.

As variáveis relacionadas com a porcentagem de mata (FLO e CPLAND) apareceram dentre os modelos plausíveis para poucas espécies, mostrando similaridade no tipo de padrão encontrado: 1) forte influência: o aumento da porcentagem de floresta na paisagem interferiu positivamente na composição da dieta de *T. leucomelas*, aumentando o consumo de recursos baseados em plantas do tipo C₃; 2) fraca influência: a variável de porcentagem de área nuclear fez parte do modelo plausível para *A. galeata*, mas não esteve presente no melhor modelo. Para tanto, a área nuclear afetou positivamente o consumo de recursos baseados em C₃; 3) sem influência: as demais espécies não foram afetadas por estas variáveis.

As variáveis de dinâmica da paisagem (Q e FCCP) apareceram dentre os melhores modelos para poucas espécies. A variável Q compôs o melhor modelo para *T. coronatus* mostrando relação forte e positiva. FCCP colaborou com os modelos plausíveis de *A. galeata* e *T. coronatus*, mas mostrou padrões de respostas diferentes. Esta variável afetou positivamente a primeira espécie e negativamente a segunda.

A escala de análise da paisagem influenciou sobre a qualidade dos modelos, mostrando padrões diferentes entre as espécies e entre as variáveis testadas. O aumento da escala melhorou os modelos que incluíram as variáveis FCCP e Q. Por outro lado o aumento da escala piorou os modelos que incluíram PAS. Os modelos que continham a variável IME melhoraram com o aumento da escala para *B. flaveolus* e *L. euleri*, mas pioraram para *A. flavirostris*. A influência da escala foi indiferente para as demais variáveis, mostrando modelos plausíveis para as mesmas variáveis em diferentes escalas.

Tabela 4.3 – Modelos mais consistentes encontrados para as espécies analisadas

Espécie	Modelo ⁽¹⁾	Buffer (m)	AICc ⁽²⁾	Δ AICc ⁽³⁾	w ⁽⁴⁾
<i>Antilophya galeata</i>	PAS	400	382,41	0,00	0,18
		600	383,57	1,16	0,10
	CPLAND	400	383,60	1,19	0,10
		600	382,78	0,37	0,15
		800	383,08	0,67	0,13
	FCCP	1000	383,36	0,95	0,11
		800	384,33	1,92	0,07
		1000	384,20	1,79	0,07
PAS + IME	400	384,22	1,81	0,07	
<i>Arremon flavirostris</i>	IME	400	169,97	0,00	0,31
	IME + CAN	400	170,93	0,96	0,19
	IME + PAS + Q	400	171,26	1,29	0,16
<i>Basileuterus flaveolus</i>	IME	800	345,22	0,59	0,29
		1000	344,63	0,00	0,39
<i>Lathrotricus euleri</i>	IME	800	276,77	0,80	0,25
		1000	275,97	0,00	0,38
	Q	1000	276,62	0,65	0,27
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Q	400	323,94	1,64	0,10
		600	323,76	1,46	0,11
		800	322,30	0,00	0,23
	Q + FCCP	800	322,93	0,63	0,16
	IME	400	323,93	1,63	0,10
<i>Turdus leucomelas</i>	FLO	400	317,41	0,22	0,18
		600	317,22	0,03	0,20
		800	317,97	0,78	0,13
	FLO + IME	1000	317,19	0,00	0,20
		1000	318,66	1,47	0,10
	CAN + FLO	1000	319,13	1,94	0,08

- (1) **Modelo:** FLO – Porcentagem de floresta; CAN – Porcentagem de cana; PAS – Porcentagem de pasto; CPLAND – Porcentagem de área nuclear; Q – Taxa anual de mudança; FCCP – Perfil da curva de mudança florestal; IME – Idade média.
- (2) **Nota:** Akaike Information Criterion calculado e corrigido para pequenas amostras.
- (3) **Nota:** Variação do valor de AICc do modelo em questão em relação ao melhor modelo.
- (4) **Nota:** Akaike Weights.

4.4 Discussão

A porcentagem de cana-de-açúcar e pasto mostrou baixa relação com a porcentagem de C₃ encontrada nas espécies de aves. Apenas para *A. galeata* a porcentagem de pasto apareceu como o melhor modelo, mostrando que quanto maior a área de pasto, menor a quantidade de recurso C₃ consumido pela espécie, o que sugere um aumento no uso de recursos provenientes do pasto. De modo diferente, a matriz de cana afetou positivamente o consumo de recursos baseados em plantas do tipo C₃ em *T. leucomelas*, o que indica que a espécie reduz o uso dos

recursos disponíveis nesta matriz quanto maior a sua área, aumentando o consumo de itens baseados em C_3 .

Uma alta relação, porém, foi encontrada entre as variáveis descritivas dos remanescentes florestais e a porcentagem de C_3 , indicando que estes remanescentes influem diretamente sobre a quantidade de C_3 incorporada pelas espécies analisadas. A representatividade de modelos contendo a variável de idade média e o fato desta variável mostrar sempre relação positiva com o aumento da incorporação de C_3 (seja pela ingestão de artrópodes que predaram ou pela predação direta de plantas do tipo C_3) realça a importância da composição e estrutura dos remanescentes na utilização deste habitat pelas espécies de aves.

Após a ocorrência de um distúrbio, antropogênico ou natural, a regeneração em florestas tropicais segue uma progressão de estágios, onde ocorre aumento gradual na riqueza de espécies e na complexidade estrutural e funcional da vegetação (LIEBSCH et al., 2008; CHAZDON, 2012). Dessa forma, quanto mais antigo for o remanescente, maior a riqueza de espécies vegetais encontrada e, portanto, maior a diversidade de recursos provenientes de plantas C_3 disponíveis às espécies da fauna. Por esse motivo, o consumo de recursos C_3 tende a aumentar quanto mais antiga é a idade de regeneração do fragmento.

Além disso, o desenvolvimento progressivo da vegetação durante a regeneração facilita a colonização por novas espécies da fauna. Conforme a vegetação regenerante vai se desenvolvendo e diversificando, cresce também a disponibilidade de recursos tanto para repouso quanto para alimentação, atraindo grande variedade de vertebrados, que acabam tornando-se visitantes regulares ou residentes destas florestas em regeneração. Estes animais carregam consigo sementes e frutos de espécies de áreas adjacentes e acabam por favorecer os processos sucessionais da área em questão (CHAZDON, 2012).

Nesse sentido, quanto maior a influência das variáveis relacionadas aos remanescentes no aumento da incorporação de C_3 pelas espécies em questão, maior a possibilidade de que estas espécies estejam contribuindo para os processos sucessionais existentes nestas áreas, o que pode ser mostrado pelas relações encontradas. O aumento da porcentagem de mata mostrou aumento no consumo de itens baseados em C_3 por *T. leucomelas*, sugerindo maior uso de recursos provenientes do habitat florestal pela espécie, quanto maior a área disponível. A relação positiva entre a porcentagem de área nuclear e o consumo de itens C_3 para

A. galeata também sugere que a espécie aumenta o uso de recursos existentes na mata quanto maior a área nuclear existente no fragmento. As relações com as demais variáveis de dinâmica da paisagem também reforçam este fato. A variável FCCP afetou positivamente *A. galeata*, sugerindo que quanto maior e mais recente a regeneração da floresta, maior o consumo de recursos C_3 pela espécie. De modo diferente, afetou negativamente *T. coronatus*, indicando que quanto maior e mais antiga a regeneração da floresta, maior será o consumo de recursos C_3 por ela. Nos modelos em que apareceu, a taxa anual de mudança (Q) também mostrou relação positiva e forte, evidenciando um aumento do consumo de C_3 quanto maiores as taxas de regeneração florestal.

A análise de isótopos de carbono possibilitou a quantificação deste componente incorporado nos indivíduos amostrados. Os valores obtidos permitem a visualização de uma tendência que mostra que as aves capturadas no interior dos remanescentes estão utilizando este ambiente para a obtenção de recursos, seja alimentando-se diretamente de frutos ou sementes do tipo C_3 , seja capturando artrópodes que se alimentaram destes vegetais, evidenciando uma possível contribuição destes remanescentes na manutenção das comunidades envolvidas.

O estudo de dietas dos consumidores pela técnica de isótopos estáveis tem reduzido esforços, onde, dependendo do objetivo do estudo, exclui-se a necessidade de observação direta ou análise de conteúdo estomacal, de fezes ou regurgitações (HOBSON; WASSENAAR, 1999) e se permite uma indicação mais precisa do item assimilado dentre os alimentos que foram consumidos (FRY; ARNOLD, 1982).

Weiser e Powell (2011) analisaram isótopos de carbono e nitrogênio em amostras de penas de filhotes de gaivotas (*Larus hyperboreus*) de oito colônias de reprodução no norte do Alasca e compararam os resultados obtidos por este método com aqueles obtidos por análises de dieta convencionais (i. e. avaliação de regurgitos e restos de comida) para as mesmas colônias em um mesmo período de tempo. Descobriram que, em relação à avaliação de isótopos estáveis, as análises convencionais, muitas vezes, superestimaram as contribuições de aves e pequenos mamíferos na dieta da espécie e acabaram por subestimar as contribuições de peixes e zooplânctons. Ambos os métodos forneceram informações semelhantes para outros tipos de alimentos marinhos e para a ingestão de lixo. Embora os métodos convencionais tenham se mostrado úteis na avaliação da importância do

lixo em relação às demais fontes de alimento, elas não foram claras quanto ao impacto potencial de gaivotas sobre outras populações de vertebrados, como aves, pequenos mamíferos e peixes.

Estudos envolvendo avaliação de dietas pelo método de isótopos estáveis em populações e comunidades de vertebrados têm sido, portanto, cada vez mais frequentes e tem contribuído na determinação de presas e demais fontes de alimento, bem como na elucidação de hábitos de forrageamento dos animais (e. g. TIESZEN et al., 1983; FORSBERG et al., 1992; KELLY, 2000; HARDING; STEVENS, 2001; MANETTA; BENEDITO-CECILIO, 2003; MIZUKAMI et al., 2005; ROBBINS et al., 2005; URTON; HOBSON, 2005; CIVETT, 2007; CODRON et al., 2007; PEREIRA et al., 2007; WILLIAMS et al., 2007; BAKHURIN et al., 2008; FERGER et al., 2013).

Britain et al. (2012) analisaram $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ em amostras de plantas, invertebrados e penas para avaliar a entrada relativa de produtores primários em teias alimentares de quatro espécies de aves de interesse conservacionista em relação a quatro tipos de habitats na Geórgia (EUA). As espécies e os habitats incluíram: *Vireo griseus* e *Passerina ciris* em vegetação arbustiva de influência marítima (*maritime scrub-shrub*), *Parula americana* em florestas de carvalhos de influência marítima (*maritime broadleaf evergreen forest*) e *Sitta pusilla* em florestas de pinus de influência marítima (*maritime narrowleaf evergreen forest*). Quantificou-se a contribuição relativa destes três habitats compostos, em sua maioria, por plantas do tipo C_3 , em relação aos pântanos de sal (*saltmarsh*), com vegetação predominantemente do tipo C_4 , para verificar a contribuição das fontes terrestres versus o pântano de sal na produção primária das cadeias alimentares que envolvem as aves selecionadas. Os modelos sugeriram que *P. americana*, *V. griseus* e *S. pusilla* retiraram a maior parte de seu alimento (53 a 100%) dos habitats em que ocupavam. *P. ciris*, no entanto, mostrou que retirou de 47 a 94% de seu alimento dos pântanos de sal, o que levou os pesquisadores a concluírem que, embora seja constantemente observada em ambientes terrestres, esta espécie parece depender de alimentos provenientes dos pântanos de sal, o que torna estas áreas importantes para a sua conservação. *V. griseus* e *S. pusilla*, buscaram mais alimento de origem terrestre, mas mostraram ligação trófica com os pântanos de sal existentes nas proximidades.

Embora os fragmentos amostrados estejam em avançado grau de degradação, os resultados corroboram para a necessidade de manutenção destes remanescentes como forma de sustentar a biodiversidade de aves. Os indivíduos das espécies analisadas mostraram que estes fragmentos são utilizados por eles, de onde possivelmente retiram a maior parte de seus recursos.

4.5 Conclusões

- 1) A proporção de cana-de-açúcar e pasto mostrou baixa relação com a porcentagem de C_3 encontrada nas espécies de aves;
- 2) Os remanescentes florestais influíram diretamente sobre a quantidade de C_3 incorporada pelas espécies analisadas;
- 3) O método de captura em redes de neblina ornitológicas mostrou-se bastante eficiente, capaz de suprir as necessidades deste estudo. No entanto, revelou uma tendência de resultados aplicáveis somente a espécies que utilizam o sub-bosque;
- 4) A idade média mostrou relação positiva para todas as espécies, evidenciando a importância de remanescentes antigos para a manutenção da biodiversidade;
- 5) Espécies de aves com altas porcentagens de C_3 em fragmentos recentes podem indicar que estas espécies estejam auxiliando no processo sucessional dos mesmos;
- 6) A manutenção dos remanescentes na paisagem fragmentada torna-se necessária para sustentar a biodiversidade de aves existente.

Referências

BAKHURIN, K.; BURTCH, M.; LATTA, K. **Stable isotope analysis of local avian diets**. Michigan: University of Michigan, Biological Station, 2008. 16 p.

BASILE, A. **Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí**. 2006. 87 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BASILE, A.; VETTORAZZI, C.A.; FERRAZ, S.F.B. Caracterização física e estrutural dos fragmentos florestais da bacia do Rio Corumbataí, SP, e sua relação com o NDVI. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambú. **Anais...** Caxambú: Editora UFMG, 2005. p. 5-7.

BEARHOP, S.; WALDRON, S.; VOTIER, S.C.; FURNESS, R.W. A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. **Functional Ecology**, Chicago, v. 17, n. 1, p. 270-275, 2003.

BENDER, D.J.;FAHRIG, L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**, Durham, v. 86, n. 4, p. 1023-1033, 2005.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 907-918, 2009.

BRASIL. Instrução Normativa n° 27, de 23 de dezembro de 2002. Dispõe sobre os procedimentos do Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres. **Diário Oficial da União**, Brasília, 24 dez. 2002. Seção 1, p. 279-282.

_____. Instrução Normativa n° 154, de 01 de março de 2007. Regulamenta a coleta e o transporte de material biológico para fins científicos e didáticos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 02 mar. 2007. Seção 1, p. 57-59.

BRITAIN, R.A.; SCHIMMELMANN, A.; PARKHURST, D.F.; CRAFT, C.B. Habitat use by coastal birds inferred from stable carbon and nitrogen isotopes. **Estuaries and Coasts**, Twisp, v. 35, p. 633-645, 2012.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and interference: a practical informationtheoretic approach**. 2nd ed. New York: Springer-Verlag, 1998. 488 p.

_____. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. New York: Springer-Verlag, 2002. 514 p.

CAMARGO, A.M.M.P.;CASER, D.V.;CAMARGO, F.P.;OLIVETTE, M.P.A.;SACH, R.C.C.;TORQUATO, S.A. Dinâmica e tendência da expansão da cana-de-açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-63, 2008.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Belém, v. 6, n. 1/2, p. 51-71, 2003.

_____. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museo Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R.L.; LETCHER, S.G.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal society B-Biological Sciences**, Chicago, v.362, n.1478, p. 273-289, 2007.

CIVETT, J. Regional differences in the diet of the otter (*Lutra lutra*) in Sweden and Latvia. **Examensarbete Zoologiska Institutionen**, Stockholm, v. 22, 19 p., 2007.

CODRON, D.L.; CODRON, J.; LEE-THORP, J.A.; SPONHEIMER, M.; RUITER, D.; BRINK, J.S. Stable isotope characterization of mammalian predator-prey relationships in a South African savanna. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 53, p. 161-170, 2007.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. **Lista de aves do Brasil**. São Paulo, 2011. 38 p.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484 p.

DEBINSK, D.M. Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. **Journal of Biogeography**, Ames, v. 1, n. 33, p. 1791-1792, 2006.

DOTTA, A.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 2, p. 1-6, 2007.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGis 9.0**. New York, 2008.

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

FERGER, S.W.; BOHNING-GAESE, K.; WILCKE, W.; OELMANN, Y.; SCHLEUNING, M. Distinct carbon sources indicate strong differentiation between tropical forest and farmland bird communities. **Oecologia**, Berlin, v. 171, p. 473-486, 2013.

FERRAZ, S.F.B. **LUCAT**: land-use change analysis tools. Piracicaba: ESALQ, Forest Science Department, Forest Hydrology Lab., 2011. 15 p.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: a case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1586-1595, 2009.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J.P. How good are forest fragments inserted into agricultural landscapes for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, 2013. In press.

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; PADOVANI, C.R.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A.; FERNANDEZ, J.M.; RICHEY, J.E. Teias energéticas aquáticas da Amazonia Central. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 1992, 1., Caxambú. **Anais...** Caxambú: Editora UFMGM, 1992. p. 1-7.

FRY, B. **Stable isotope in ecology**. Los Angeles: Corr. Printing, 2006. 308 p.

FRY, B.; ARNOLD, C. Rapid $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). **Oecologia**, Berlin, v. 54, p. 200-204, 1982.

FRY, B.; SHERR, E.B. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. **Contributions in Marine Science**, Texas, v. 27, p. 13-47, 1984.

HARDING, E.K.; STEVENS, E. Using stable isotopes to assess seasonal patterns of avian predation across a terrestrial-marine landscape. **Oecologia**, Berlin, v. 129, p. 436-444, 2001.

HOBSON, K.A.; BAIRLEIN, F. Isotopic fractionation and turnover in captive garden warblers (*Sylvia borin*) implications for delineating dietary and migratory associations in wild passerines. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 81, p. 1630-1635, 2003.

HOBSON, K.A.; WASSENAAR, L.I. Stable isotope ecology: an introduction. **Oecologia**, Berlin, v. 120, p. 312-313, 1999.

KELLY, J.F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecolog. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, p. 1-27, 2000.

KÖFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

KRONKA, F.J.N. **Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. 84 p.

LAURANCE, W.F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 71, p. 641-653, 1990.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. Landscape models for use in studies of landscape change and habitat fragmentation. In: LINDENMAYER, D.B.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Managing and designing landscapes for conservation: moving from perspectives to principles**. Oxford: Blackwell, 2007. p. 35-48.

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savana, Brazil. **European Journal Wildlife Research**, Heidelberg, v. 56, p. 359-368, 2010.

MANETTA, G.I.; BENEDITO-CECILIO, E. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 121-129, 2003.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats: a spatial pattern analysis program for categorical maps: computer software program**. Amherst: University of Massachusetts, 2002. 141 p.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. **Stable isotopes in ecology and environmental science**. 2nd ed. Victoria: Blackwell, 2007. 594 p.

- MIZUKAMI, R.N.; GOTO, M.; IZUMIYAMA, S.; HAYASHI, H.; YOH, M. Estimation of feeding history by measuring carbon and nitrogen stable isotope ratios in hair of Asiatic black bears. **Ursus**, Mississippi, v. 16, n. 1, p. 93-10, 2005.
- MOTTA-JÚNIOR, J.C. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 65-71, 1990.
- MOTTA-JÚNIOR, J.C.; VASCONCELOS, L.A.S. Levantamento das aves do campus da Universidade Federal de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 7., 1996, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1996. p. 159-171.
- NETER, J.; WASSERMAN, W.; KUTNER, M.H. **Applied linear statistical models**. Homewood: Richard D. Irwin, 1990. 1408 p.
- PARKER III, T.A.; STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W. Ecological and distribution databases. In: STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. (Ed.). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. p. 131-436.
- PEARSON, S.F.; LEVEY, D.J.; GREENSBERG, C.H.; MARTINEZ DEL RIO, C. Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon isotopic signatures in an omnivorous songbird. **Oecologia**, Berlin, v. 135, p. 516-523, 2003.
- PEREIRA, A.L.; BENEDITO, E.; SAKURAGUI, C.M. Spatial variation in the stable isotopes of ^{13}C and ^{15}N and trophic position of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in Corumbá Reservoir, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 79, n. 1, p. 41-49, 2007.
- POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, Durham, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v.142, p. 1141-1153, 2009.
- RICCI, R. **Mercado de trabalho do setor sucroalcooleiro no Brasil**. Brasília: IPEA. 1994. 176 p.
- ROBBINS, C.T.; FELICETTI, L.A.; SPONHEIMER, M. The effect of dietary protein quality on nitrogen isotope discrimination in mammals and birds. **Oecologia**, Berlin, v. 144, p. 534-540, 2005.
- ROBERTSON, B.A. Forging new in bird migration. **Birding**, Montana, v. 32, n. 1, p. 142-145, 2004.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 189, p. 1-18, 1999.

RUBENSTEIN, D.R.; HOBSON, K.A. From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. **Trends in Ecology and Evolution**, Boston, v. 19, p. 256-263, 2004.

SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis: avifauna brasileira**. Vinhedo: Avis Brasilis, 2009. 600 p.

SISK, T.D.; HADDAD, N.M.; EHRLICH, P.R. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Ecological Applications**, California, v. 7, n. 4, p. 1170-1180, 1997.

SZMRECSÀNYYI, T. Tecnologia e degradação ambiental: o caso da agroindústria canavieira no estado de São Paulo. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 24, n. 10, p. 73-81, 1994.

THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**. New York: John Wiley, 1996. 265 p.

TIESZEN, L.L.; BOUTTON, T.W.; TESDAHL, K.G.; SLADE, N.A. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. **Oecologia**, Berlin, v. 57, p. 32-37, 1983.

URTON, E.J.M.; HOBSON, K.A. Intrapopulation variation in gray wolf isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) profiles: implications for the ecology of individuals. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 317-326, 2005.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

_____. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 137 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 68, p. 45-57, 2005.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VICTOR, M.A.M. **A devastação florestal**. São Paulo: SBS, 1975. 48 p.

WADE, T.G.; RIITTERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; JONES, K.B. Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, Boston, v. 7, n. 2, p. 7, 2003.

WEISER, E.L.; POWELL, A.N. Evaluating gull diets: a comparison of conventional methods and stable isotope analysis. **Journal of Field Ornithology**, New Ipswich, v. 82, n. 3, p. 297-310, 2011.

WHITMORE, T.C.; BURSLEM, D.F.R.P. Major disturbances in tropical rainforests. In: NEWBERY, D.M.; PRINS, H.H.T.; BROWN, N.D. (Ed.). **Dynamics of tropical communities**. Oxford: Blackwell Science, 1988. p. 549-565.

WILCOVE, D.S.; MCLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULE, M.E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237-256

WILEY, A.E.; OSTROM, P.H.; STRICKER, C.A.; JAMES, H.F.; GANDHI, H. Isotopic characterization of flight feathers in two pelagic seabirds: sampling strategies for ecological studies. **The Condor**, Los Angeles, v. 112, n. 2, p. 337-346, 2010.

WILLIAMS, C.T.; BUCK, C.L.; SEARS, J.; KITAYSKY, A.S. Effects of nutritional restriction on nitrogen and carbon stable isotopes in growing seabirds. **Oecologia**, Berlin, v. 153, p. 11-18, 2007.

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.

ANEXOS

ANEXO A



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres - CEMAVE
 Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres - SNA

AUTORIZAÇÃO DE ANILHAMENTO

Esta Autorização foi expedida com base na IN-IBAMA nº 27/2002 de 23/12/2002, publicada no Diário Oficial da União do dia 24/12/2002, tendo fé pública em todo Território Nacional.

Qualquer cidadão ou autoridade poderá conferir a autenticidade ou regularidade desta autorização, acessando a página do CEMAVE na internet, no endereço: www.icmbio.gov.br/cemave e informando os dados de autenticação abaixo:

Nº do Projeto/Autorização: 3540/1 Data/Hora de Emissão: 16/03/2012 08:47:07 Validade: 16/03/2013

DADOS DO PROJETO E DO ANILHADOR:

Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA EM MATRIZES AGRÍCOLAS: USO DA FERRAMENTA ISOTÓPICA PARA CONSERVAÇÃO DE AVES EM AMBIENTES ANTRÓPICOS

Nome do Anilhador Titular: WESLEY RODRIGUES SILVA Nº do Registro: 598272 CPF: 016.042.928-57

RELAÇÃO DOS ANILHADORES AUXILIARES

NOME	Nº REGISTRO	INCLUÍDO EM	CPF	CATEGORIA	SITUAÇÃO
Eduardo Roberto Alexandrino	3695554	12/03/2012	30724882820	Junior	
Alex Augusto Abreu Bovo	5218359	12/03/2012	36436323805	Junior	
Daniela Tomasio Apolinario da Luz	5215229	12/03/2012	36903395881	Junior	

Esta Autorização concede ao(s) anilhador(es) acima identificado(s) o direito de proceder ao anilhamento de aves silvestres, de acordo com as condições abaixo descritas, podendo a referida autorização ser cancelada ou suspensa, quando constatado o descumprimento das normas previstas na legislação. O anilhador titular ou um dos membros da equipe de auxiliares deverá portar esta Autorização durante as atividades de anilhamento, devendo apresentá-la aos agentes públicos durante ações fiscalizatórias, devidamente acompanhada de um documento de identidade.

ITENS AUTORIZADOS

ITEM	DESCRIÇÃO
LOCAIS DE ANILHAMENTO	Bacia hídrica Rio Corumbatai (CHARQUEADA-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (SANTA GERTRUDES-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (RIO CLARO-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (IPEUNA-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (ITIRAPINA-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (CORUMBATAI-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (ANALANDIA-SP); Bacia hídrica Rio Corumbatai (PIRACICABA-SP)
INSTRUMENTOS DE CAPTURA	Rede Nebilina - malha 32 mm, 12 m x 2,8 m (Qtde: 5)
MARCADORES	Anilhas de Alumínio (padrão CEMAVE)

É proibida a utilização de artefato de marcação ou instrumento de captura não previstos nesta autorização, ou ainda, a utilização destes instrumentos em quantitativo superior ao autorizado.

Ressalvados os casos expressamente autorizados por meio de licenças ou autorizações específicas, esta autorização não permite:

1. A coleta de aves vivas ou mortas, com a finalidade de proceder a sua doação a instituições científicas ou educacionais;
2. A coleta ou posse de ovos, peles, carcaças ou quaisquer outros produtos ou subprodutos da avifauna silvestre;
3. O anilhamento em unidades de conservação, devendo o interessado obter a licença junto ao órgão ambiental competente;
4. O anilhamento em propriedades privadas ou públicas sem a devida anuência de seu responsável ou proprietário legal.
5. O transporte, destinação ou manutenção de aves silvestres em cativeiro.

LISTA DOS TÁXONS AUTORIZADOS

NÍVEL	TÁXONS
FAMILIA	TROGLODYTIDAE, TURDIDAE, TYRANNIDAE, VIREONIDAE, PICIDAE, PSITTACIDAE, TINAMIDAE, TITYRIDAE, ANATIDAE, APODIDAE, TROCHILIDAE, CAPRIMULGIDAE, ACCIPITRIDAE, CATHARTIDAE, CHARADRIIDAE, CICONIIDAE, FALCONIDAE, THRESKIORNITHIDAE, COLUMBIDAE, CRACIDAE, CUCULIDAE, ACCIPITRIDAE, FALCONIDAE, BUCCONIDAE, ODONTOPHORIDAE, CARIAMIDAE, RALLIDAE, CARDINALIDAE, Coerebidae, CONOPHAGIDAE, CORVIDAE, DENDROCOLAPTIDAE, EMBERIZIDAE, ESTRILIDAE, FORMICARIIDAE, FRINGILLIDAE, FURNARIIDAE, HIRUNDINIDAE, ICTERIDAE, MIMIDAE, MOTACILLIDAE, PARULIDAE, PASSERIDAE, PIPRIDAE, THAMNOPHILIDAE, THRAUPIDAE

ANEXO B



Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 27899-1	Data da Emissão: 06/05/2011 10:55
Dados do titular	
Nome: Daniela Tomasio Apolinario da Luz	CPF: 369.033.958-81
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA EM MATRIZES AGRÍCOLAS: USO DA FERRAMENTA ISOTÓPICA PARA CONSERVAÇÃO DE AVES EM AMBIENTES ANTRÓPICOS	
Nome da Instituição: ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA LUIZ QUEIROZ	CNPJ: 63.025.530/0025-81

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Coleta/transporte de espécies de fauna silvestre in situ	04/2011	07/2013
2	Marcação de animais silvestres in situ	04/2011	07/2013
3	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	04/2011	07/2013
4	Captura de animais silvestres in situ	04/2011	07/2013

De acordo com o art. 33 da IN 154/2007, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto.

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passa de, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas à autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NÃO exige o pesquisador titular e os membros de sua equipe de necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, possessor ou morador da área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa IBAMA nº 154/2007 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para Importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES). Em caso de material consignado, consulte: www.icmbio.gov.br/sisbio - menu Exportação.
5	Este documento NÃO exige o pesquisador titular de necessidade de atender ao disposto na Instrução Normativa IBAMA nº 27/2002, que regulamenta o Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres.
6	O titular de licença ou autorização e os membros de sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/ogen .
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	Eduardo Roberto Alexandrino	coleta de dados de aves e de amostras de material biológico	307.248.928-20	279056328 SSP-SP	Brasileira
2	Alex Augusto Abreu Bovo	coleta de dados de aves e de amostras de material biológico	384.383.238-06	45.192.807-8 SSPSP-SP	Brasileira
3	WESLEY RODRIGUES SILVA	Auxílio no uso de técnica de captura com redes de neblina	018.042.928-57	7690328 SSP-SP	Brasileira

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
---	-----------	----	--------------------	------

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 89855184





Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 27899-1	Data da Emissão: 06/05/2011 10:55
Dados do titular	
Nome: Daniela Tomasio Apolinario da Luz	CPF: 369.033.958-81
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA EM MATRIZES AGRÍCOLAS: USO DA FERRAMENTA ISOTÓPICA PARA CONSERVAÇÃO DE AVES EM AMBIENTES ANTRÓPICOS	
Nome da Instituição: ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA LUIZ QUEIROZ	CNPJ: 83.025.530/0025-81

1	PIRACICABA	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
2	CHARQUEADA	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
3	SANTA GERTRUDES	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
4	RIO CLARO	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
5	ITPEUNA	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
6	ITIRAPINA	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
7	CORUMBATAÍ	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC
8	ANALANDIA	SP	Bacia hidrográfica do rio Corumbataí	Fora de UC

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Captura de animais silvestres in situ	<i>Nystalus chacuru</i> , <i>Ventolinia passerinus</i> , <i>Sporophila caerulea</i> , <i>Pyrrhuloxia caerulea</i> , <i>Playsa cayana</i> , <i>Thamnophilus doliatus</i> , <i>Machetornis rixosa</i> , <i>Troglodytes musculus</i> , <i>Tachycineta leucocoma</i> , <i>Synalaxis albescens</i> , <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> , <i>Colaptes campestris</i> , <i>Ramphocelus carbo</i> , <i>Myiopsalis viridicosta</i> , <i>Bicella flavicollis</i> , <i>Chastura meridionalis</i> , <i>Thraupis sayaca</i> , <i>Cyleria gujanensis</i> , <i>Basileuterus hypoleucos</i> , <i>Amazilia lactea</i> , <i>Dryocopus lineatus</i> , <i>Turdus rufiventris</i> , <i>Columbina talpacoti</i> , <i>Meqeceryle torquata</i> , <i>Myiozetetes similis</i> , <i>Malacoptila striata</i> , <i>Colonia colonus</i> , <i>Lathrotriccus euleri</i> , <i>Tyrannus savana</i> , <i>Chlorostilbon luidis</i> , <i>Cranioleuca vulpina</i> , <i>Hypodaedalus guttatus</i> , <i>Sporophila lineola</i> , <i>Gubernates yataja</i> , <i>Thlypopsis sordida</i> , <i>Picumnus cirratus</i> , <i>Coryphospingus cucullatus</i> , <i>Colaptes melanochloros</i> , <i>Lochmias nematura</i> , <i>Estrilda astrif</i> , <i>Molothrus bonariensis</i> , <i>Columba livia</i> , <i>Pyrocephalus rubinus</i> , <i>Zenaida auriculata</i> , <i>Passer domesticus</i> , <i>Dysithamnus mentalis</i> , <i>Sturnella superciliosa</i> , <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> , <i>Conirostrum speciosum</i> , <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> , <i>Aratinga leucophthalma</i> , <i>Mimus saturninus</i> , <i>Myiophobus fasciatus</i> , <i>Turdus leucocoma</i> , <i>Melanerpes candidus</i> , <i>Basileuterus faveolus</i> , <i>Bitesomus griseicapillus</i> , <i>Ammodramus humeralis</i> , <i>Synalaxis ruficapilla</i> , <i>Geothlypis squameolata</i> , <i>Picumnus albocapillus</i> , <i>Tyrannus melancholicus</i> , <i>Baltator similis</i> , <i>Hirundinea ferruginea</i> , <i>Pseudoleistes gulrahuro</i> , <i>Thamnophilus palmeri</i> , <i>Hydropsalis torquata</i> , <i>Cyanocorax cristatellus</i> , <i>Florisuga fusca</i> , <i>Myiodinastes maculatus</i> , <i>Platyrinchus mystaceus</i> , <i>Myiarchus swainsoni</i> , <i>Myiarchus ferox</i> , <i>Campostoma obscurum</i> , <i>Anthus lutescens</i> , <i>Synalaxis frontalis</i> , <i>Volatinia jacarina</i> , <i>Conopophaga lineata</i> , <i>Brotogeris chiriri</i> , <i>Chiroxiphia caudata</i> , <i>Xolmis velata</i> , <i>Gnorimopsar chopi</i> , <i>Drymophila ferruginea</i> , <i>Synalaxis spiki</i> , <i>Bicella luteola</i> , <i>Hemithraupis ruficapilla</i> , <i>Tachyphonus coronatus</i> , <i>Coereba faveola</i> , <i>Thalurania glaucopis</i> , <i>Thryothorus leucotis</i> , <i>Taraba major</i> , <i>Elaenia mesoleuca</i> , <i>Tapera naevia</i> , <i>Nemota plicata</i> , <i>Habia rubica</i> , <i>Leptotia versicolor</i> , <i>Vireo olivaceus</i> , <i>Euphonia chlorotic</i> , <i>Xolmis cinereus</i> , <i>Patagioenas piazoua</i> , <i>Leptotia rufaxilla</i> , <i>Xenops ruficeps</i> , <i>Pitangus sulphureus</i> , <i>Arremon flavirostris</i> , <i>Sarapa icterophrys</i> , <i>Toimomyia sulphurea</i> , <i>Gulra gulra</i> , <i>Nothura maculosa</i> , <i>Empidonax varius</i> , <i>Todirostrum cinereum</i> , <i>Baltator fuliginosus</i> , <i>Insecta</i> , <i>Crotophaga ani</i> , <i>Pachyrhamphus validus</i> , <i>Turdus amaurochalinus</i> , <i>Knipolegus lophotes</i> , <i>Eupetomena macroura</i> , <i>Forpus xanthopterygius</i> , <i>Antipodila galeata</i> , <i>Pachyrhamphus polychroterus</i> , <i>Zonotrichia capensis</i> , <i>Elaenia flavogaster</i> , <i>Amazilia fimbriata</i> , <i>Progne chalybea</i> , <i>Patagioenas cayennensis</i> , <i>Carduelis magellanica</i> , <i>Dacnis cayana</i> , <i>Tangara cayana</i> , <i>Todirostrum poliocephalum</i> , <i>Thamnophilus caeruleus</i> , <i>Pheucticus phalaena</i> , <i>Myiarchus tyrannulus</i> , <i>Mackenziaena severa</i> , <i>Cnemidriticus fuscatus</i> , <i>Elaenia obscura</i> , <i>Meqaryndus pitangua</i> , <i>Furnarius rufus</i> , <i>Serpophaga subornata</i> , <i>Myiornis auricularis</i> , <i>Euphonia violacea</i> , <i>Baltator atricollis</i> , <i>Dendrocolaptes platystris</i> , <i>Tersina viridis</i> , <i>Formicivora rufa</i> , <i>Columbina squammata</i> , <i>Automolus leucophthalmus</i>
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	<i>Myiornis auricularis</i> , <i>Baltator atricollis</i> , <i>Chiroxiphia caudata</i> , <i>Estrilda astrif</i> , <i>Ramphocelus carbo</i> , <i>Zonotrichia capensis</i> , <i>Colaptes campestris</i> , <i>Melanerpes candidus</i> , <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> , <i>Sporophila caerulea</i> , <i>Geothlypis squameolata</i> , <i>Zenaida auriculata</i> , <i>Thamnophilus caeruleus</i> , <i>Molothrus bonariensis</i> , <i>Synalaxis albescens</i> , <i>Picumnus albocapillus</i> , <i>Turdus amaurochalinus</i> , <i>Crotophaga ani</i>
3	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Insecta (Ordem: 120)

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 89855184





Ministério do Meio Ambiente - MMA
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 27899-1	Data da Emissão: 06/05/2011 10:55
Dados do titular	
Nome: Daniela Tomasio Apolinario da Luz	CPF: 369.033.959-81
Título do Projeto: ECOLOGIA TRÓFICA EM MATRIZES AGRÍCOLAS: USO DA FERRAMENTA ISOTÓPICA PARA CONSERVAÇÃO DE AVES EM AMBIENTES ANTRÓPICOS	
Nome da Instituição: ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA LUIZ QUEIROZ	CNPJ: 83.025.530/0025-81

4	Marcação de animais silvestres in situ	<p>Xenops rufians, Myiarchus swainsoni, Cyanocorax cristallus, Automolus leucophthalmus, Turdus amaurochalinus, Basileuterus faveolus, Pyriqlena leucoptera, Todirostrum poliocephalum, Myiarchus tyrannulus, Forpus xanthopterygius, Platyrinchus mystaceus, Veniliornis passerinus, Tyrannus savana, Habia rubica, Picumnus albosquamatus, Hydropsalis torquata, Thytopsis sordida, Zonotrichia capensis, Dacnis cayana, Guirra guirra, Tapera naevia, Megarynchus pitangua, Synalaxis spiki, Gubernates ystapa, Madhatornis rixosa, Myiodynastes maculatus, Zenaidura macroura, Ramphocelus carbo, Patagonas cayennensis, Saltator fuliginosus, Craniolauda vulpina, Sittasomus griseicapillus, Drymophila ferruginea, Saltator atricollis, Conopophaga lineata, Colaptes melanochlorus, Dendrocolaptes platyrostris, Ammodramus humeralis, Nothura maculosa, Dyaltheinus mentalis, Tolmomyias sulphureus, Tachyphonus coronatus, Antilophia pallescens, Patagonas piazuro, Myiozetetes similis, Nystalus chacuru, Xolmis cinereus, Leptotila rufaxilla, Mackenziaena severa, Stumella superciliosa, Colonia colonus, Progne chalybea, Myiozetetes similis, Aratinga leucophthalma, Crotophaga ani, Thamnophilus caeruleus, Tachycineta leucorhoa, Gnorimopsar chopi, Thamnophilus dolatus, Cyclarhis gujanensis, Volatinia jacarina, Taraba major, Euphonia violacea, Hypodaleus guttatus, Myiozetetes similis, Xolmis velata, Myiornis auricularis, Formicivora rufa, Sporophila caeruleus, Campptostoma obscurum, Columbina squammata, Empidonax varius, Coereba faveola, Sialia frontalis, Chiroxipha caudata, Hamitrapia ruficapilla, Turdus leucomegas, Molothrus bonariensis, Pygochelidon cyanoleuca, Stelgidopteryx ruficollis, Lepidocolaptes angustirostris, Tarsaria viridis, Geothlypis caeruleus, Elaenia flavogaster, Thryothorus leucotis, Passer domesticus, Sporophila lineola, Troglodytes musculus, Saltator similis, Brotogeris chiriri, Knipolegus lophotes, Thamnophilus palmeri, Pitangus sulphuratus, Tyrannus melancholicus, Lochmias namata, Chondestes fuscatus, Colaptes campestris, Tangara cayana, Setaea icterophrys, Dryocopus lineatus, Chondestes meridionalis, Plega cayana, Elaenia mesoleuca, Furnarius rufus, Pachyrhamphus validus, Myiarchus ferox, Pseudoleistes guirahuro, Mimus saturninus, Estrilda astrid, Meqoceryia torquata, Nemosia pileata, Coryphospingus cucullatus, Vireo olivaceus, Euphonia chlorotic, Turdus ruiventris, Thraupis sayaca, Basileuterus hypoleucus, Conirostrum speciosum, Malacoptila striata, Sicalia faveola, Carduelis magellanica, Pachyrhamphus polychropterus, Hirundinea ferruginea, Sialia ruficapilla, Columbina talpacoti, Serpophaga subristata, Todirostrum cinereum, Pyrocephalus rubinus, Sicalia luteola, Sialia alba, Sialia alba, Columba livia, Anthus luscanus, Leptotila verreauxi, Lathrotrochus sulci, Elaenia obscura, Melanerpes candidus, Picumnus cirratus, Arremon flavirostris</p>
---	--	--

* Onda de indivíduos por espécie/localidade/unidade de conservação, a serem coletados durante um ano.

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Aves)	Regurgitação/contido estomacal, Fezes, penas
2	Método de captura/coleta (Aves)	Rede de neblina
3	Método de captura/coleta (invertebrados terrestres)	Rede entomológica, Captura manual
4	Método de marcação (Aves)	Anilha de Alumínio (padrão CEMAVE)

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo Destino
1	Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo	colecção
2	CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA	instituição a qual compete a realização das análises isotópicas das amostras biológicas coletadas

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

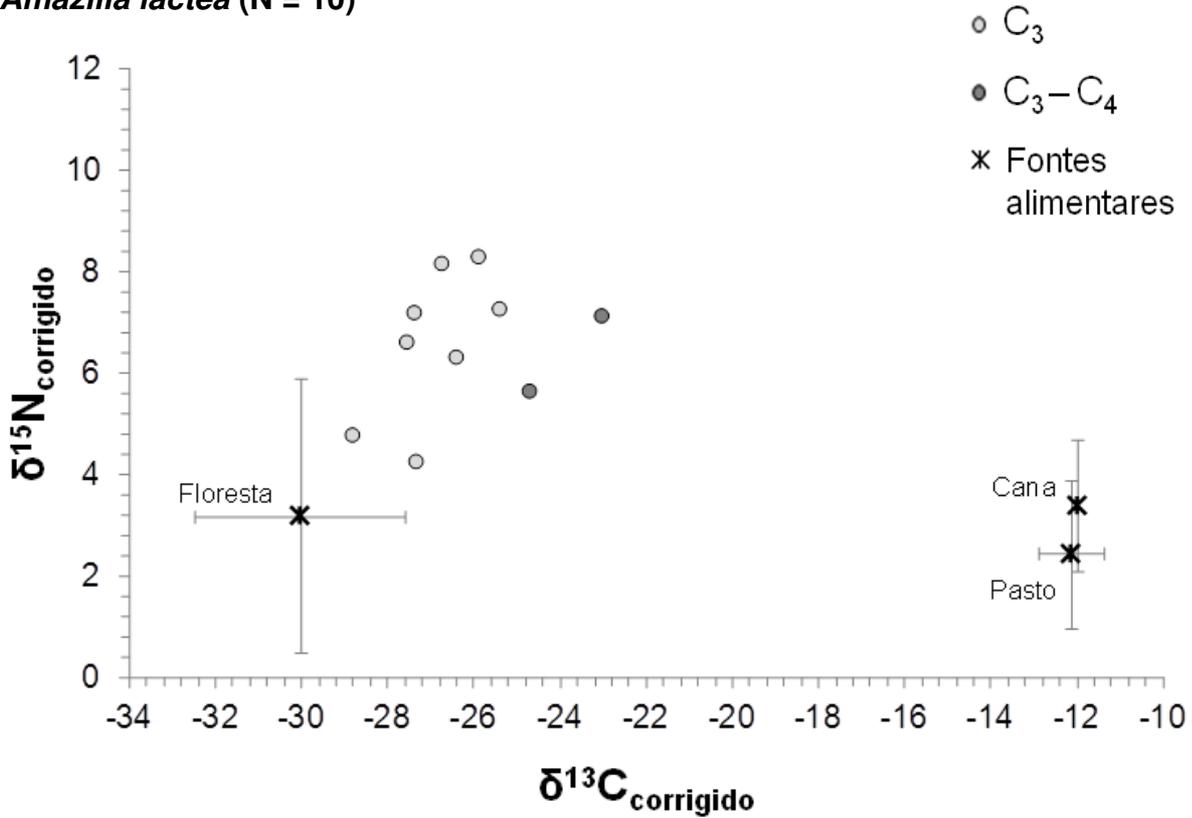
Código de autenticação: 89855184



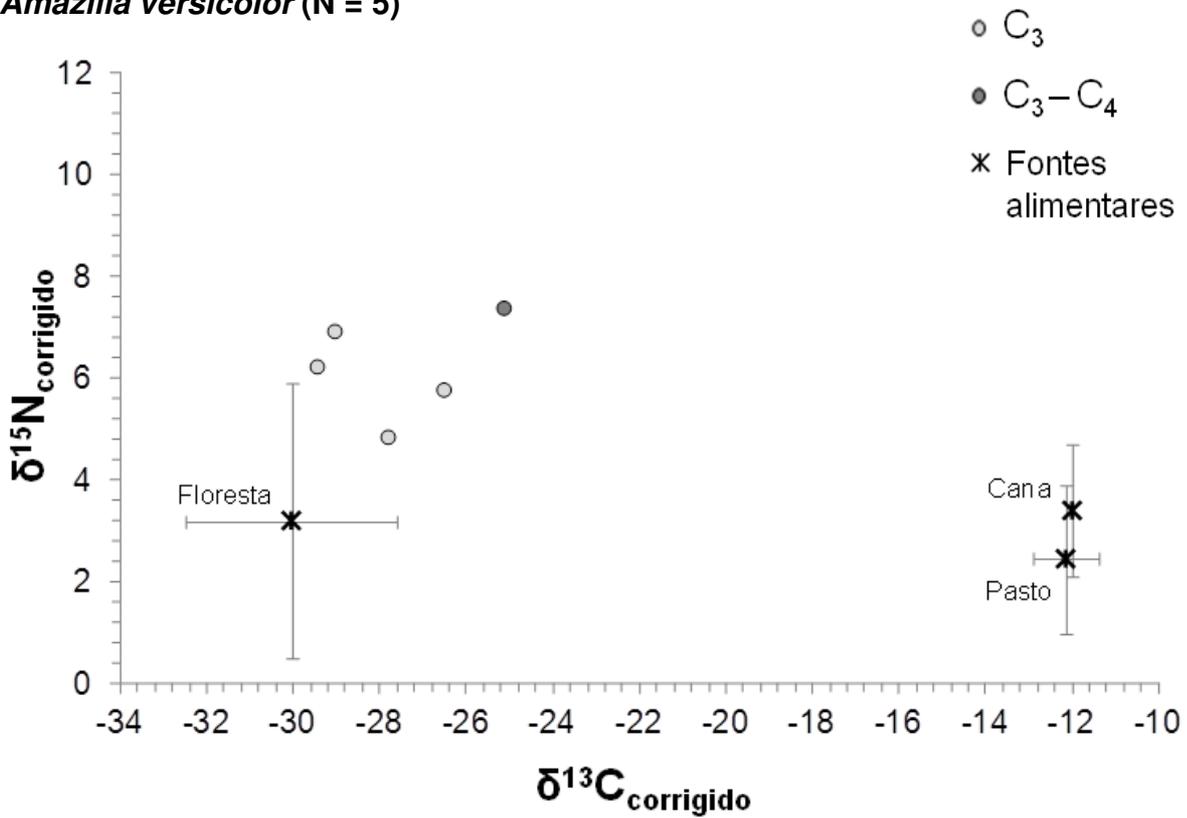
Página 3/4

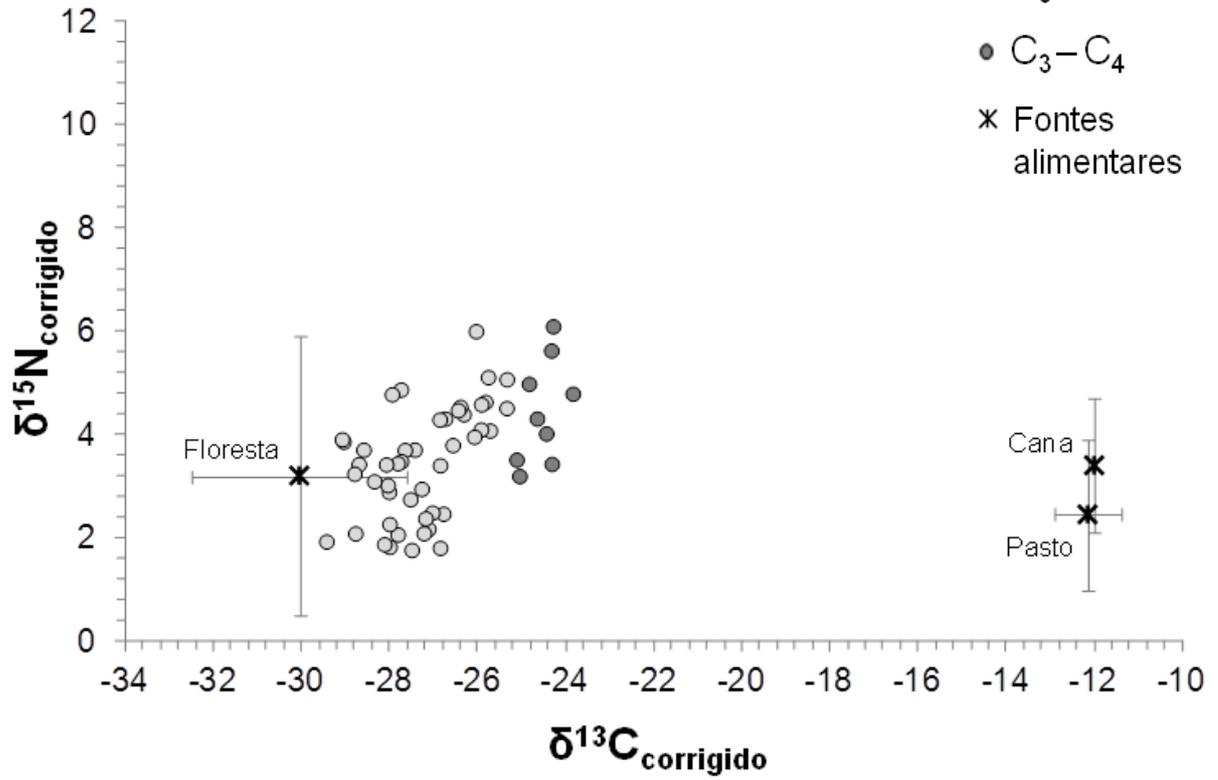
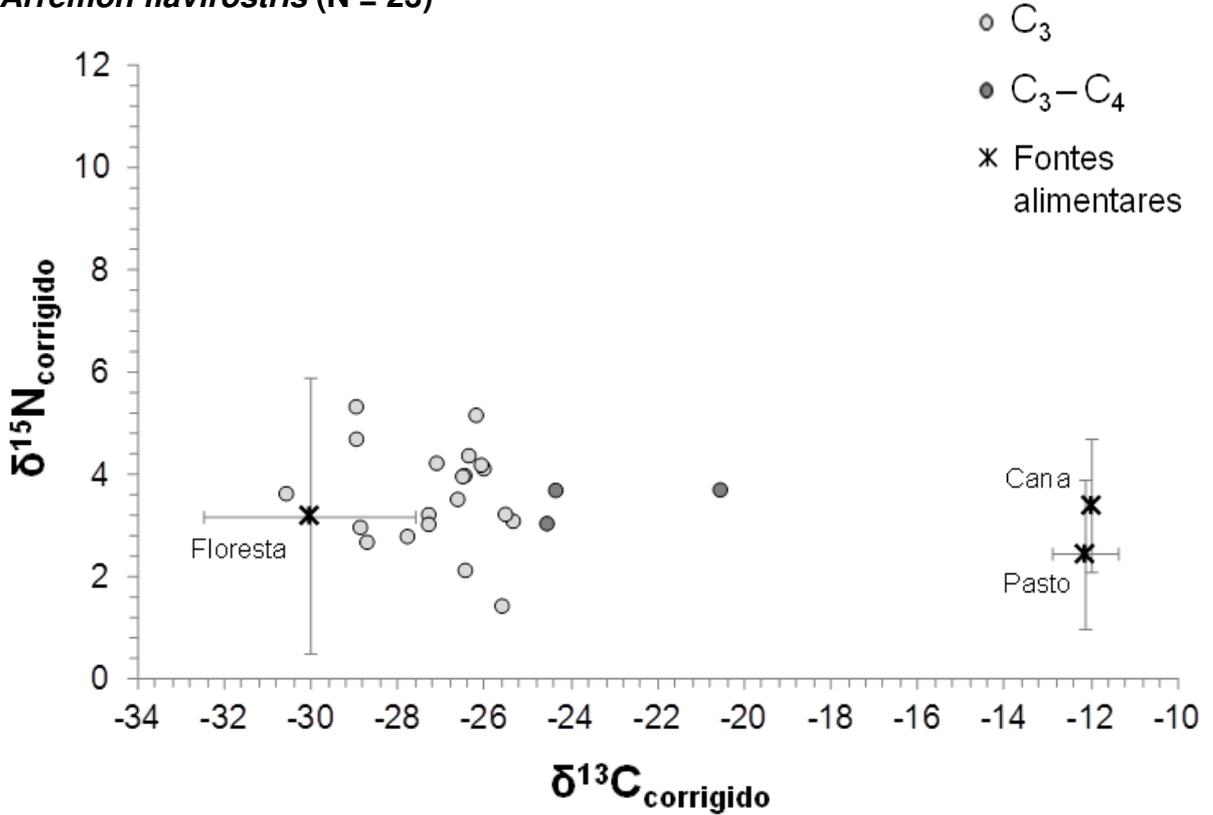
ANEXO C

***Amazilia lactea* (N = 10)**

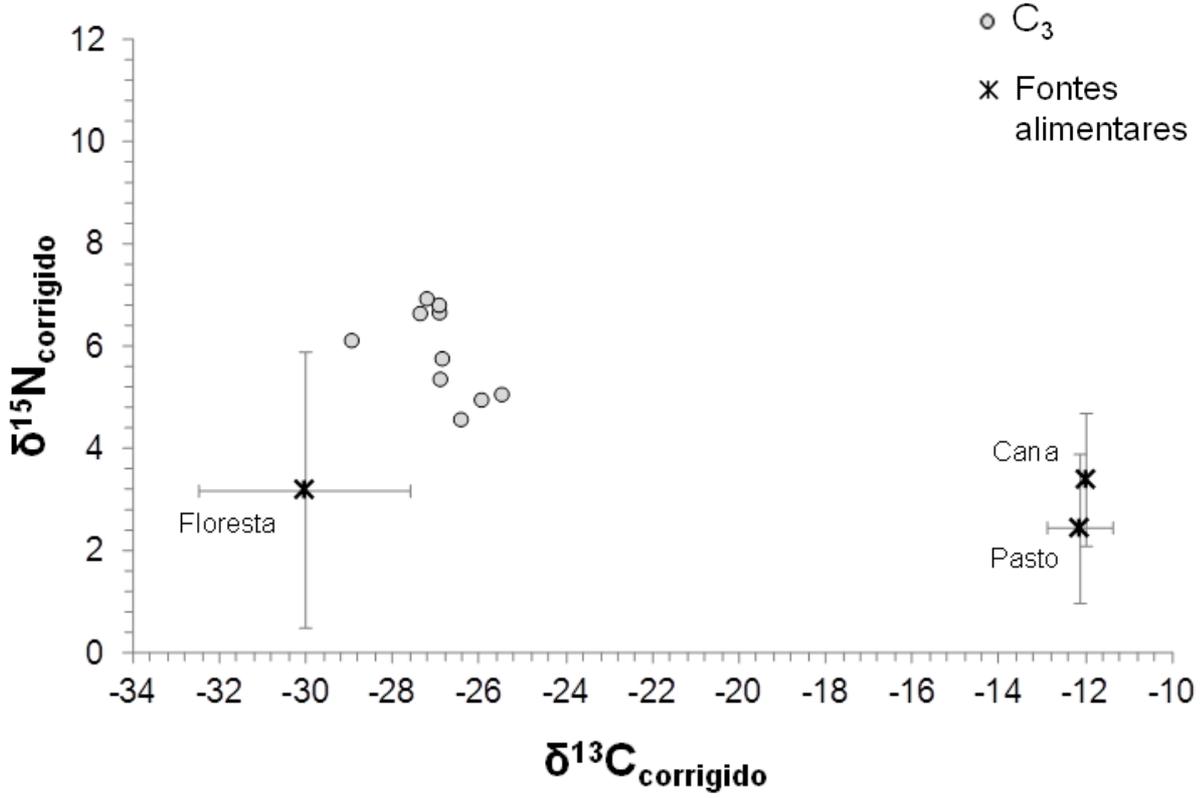


***Amazilia versicolor* (N = 5)**

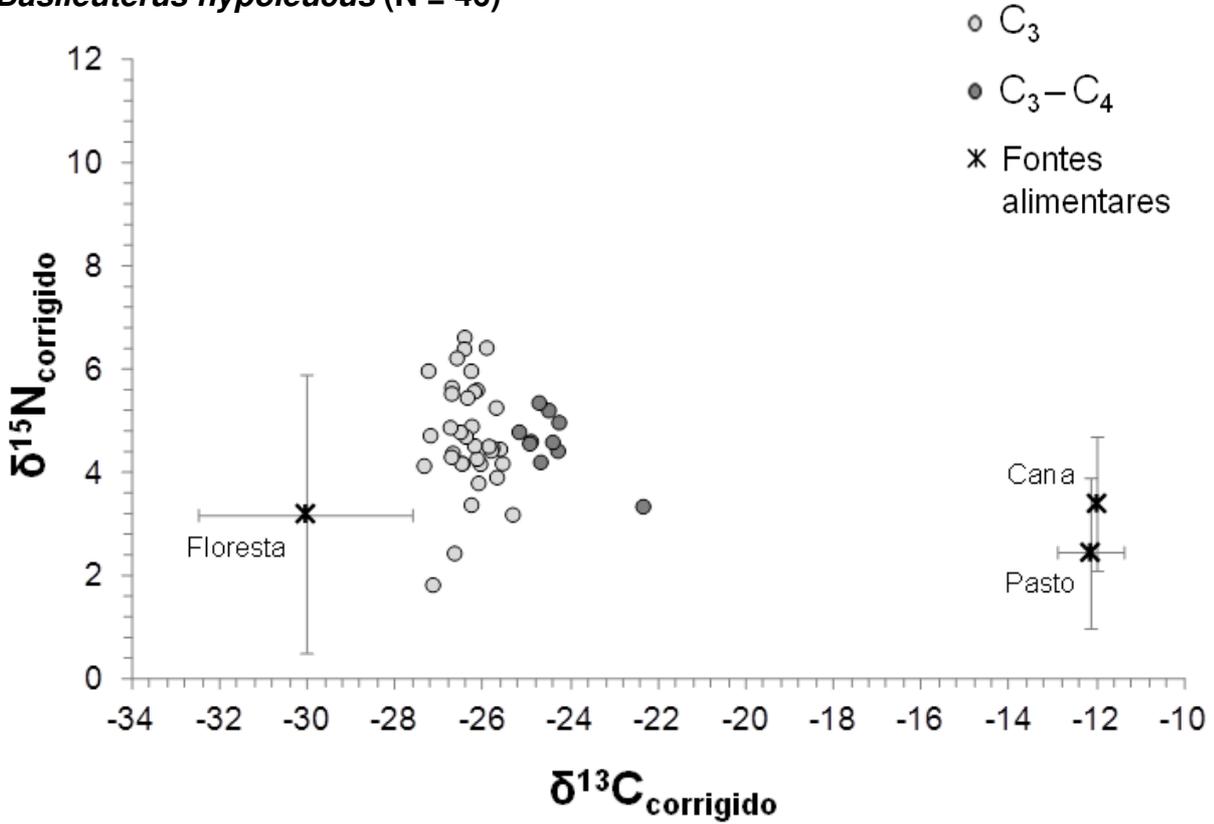


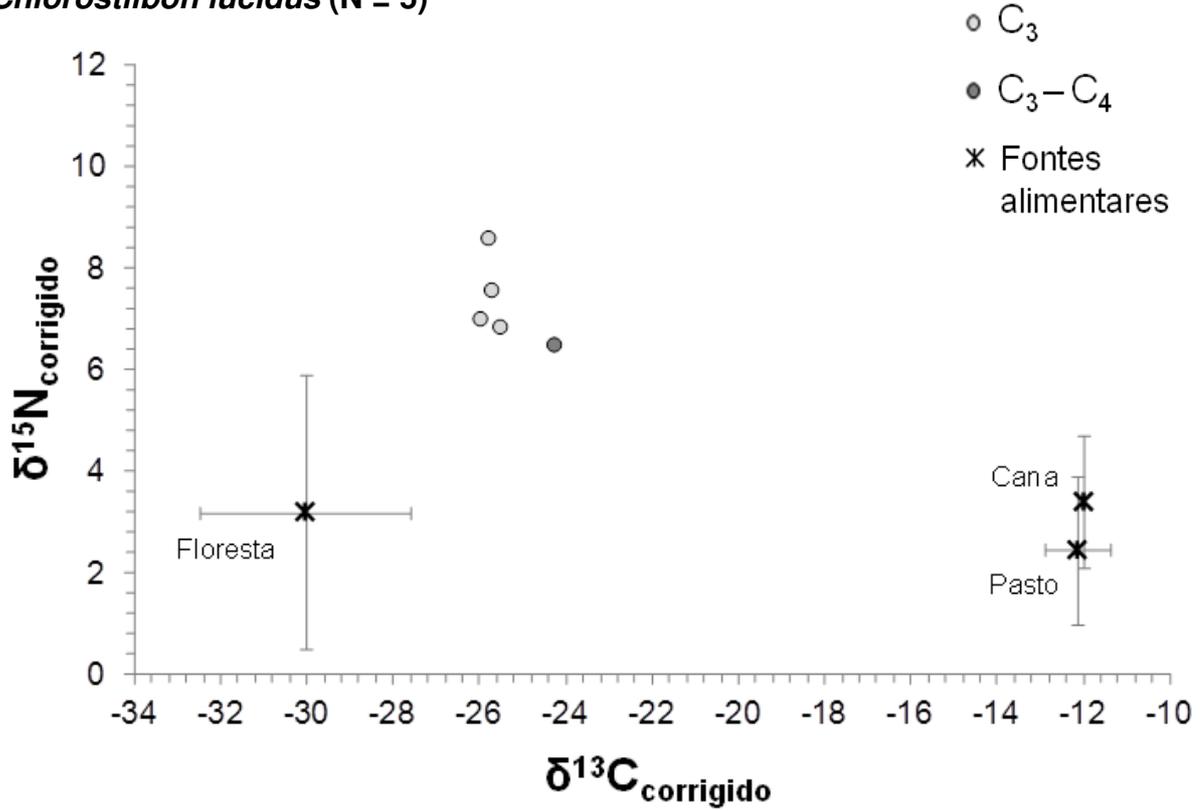
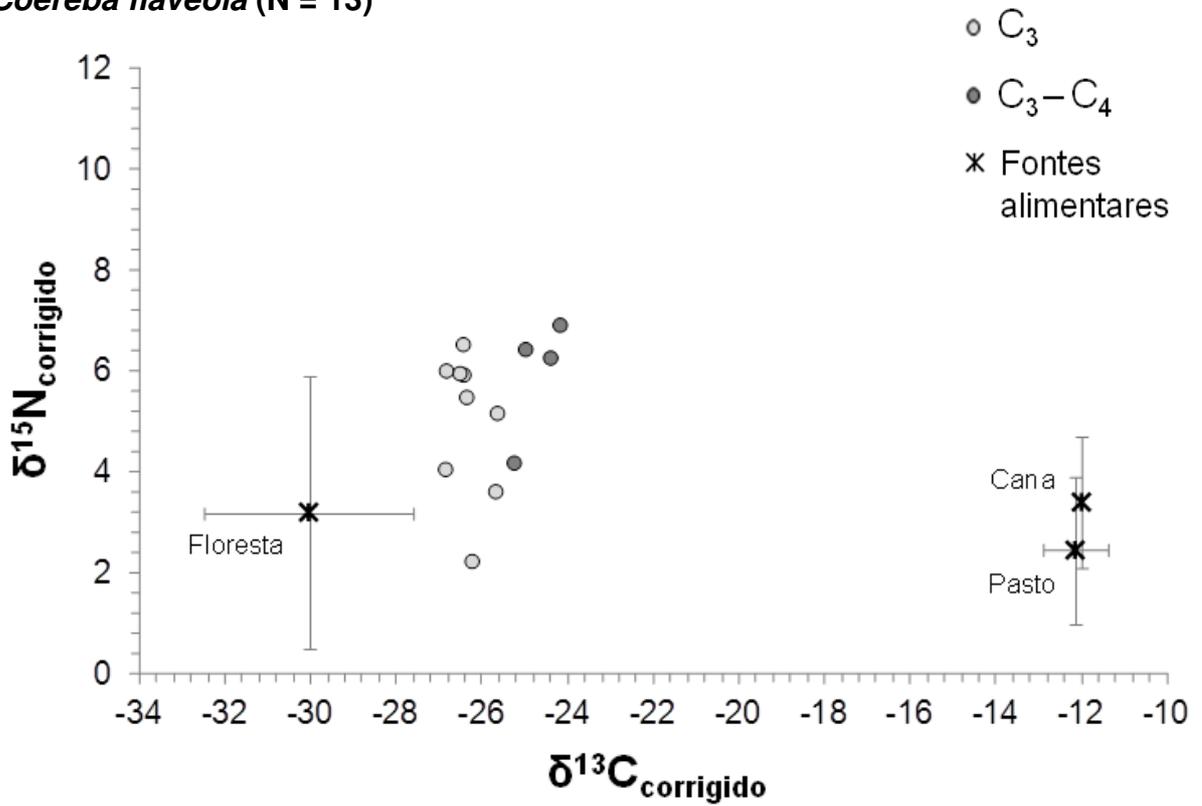
Antilopha galeata* (N = 55)**Arremon flavirostris* (N = 23)**

***Automolus leucophthalmus* (N = 10)**

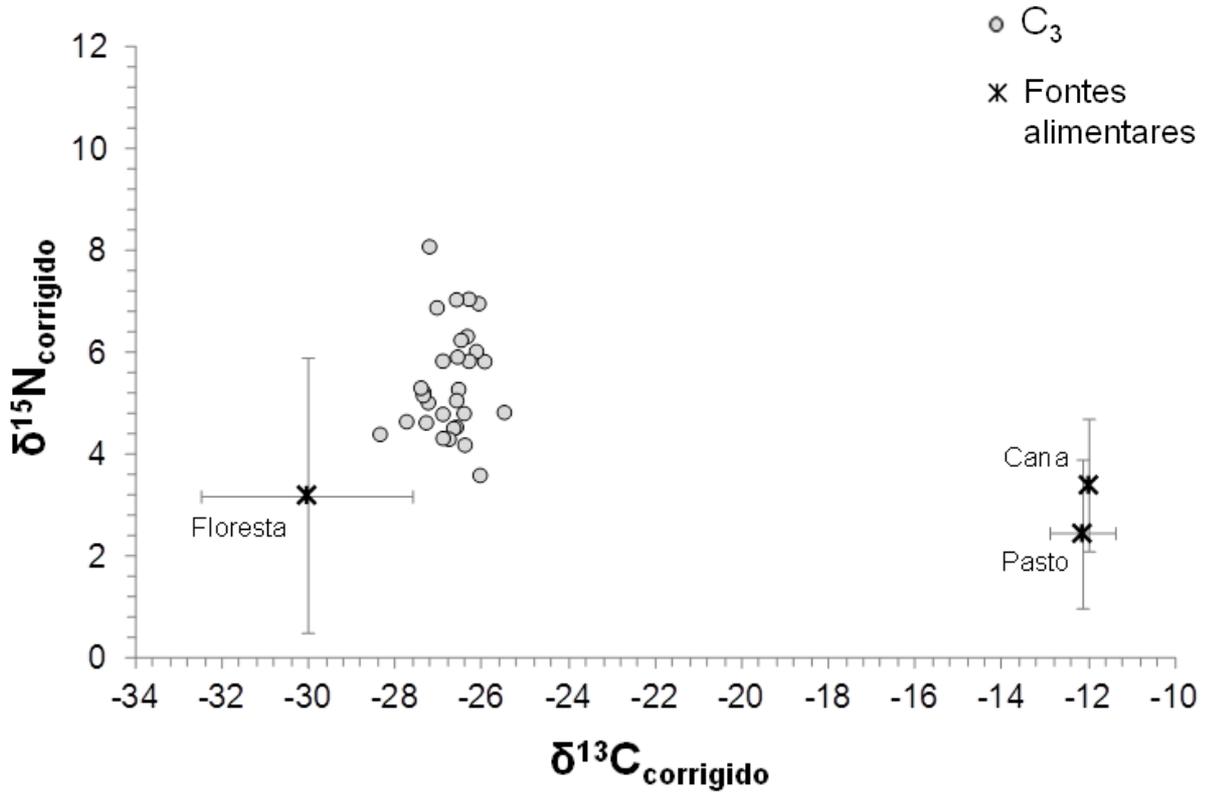


***Basileuterus hypoleucus* (N = 46)**

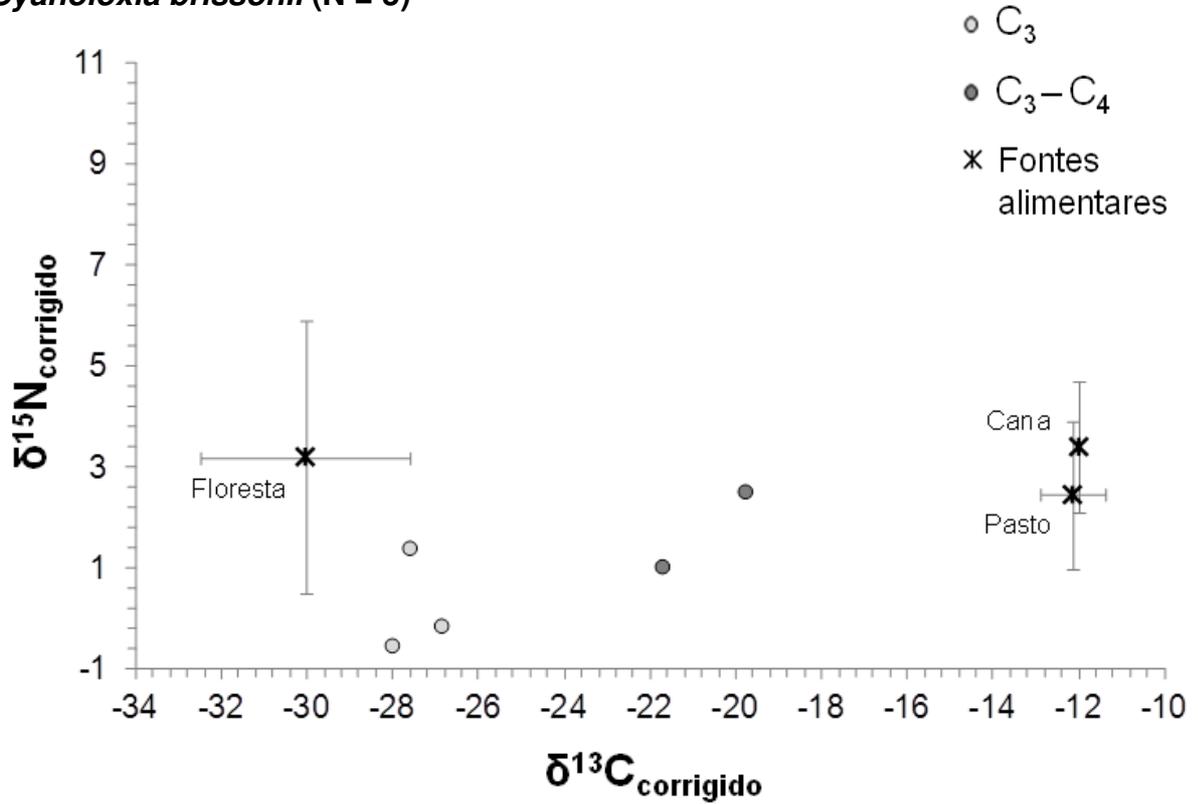


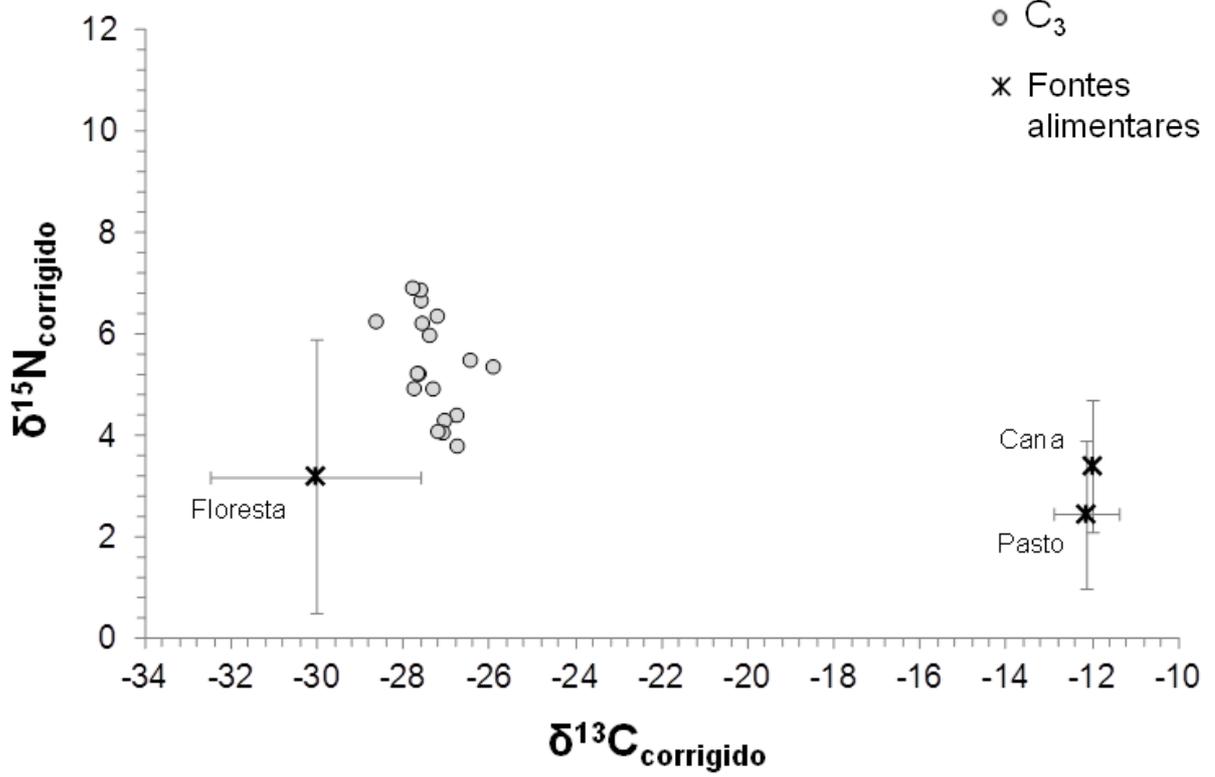
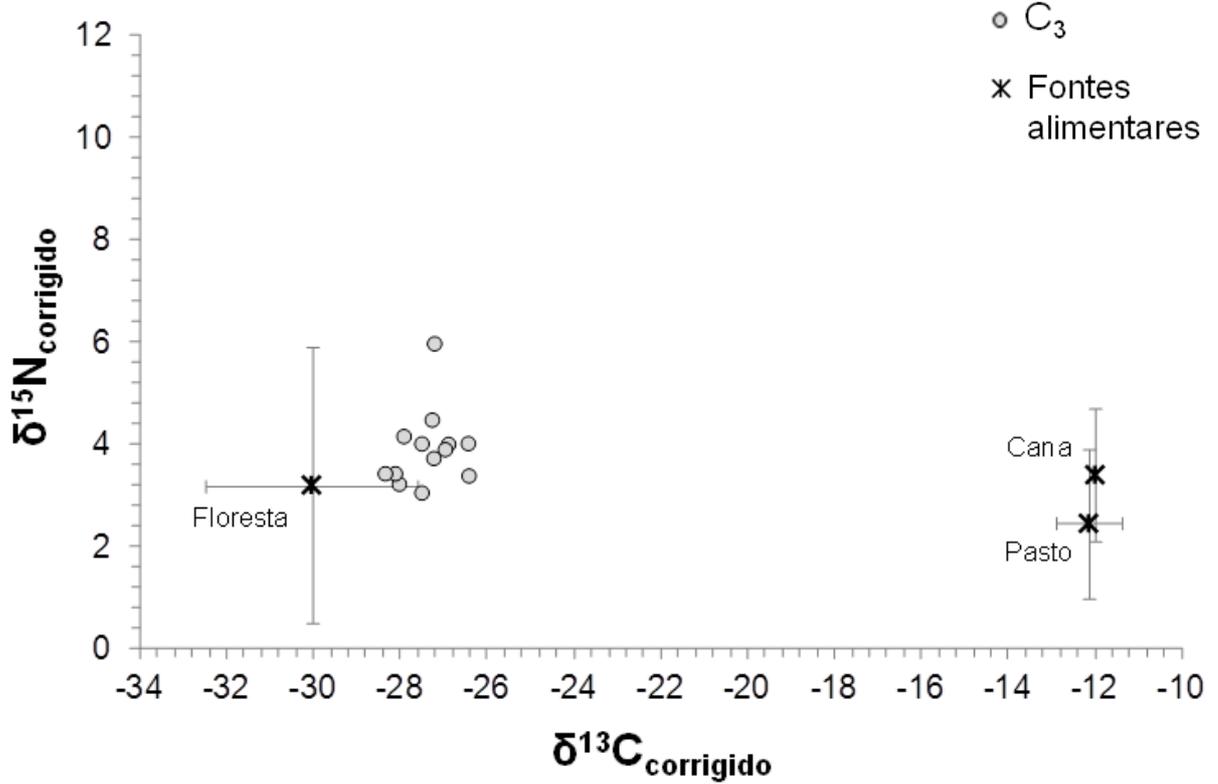
Chlorostilbon lucidus* (N = 5)**Coereba flaveola* (N = 13)**

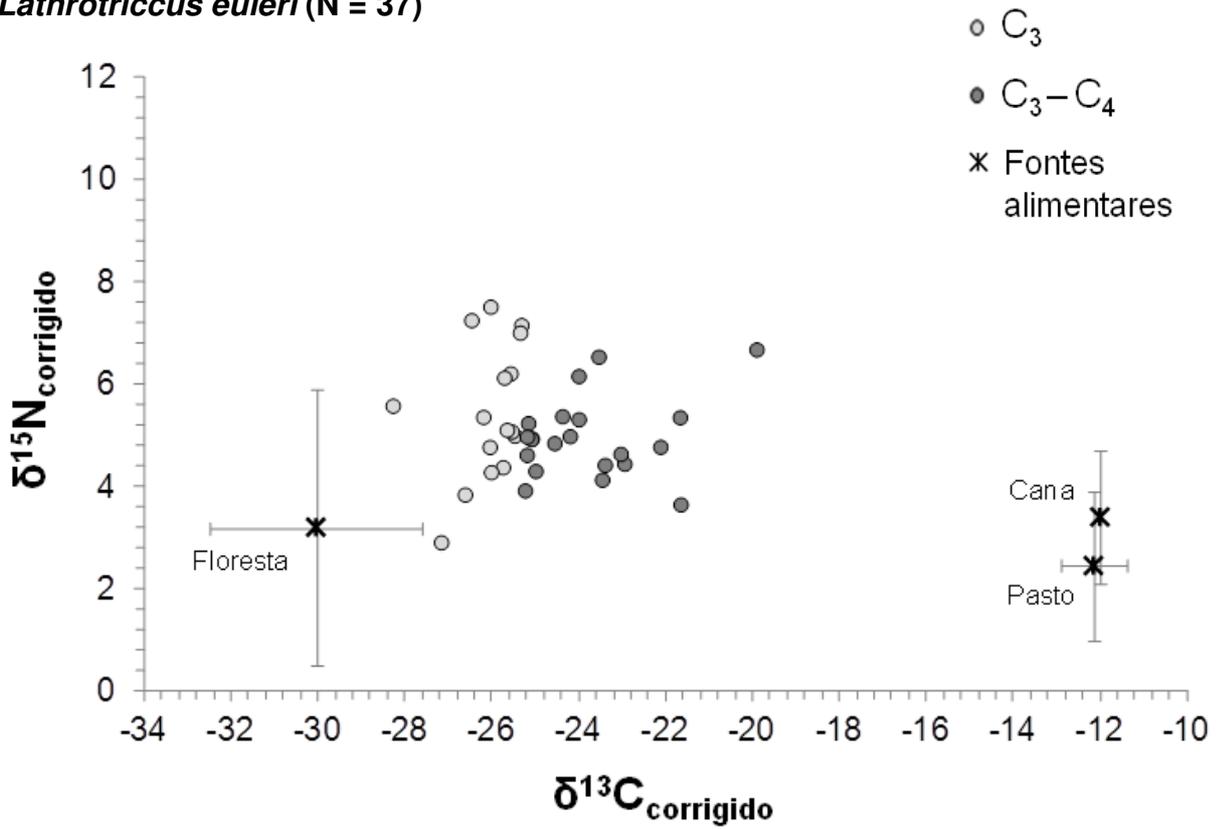
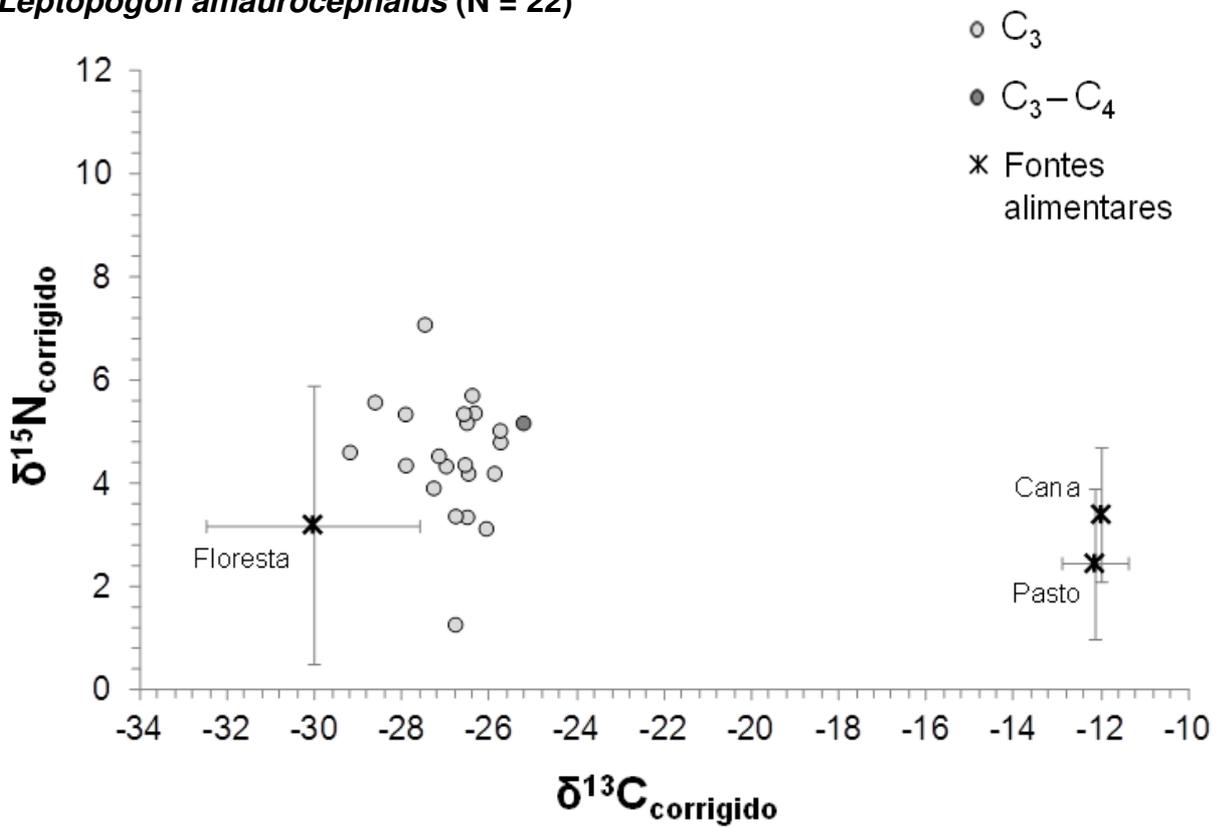
***Conopophaga lineata* (N = 30)**

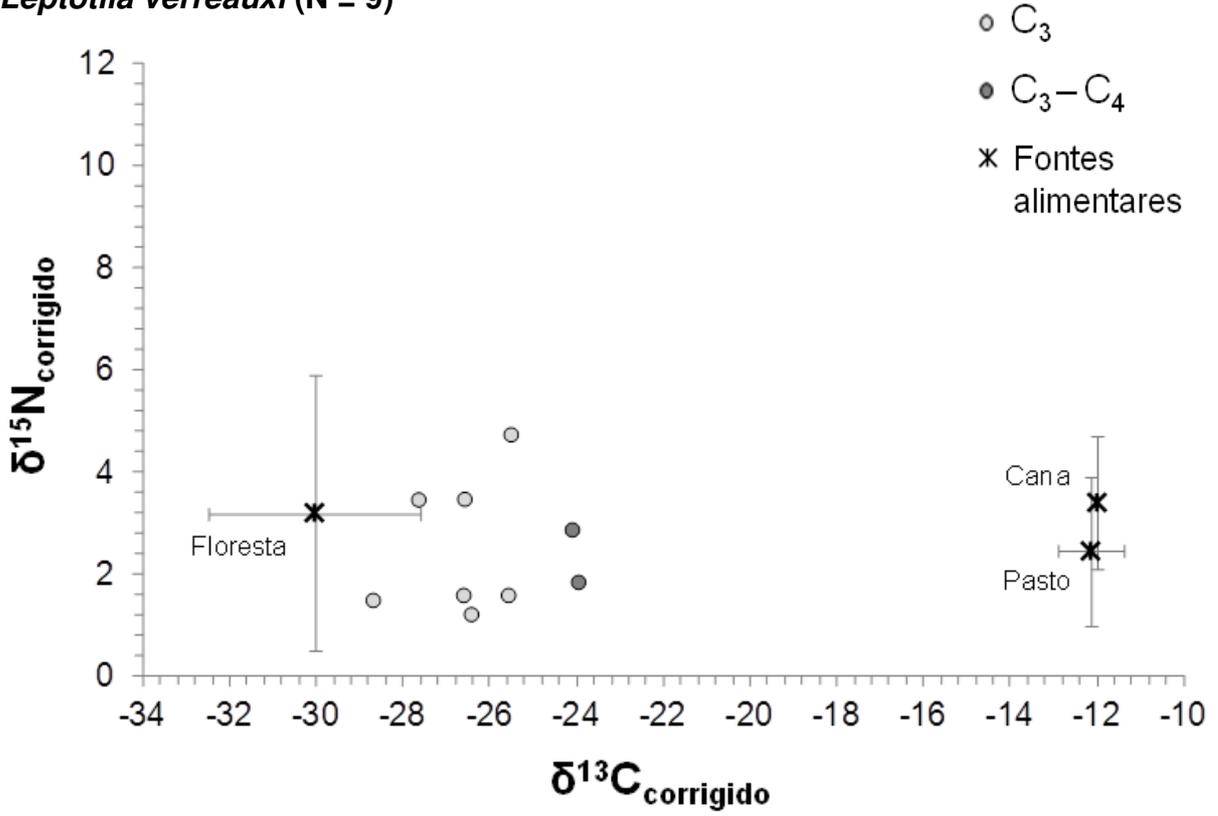
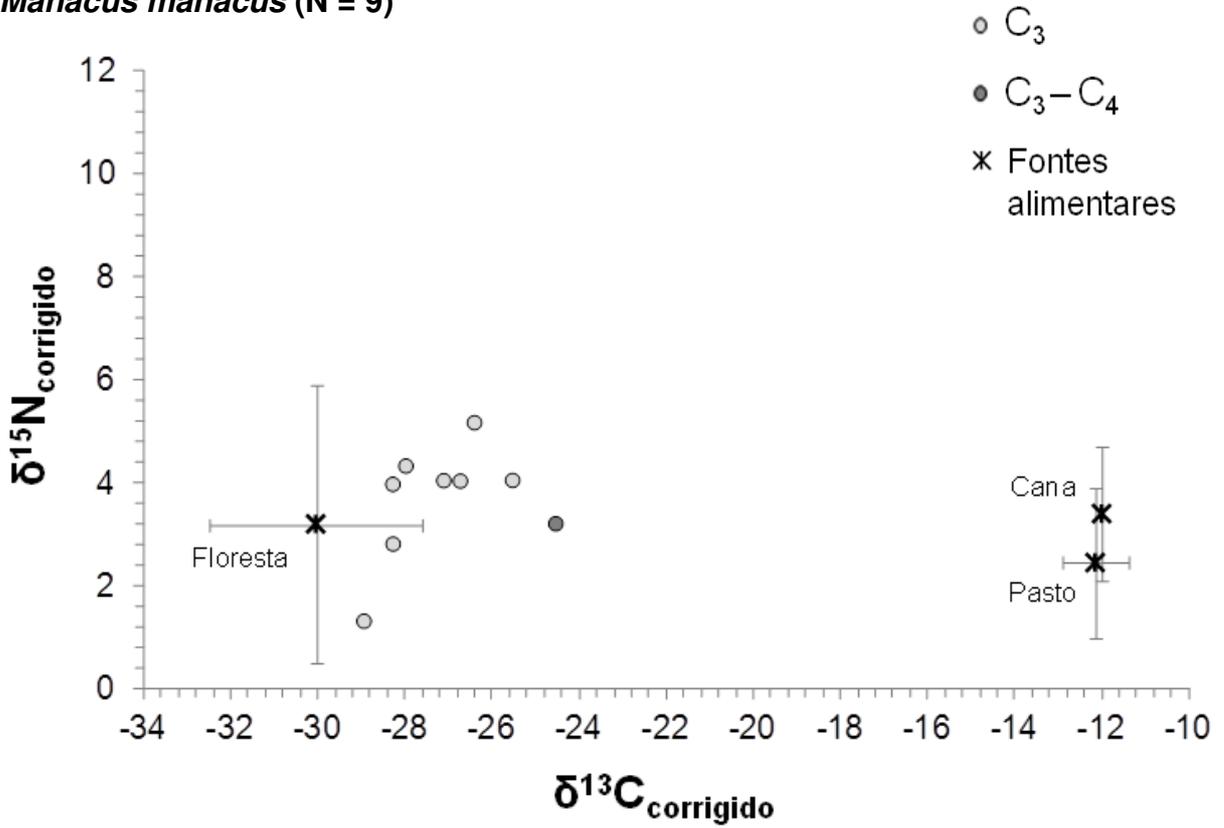


***Cyanoloxia brissonii* (N = 5)**

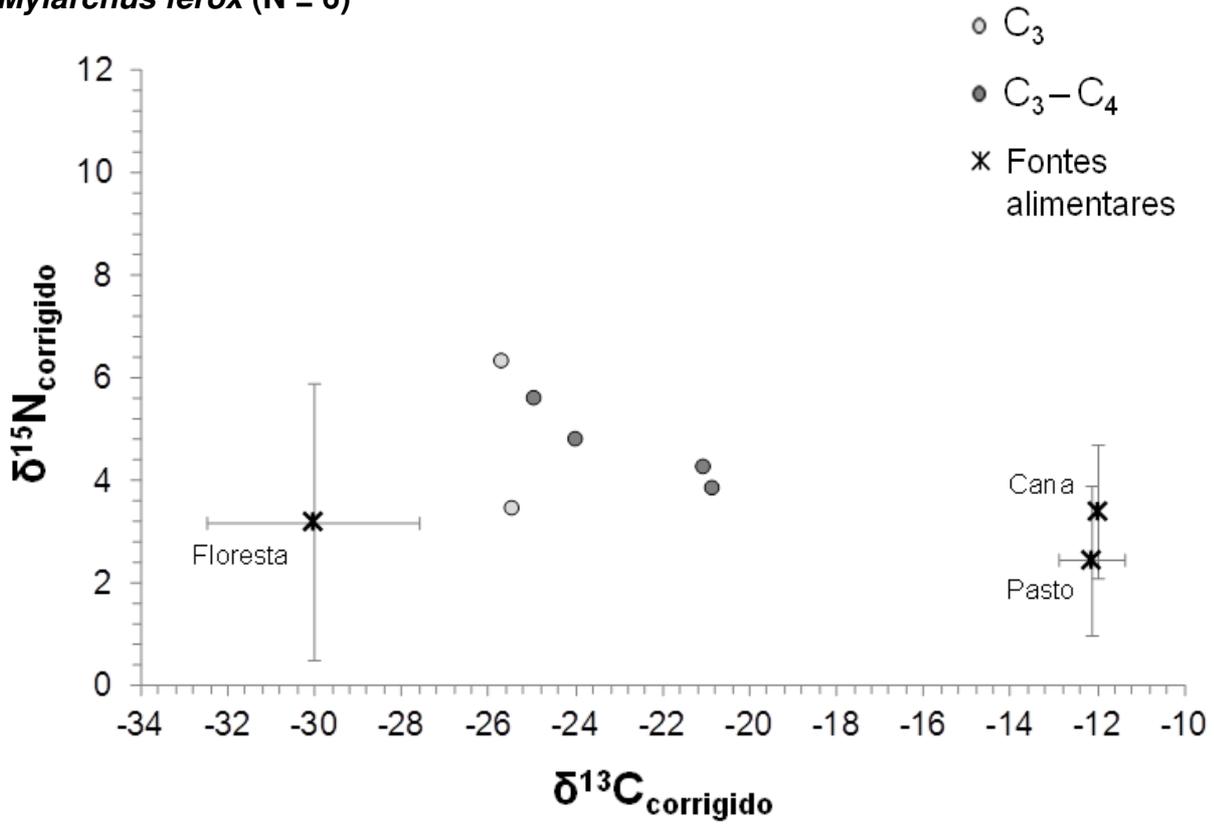


Dysithamnus mentalis* (N = 18)**Habia rubica* (N = 13)**

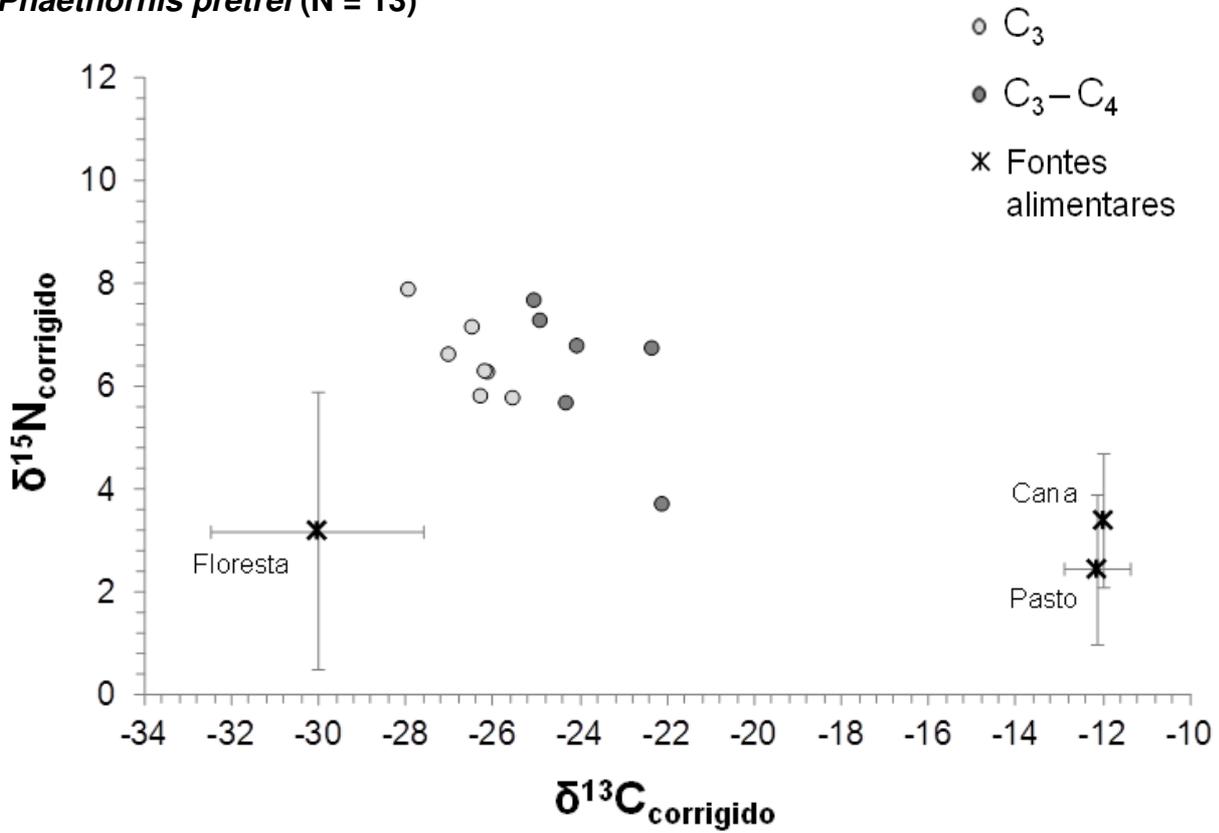
Lathrotriccus euleri* (N = 37)**Leptopogon amaurocephalus* (N = 22)**

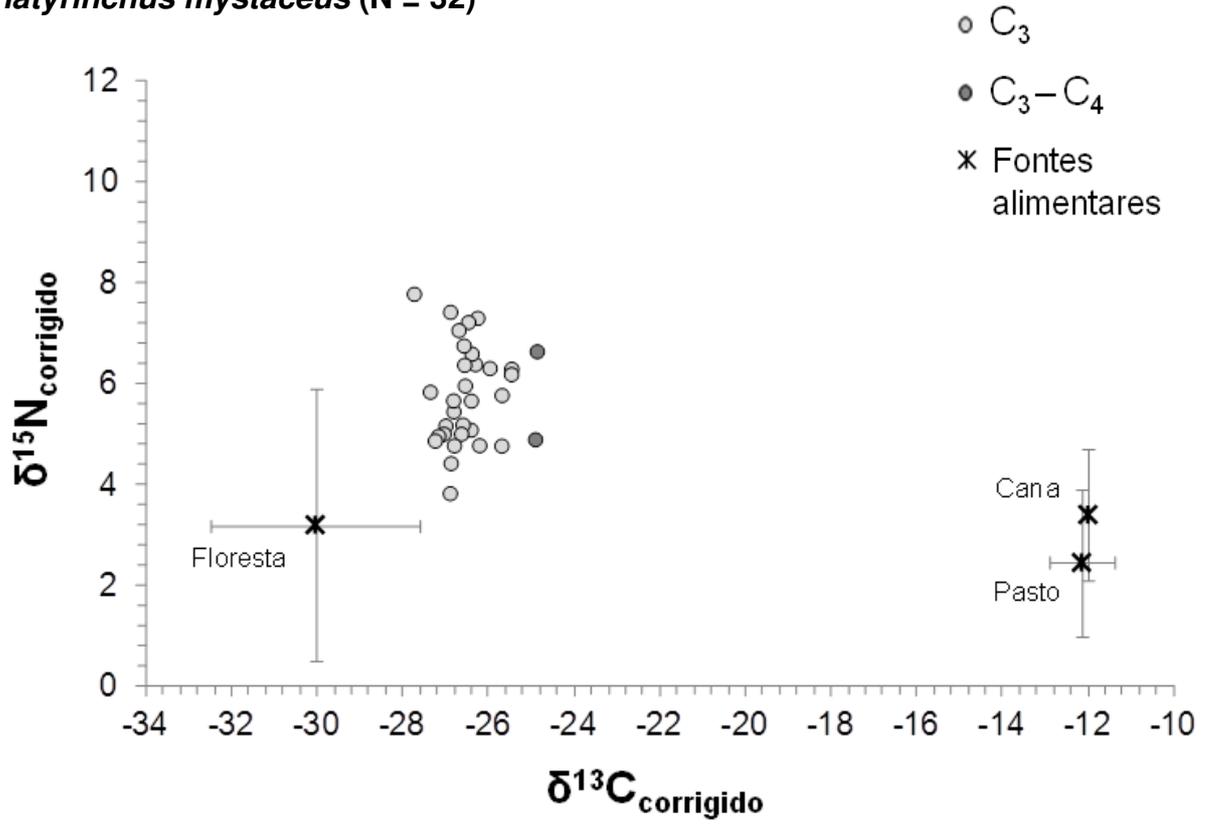
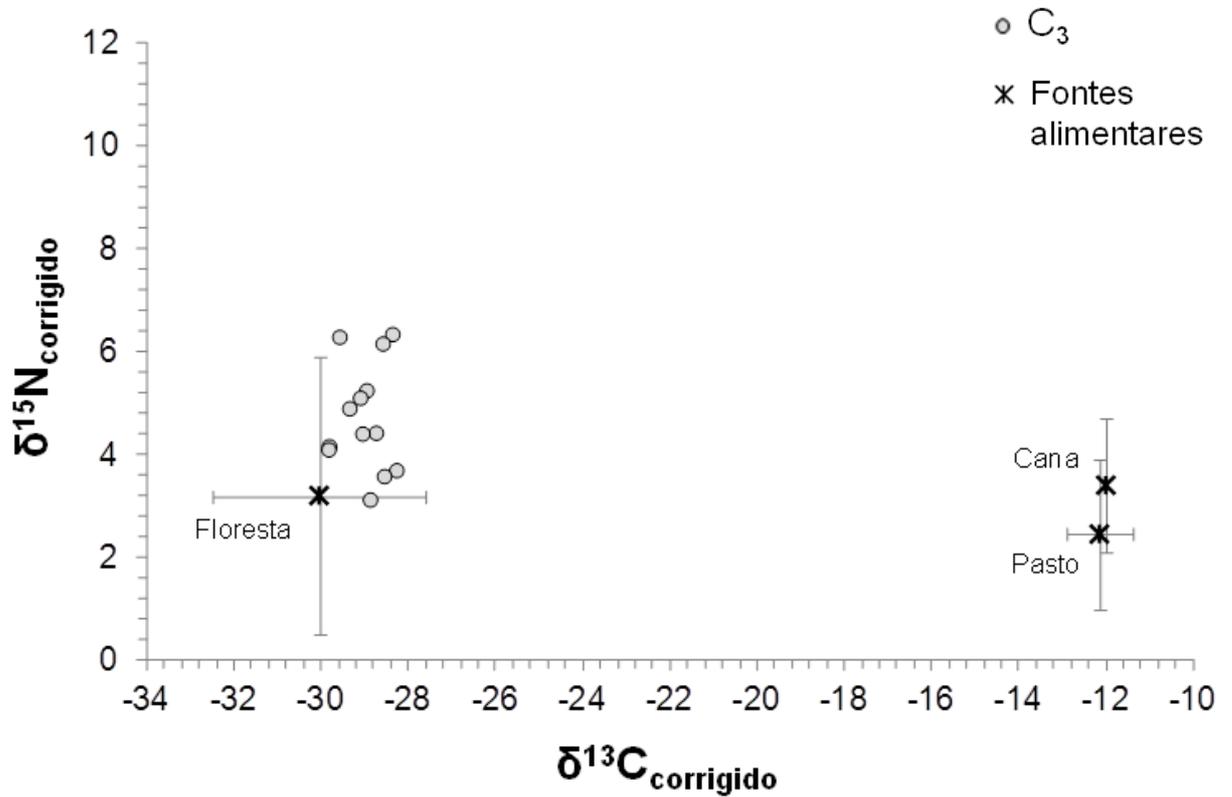
Leptotila verreauxi* (N = 9)**Manacus manacus* (N = 9)**

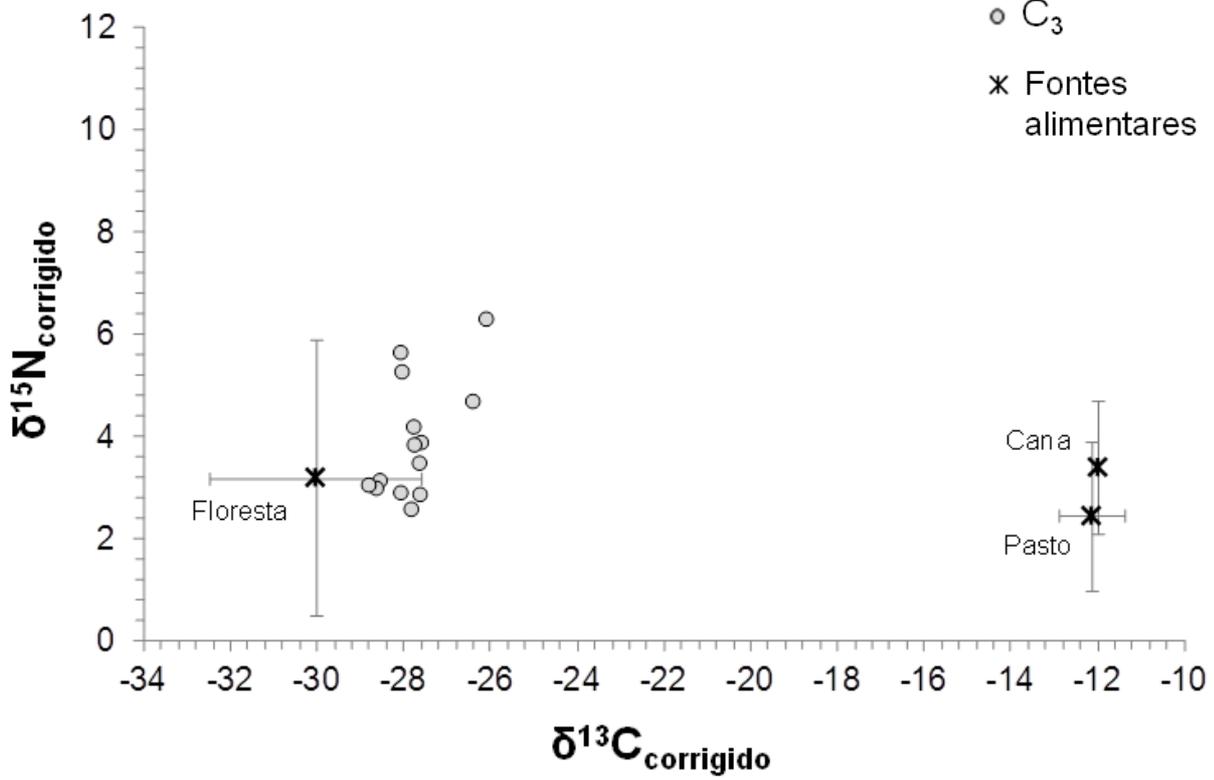
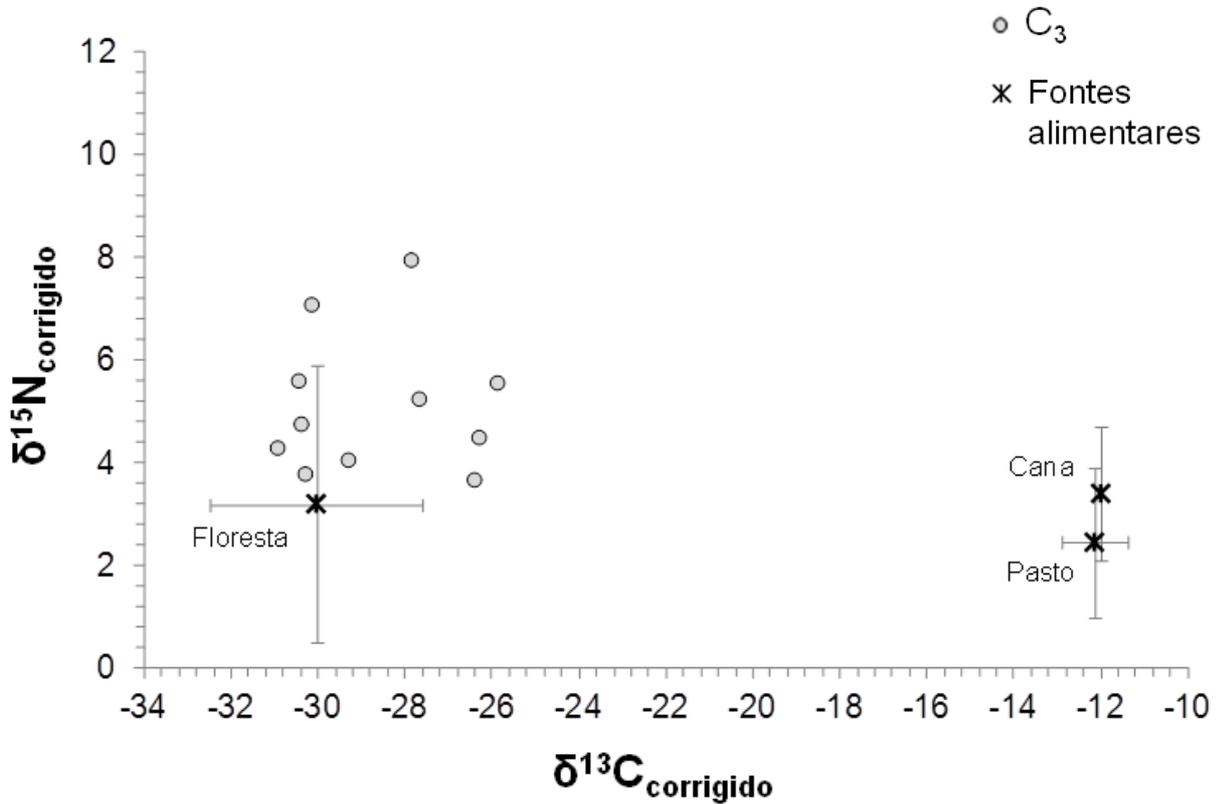
Myiarchus ferox (N = 6)

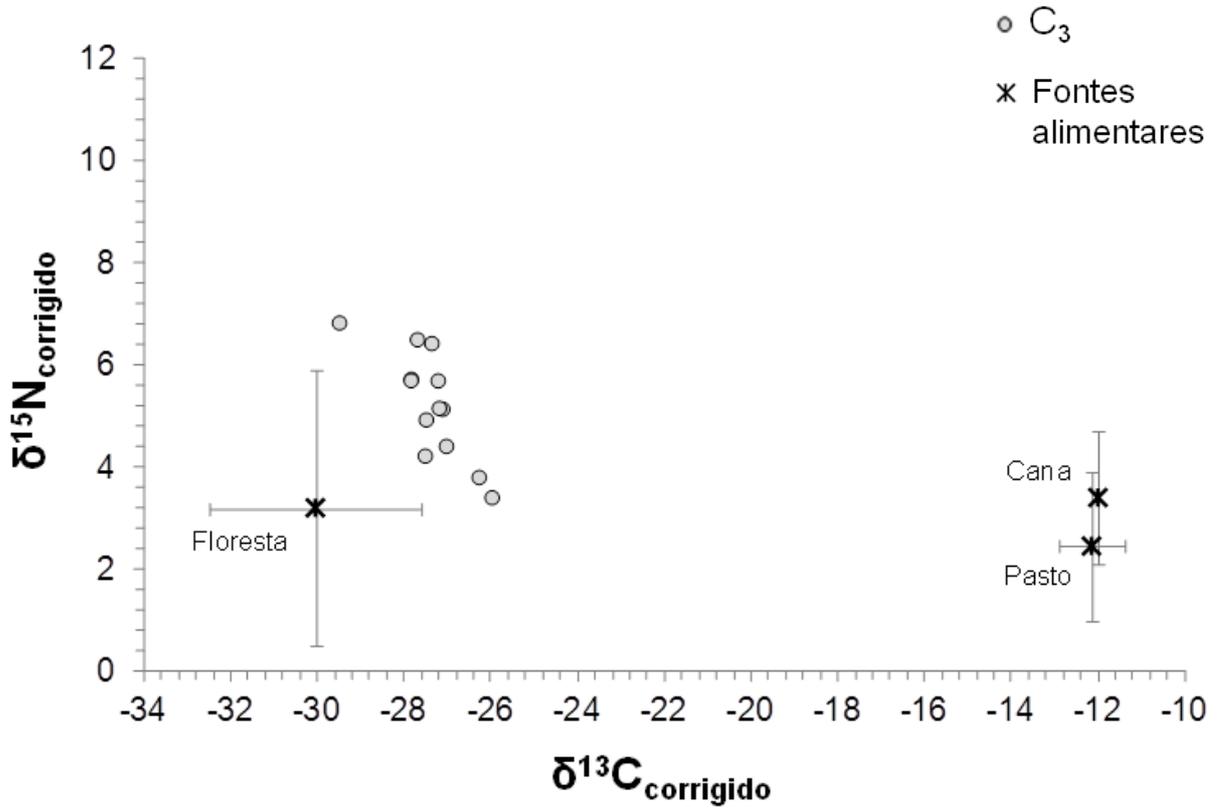
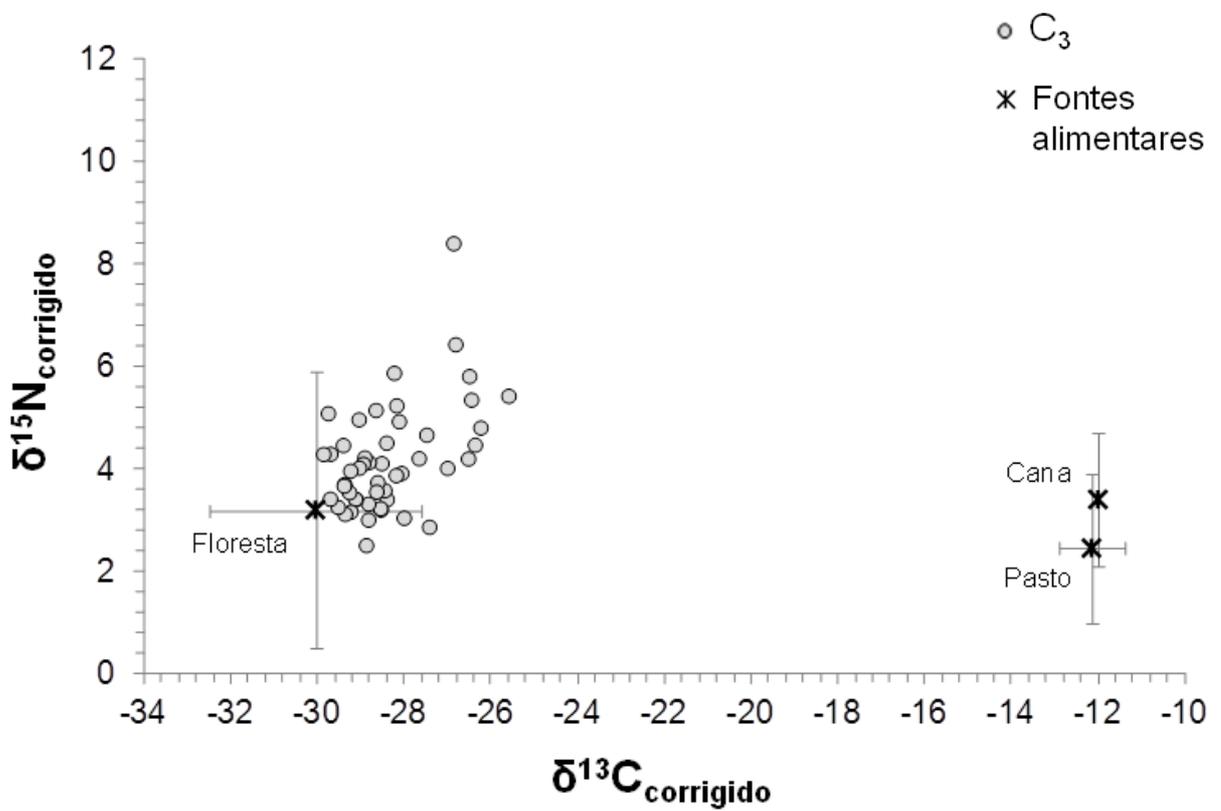


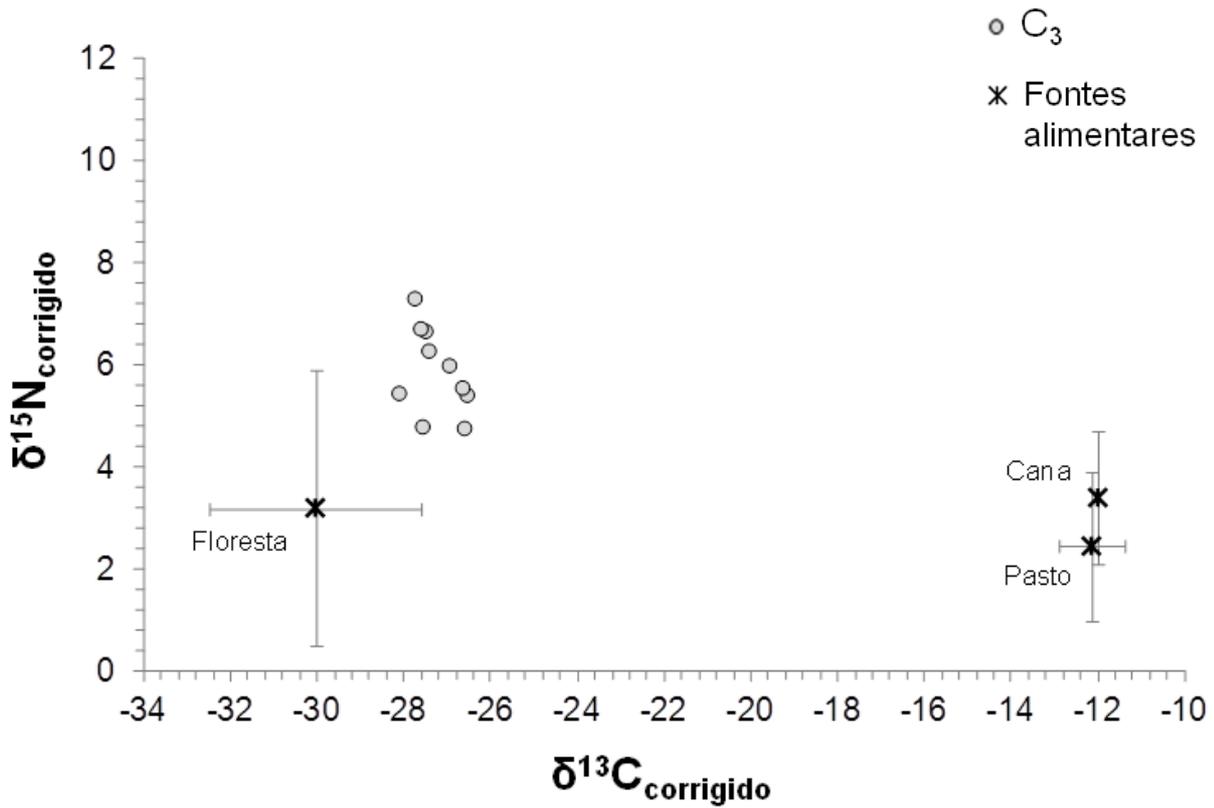
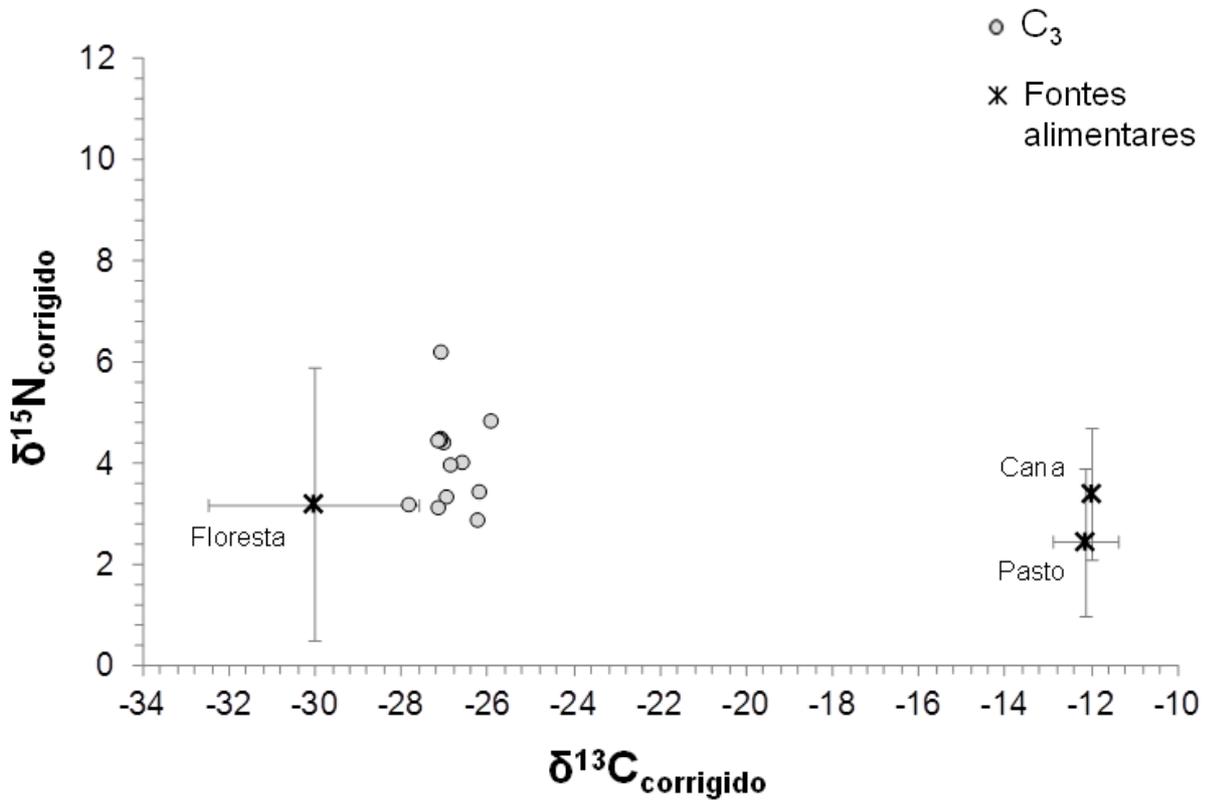
Phaethornis pretrei (N = 13)

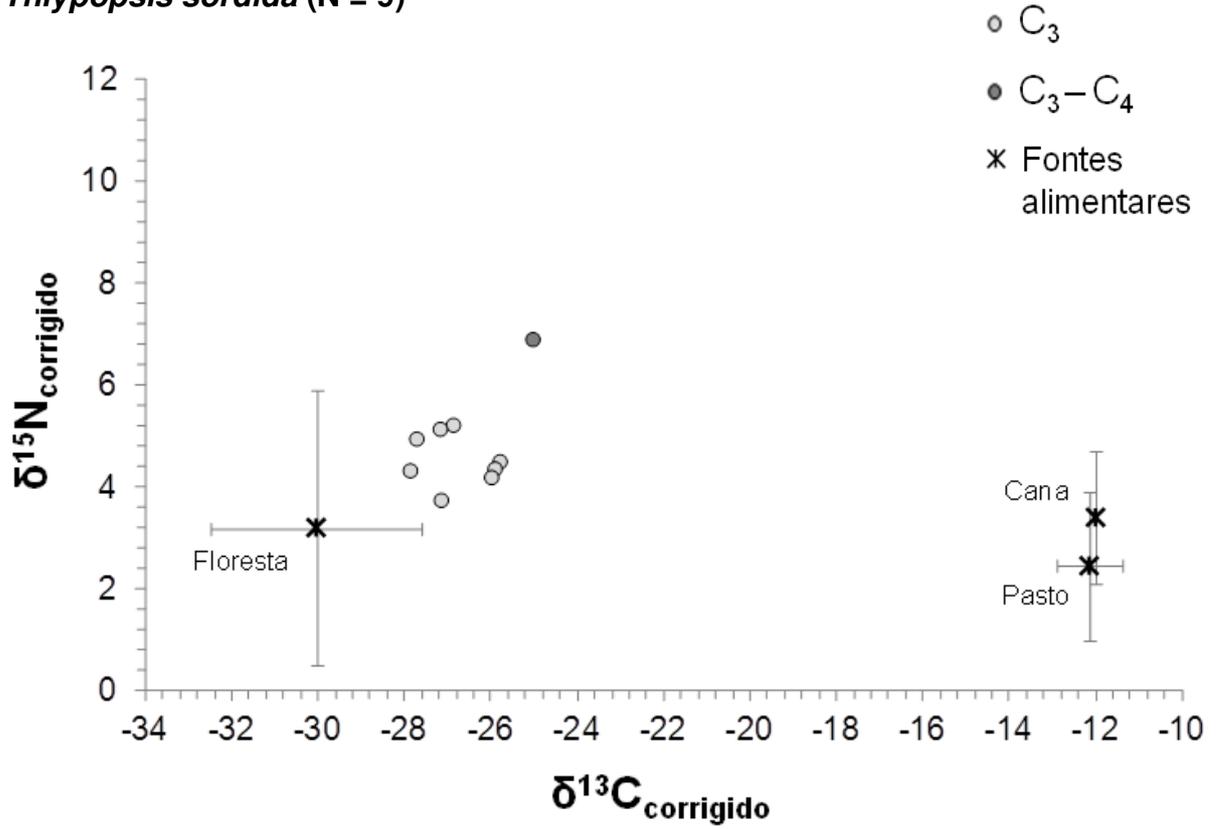
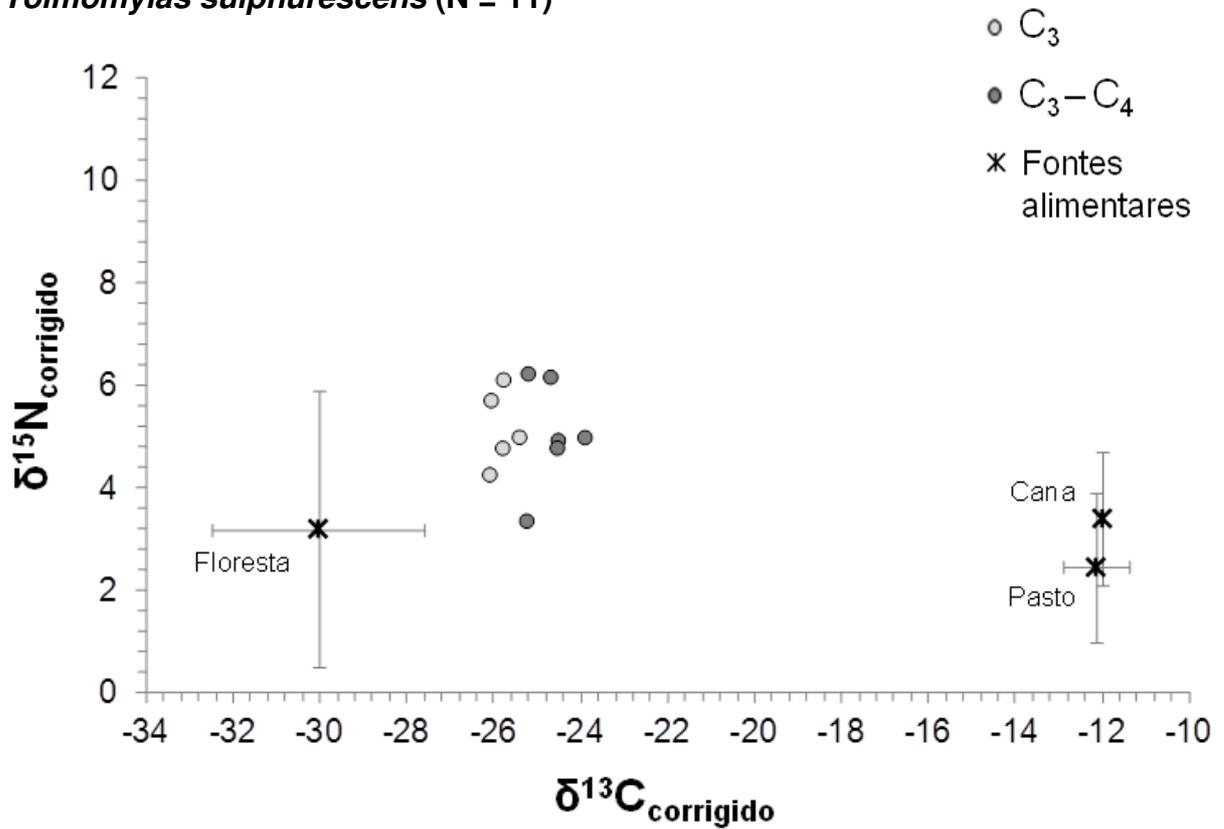


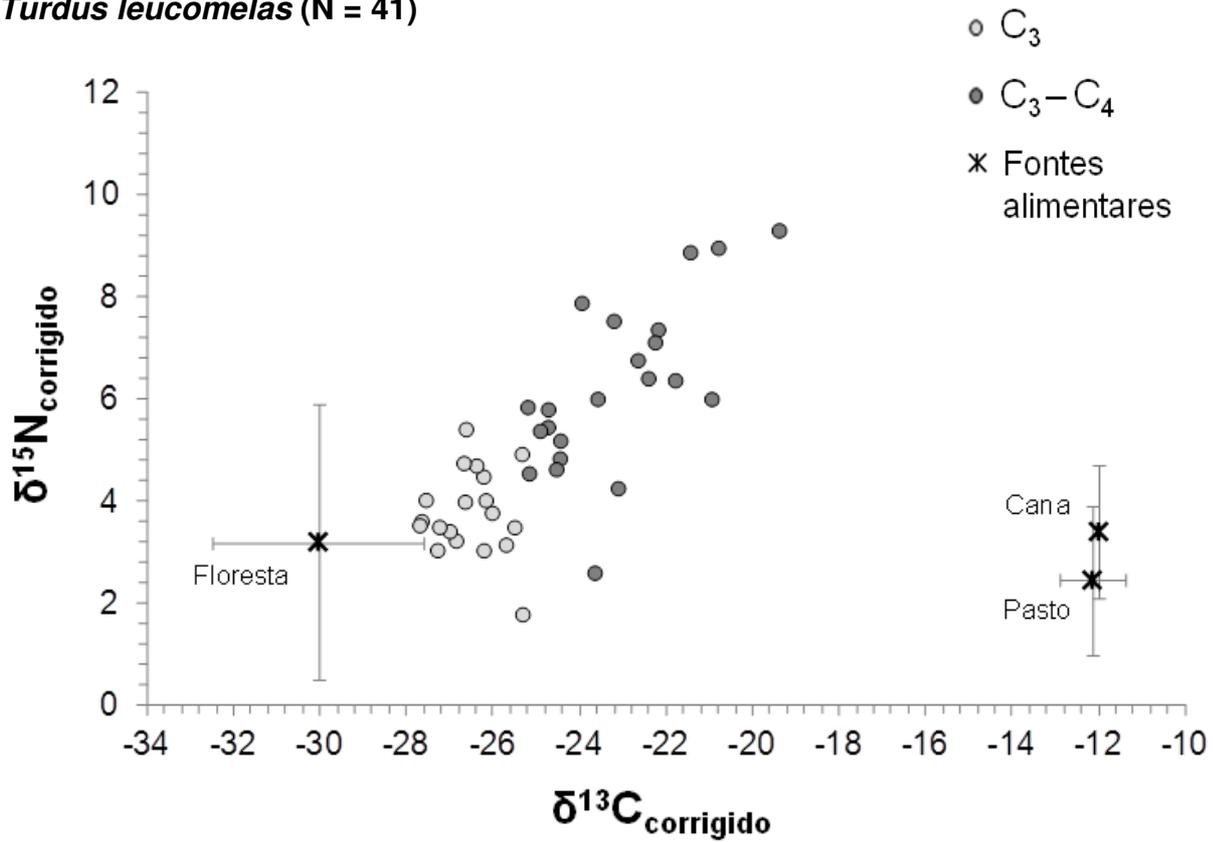
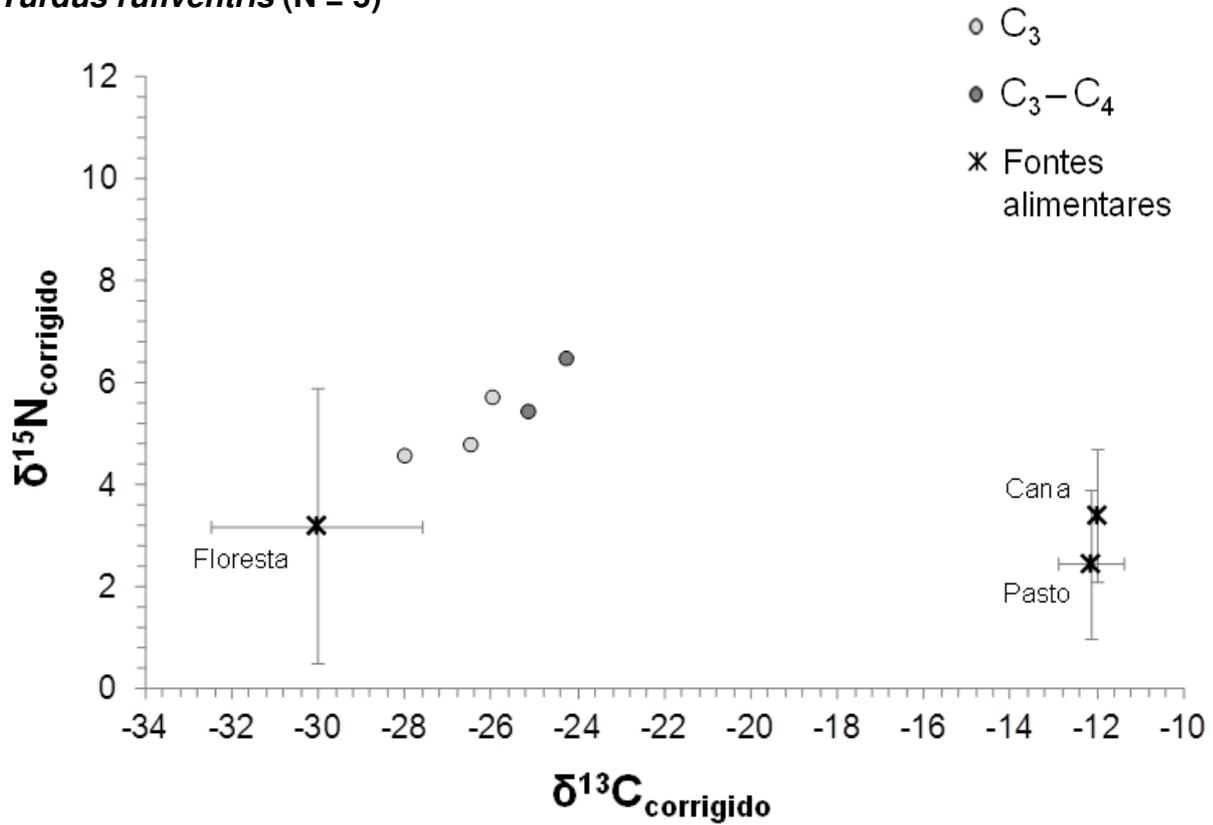
Platyrrinchus mystaceus* (N = 32)**Pyrrhocoma ruficeps* (N = 13)**

Ramphocelus carbo* (N = 14)**Synallaxis frontalis* (N = 11)**

Synallaxis ruficapilla* (N = 13)**Tachyphonus coronatus* (N = 49)**

Thalurania glaucopsis* (N = 10)**Thamnophilus caerulescens* (N = 13)**

Thlypopsis sordida* (N = 9)**Tolmomyias sulphurescens* (N = 11)**

Turdus leucomelas* (N = 41)**Turdus rufiventris* (N = 5)**

Veniliornis passerinus (N = 6)