

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Tese de Doutorado

**ESTUDOS ECOLÓGICOS DOS CICONIIFORMES
(AVES) NOS HÁBITATS DE FORRAGEAMENTO DA
PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ,
BRASIL.**

Márcio Rodrigo Gimenes

Maringá (PR)

2005

MÁRCIO RODRIGO GIMENES

Tese de Doutorado

**ESTUDOS ECOLÓGICOS DOS CICONIIFORMES
(AVES) NOS HÁBITATS DE FORRAGEAMENTO DA
PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ,
BRASIL.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Maringá (PR)

2005

Dedico este trabalho aos meus
pais, Caetano Gimenes e Helena
Ruano Gimenes.

AGRADECIMENTOS

- ao Prof. Dr. Luiz dos Anjos, pela orientação durante esses vários anos de trabalho dentro da Ornitologia;
- aos Profs. Drs. visitantes Maria Virginia Petry, Wesley Rodrigues Silva e Jorge Luiz Berger Albuquerque e aos Profs. Drs. “da casa” Erivelto Goulart, Luiz Carlos Gomes e Ângelo Antônio Agostinho, por aceitarem participar da banca de avaliação deste trabalho;
- à Salete, João e Márcia da biblioteca setorial, pela enorme prestatividade e companheirismo durante os anos de pós-graduação;
- à Aldenir, Cláudia e Márcia da secretaria do PEA, pelo sempre bom atendimento concedido;
- ao “Tião”, Alfredo e Leandro da base de pesquisas do Nupélia, pelo auxílio nas amostragens de campo;
- ao Jaime, desenhista do Nupélia, pelo auxílio na elaboração dos mapas;
- ao Nupélia, em especial ao Prof. Dr. Ângelo A. Agostinho que, como coordenador do PELD, permitiu a disponibilização de uma infra-estrutura especial para a realização do trabalho de campo, já que as amostragens não se encaixavam somente dentro das campanhas do PELD;
- a todos os professores do programa de pós-graduação, pela colaboração direta ou indireta em diferentes fases do desenvolvimento do trabalho;
- ao CNPq pela concessão da bolsa de Doutorado;
- a vários colegas que em algum momento colaboraram de alguma maneira na realização do trabalho.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO-----	1
CAPÍTULO 1. ANÁLISE QUANTITATIVA DO USO DOS HÁBITATS DE FORRAGEAMENTO PELOS CICONIIFORMES (AVES) NA PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ, BRASIL-----	3
RESUMO-----	4
ABSTRACT-----	5
INTRODUÇÃO-----	6
MATERIAL E MÉTODOS-----	8
Área de estudo-----	8
Disponibilidade de presas-----	11
Métodos-----	12
RESULTADOS-----	14
Estrutura e composição da comunidade-----	14
Flutuações populacionais e seleção de hábitat-----	19
DISCUSSÃO-----	22
REFERÊNCIAS-----	28
APÊNDICE 1-----	42
APÊNDICE 2-----	43
APÊNDICE 3-----	45
CAPÍTULO 2. VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA SOCIABILIDADE DE FORRAGEAMENTO DA GARÇA-BRANCA-GRANDE (<i>Ardea alba</i>) E DA GARÇA-BRANCA-PEQUENA (<i>Egretta thula</i>) (AVES-CICONIIFORMES) NA PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ, BRASIL-----	47

RESUMO-----	48
ABSTRACT-----	49
INTRODUÇÃO-----	50
MATERIAL E MÉTODOS-----	51
Área de estudo-----	51
Disponibilidade de presas-----	54
Métodos-----	55
RESULTADOS-----	56
DISCUSSÃO-----	59
REFERÊNCIAS-----	64

APRESENTAÇÃO

A ordem Ciconiiformes compreende as famílias Ardeidae (garças e socós), Ciconiidae (cabeça-seca, maguari e tuiuiú, na América do Sul) e Threskiornithidae (colhereiro, curicacas e tapicurus, entre outros). Estas três famílias apresentam vasta distribuição mundial e caracterizam-se pela maior parte de seus representantes terem estreita ligação aos ambientes aquáticos, sobretudo os de água doce. Todas as espécies consomem alimentos de origem animal, na maioria dos casos organismos aquáticos vivos, principalmente peixes.

O projeto intitulado “Estudos ecológicos dos Ciconiiformes (Aves) nos habitats de forrageamento da planície alagável do alto rio Paraná, Brasil” foi desenvolvido através de amostragens trimestrais nos anos de 2002 e 2003, com o objetivo de obter informações quantitativas de vários aspectos ecológicos referentes ao uso dos habitats de forrageamento pela comunidade de Ciconiiformes local. Exceto alguns *checklists* pontuais, não há indicação de estudos anteriores sobre essas aves desenvolvidos na região, não havendo assim informações prévias sobre aspectos da ecologia destas nos habitats estudados. Mesmo em nível nacional, os estudos conduzidos sobre esse grupo de aves normalmente abordam aspectos da biologia reprodutiva, focando as colônias de nidificação. Muito escassas são as informações sobre o uso dos habitats de forrageamento, principalmente fora do período reprodutivo. O presente projeto resultou em quatro artigos, um dos quais ainda não concluído, como segue:

- *Influência do tamanho das lagoas e da disponibilidade de presas sobre a comunidade de Ciconiiformes (Aves) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. Artigo apresentado como Exame Geral de Qualificação no Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá e submetido à publicação na revista *Brazilian Archives of Biology and Technology*, visando analisar como a diversidade, a abundância e o número de espécies de Ciconiiformes foram influenciados pelo tamanho das

lagoas e sua disponibilidade de presas;

- *Análise quantitativa do uso dos habitats de forrageamento pelos Ciconiiformes (Aves) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil e *Variação espaço-temporal na sociabilidade de forrageamento da garça-branca-grande (*Ardea alba*) e da garça-branca-pequena (*Egretta thula*) (Aves-Ciconiiformes) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. Os dois artigos são aqui apresentados como tese de doutorado;

- Um quarto artigo, ainda não concluído e sem título definido, que visa analisar aspectos da seleção de microhabitats (profundidade e vegetação) nos locais de forrageamento de cada espécie registrada.

CAPÍTULO 1

ANÁLISE QUANTITATIVA DO USO DOS HÁBITATS DE
FORRAGEAMENTO PELOS CICONIIFORMES (AVES) NA
PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ, BRASIL.

RESUMO

Foram analisadas a estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento da planície alagável do alto rio Paraná (Brasil), as possíveis variações sazonais na seleção destes pelas espécies registradas e as flutuações populacionais sazonais das mesmas nos habitats estudados. Quatro categorias de habitats de forrageamento foram consideradas: rios, canais, lagoas abertas e lagoas fechadas. Informações sobre a disponibilidade de presas (peixes) nos habitats de forrageamento foram obtidas ao longo do período amostral. As amostragens dos Ciconiiformes foram trimestrais em 2002 e 2003, a pé ou com o auxílio de uma lancha. Um total de 15 espécies de Ciconiiformes foi registrado na região, tendo as lagoas abertas apresentado a maior riqueza de espécies e maior abundância para a maioria das espécies. *Egretta thula*, *Mycteria americana*, *Platalea ajaja* e *Jabiru mycteria* foram as mais dependentes das manchas de melhor qualidade, pois selecionaram freqüentemente as lagoas abertas (habitat com maior disponibilidade de presas) e abandonaram a área na cheia. *Ardea cocoi*, *Ardea alba* e *Tigrisoma lineatum* não foram tão dependentes das melhores manchas, utilizando habitats com menor disponibilidade de presas e não abandonando totalmente a área na cheia. Variações nas técnicas de forrageamento e comportamento social explicam a diferença entre os dois grupos. Além de uma considerável riqueza de espécies, a área de estudo pode ter especial importância como local de alimentação para as populações pantaneiras de *M. americana* e *P. ajaja* durante a migração até a Argentina e o Rio Grande do Sul. Fazem-se necessárias estratégias de manejo que mantenham o regime hidrológico o mais próximo possível ao natural, a fim de promover um realçamento da área como local de forrageamento para os Ciconiiformes.

ABSTRACT

The structure and composition of Ciconiiformes community in the foraging habitats on the floodplain of the upper river Paraná, Brazil, as well as the possible seasonal variations in the selection of these habitats for each species and the seasonal population fluctuations of the species in the studied habitats were analyzed. Four foraging habitats were considered: rivers, channels, connected lagoons and disconnected lagoons. Data on prey availability (fish) in the foraging habitats along the sampling period were obtained. Quarterly samplings of Ciconiiformes were conducted in 2002 and 2003, by foot or by boat. A total of 15 species of Ciconiiformes was registered in the area, and connected lagoons presented the highest species number and highest abundance for most species. *Egretta thula*, *Mycteria americana*, *Platalea ajaja* and *Jabiru mycteria* were the species more dependent on high-quality patches, because they frequently selected connected lagoons (habitat with highest prey availability) and abandoned the area during flood. *Ardea cocoi*, *Ardea alba* and *Tigrisoma lineatum* were not so dependent on high-quality patches, using habitats with lower prey availability and they did not abandon totally the area during flood. Variations in the foraging techniques and social behavior explain that difference between the two groups. Besides a considerable species number, the study area can have special importance as feeding place for the Pantanal populations of *M. americana* and *P. ajaja* during migration to Argentina and Rio Grande do Sul. Management strategies that maintain the hydrologic regime more similar possible to the natural are necessary in order to promote an enhancement of the area as foraging place for Ciconiiformes.

INTRODUÇÃO

As planícies alagáveis têm importante função na manutenção da biodiversidade, já que são atrativas a muitas espécies devido à grande variedade de habitats e à alta produtividade (Elmberg *et al.*, 1994). Porém, essas áreas vêm sendo destruídas ou alteradas a uma taxa crescente em diversas regiões (Antas, 1994; Schogolev, 1996; Bryan e Gariboldi, 1998; Elphick e Oring, 1998; Lane e Fujioka, 1998; Herremans, 1999; Lombardini *et al.*, 2001; Ausden e Hiron, 2002; Balian *et al.*, 2002; Russell *et al.*, 2002; Bouton e Frederick, 2003). Os Ciconiiformes são elementos conspícuos desses ecossistemas, plenamente adaptados ao *stress* do regime cheia-seca típico (Kushlan *et al.*, 1985; González, 1996b), mas um tanto sensíveis às alterações antropogênicas (principalmente no regime hidrológico), sendo por muitos considerados bioindicadores para tais ambientes (Custer e Osborn, 1977; Kushlan, 1993; Hoffman *et al.*, 1994; Erwin *et al.*, 1996; González, 1997; Young, 1998; Paillisson *et al.*, 2002).

São vários os estudos que analisam o uso de habitats por Ciconiiformes, sendo que as flutuações espaço-temporais das populações e variações sazonais na seleção de habitats são freqüentemente atribuídas às variações no nível hidrométrico e na disponibilidade de alimento (Erwin, 1983; Powell, 1987; Beltzer, 1989; Butler, 1994; Smith e Breininger, 1995; Custer *et al.*, 1996; Smith, 1997a; Strong *et al.*, 1997; Young e Chan, 1997; Gaines *et al.*, 1998; Maccarone e Brzorad, 1998; Butler e Vennesland, 2000; Gaines *et al.*, 2000; Wong *et al.*, 2001; Tourenq *et al.*, 2003). Para a otimização do forrageamento, essas aves dependem de manchas de habitat com profundidade adequada e alta densidade de presas (Kushlan, 1976b; Master *et al.*, 1993; Battley *et al.*, 2003), características bastante efêmeras e irregularmente distribuídas em planícies alagáveis (Fasola, 1994). Assim, os Ciconiiformes utilizam uma área extensa para o forrageamento, trocando de locais freqüentemente (Custer e Osborn, 1978; Hoffman *et al.*, 1994), tornando necessário que estudos que visem analisar uso de habitats por essas aves

abranjam uma escala espacial e temporal ampla (McCrimmon *et al.*, 1997; Strong *et al.*, 1997). Acrescenta-se a isto o fato de que grande parte dos Ciconiiformes tem como principal item alimentar peixes (Del Hoyo *et al.*, 1992), animais bastante móveis, o que faz com que variações no nível hidrométrico tenham forte influência na acessibilidade das aves às suas presas (Erwin, 1985; Gawlik, 2002).

As planícies alagáveis da porção centro-sul da América do Sul estão entre as maiores do mundo, tanto em tamanho como em importância para as aves aquáticas (Antas, 1994). O rio Paraná é o décimo maior do mundo em descarga e o quarto em área de drenagem ($5,0 \times 10^8$ m³/ano; $2,8 \times 10^6$ km², respectivamente), percorrendo cerca de 3800 km e drenando todo o centro-sul da América do Sul (Agostinho *et al.*, 1995). A bacia do rio Paraná tem sofrido forte impacto humano, principalmente desflorestamento e construção de barragens. O trecho de 230 km entre a foz do rio Paranapanema (principal afluente) e o município de Guaíra (PR), no alto rio Paraná, é o único segmento significativo em território brasileiro que permanece livre de barragens (Agostinho *et al.*, 1994). Ainda que a construção de barragens a montante tenha alterado o regime natural do rio na região (cheia de novembro a maio e seca de junho a outubro), o pulso de inundação continua sendo a principal função de força que atua sobre as comunidades locais (Thomaz *et al.*, 1997). Neste trecho, a margem esquerda (Estado do Paraná), graças à razoável elevação do terreno, tem restritas áreas alagáveis e a paisagem predominante são pastagens. A margem direita (Mato Grosso do Sul) apresenta baixa elevação do terreno, havendo uma ampla planície alagável, onde se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas e rios (Souza-Filho e Stevaux, 1997) (Apêndice 1). Este trabalho partiu da hipótese de que as variações sazonais do nível hidrométrico do rio Paraná e da disponibilidade de presas nos diferentes habitats de forrageamento dos Ciconiiformes exercem acentuada influência sobre as populações destes na região. É importante o conhecimento do comportamento de uso dos habitats pelas espécies nos diferentes períodos do ano, a fim de se obter informações que auxiliem no

estabelecimento de estratégias de conservação dessas aves. Há escassez de trabalhos específicos sobre Ciconiiformes no Brasil (Willis, 1995; Petry e Hoffmann, 2002; Bouton e Frederick, 2003; Gimenes e Anjos, no prelo) e o presente estudo é o primeiro que temos registro analisando quantitativamente o uso dos habitats de forrageamento por toda a comunidade local.

O objetivo deste trabalho foi analisar a estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento da planície alagável do alto rio Paraná e possíveis variações sazonais na seleção destes pelas espécies registradas, além de avaliar as flutuações populacionais sazonais das espécies nos habitats estudados.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trecho estudado (22°40'S a 22°52'S e 53°12'W a 53°38'W) situa-se a uma altitude de cerca de 230 m (Maack, 1981). O clima da região, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como Cfa (clima tropical-subtropical) com temperatura média anual de 22°C (média no verão de 26°C e no inverno de 19°C) e precipitação média anual de 1500 mm (Centrais Elétricas do Sul do Brasil, 1986). O nível hidrométrico do rio Paraná na região em 2002 e 2003 foi mais alto entre meados de janeiro e o final de abril, com diversos pulsos de inundação de curta duração nessa fase. Durante o segundo semestre de 2003, o nível hidrométrico foi levemente mais alto do que no mesmo período de 2002, em alguns breves momentos atingindo a faixa entre 3 a 3,5 m, na qual a água começa a ultrapassar o dique marginal e conectar o rio à vegetação lateral e à algumas lagoas isoladas (Fig. 1). A área está inserida na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual (limite oeste da Mata Atlântica), sendo que os trechos desprovidos de florestas são caracterizados por campos, pastagens, zonas arbustivas, pântanos, várzeas e corpos d'água permanentes ou temporários, com a presença de espécies

vegetais características do Cerrado e do Chaco em algumas regiões (Campos e Souza, 1997).

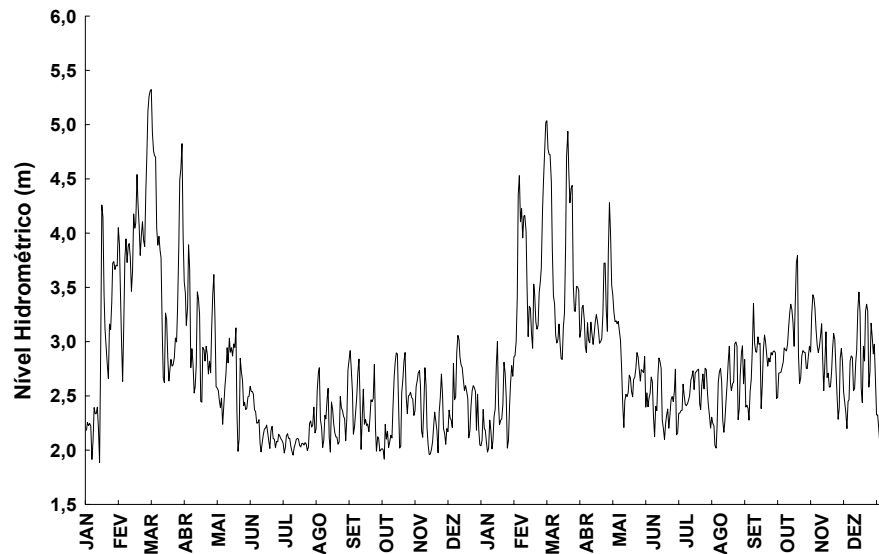


Figura 1. Nível hidrométrico do alto rio Paraná na área de estudo de janeiro de 2002 a dezembro de 2003. Dados obtidos junto à Estação Hidrométrica de Porto São José.

Quatro categorias de habitats de forrageamento dos Ciconiiformes foram consideradas neste estudo (Apêndice 1): rios, canais (corpos d'água semi-lóticos que conectam dois rios ou dois trechos de um mesmo rio, com largura em torno de 20 a 30 m), lagoas fechadas (sem conexão com rios ou canais, exceto durante os pulsos de cheia) e lagoas abertas (permanentemente conectadas aos rios ou canais). O número de unidades amostrais em cada categoria de habitat foi 3, 4, 13 e 16, respectivamente (Fig. 2). Exceto uma pequena lagoa fechada que secou completamente em uma ocasião, todas as unidades amostrais são corpos d'água permanentes, mesmo na seca. A profundidade média nas lagoas alcançou de 0,39 a 3,9 m, nos canais de 1,3 a 3,2 m e na área amostral dos rios de cerca de 3 a 7 m (Souza-Filho e Stevaux, 2002). Em todas as unidades amostrais (exceto duas lagoas fechadas muito pequenas na seca) os níveis de declividade das margens são tais que apenas a periferia é rasa o bastante para permitir a presença de Ciconiiformes. O sedimento de fundo varia de arenoso com cascalho a argiloso com acúmulo de matéria orgânica (Stevaux *et al.*, 1997). Macrófitas aquáticas flutuantes livres

(*Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, entre outras), enraizadas (*Eichhornia azurea*, *Polygonum acuminatum*, entre outras) e submersas (*Utricularia sp* e *Cabomba sp*) ocupam diferentes proporções dos corpos d'água, cobrindo totalmente alguns deles esporadicamente. As margens podem ser cobertas pela várzea (*Panicum prionitis*, *Paspalum conspersum*, *Eleocharis sp*, *Fimbristylis autumnalis*, entre outras) ou por florestas (*Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana*, *Inga vera*, *Peschiera australis*, entre outras) (Souza *et al.*, 1997), encontrando-se desde secas até completamente alagadas, conforme a fase do pulso de inundação do rio Paraná. Informações adicionais sobre a área de estudo encontram-se em Vazzoler *et al.* (1997a) e a descrição detalhada de cada unidade amostral está em Souza-Filho e Stevaux (2002).

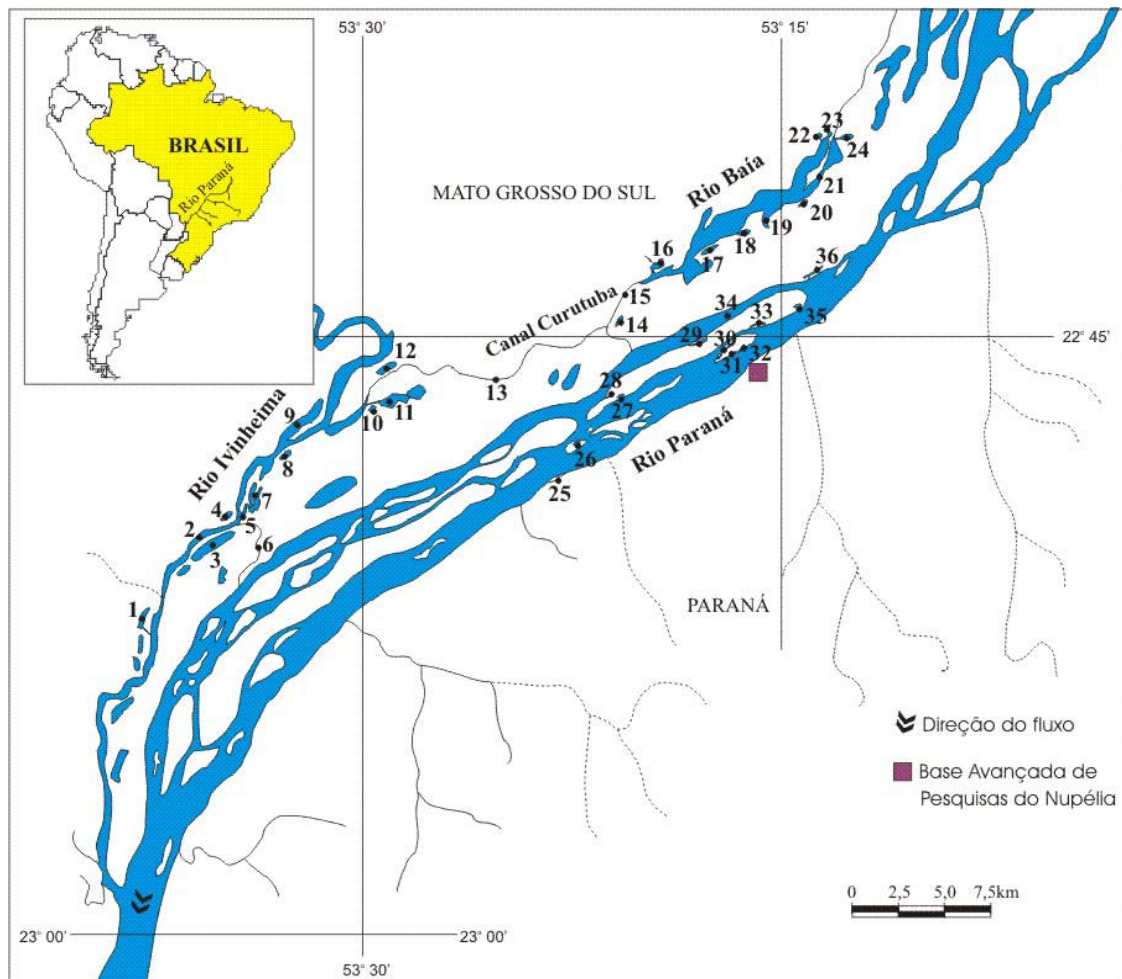


Figura 2. Trecho do alto rio Paraná abrangido neste estudo com a localização das unidades amostrais: rios (2. Ivinhema, 15. Baía e 34. Paraná), canais (6. Ipoitã, 13. Curutuba, 21. Baía e 25. Cortado), lagoas fechadas (3. Ventura, 4. Zé do Paco, 8. Capivara, 10. Jacaré, 12. Cervo, 14.

Traíra, 17. Fechada, 18. Pousada das Garças, 20. Aurélio, 27. Osmar, 31. Genipapo, 32. Clara e 35. Pousada) e lagoas abertas (1. Peroba, 5. Boca do Ipoitã, 7. Patos, 9. Finado Raimundo, 11. Sumida, 16. Guaraná, 19. Porcos, 22. Maria Luiza, 23. Gavião, 24. Onça, 26. Pombas, 28. Manezinho, 29. Bilé, 30. Leopoldo, 33. Pau-Véio e 36. Garças).

Disponibilidade de presas

Informações sobre a disponibilidade de presas (somente peixes) para os Ciconiiformes nas categorias de habitats abrangidas neste estudo foram obtidas a partir dos levantamentos vinculados ao Programa Ecológico de Longa Duração-*Site 6* (PELD/CNPq/NUPÉLIA), da Universidade Estadual de Maringá, que monitora a planície alagável do alto rio Paraná desde o ano de 2000. As amostragens foram conduzidas em períodos do ano concomitantes às amostragens da avifauna (ver Métodos), exceto em maio e novembro/dezembro de 2003, quando não houve amostragens de peixes no PELD. Dois métodos de coleta de peixes foram usados: redes de arrasto (empregado na região periférica dos corpos d'água) nas lagoas abertas e lagoas fechadas e redes de espera (empregado em regiões mais profundas) nas lagoas abertas, lagoas fechadas e rios. Não houve amostragens de peixes nos canais em 2002 e 2003, embora tenha havido nos dois anos anteriores. A abundância referente às capturas nas redes de arrasto foi expressa em densidade (número de indivíduos em 100 m² de área arrastada), enquanto que a abundância referente às capturas nas redes de espera foi expressa em captura por unidade de esforço (CPUE), ou seja, número de indivíduos em 1000 m² de rede em 24 hs. Devido a essas diferentes unidades utilizadas, os resultados dos dois métodos não podem ser analisados conjuntamente. Para o presente estudo foram considerados apenas os peixes com até 30 cm de comprimento, aproximadamente o tamanho máximo capturado pelas maiores espécies de Ciconiiformes (Willard, 1985). Para maior detalhamento dos métodos de amostragem da ictiofauna no PELD, ver Júlio Jr. *et al.* (2000).

Nas amostragens com redes de arrasto as lagoas abertas sempre tiveram maior densidade de peixes do que as lagoas fechadas. No entanto, em fevereiro/março dos dois anos, períodos de menor densidade geral, a diferença foi mínima. Em maio de 2002 houve forte aumento na densidade geral em relação ao período anterior e, no decorrer do ano, a diferença entre os dois habitats aumentou devido à progressiva queda da densidade nas lagoas fechadas (Fig. 3). Nas amostragens com redes de espera verificou-se menor CPUE geral também no período fevereiro/março dos dois anos, com aumento da CPUE em maio de 2002 (exceto nos rios) e acentuada queda nas lagoas fechadas posteriormente, ao contrário do aumento observado nas lagoas abertas e rios (Fig. 3).

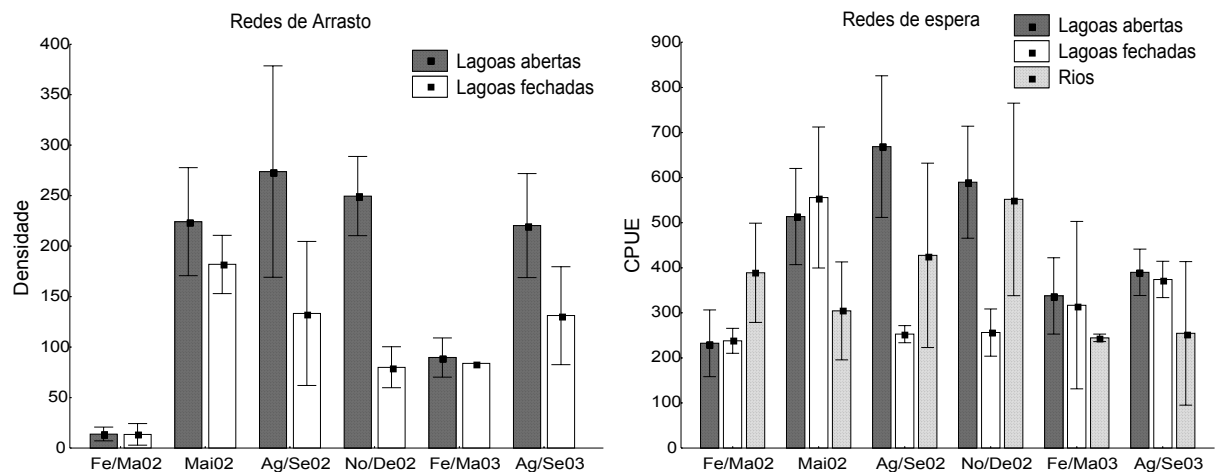


Figura 3. Variação sazonal na densidade e CPUE médias (\pm erro padrão) de peixes coletados em redes de arrasto e de espera, respectivamente, nos habitats de forrageamento dos Ciconiiformes abrangidos neste estudo.

Métodos

Foram realizadas amostragens trimestrais dos Ciconiiformes em 2002 e 2003 (fevereiro/março, maio, agosto/setembro e novembro/dezembro). Em cada período foram conduzidas uma amostragem e uma repetição (dias diferentes) para cada unidade amostral. O

método de contagem foi a transecção com lancha (rios, canais e lagoas abertas) ou a pé (lagoas fechadas), conforme Bibby *et al.* (1992), por meio da qual os corpos d'água foram contornados e todos os indivíduos presentes identificados e registrados. As transecções tiveram início sempre uma hora após o nascer do sol. Indivíduos localizados em uma faixa de até cerca de 5 m fora dos corpos d'água foram incluídos, enquanto que aqueles vistos sobrevoando-os não, a menos que tenham sido observados dali partindo ou pousando. Todos os corpos d'água foram amostrados por inteiro, exceto os rios e o canal Baía. A taxonomia e os nomes científicos e populares seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2005).

Para avaliar a estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes nos habitats de forrageamento, foi utilizada a análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA; Gauch Jr., 1986; Jongman *et al.*, 1995), aplicada sobre a matriz de dados da abundância (número de contatos) das espécies de Ciconiiformes nas unidades amostrais em cada um dos oito períodos de estudo e com a abundância total de cada unidade amostral (nove DCAs no total). Os dois primeiros eixos foram retidos para interpretação devido a explicarem a maior parte da variabilidade dos dados. Os cálculos foram efetuados através do programa PC-ORD (McCune e Mefford, 1997). Foram aplicadas análises de variância (ANOVA unifatorial) sobre os escores dos eixos da DCA retidos para interpretação, utilizando-se as quatro categorias de habitats como fator, a fim de verificar se o posicionamento dos habitats diferiu na ordenação. O teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado quando a ANOVA foi significativa, para identificar quais habitats apresentaram médias de escores diferentes. Nos casos em que os escores da DCA não cumpriram os pressupostos da normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e da homocedasticidade (teste de Levene) necessários para a ANOVA, foi utilizada a análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis), seguida pelo teste de comparações múltiplas para dados não-paramétricos de amostras com tamanhos diferentes (teste de Dunn). O teste G foi utilizado para verificar se houve diferença significativa na abundância de cada espécie entre os diferentes

períodos amostrais. Em todas as análises foi adotado o nível de significância de $\alpha = 0,05$.

A seleção dos habitats pelas espécies de Ciconiiformes nos diferentes períodos do estudo foi analisada através do índice de seletividade de Ivlev, modificado por Jacobs (1974) e utilizado por Fasola (1986) e Wong *et al.* (2001) para avaliar seleção de habitats em ardeídeos: “ $E = (r - p) / (r + p)$ ”, onde “ r ” é a razão entre o número de indivíduos em um habitat e o número total de indivíduos e “ p ” é a razão entre a área disponível deste habitat e a área total analisada. “ E ” varia de -1 (seleção negativa) a 1 (seleção positiva); valores próximos a zero refletem o uso do habitat em proporção a sua disponibilidade. Como em praticamente todos os corpos d’água a atividade de forrageamento para a maioria das espécies esteve limitada à periferia em virtude da profundidade, esperou-se que o perímetro das lagoas e o comprimento dos rios e canais fossem melhores indicadores da disponibilidade de habitat do que a área, fato confirmado pela relação mais forte da abundância total de aves com o perímetro e comprimento (r de Pearson = 0,64; $P < 0,001$) do que com a área (r de Pearson = 0,60; $P < 0,001$). Assim, o perímetro das lagoas e o comprimento do trecho amostral dos rios e canais multiplicados por dois foram usados como indicadores da disponibilidade de habitat (canais: 68,578 km, rios: 38,994 km, lagoas abertas: 50,919 km e lagoas fechadas: 14,177 km). A área, perímetro e comprimento dos corpos d’água foram obtidos a partir de fotos aéreas (Souza-Filho e Stevaux, 2002).

RESULTADOS

Estrutura e composição da comunidade

Foram registradas 15 espécies de Ciconiiformes na planície alagável do alto rio Paraná (Tab. 1 e Apêndice 2). A garça-real (*Pilherodius pileatus*) não foi registrada nas unidades amostrais e não está incluída nas análises. Considerando-se a abundância de todo o período amostral, nove das 14 espécies tiveram o maior número de contatos nas lagoas abertas, que

também apresentaram a maior riqueza de espécies. Os rios e lagoas fechadas apresentaram as menores riquezas de espécies e os menores números de contatos para a maioria das espécies (Tab. 1). Os registros de *Bubulcus ibis*, *Syrigma sibilatrix* e *Theristicus caudatus* podem ser considerados casuais, pois todos têm como habitats de forrageamento características áreas mais secas, raramente forrageando em corpos d'água (Kushlan *et al.*, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1992; Frederick e Bildstein, 1992). Assim, o caráter esporádico dos registros e a abundância baixa verificada para as três espécies (Tab. 1) talvez não reflitam seu verdadeiro *status* na região e, devido a essa possível falsa raridade ter forte influência nas ordenações das análises multivariadas, elas não foram incluídas.

Tabela 1. Riqueza e abundância das espécies de Ciconiiformes nas quatro categorias de habitats de forrageamento. O valor entre parênteses representa a abundância expressa em porcentagem.

ESPÉCIES	LAGOAS ABERTAS	LAGOAS FECHADAS	RIOS	CANAIS
<i>Ardea cocoi</i> (garça-moura)	316 (51)	76 (12)	36 (6)	190 (31)
<i>Ardea alba</i> (garça-branca-grande)	191 (62)	50 (16)	7 (2)	61 (20)
<i>Egretta thula</i> (garça-branca-pequena)	440 (76)	31 (5)	46 (8)	64 (11)
<i>Bubulcus ibis</i> (garça-vaqueira)	1 (25)	3 (75)	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i> (maria-faceira)	4 (80)	0	0	1 (20)
<i>Butorides striata</i> (socozinho)	707 (62)	51 (5)	71 (6)	303 (27)
<i>Nycticorax nycticorax</i> (socó-dorminhoco)	60 (21)	11 (4)	47 (17)	164 (58)
<i>Tigrisoma lineatum</i> (socó-boi)	110 (38)	37 (13)	14 (5)	131 (44)
<i>Mycteria americana</i> (cabeça-seca)	16 (73)	1 (4)	0	5 (23)
<i>Ciconia maguari</i> (maguari)	4 (100)	0	0	0
<i>Jabiru mycteria</i> (tuiuú)	6 (60)	0	0	4 (40)

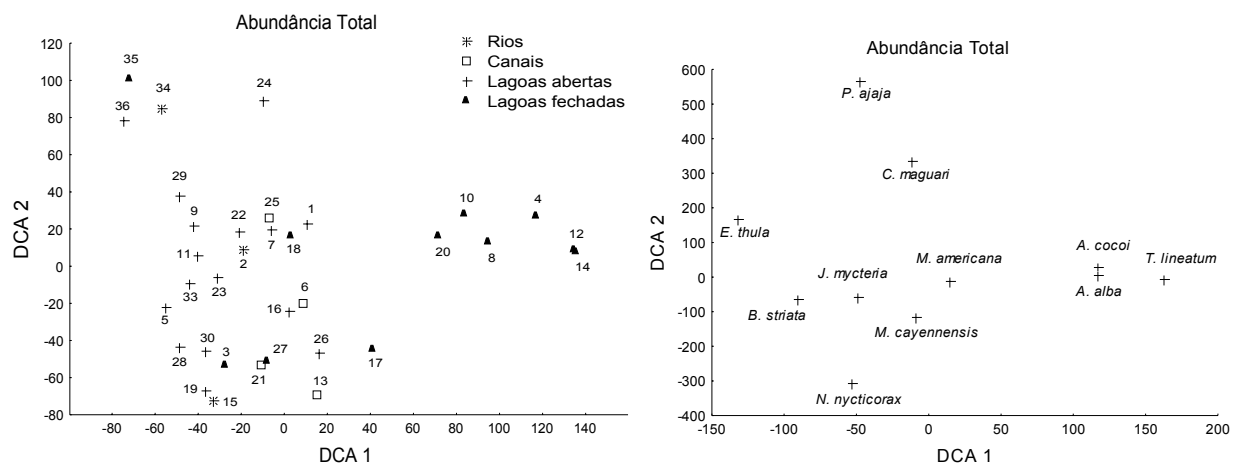
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (coró-coró)	2 (22)	0	0	7 (78)
<i>Platalea ajaja</i> (colhereiro)	64 (89)	0	0	8 (11)
<i>Theristicus caudatus</i> (curicaca)	0	0	4 (100)	0
Número de espécies	13	8	7	11

Na DCA realizada com os valores totais da abundância de todo o período amostral, o eixo 1 apresentou autovalor de 0,34 e o eixo 2 autovalor de 0,20. O eixo 1 separou a maioria das lagoas fechadas das demais unidades amostrais, havendo diferença significativa na ordenação (Kruskal-Wallis; $H = 12,36$; $P = 0,006$). O teste de Dunn indicou que a diferença foi entre as lagoas fechadas e lagoas abertas. As espécies que mais contribuíram para a separação foram *E. thula*, *B. striata*, *M. americana* e *P. ajaja* com abundâncias acentuadamente maiores nas lagoas abertas e *A. cocoi*, *T. lineatum* e *A. alba*, que embora também tenham sido mais abundantes nas lagoas abertas do que nas lagoas fechadas, foram as espécies com maiores porcentagens de registros nas lagoas fechadas (Tab. 1 e Fig. 4). No eixo 2 não houve diferença significativa na ordenação (ANOVA; $F = 0,6$; $P = 0,61$).

Quando as DCAs foram realizadas individualmente em cada um dos oito períodos amostrais, em cinco deles não houve diferença significativa na ordenação e os gráficos não foram aqui apresentados. No período agosto/setembro de 2002, o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,37 e o eixo 2 autovalor de 0,18. No eixo 1 houve diferença significativa na ordenação (Kruskal-Wallis; $H = 11,18$; $P = 0,01$). O teste de Dunn novamente indicou diferença entre as lagoas abertas e lagoas fechadas. *Ardea cocoi*, *T. lineatum* e *N. nycticorax* foram as principais espécies das lagoas fechadas, embora só a última tenha sido mais abundante ali do que nas lagoas abertas. As lagoas abertas foram caracterizadas pela bem mais alta abundância de *E. thula* e *B. striata*, além de *M. americana*, *J. mycteria* e *P. ajaja* só terem sido registradas ali neste período (Apêndice 3 e Fig. 4). No eixo 2 não houve diferença significativa na ordenação (Kruskal-Wallis; $H = 0,8$; $P = 0,8$).

No período novembro/dezembro de 2002, o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,32 e o eixo 2 autovalor de 0,21. No eixo 1 não houve diferença significativa na ordenação (Kruskal-Wallis; $H = 4,46$; $P = 0,21$). No eixo 2 houve diferença significativa (Kruskal-Wallis; $H = 21,16$; $P = 0,0001$), com o teste de Dunn indicando diferença das lagoas fechadas com as lagoas abertas e rios. Nas lagoas fechadas foram registradas apenas 4 espécies, todas com abundância muito baixa, sendo *A. cocoi*, *A. alba* e *T. lineatum* as principais. As lagoas abertas foram caracterizadas pela abundância bem maior do que os outros habitats de *E. thula*, *B. striata* e *P. ajaja* e pela presença exclusiva de *M. americana* e *C. maguari*. As principais espécies dos rios foram *B. striata* e *N. nycticorax* (Apêndice 3 e Fig. 4).

Em agosto/setembro de 2003, o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,32 e o eixo 2 autovalor de 0,24. No eixo 1 não houve diferença significativa na ordenação (Kruskal-Wallis; $H = 5,87$; $P = 0,11$). No eixo 2 houve diferença significativa (ANOVA; $F = 6,32$; $P = 0,0027$), com o teste de Tukey indicando diferença das lagoas fechadas com as lagoas abertas e canais. A principal espécie das lagoas fechadas foi *T. lineatum*. *Egretta thula* novamente teve abundância bem maior nas lagoas abertas e *A. cocoi* foi a principal componente dos canais (Apêndice 3 e Fig. 4).



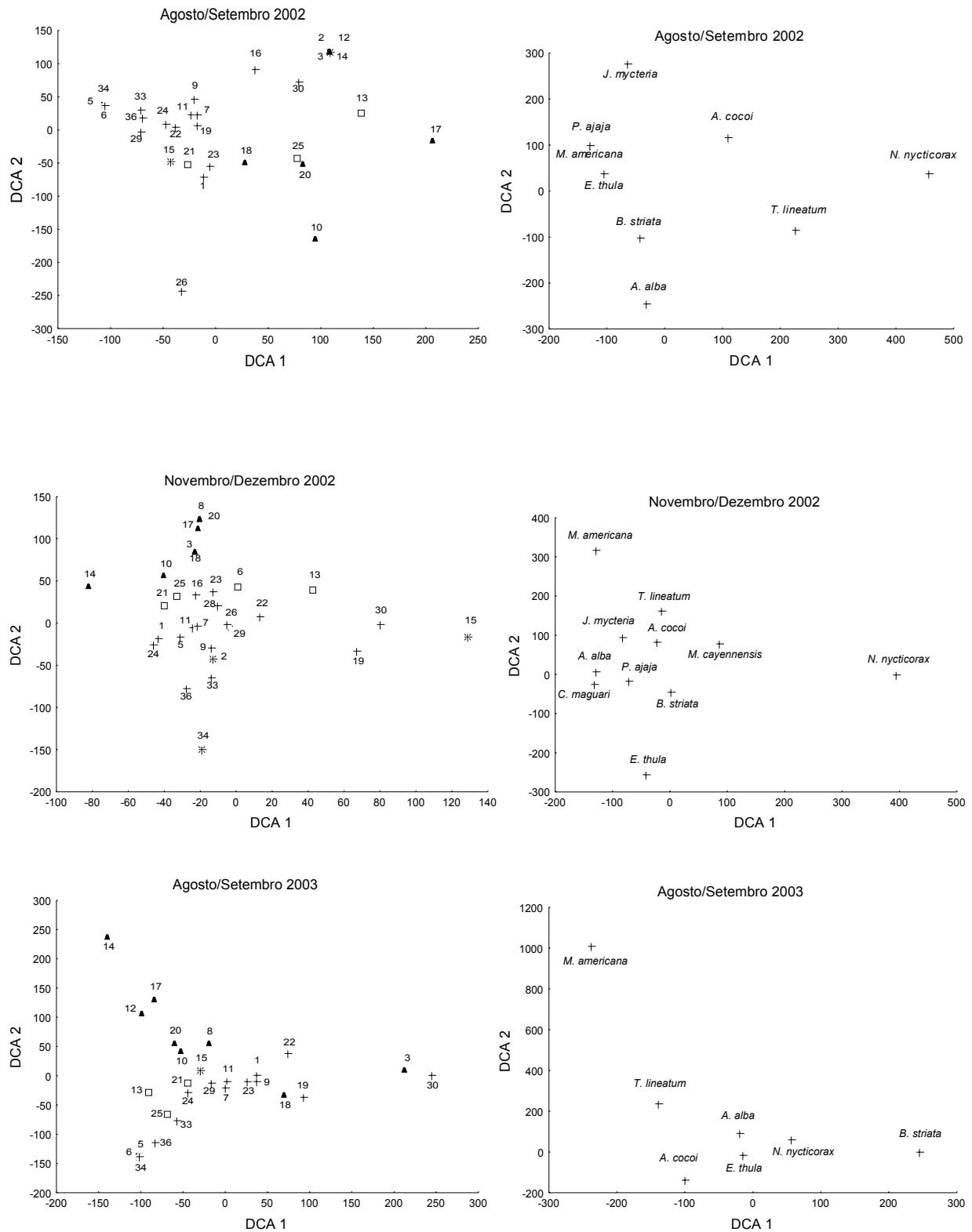


Figura 4. Ordenações resultantes das análises de correspondência com remoção do efeito de arco realizadas com os valores totais da abundância das espécies de Ciconiiformes de todo o período amostral e de cada período separadamente (códigos dos locais conforme Fig. 2).

Flutuações populacionais e seleção de hábitat

Considerando-se todas as categorias de hábitats em conjunto, houve variação sazonal significativa na abundância das espécies de Ciconiiformes registradas forrageando na área de estudo (Fig. 5). *Egretta thula* ($G = 572,15$; $P < 0,01$) e *B. striata* ($G = 633,55$; $P < 0,01$) tiveram suas maiores e menores abundâncias em períodos opostos. A variação na abundância de *B. striata* foi muito consistente entre os dois anos, sendo pouco registrada em maio e agosto/setembro, crescendo em fevereiro/março e principalmente em novembro/dezembro. *Egretta thula* foi abundante em maio e agosto/setembro (porém, em 2003 já apresentou queda neste período), utilizando menos a área em novembro/dezembro de 2002 e praticamente desaparecendo em novembro/dezembro de 2003 e em fevereiro/março nos dois anos.

Ardea cocoi ($G = 87,76$; $P < 0,01$) e *A. alba* ($G = 97,13$; $P < 0,01$) apresentaram variações sazonais na abundância bastante semelhantes entre si. Em 2002, houve poucos contatos em fevereiro/março, com tendência crescente no decorrer do ano. Em 2003, esta tendência foi interrompida por uma queda em agosto/setembro. *Nycticorax nycticorax* ($G = 148,27$; $P < 0,01$) apresentou, nos dois anos, uma progressiva queda na abundância de fevereiro/março até agosto/setembro, com aumento no número de contatos em novembro/dezembro. *Tigrisoma lineatum* ($G = 71,54$; $P < 0,01$) teve variação sazonal na abundância muito inconsistente entre os dois anos. Em 2002, o número de contatos cresceu no decorrer do ano, enquanto que em 2003 as maiores abundâncias foram nos dois primeiros períodos, com forte queda posteriormente. *Mesembrinibis cayennensis* ($G = 18,97$; $P < 0,01$), com apenas 9 contatos, só foi registrada em fevereiro/março e novembro/dezembro.

Mycteria americana ($G = 54,66$; $P < 0,01$), *P. ajaja* ($G = 158,81$; $P < 0,01$) e *J. mycteria* ($G = 15,84$; $P < 0,05$) apresentaram em comum o fato de terem sido registradas apenas em quatro dos oito períodos e nunca em fevereiro/março. As duas primeiras espécies, em 2002, tiveram suas maiores abundâncias nos dois últimos períodos do ano e em 2003 apresentaram forte pico

de abundância em maio. *Jabiru mycteria*, sempre com poucos indivíduos registrados, teve maior abundância em novembro/dezembro nos dois anos. *Ciconia maguari*, *B. ibis*, *S. sibilatrix* e *T. caudatus* tiveram 5 ou menos contatos, inviabilizando análises mais concretas sobre suas sazonalidades (Apêndice 3).

Em 2002, o número de espécies registradas cresceu no decorrer do ano (7, 8, 9 e 12), enquanto que em 2003 houve uma queda nos dois últimos períodos (9, 10, 8, 8) (Apêndice 3).

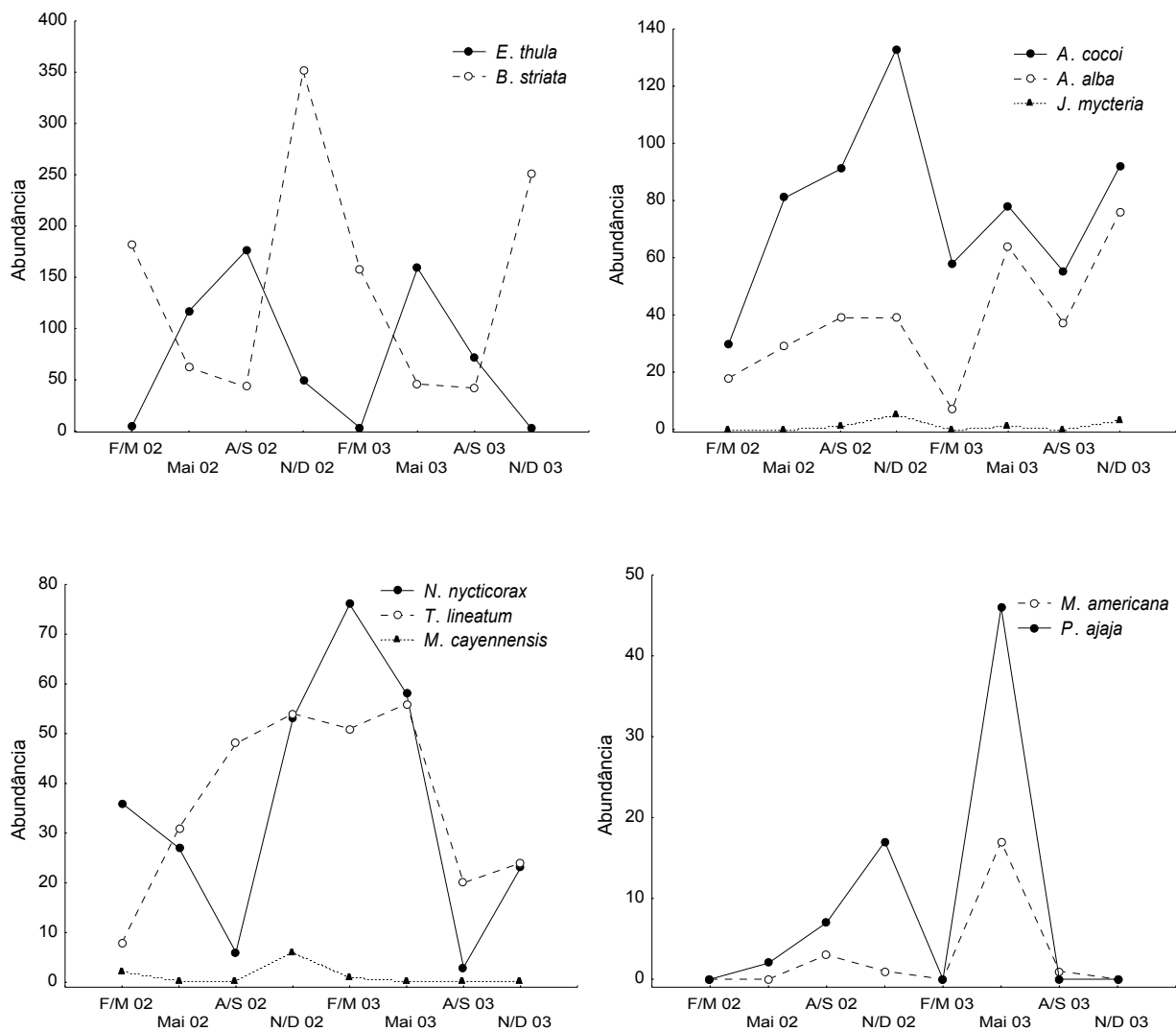


Figura 5. Variação sazonal na abundância (número de contatos) das espécies de Ciconiiformes registradas nas unidades amostrais, considerando-se todas as categorias de habitats em conjunto.

Quando o uso dos habitats foi analisado em função de sua disponibilidade, o índice de

seletividade de Ivlev mostrou que *E. thula* e *B. striata* sempre selecionaram positivamente as lagoas abertas em detrimento dos outros habitats, que foram rejeitados ou poucas vezes usados aproximadamente conforme sua disponibilidade. As exceções foram apenas períodos em que as espécies foram pouco abundantes na área: fevereiro/março de 2003 para *E. thula* e agosto/setembro de 2003 para *B. striata*, que também selecionou positivamente as lagoas fechadas na ocasião. *Mycteria americana* e *J. mycteria*, em três dos quatro períodos em que foram registradas, também selecionaram positivamente as lagoas abertas e negativamente os outros habitats. A exceção para *M. americana* foi agosto/setembro de 2003, quando o único registro do período foi em uma lagoa fechada e para *J. mycteria* foi novembro/dezembro de 2003, quando só foi registrada nos canais. *Ciconia maguari* e *P. ajaja* selecionaram positivamente as lagoas abertas em todos os períodos quando registradas, com ampla rejeição dos outros habitats (Apêndice 3).

Ardea cocoi, *A. alba* e *T. lineatum* não demonstraram clara preferência por uma única categoria de habitat durante o período de estudo. Em comum, todos apresentaram forte rejeição pelos rios e, no caso de *A. alba* e em menor grau *A. cocoi*, também pelos canais. Estas duas espécies tenderam a selecionar positivamente as lagoas, mas não mantiveram preferência constante entre as abertas ou fechadas durante o período de estudo. *Tigrisoma lineatum* tendeu a usar os canais, lagoas abertas e lagoas fechadas aproximadamente conforme sua disponibilidade, exceto quando teve acentuada rejeição pelas lagoas fechadas em fevereiro/março de 2003 e quando teve forte seleção positiva por este habitat em fevereiro/março de 2002 e agosto/setembro dos dois anos (Apêndice 3).

Nycticorax nycticorax e *M. cayennensis* tenderam a selecionar positivamente os canais, exceto nos períodos de menor abundância para ambas as espécies e em maio e novembro/dezembro de 2002 para *N. nycticorax*, quando utilizou mais as lagoas abertas e rios, respectivamente. Como já mencionado, *B. ibis*, *S. sibilatrix* e *T. caudatus* utilizaram os habitats

estudados casualmente (Apêndice 3), limitando qualquer inferência sobre a seleção destes habitats pelas três espécies.

DISCUSSÃO

A variação sazonal do nível hidrométrico é uma característica chave na determinação dos padrões ecológicos vigentes na área de estudo, fato típico de planícies alagáveis (Junk *et al.*, 1989). Embora o regime hidrológico do rio Paraná na região tenha sido profundamente alterado devido à ação das barragens a montante, nos dois anos deste estudo ficou caracterizado um período de cheia entre meados de janeiro e o final de abril, ainda que constituído por pulsos irregulares de curta duração. Tem sido verificado que o período de cheia é o de maior produtividade da ictiofauna em planícies alagáveis (Loftus e Eklund, 1994; Vazzoler *et al.*, 1997b), porém o alto grau de conectividade entre os diferentes corpos d'água e destes com a vegetação circundante faz com que os peixes estejam bastante dispersos na planície, promovendo um efeito homogeneizador entre os diferentes habitats. Daí decorreram as baixas densidades e CPUEs registradas nos corpos d'água no período, que foram um tanto semelhantes entre os diferentes habitats. Com o abaixamento do nível hidrométrico, os peixes tornaram-se menos dispersos, proporcionando aumento imediato na densidade e CPUE em maio e progressiva diferenciação entre as categorias de habitats no decorrer do ano, principalmente nas lagoas fechadas, onde o isolamento impediu a colonização e ocorreu acentuado empobrecimento.

Os resultados deste estudo indicaram que esse processo influenciou no comportamento de uso dos habitats de forrageamento pela comunidade de Ciconiiformes. Nas DCAs, não houve diferenças significativas entre as categorias de habitats na estrutura e composição da comunidade de Ciconiiformes na cheia (fevereiro/março), quando da homogeneização proporcionada pelo pulso de inundação e em maio, quando as lagoas fechadas ainda continham alta densidade e

CPUE de peixes, apesar de já estarem isoladas. Diferenças na estrutura e composição da comunidade foram verificadas nos períodos de seca, sempre envolvendo as lagoas fechadas, caracterizadas pela progressiva queda na quantidade de peixes. A ocorrência de alguns pulsos no segundo semestre de 2003 pode ter propiciado a entrada de peixes em algumas lagoas fechadas e elevado suas densidades e CPUEs, o que talvez tenha contribuído para não haver diferença significativa na DCA em novembro/dezembro daquele ano. A hipótese não pôde ser confirmada devido a não realização de amostragem da ictiofauna neste período. Herremans (1999) observou maiores diferenças entre os habitats na composição das comunidades de aves aquáticas na seca em áreas úmidas da Botswana, quando muitas espécies tenderam a concentrar-se nas poucas manchas de alta qualidade, enquanto outras usaram maior variedade de habitats. Assim, embora o oportunismo seja a característica predominante nos Ciconiiformes, em determinadas condições ambientais é possível notar diferenças entre as espécies na forma de exploração do habitat de forrageamento (Fasola, 1994; Smith, 1997b).

Dentre os habitats abrangidos no presente estudo, as lagoas abertas podem ser consideradas como as manchas de melhor qualidade no período amostral em termos de disponibilidade de presas, mediante alguma cautela na interpretação. Na mesma área, Gimenes e Anjos (no prelo) verificaram que as amostragens com redes de arrasto na região litorânea das lagoas forneceram melhor estimativa da disponibilidade de presas para os Ciconiiformes do que as amostragens com redes de espera em regiões mais profundas, devido aos peixes capturados nos dois métodos apresentarem diferenças na vulnerabilidade à predação por aves. A não realização de amostragens com redes de arrasto nos rios e canais pode limitar um pouco a afirmação inicial. Porém, nas lagoas abertas foi registrada a maior riqueza total de espécies de aves e também na maioria dos períodos amostrais, assim como a maior abundância para a maioria das espécies, o que é um forte indício da melhor qualidade desta categoria de habitat.

Egretta thula, *M. americana*, *P. ajaja* e em menor grau *J. mycteria* foram as espécies mais dependentes das manchas de melhor qualidade, pois selecionaram claramente as lagoas abertas e abandonaram a região na cheia, quando o alto nível hidrométrico promoveu escassez de habitats adequados ao forrageamento. Espécies com técnicas de forrageamento tátil (*M. americana* e *P. ajaja*) ou tátil-visual (*J. mycteria*) têm demonstrado serem mais dependentes de manchas com baixa profundidade e alta densidade de presas para otimizar seu forrageamento do que as espécies com técnicas visuais (Kushlan *et al.*, 1985; Gaines *et al.*, 1998). Estas quatro espécies têm plumagem branca ou branco-rosado (*P. ajaja*) e forrageiam socialmente, duas características estreitamente relacionadas evolutivamente (Beauchamp e Heeb, 2001). Há boas evidências de que estas características reduzem o tempo de busca por manchas de alta qualidade, sendo especialmente úteis em ambientes onde os recursos são efêmeros e irregularmente distribuídos, como as planícies alagáves (Kushlan, 1976b, 1981). *Egretta thula* tem sido verificada como a primeira espécie a localizar as manchas de alta qualidade, agindo como catalisadora das agregações (Caldwell, 1981), das quais é altamente dependente em períodos de alta demanda energética (Erwin, 1985; Master *et al.*, 1993). Espécies com técnicas de forrageamento tátil ou mais ativas, como *E. thula* (Kushlan, 1976a; Grant, 1993), são as que mais se beneficiam com o forrageamento social (Kushlan, 1978; Erwin, 1983). As agregações propiciam aumento no sucesso de forrageamento (Kushlan, 1978; Cezilly *et al.*, 1990; Master *et al.*, 1993; Battley *et al.*, 2003) e queda no risco de predação (Caldwell, 1986), mas dependem da qualidade das manchas para serem eficientes (Cezilly *et al.*, 1990). Baseado nas respostas à manipulação do nível hidrométrico e da densidade de peixes em experimentos em Everglades (EUA), Gawlik (2002) também verificou que *E. thula* e *M. americana* estiveram entre as espécies mais restritas no uso do habitat, selecionando as melhores manchas e abandonando-as rapidamente após a queda de sua qualidade.

No outro extremo estiveram *A. alba*, *A. cocoi* e principalmente *T. lineatum*, que demonstraram não ser tão dependentes das manchas de melhor qualidade e se mantiveram na área na cheia, embora, no geral, com menor abundância. As DCAs demonstraram que essas espécies foram as principais das lagoas fechadas, hábitat caracterizado por baixa quantidade de peixes. Características comportamentais, morfológicas e de dieta permitem a essas espécies explorarem manchas de menor qualidade. As três espécies são forrageadoras estritamente visuais, o que minimiza os efeitos negativos da baixa densidade de presas (Kushlan *et al.*, 1985). Todas apresentam técnicas de forrageamento passivas e defendem territórios (Del Hoyo *et al.*, 1992), características que não torna tão proveitoso a elas participarem das agregações que se formam normalmente nas manchas de melhor qualidade (Kushlan, 1978, 1981; Erwin, 1983). As pernas longas de *A. alba* e *A. cocoi* possibilitam-nas explorar locais mais profundos e o bico relativamente grande das três espécies permitem-nas capturar vários tamanhos de presas (Kushlan, 1978). *Tigrisoma lineatum* freqüentemente forrageia entre a vegetação de várzea circundante aos corpos d'água. Pulsos de cheia moderados que tornem esses locais alagados, mas com baixa profundidade, podem favorecê-la em função da proliferação de presas. Os motivos da grande diferença na abundância desta espécie nos mesmos períodos entre os dois anos são uma incógnita. No estudo de Gawlik (2002), *A. alba* e *Ardea herodias* (congênera norte-americana de *A. cocoi*), embora apresentassem certa preferência pelas melhores manchas, se mantiveram nelas mesmo com a queda de sua qualidade.

Essas diferenças entre os dois grupos de espécies fazem com que sejam distintamente afetados por alterações antropogênicas em seu ambiente. Como as manchas de alta qualidade normalmente são efêmeras, irregularmente distribuídas e ocupam pequena fração da paisagem em um dado momento, as espécies mais dependentes destas são mais susceptíveis a redução da área da planície ou a alterações do regime hidrológico que venham a diminuir a qualidade dos locais de forrageamento. Não por acaso as quatro espécies aqui registradas com maior restrição

no uso dos habitats vêm apresentando maior declínio nas grandes planícies que têm sofrido fortes alterações antropogênicas, como Everglades (Hoffman *et al.*, 1994; McCrimmon *et al.*, 1997; Strong *et al.*, 1997) e os Llanos venezuelanos (González, 1996a, 1997).

A seleção de habitats por *C. maguari* e *B. striata* parece ser bastante influenciada pela densidade de presas e não tão limitada pela profundidade, pois selecionaram claramente as lagoas abertas e utilizaram a área na cheia. Nos Llanos meridionais venezuelanos, González (1996b) verificou que *C. maguari* manteve densidade uniforme o ano todo, mesmo na cheia, diferentemente dos outros dois membros sul-americanos da família. A espécie é uma forrageadora visual, de hábitos solitários e técnicas de forrageamento relativamente passivas (Kushlan *et al.*, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1992), características que associadas às longas pernas permitem a exploração de maiores profundidades. *Butorides striata* freqüentemente forrageou sobre o emaranhado de macrófitas aquáticas em águas profundas, comportamento típico da espécie (Kushlan *et al.*, 1985; Willard, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1992) que a permitiu explorar amplamente a área na cheia.

A tendência de *N. nycticorax* e *M. cayennensis* selecionarem os canais está mais ligada ao fato destes locais apresentarem em grande parte de sua extensão uma faixa contínua de mata ciliar. *Nycticorax nycticorax* é um forrageador noturno e, embora em algumas regiões ele forrageie também diurnamente (Fasola, 1986), aqui todos os indivíduos registrados estavam empoleirados nas árvores às margens dos corpos d'água. Como é comum a espécie realizar grandes deslocamentos diários das colônias ou poleiros até os locais de forrageamento (Custer e Osborn, 1978), não foi possível saber se eles estavam utilizando os canais também como local de forrageamento ou apenas como poleiro. A forte queda na abundância da espécie em agosto/setembro possivelmente deveu-se ao deslocamento dos indivíduos às áreas de nidificação, como ocorre no Pantanal nesse período (Willis, 1995). *Mesembrinibis cayennensis* tem como habitat típico de forrageamento na cheia florestas ciliares alagadas, como constatado nos Llanos

(Frederick e Bildstein, 1992). Não foi possível determinar qual hábitat apresentou maior densidade de presas para esta espécie, pois ela não se alimenta de peixes (Del Hoyo *et al.*, 1992). Quando o uso dos hábitats foi avaliado em função de sua disponibilidade, os canais e principalmente os rios foram rejeitados pela maioria das espécies. Caldwell (1986) verificou no Panamá que vários Ciconiiformes só trocaram locais de águas lânticas por locais de águas mais agitadas mediante ameaça de predadores, o que pode estar associado a maior dificuldade de pescaria. Assim, independente da disponibilidade de presas, os canais e principalmente os rios podem não ser hábitats de alta qualidade para os Ciconiiformes.

A considerável riqueza de espécies de Ciconiiformes e a presença daquelas com exigência de hábitats de alta qualidade (inclusive com *E. thula* tendo alta abundância em alguns períodos), indicaram que a área de estudo ainda representa um importante local de forrageamento para essas aves, apesar dos recentes impactos antropogênicos. A área pode ter especial significado para *M. americana* e *P. ajaja*, duas importantes espécies do ponto de vista conservacionista. É sabido que a população de *M. americana* do Pantanal abandona a área em novembro, no início da cheia, utilizando o rio Paraná como corredor de migração até as áreas alagadas do Rio Grande do Sul e Argentina, retornando em abril ou maio (CEMAVE, dados não publicados). Antas (1994) acredita que a população pantaneira de *P. ajaja* siga *M. americana* nesse movimento, já que as duas espécies são intimamente associadas no forrageamento e nidificação. Os picos de abundância de ambas registrados em maio de 2003 sugerem que a área de estudo, último remanescente de planície alagável na região, sirva como único local significativo de forrageamento para essas aves durante esse movimento migratório.

As estratégias de manejo visando um realçamento da área como local de forrageamento para os Ciconiiformes passam pela manutenção do regime hidrológico o mais próximo possível ao natural. A escassez de hábitats adequados ao forrageamento e a baixa vulnerabilidade dos peixes tornam as planícies alagáveis inóspitas aos Ciconiiformes na cheia (Kushlan *et al.*, 1985;

Powell, 1987; Custer *et al.*, 1996; Bjorklund e Holm, 1997), como demonstrado pela acentuada queda na abundância da maioria das espécies na área de estudo. Porém, é fundamental a ocorrência da cheia no período correto e de forma regular (não formada por pulsos rápidos) para estimular a reprodução de grande parte da ictiofauna (Gomes e Agostinho, 1997) e a migração das formas jovens para os ambientes lênticos da planície, que se tornam berçários de alevinos (Vazzoler *et al.*, 1997b). Isso propiciaria maior estoque de pequenos peixes nas lagoas, sobretudo nas fechadas, melhorando a qualidade deste hábitat como local de forrageamento para as aves no decorrer do ano. É importante a tomada de medidas que mantenham os bancos de macrófitas aquáticas e vegetação circundante aos corpos d'água, fundamentais para as espécies que permanecem na área na cheia como suporte em águas profundas, além de abrigarem rica fauna de pequenos peixes e invertebrados (Sánchez-Botero *et al.*, 2003). As espécies que não se adaptam aos altos níveis hidrométricos têm o recurso da migração ou utilização de hábitats alternativos não abrangidos neste estudo, que seriam áreas mais afastadas lateralmente aos rios e com menor profundidade, como várzeas, brejos e poças rasas, que devem ser incluídos como área de conservação.

Finalmente, o progressivo recuo natural do nível hidrométrico que ocorre após a cheia e vai até o final da seca não deve ser interrompido com pulsos fora de hora, pois isso interfere no processo de concentração de presas nos corpos d'água. Em Everglades, o fato vem promovendo sérios efeitos negativos ao sucesso reprodutivo de vários Ciconiiformes graças à queda de qualidade dos locais de forrageamento (Russel *et al.*, 2002). No presente estudo, no segundo semestre de 2003, houve forte queda na abundância de *E. thula* em relação ao mesmo período do ano anterior e *M. americana* e *P. ajaja* não foram registrados na área, o que pode estar relacionado ao mais alto nível hidrométrico e ocorrência de pulsos neste ano.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; JULIO JR. H. F.; PETRERE, JR., M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I. G. (Ed). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Bodman: Fishing News Book, 1994. p. 171-184.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 59-103.

ANTAS, P. T. Z. Migration and other movements among the lower Paraná river valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands. **Bird Conserv. Int.**, Cambridge, v. 4, p. 181-190, 1994.

AUSDEN, M.; HIRONS, G. J. M. Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. **Biol. Conserv.**, Oxon, v. 106, p. 279-291, 2002.

BALIAN, L. V.; GHASABIAN, M. G.; ADAMIAN, M. S.; KLEM JR., D. Changes in the waterbird community of the Lake Sevan - Lake Gilli area, Republic of Armenia: a case for restoration. **Biol. Conserv.**, Oxon, v.106, p.157-163, 2002.

BATTLE, P. F.; POOT, M.; WIERSMA, P.; GORDON, C.; NTIAMOA-BAIDU, Y.; PIERSMA, T. Social foraging by waterbirds in shallow coastal lagoons in Ghana. **Waterbirds**, Washington, DC, v. 26, no. 1, p. 26-34, 2003.

BEAUCHAMP, G.; HEEB, P. Social foraging and the evolution of white plumage. **Evol. Ecol. Res.**, Tucson, v. 3, p. 703-720, 2001.

BELTZER, A. H. Fluctuaciones anuales en las poblaciones de garzas (aves: Ardeidae) en la llanura aluvial del río Paraná medio, Argentina. **Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral**, Santo Tomé, v. 20, n. 1-2, p. 111-114, 1989.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. **Bird census techniques**. London: Academic Press, 1992. 251 p.

BJORKLUND, R. G.; HOLM, D. J. Impact of flooding on Illinois river wading bird colonies. **Trans. Ill. State Acad. Sci.**, Springfield, v. 90, no. 3-4, p. 123-133, 1997.

BOUTON, S. N.; FREDERICK, P. C. Stakeholders' perceptions of a wading bird colony as a community resource in the Brazilian Pantanal. **Conserv. Biol.**, Malden, v. 17, no. 1, p. 297-306, 2003.

BRYAN JR., A. L.; GARIBOLDI, J. C. Food of nestling wood storks in coastal Georgia. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 21, no. 2, p. 152-158, 1998.

BUTLER, R. W. Population regulation of wading Ciconiiform birds. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 17, no. 2, p. 189-199, 1994.

BUTLER, R. W.; VENNESLAND, R. G. Integrating climate change and predation risk with wading bird conservation research in North America. **Waterbirds**, Washington, DC, v. 23, no. 3, p. 535-540, 2000.

CALDWELL, G. S. Attraction to tropical mixed-species heron flocks: proximate mechanisms and consequences. **Behav. Ecol. Sociobiol.**, Berlin, v. 8, p. 99-103, 1981.

CALDWELL, G. S. Predation as a selective force on foraging herons: effects of plumage color and flocking. **Auk**, Lawrence, v. 103, p. 494-505, 1986.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Vegetação. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II 11, p. 331-342.

CENTRAIS ELÉTRICAS DO SUL DO BRASIL - ELETROSUL. **Ilha Grande**. Florianópolis, 1986. v. 4. Relatório de pesquisa.

CEZILLY, F.; BOY, V.; HAFNER, H. Group foraging in little egrets (*Egretta garzetta*): from field evidence to experimental investigation. **Behav. Process.**, Shannon, v. 21, p. 69-80, 1990.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Lista das aves do Brasil. Versão 3/3/2005**. Disponível em: < <http://www.ib.usp.br/cbro> >. Acesso: 12/5/2005.

CUSTER, T. W.; OSBORN, R. G. Feeding habitat use by colonially-breeding herons, egrets, and ibises in north Carolina. **Auk**, Lawrence, v. 95, p. 733-743, 1978.

CUSTER, T. W.; OSBORN, R. G. Wading birds as biological indicators: 1975 colony survey. **U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Wildl.**, Washington, DC, no. 206, 1977.

CUSTER, T. W.; HINES, R. K.; CUSTER, C. M. Nest initiation and clutch size of great blue herons on the Mississippi river in relation to the 1993 flood. **Condor**, Lawrence, v. 98, p. 181-188, 1996.

DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world**. Barcelona: Copyright Lynx Edicions, 1992. v. 1, 696 p.

ELMBERG, J.; NUMMI, P.; PÖYSÄ, H.; SJÖBERG, K. Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. **J. Biogeogr.**, Oxford, v. 21, p. 75-84, 1994.

ELPHICK, C. S.; ORING, L. W. Winter management of Californian rice fields for waterbirds. **J. Appl. Ecol.**, Oxford, v. 35, p. 95-108, 1998.

ERWIN, R. M. Feeding habitats of nesting wading birds: spatial use and social influences. **Auk**, Lawrence, v. 100, p. 960-970, 1983.

ERWIN, R. M. Foraging decisions, patch use, and seasonality in egrets (Aves: Ciconiiformes).

Ecology, Washington DC, v. 66, no. 3, p. 837-844, 1985.

ERWIN, R. M.; HAIG, J. G.; STOTTS, D. B.; HATFIELD, J. S. Reproductive success, growth and survival of black-crowned night-heron (*Nycticorax nycticorax*) and snowy egret (*Egretta thula*) chicks in coastal Virginia. **Auk**, Lawrence, v. 113, no. 1, p. 119-130, 1996.

FASOLA, M. Opportunistic use of foraging resources by heron communities in southern Europe. **Ecography**, Copenhagen, v. 17, p. 113-123, 1994.

FASOLA, M. Resource use of foraging herons in agricultural and nonagricultural habitats in Italy. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 9, no. 2, p. 139-148, 1986.

FREDERICK, P. C.; BILDSTEIN, K. L. Foraging ecology of seven species of neotropical ibises (Threskiornithidae) during the dry season in the Llanos of Venezuela. **Wilson Bull.**, Lawrence, v. 104, no. 1, p. 1-21, 1992.

GAINES, K. F.; BRYAN JR, A. L.; DIXON, P. M. The effects of drought on foraging habitat selection of breeding wood storks in coastal Georgia. **Waterbirds**, Washington, DC, v. 23, no. 1, p. 64-73, 2000.

GAINES, K. F.; BRYAN JR, A. L.; DIXON, P. M.; HARRIS, M. J. Foraging habitat use by wood storks nesting in the coastal zone of Georgia, USA. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 21, no. 1, p. 43-52, 1998.

GAUCH JR., H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1986.

GAWLIK, D. E. The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. **Ecol. Monogr.**, Washington, DC, v. 72, no. 3, p. 329-346, 2002.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. DOS. Influence of lagoons size and prey availability on the wading birds (Ciconiiformes) in the upper Paraná river floodplain, Brazil. **Arq. Biol. Technol.**, Curitiba, no prelo.

GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná river, Brazil. **Fish. Manag. Ecol.**, Oxford, v. 4, p. 263-274, 1997.

GONZÁLEZ, J. A. Breeding biology of the jabiru in the southern Llanos of Venezuela. **Wilson Bull.**, Lawrence, v. 108, no. 3, p. 524-534, 1996a.

GONZÁLEZ, J. A. Densidad y dinamica espacio-temporal de las poblaciones de cigüeñas (Ciconiidae) en los Llanos inundables de Venezuela. **Orn. Neotrop.**, Montreal, v. 7, p. 177-183, 1996b.

GONZÁLEZ, J. A. Seasonal variation in the foraging ecology of the wood stork in the southern Llanos of Venezuela. **Condor**, Lawrence, v. 99, p. 671-680, 1997.

GRANT, D. Some notes on wading bird feeding behavior. **Underwat. Nat.**, Sand Hook, v. 21, no. 3-4, p. 35-38, 1993.

HERREMANS, M. Waterbird diversity, densities, communities and seasonality in the Kalahari Basin, Botswana. **J. Arid Environ.**, London, v. 43, p. 319-350, 1999.

HOFFMAN, W.; BANCROFT, G. T.; SAWICKI, R. J. Foraging habitat of wading birds in the Water Conservation Areas of the Everglades. In: DAVIS, S. M.; OGDEN, J. C. (Eds.). **Everglades: The ecosystem and its restoration**. Delray Beach: St. Lucie Press, 1994. p. 585-614.

JACOBS, J. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. **Oecologia**, Berlin, v. 14, p. 413-417, 1974.

JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. T.; TONGEREN, O. F. R. V. **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

JÚLIO JR., H. F.; PETRY, A. C.; RUSSO, M. R.; GOMES, L. C. Ictiofauna. In: AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; NAKATANI, K.; JÚLIO JR., H. F.; ANTÔNIO, R. R.; LUZ, K. D. G.; ZAVADSKI, F. C.; PEREIRA, J. L. L. (Eds.). **A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais**. Maringá, Relatório Técnico PELD/CNPq. 2000, p. 131-147.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

KUSHLAN, J. A. Colonial waterbirds as bioindicators of environmental change. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 16, no. 2, p. 223-251, 1993.

KUSHLAN, J. A. Feeding behavior of North American herons. **Auk**, Lawrence, v. 93, p. 86-94, 1976a.

KUSHLAN, J. A. Feeding ecology of wading birds. In: SPRUNT, A.; OGDEN, J. C.; WINCKLER, S. (Eds.). **Wading birds**. New York: Natl. Audubon Soc., 1978. p. 249-297.

KUSHLAN, J. A. Resource use strategies of wading birds. **Wilson Bull.**, Lawrence, v. 93, no. 2, p. 145-163, 1981.

KUSHLAN, J. A. Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. **Auk**, Lawrence, v. 93, p. 464-476, 1976b.

KUSHLAN, J. A.; MORALES, G.; FROHRING, P. C. Foraging niche relations of wading birds in tropical wet savannas. In: BUCKLEY, P. A.; FOSTER, M. S.; MORTON, E. S.; RIDGELY, R. S.; BUCKLEY, F. G. (Eds.). **Neotropical ornithology**. Ornithological Monographs 36. Washington, DC: The American Ornithologists' Union, 1985. p. 663-682.

LANE, S. J.; FUJIOKA, M. The impact of changes in irrigation practices on the distribution of foraging egrets and herons (Ardeidae) in the rice fields of central Japan. **Biol. Conserv.**, Oxon, v. 83, no. 2, p. 221-230, 1998.

LOFTUS, W. F.; EKLUND, A. Long-term dynamics of an Everglades small-fish assemblage. In: DAVIS, S. M.; OGDEN, J. C. (Eds.). **Everglades: the ecosystem and its restoration**. Delray Beach, Florida: St. Lucie Press, 1994. p. 461-484.

LOMBARDINI, K; BENNETTS, R. E.; TOURENQ, C. Foraging success and foraging habitat use by cattle egrets and little egrets in the Camargue, France. **Condor**, Lawrence, v. 103, p. 38-44, 2001.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte, 1981. 450p.

MACCARONE, A. D.; BRZORAD, J. N. The use of foraging habitats by wading birds seven years after the occurrence of major oil spills. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 21, no. 3, p. 367-374, 1998.

MASTER, T. L.; FRANKEL, M.; RUSSELL, M. Benefits of foraging in mixed-species wader aggregations in a southern New Jersey saltmarsh. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 16, no. 2, p. 149-157, 1993.

MCCRIMMON JR., D. A.; FRYSKA, S. T.; OGDEN, J. C.; BUTCHER, G. S. Nonlinear population dynamics of six species of Florida Ciconiiformes assessed by Christmas bird counts. **Ecol. Appl.**, Washington, DC, v. 7, no. 2, p. 581-592, 1997.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data**. Version 3.0.

Oregon: MjM Software Design, 1997.

PAILLISSON, J. M.; REEBER, S.; MARION, L. Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. **Biol. Conserv.**, Oxon, v. 106, p. 115-127, 2002.

PETRY, M. V.; HOFFMANN, G. R. Ocupação e construção de ninhos em um ninhal misto de garças e maçaricos (Ciconiiformes) no Rio Grande do Sul. **Biociências**, Porto Alegre, v. 10, p. 55-63, 2002.

POWELL, G. V. N. Habitat use by wading birds in a subtropical estuary: implications of hydrography. **Auk**, Lawrence, v. 104, p. 740-749, 1987.

RUSSELL, G. J.; BASS JR., O. L.; PIMM, S. L. The effect of hydrological patterns and breeding-season flooding on the numbers and distribution of wading birds in Everglades National Park. **Anim. Conserv.**, London, v. 5, p. 185-199, 2002.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; FARIAS, M. L. DE; PIEDADE, M. T.; GARCEZ, D. S. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 369-375, 2003.

SCHOGOLEV, I. V. Fluctuations and trends in breeding populations of colonial waterbirds in the

Dnestr delta, Ukraine, Black Sea. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 19, no. 1, p. 91-97, 1996.

SMITH, J. P. An energy-circuit population model for great egrets (*Ardea alba*) at Lake Okeechobee, Florida, USA. **Ecol. Model.**, Amsterdam, v. 97, p. 1-21, 1997a.

SMITH, J. P. Nesting season food habits of 4 species of herons and egrets at Lake Okeechobee, Florida. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 20, no. 2, p. 198-220, 1997b.

SMITH, R. B.; BREININGER, D. R. Wading bird populations of the Kennedy Space Center. **Bull. Mar. Sci.**, Lawrence, v. 57, no. 1, p. 230-236, 1995.

SOUZA, M. C.; CISLINSKI, J.; ROMAGNOLO, M. B. Levantamento florístico. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II 12, p. 343-368.

SOUZA-FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. I 1, p. 3-46.

SOUZA-FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. Locais de amostragem. In: AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; NAKATANI, K.; JÚLIO JR., H. F.; ANTÔNIO, R. R.; LUZ, K. D. G.; ZAVADSKI, F. C.; PEREIRA, J.

L. L. (Eds.). **A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais**. Maringá, Relatório Técnico PELD/CNPq. 2002, p. 7 – 13.

STEVAUX, J. C.; SOUZA-FILHO, E. E.; JABUR, I. C. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. I 2, p. 47-72.

STRONG, A. M.; BANCROFT, G. T.; JEWELL, S. D. Hydrological constraints on tricolored heron and snowy egret resource use. **Condor**, Lawrence, v. 99, p. 894-905, 1997.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. I 3, p. 73-102.

TOURENQ, C.; SADOUL, N.; BECK, N.; MESLÉARD, F.; MARTIN, J. L. Effects of cropping practices on the use of rice fields by waterbirds in the Camargue, France. **Agric. Ecosyst. Environ.**, Amsterdam, v. 95, p. 543-549, 2003.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997a. 460 p.

VAZZOLER, A. E. A. M.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E. E.; LIZAMA, M. DE L. A. P. Primeira maturação gonadal, período e área de reprodução. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997b. cap. II 7, p. 249-265.

WILLARD, D. E. Comparative feeding ecology of twenty-two tropical piscivores. In: BUCKLEY, P. A.; FOSTER, M. S.; MORTON, E. S.; RIDGELY, R. S.; BUCKLEY, F. G. (Eds.). **Neotropical ornithology**. Ornithological Monographs 36. Washington, DC: The American Ornithologists' Union, 1985. p. 788-797.

WILLIS, E. O. Black versus white waterbird colonies (Aves) in the Bolivian-Brazilian Pantanal. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 78, p. 95-97, 1995.

WONG, L. C.; CORLETT, R. T.; YOUNG, L.; LEE, J. S. Y. Utilization of wetlands by ardeids in Starling Inlet, Hong Kong: a year-round study and a comparison between the census and flight-line methods. **Waterbirds**, Washington, DC, v. 24, no. 2, p. 153-160, 2001.

YOUNG, L. The importance to ardeids of the Deep Bay Fish Ponds, Hong Kong. **Biol. Conserv.**, Oxon, v. 84, no. 3, p. 293-300, 1998.

YOUNG, L.; CHAN, G. The significance of drained fish ponds for wintering waterbirds at the Mai Po marshes, Hong Kong. **Ibis**, Tring Herts, v. 139, no. 4, p. 694-698, 1997.

Apêndice 1. Paisagens da região do alto rio Paraná, com enfoque especial para as categorias de habitats de forrageamento dos Ciconiiformes: 1. pastagens na margem esquerda; 2. planície alagável na margem direita, com destaque para o rio Ivinhema e uma lagoa aberta (Patos); 3. canal Curutuba; 4. conexão do rio Baía à lagoa aberta Guaraná; 5. lagoa fechada; 6. rio Baía.



1



2



3



4



5



6

Apêndice 2. Espécies de Ciconiiformes registradas na planície alagável do alto rio Paraná.



Ardea cocoi



Ardea alba



Egretta thula



Bubulcus ibis



Syrigma sibilatrix



Pilherodius pileatus



Butorides striata



Nycticorax nycticorax



Tigrisoma lineatum



Mycteria americana



Ciconia maguari



Jabiru mycteria



Platalea ajaja



©Birdseekers - supplied to birdtours.co.uk

Mesembrinibis cayennensis



Theristicus caudatus

Apêndice 3. Variação sazonal do índice de seletividade de Ivlev, do número de contatos (entre parênteses) e do número de espécies de Ciconiiformes registrados nas diferentes categorias de habitats (LA: lagoas abertas; LF: Lagoas fechadas; RI: rios; CA: canais) no período de estudo.

		FEVEREIRO/MARÇO				MAIO				AGOSTO/SETEMBRO				NOVEMBRO/DEZEMBRO			
		LA	LF	RI	CA	LA	LF	RI	CA	LA	LF	RI	CA	LA	LF	RI	CA
<i>Ardea cocoi</i>	2002	0,2 (12)	0,3 (5)	-0,2 (5)	-0,2 (8)	0,4 (55)	0 (7)	-0,6 (5)	-0,4 (14)	0,3 (45)	0,1 (9)	-0,7 (4)	0 (33)	0,3 (80)	0 (11)	-0,5 (11)	-0,3 (31)
	2003	0,2 (26)	-0,2 (3)	-0,7 (2)	0,1 (27)	0,3 (40)	0,2 (9)	-0,7 (3)	-0,1 (26)	0,3 (29)	0,1 (5)	-0,6 (3)	-0,1 (18)	0 (29)	0,6 (27)	-0,7 (3)	-0,1 (33)
<i>Ardea alba</i>	2002	0,3 (11)	0,3 (3)	-1	-0,3 (4)	0,3 (16)	-0,1 (2)	-1	0 (11)	0,2 (19)	0,4 (7)	-0,4 (4)	-0,3 (9)	0,4 (25)	0,1 (4)	-1	-0,2 (10)
	2003	0 (2)	0,6 (2)	-0,2 (1)	-0,2 (2)	0,4 (43)	0,1 (7)	-0,8 (2)	-0,4 (12)	0,3 (20)	0,5 (9)	-1	-0,3 (8)	0,4 (55)	0,4 (16)	-1	-0,7 (5)
<i>Egretta thula</i>	2002	0,3 (2)	-1	0,1 (1)	-0,2 (1)	0,4 (84)	0,1 (12)	-0,5 (9)	-0,6 (12)	0,5 (138)	-0,3 (7)	-0,5 (14)	-0,6 (17)	0,5 (44)	-1	-0,4 (5)	-1
	2003	-1	-1	0,6 (3)	-1	0,4 (119)	-0,4 (5)	-0,6 (8)	-0,4 (27)	0,4 (51)	0,1 (7)	-0,5 (6)	-0,6 (7)	0,5 (2)	-1	-1	-1
<i>Bubulcus ibis</i>	2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2003	-1	0,8 (3)	-1	-1	-	-	-	-	0,5 (1)	-1	-1	-1	-	-	-	-
<i>Syrigma sibilatrix</i>	2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2003	-	-	-	-	0,5 (4)	-1	-1	-1	-	-	-	-	-1	-1	-1	0,4 (1)
<i>Butorides striata</i>	2002	0,3 (105)	0,1 (17)	-0,6 (11)	-0,2 (48)	0,4 (44)	-0,4 (2)	-0,4 (6)	-0,4 (10)	0,3 (22)	-0,6 (1)	-0,1 (8)	-0,2 (12)	0,4 (243)	-0,9 (1)	-0,5 (25)	-0,3 (82)
	2003	0,3 (87)	-0,2 (8)	-0,5 (12)	-0,1 (50)	0,4 (32)	-0,3 (2)	-0,8 (1)	-0,2 (11)	0,4 (31)	0,5 (10)	-0,8 (1)	-1	0,3 (143)	-0,3 (10)	-0,8 (7)	0 (90)
<i>Nycticorax nycticorax</i>	2002	-0,4 (5)	-0,5 (1)	-1	0,4 (30)	0,4 (20)	-1	-0,3 (3)	-0,5 (4)	-0,3 (1)	0,8 (5)	-1	-1	-0,1 (12)	-1	0,4 (29)	-0,3 (12)
	2003	-0,3 (13)	-0,2 (4)	-0,2 (12)	0,2 (47)	-0,8 (2)	-1	-1	0,4 (56)	0,4 (2)	-1	-1	-0,1 (1)	-0,2 (5)	-0,3 (1)	-0,3 (3)	0,2 (14)
<i>Tigrisoma</i>	2002	-0,4 (1)	0,5 (2)	-1	0,2 (5)	0 (9)	0,1 (3)	-0,8 (1)	0,2 (18)	0,1 (17)	0,4 (9)	-1	0,1 (22)	0,2 (23)	-0,1 (4)	-0,8 (1)	0,1 (26)

<i>lineatum</i>	2003	0,1 (17)	-0,4 (2)	-0,4 (5)	0,1 (27)	0,2 (27)	0 (5)	-0,4 (5)	-0,1 (19)	0 (6)	0,7 (9)	-0,4 (2)	-0,5 (3)	0,2 (10)	0,2 (3)	-1	0,1 (11)
<i>Mycteria</i>	2002	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5 (3)	-1	-1	-1	0,5 (1)	-1	-1	-1
<i>americana</i>	2003	-	-	-	-	0,4 (12)	-1	-1	-0,1 (5)	-1	0,8 (1)	-1	-1	-	-	-	-
<i>Ciconia</i>	2002	-	-	-	-	0,5 (1)	-1	-1	-1	-	-	-	-	0,5 (1)	-1	-1	-1
<i>maguari</i>	2003	0,5 (2)	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jabiru</i>	2002	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5 (1)	-1	-1	-1	0,5 (4)	-1	-1	-0,3 (1)
<i>mycteria</i>	2003	-	-	-	-	0,5 (1)	-1	-1	-1	-	-	-	-	-1	-1	-1	0,4 (3)
<i>Mesembrinibis</i>	2002	-1	-1	-1	0,4 (2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,3 (1)	-1	-1	0,4 (5)
<i>cayennensis</i>	2003	0,5 (1)	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2002	-	-	-	-	0,5 (2)	-1	-1	-1	0,5 (7)	-1	-1	-1	0,5 (14)	-1	-1	-0,4 (3)
<i>Platalea ajaja</i>	2003	-	-	-	-	0,5 (41)	-1	-1	-0,6 (5)	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Theristicus</i>	2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	-1	0,6 (4)	-1
<i>caudatus</i>	2003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Número de espécies	2002	6	5	3	7	8	5	5	6	9	6	4	5	11	4	5	8
	2003	7	6	6	5	10	5	5	8	7	6	4	5	6	5	4	7

CAPÍTULO 2

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL NA SOCIABILIDADE DE
FORRAGEAMENTO DA GARÇA-BRANCA-GRANDE (*Ardea alba*)
E DA GARÇA-BRANCA-PEQUENA (*Egretta thula*) (AVES-
CICONIIFORMES) NA PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO
PARANÁ, BRASIL.

RESUMO

Foi analisada a possível influência da disponibilidade de presas sobre a sociabilidade de forrageamento da garça-branca-grande (*Ardea alba*) e da garça-branca-pequena (*Egretta thula*) em escala espaço-temporal nas lagoas da planície alagável do alto rio Paraná. Duas categorias de habitats de forrageamento foram consideradas: lagoas abertas e lagoas fechadas. Informações sobre a disponibilidade de presas (peixes) nos habitats de forrageamento foram obtidas ao longo do período amostral. Foram realizadas amostragens trimestrais das aves em 2002 e 2003, a pé ou com o auxílio de uma lancha. Para cada indivíduo observado foi registrado se estava forrageando solitariamente ou em agregações. *Ardea alba* foi uma forrageadora solitária na maioria das oportunidades e não houve clara influência da densidade de presas neste comportamento. A espécie utiliza técnicas de forrageamento passivas, o que talvez não torne proveitoso participar das agregações, nas quais a agitação das demais aves provoca grande movimentação das presas. Na escala espacial, *E. thula* confirmou a hipótese da tendência ao forrageamento social nos habitats com maior disponibilidade de presas, no caso as lagoas abertas. A alta plasticidade da espécie em termos de técnicas de forrageamento, muitas das quais bastante ativas, é tida como a razão pela qual ela se adapta tão bem às agregações. Porém, na escala temporal, a espécie tendeu a forragear socialmente principalmente nos períodos de alta demanda energética e quando os *batedores* estiveram presentes na área de estudo. Parte dos resultados deste estudo indicou que a idéia do *realçamento do local* não implica na exclusão da *facilitação social* e vice-versa, com os dois fatores podendo atuar em conjunto.

ABSTRACT

Potential influence of prey availability on the foraging sociability of Great White Egret (*Ardea alba*) and Snowy Egret (*Egretta thula*) in a spatial-temporal scale on the lagoons of the floodplain of upper river Paraná, Brazil, was analyzed. Two foraging habitats were considered: connected lagoons and disconnected lagoons. Data on prey availability (fish) in the foraging habitats along the sampling period were obtained. Quarterly samplings of birds were conducted in 2002 and 2003, by foot or by boat. For each observed individual was registered if it was foraging solitarily or in aggregations. *Ardea alba* was a solitary forager in most of the cases and there was not clear influence of prey density on this behavior. The passive foraging techniques used by the species may not be profitable if it feeds in aggregations, where the birds agitation provokes great prey movement. Spatially, *E. thula* confirmed the hypothesis of the tendency to the social foraging in the habitats with higher prey availability (connected lagoons). The high adaptability of the species to aggregations has been credited to its high plasticity in terms of foraging techniques, many of them very active. However, temporally, the species tended to forage socially mainly during periods of high energetic demand and when the *beaters* were present in the study area. Part of the results this study indicates that the idea of *local enhancement* doesn't imply in the exclusion of *social facilitation* and vice-versa, with the two factors could act together.

INTRODUÇÃO

A formação de agregações nos habitats de forrageamento é um fato comum entre os Ciconiiformes e explicado em função de possíveis benefícios em relação ao forrageamento solitário. Dentre estes, destacam-se maior proteção contra predadores (Caldwell, 1986), decréscimo do tempo de busca por manchas de alta qualidade (Kushlan, 1976b; Erwin, 1983), maior sucesso de captura (Krebs, 1974; Caldwell, 1981; Erwin, 1983; Cezilly *et al.*, 1990) e redução do gasto de energia no forrageamento (Kushlan, 1978). Duas linhas de pensamento tentam interpretar esses benefícios: 1) as agregações simplesmente formam-se nas manchas de melhor qualidade e os benefícios não advêm do forrageamento social por si próprio, mas sim da escolha do local, fato conhecido por *realçamento do local* (Krebs, 1974; Caldwell, 1981; Cezilly *et al.*, 1990); 2) as agregações otimizam seu forrageamento ativamente por meio do distúrbio das presas graças à agitação das aves, fato conhecido por *facilitação social* (Master *et al.*, 1993; Battley *et al.*, 2003). Porém, uma limitação de grande parte dos estudos em ambientes naturais, especialmente em planícies alagáveis, é não disporem de uma quantificação da densidade de presas nos locais de formação das agregações, além de não avaliarem o comportamento social dessas aves durante todas as fases do regime hidrológico.

O rio Paraná é o décimo maior do mundo em descarga e o quarto em área de drenagem ($5,0 \times 10^8$ m³/ano; $2,8 \times 10^6$ km², respectivamente), percorrendo cerca de 3800 km e drenando todo o centro-sul da América do Sul (Agostinho *et al.*, 1995). A bacia do rio Paraná tem sofrido forte impacto humano, principalmente desflorestamento e construção de barragens. O trecho de 230 km entre a foz do rio Paranapanema (principal afluente) e o município de Guaíra (PR), no alto rio Paraná, é o único segmento significativo em território brasileiro que permanece livre de barragens (Agostinho *et al.*, 1994). Ainda que a construção de barragens a montante tenha alterado o regime natural do rio na região (cheia de novembro a maio e seca de junho a outubro),

o pulso de inundação continua sendo a principal função de força que atua sobre as comunidades locais (Thomaz *et al.*, 1997). Neste trecho, a margem esquerda (Estado do Paraná), graças à razoável elevação do terreno, tem restritas áreas alagáveis e a paisagem predominante são pastagens. A margem direita (Mato Grosso do Sul) apresenta baixa elevação do terreno, havendo uma ampla planície alagável, onde se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas e rios (Souza-Filho e Stevaux, 1997). O conhecimento da disponibilidade de presas nesses habitats nas diferentes fases do regime hidrológico permite analisar, em ambiente natural, a importância desta no comportamento social de forrageamento das espécies de Ciconiiformes locais.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a possível influência da disponibilidade de presas sobre a sociabilidade de forrageamento da garça-branca-grande (*Ardea alba*) e da garça-branca-pequena (*Egretta thula*) em escala espaço-temporal na planície alagável do alto rio Paraná. O trabalho partiu da hipótese de que maior número de indivíduos de ambas as espécies tendem a forragear socialmente quando e onde há maior disponibilidade de presas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trecho estudado (22°40'S a 22°52'S e 53°12'W a 53°38'W) situa-se a uma altitude de cerca de 230 m (Maack, 1981). O clima da região, de acordo com o sistema de Köppen, é classificado como Cfa (clima tropical-subtropical) com temperatura média anual de 22°C (média no verão de 26°C e no inverno de 19°C) e precipitação média anual de 1500 mm (Centrais Elétricas do Sul do Brasil, 1986). O nível hidrométrico do rio Paraná na região em 2002 e 2003 foi mais alto entre meados de janeiro e o final de abril, com diversos pulsos de inundação de curta duração nessa fase. Durante o segundo semestre de 2003, o nível hidrométrico foi levemente mais alto do que no mesmo período de 2002, em alguns breves momentos atingindo a

faixa entre 3 a 3,5 m, na qual a água começa a ultrapassar o dique marginal e conectar o rio à vegetação lateral e à algumas lagoas isoladas (Fig. 1). A área está inserida na região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual (limite oeste da Mata Atlântica), sendo que os trechos desprovidos de florestas são caracterizados por campos, pastagens, zonas arbustivas, pântanos, várzeas e corpos d'água permanentes ou temporários, com a presença de espécies vegetais características do Cerrado e do Chaco em algumas regiões (Campos e Souza, 1997).

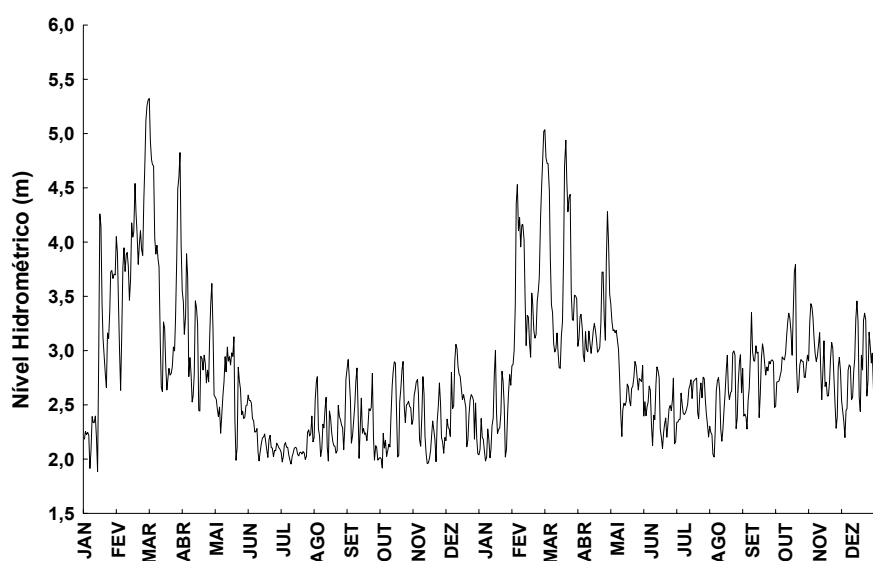


Figura 1. Nível hidrométrico do alto rio Paraná na área de estudo de janeiro de 2002 a dezembro de 2003. Dados obtidos junto à Estação Hidrométrica de Porto São José.

Duas categorias de habitats de forrageamento de *E. thula* e *A. alba* foram consideradas neste estudo: lagoas fechadas (sem conexão com rios ou canais, exceto durante os pulsos de cheia) e lagoas abertas (permanentemente conectadas aos rios ou canais). O número de unidades amostrais em cada categoria de habitat foi 11 e 15, respectivamente (Fig. 2). Exceto uma pequena lagoa fechada que secou completamente em uma ocasião, todas as unidades amostrais são corpos d'água permanentes, mesmo na seca. A profundidade média nas lagoas variou de 0,39 a 3,9 m (Souza-Filho e Stevaux, 2002) e os níveis de declividade das margens são tais que apenas a periferia é rasa o bastante para permitir a presença das garças, exceto em duas lagoas

fechadas muito pequenas na seca. O sedimento de fundo varia de arenoso com cascalho a argiloso com acúmulo de matéria orgânica (Stevaux *et al.*, 1997). Macrófitas aquáticas flutuantes livres (*Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, entre outras), enraizadas (*Eichhornia azurea*, *Polygonum acuminatum*, entre outras) e submersas (*Utricularia sp* e *Cabomba sp*) ocupam diferentes proporções das lagoas, cobrindo totalmente algumas delas esporadicamente. As margens podem ser cobertas pela vegetação de várzea (*Panicum prionitis*, *Paspalum conspersum*, *Eleocharis sp*, *Fimbristylis autumnalis*, entre outras) ou por florestas (*Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana*, *Inga vera*, *Peschiera australis*, entre outras) (Souza *et al.*, 1997), encontrando-se desde secas até completamente alagadas, conforme a fase do pulso de inundação do rio Paraná. Informações adicionais sobre a área de estudo encontram-se em Vazzoler *et al.* (1997a) e a descrição detalhada de cada unidade amostral está em Souza-Filho e Stevaux (2002).

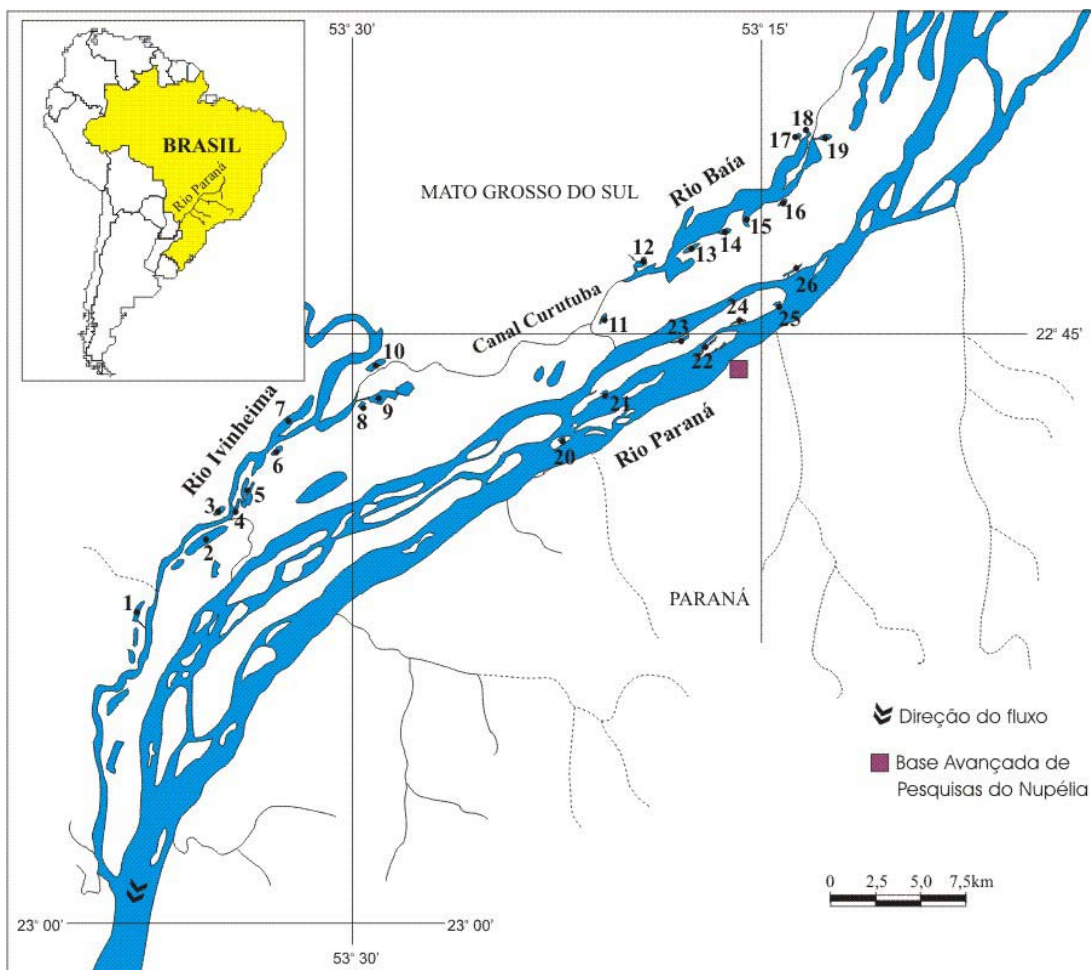


Figura 2. Trecho do alto rio Paraná abrangido neste estudo com a localização das unidades

amostrais: lagoas fechadas (2. Ventura, 3. Zé do Paco, 6. Capivara, 8. Jacaré, 10. Cervo, 11. Traíra, 13. Fechada, 14. Pousada das Garças, 16. Aurélio, 21. Osmar e 25. Pousada) e lagoas abertas (1. Peroba, 4. Boca do Ipoitã, 5. Patos, 7. Finado Raimundo, 9. Sumida, 12. Guaraná, 15. Porcos, 17. Maria Luiza, 18. Gavião, 19. Onça, 20. Pombas, 22. Leopoldo, 23. Bilé, 24. Pau-Véio e 26. Garças).

Disponibilidade de presas

Informações sobre a disponibilidade de presas (somente peixes) para as garças nas categorias de habitats abrangidas neste estudo foram obtidas a partir dos levantamentos vinculados ao Programa Ecológico de Longa Duração-*Site 6* (PELD/CNPq/NUPÉLIA), da Universidade Estadual de Maringá, que monitora a planície alagável do alto rio Paraná desde o ano de 2000. As amostragens foram conduzidas em períodos do ano concomitantes às amostragens das aves (ver Métodos), exceto em maio e novembro/dezembro de 2003, quando não houve amostragens de peixes no PELD. Nas coletas foram usadas redes de arrasto na região litorânea das lagoas e a abundância referente às capturas foi expressa em densidade (número de indivíduos em 100 m² de área arrastada). Para o presente estudo foram considerados apenas os peixes com até 20 cm de comprimento, aproximadamente o tamanho máximo capturado por *A. alba*, a maior espécie estudada (Smith, 1997). Para maior detalhamento do método de amostragem da ictiofauna no PELD ver Júlio Jr. *et al.* (2000).

Exceto em fevereiro/março de 2003, as lagoas abertas sempre apresentaram maior densidade de peixes do que as lagoas fechadas. Em fevereiro/março dos dois anos foi registrada a menor densidade geral e a diferença entre os dois habitats foi pequena, assim como em maio de 2002. Houve forte aumento na densidade geral em maio de 2002 em relação ao período anterior e, nos dois últimos períodos do ano, a diferença entre os habitats aumentou devido à progressiva queda da densidade nas lagoas fechadas (Fig. 3).

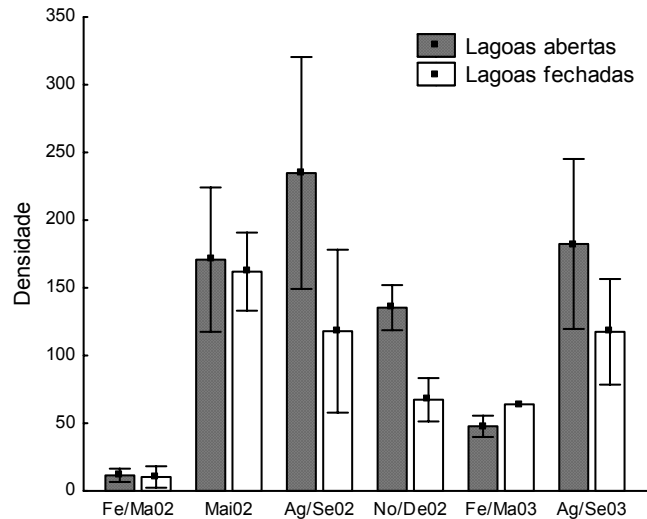


Figura 3. Variação sazonal na densidade média (\pm erro padrão) de peixes coletados nas lagoas abertas e fechadas.

Métodos

Foram realizadas amostragens trimestrais das aves em 2002 e 2003 (fevereiro/março, maio, agosto/setembro e novembro/dezembro). Em cada período foram conduzidas uma amostragem e uma repetição (dias diferentes) para cada unidade amostral. O método de contagem foi a transecção com lancha (lagoas abertas) ou a pé (lagoas fechadas), conforme Bibby *et al.* (1992), por meio da qual os corpos d'água foram contornados e todos os indivíduos presentes identificados e registrados. As transecções tiveram início sempre uma hora após o nascer do sol. Indivíduos localizados em uma faixa de até cerca de 5 m fora dos corpos d'água foram incluídos, enquanto que aqueles vistos sobrevoando-os não, a menos que tenham sido observados dali partindo ou pousando. Para cada indivíduo observado foi registrado se ele estava forrageando solitariamente ou em agregações. Os indivíduos foram definidos como pertencentes à mesma agregação quando dois ou mais indivíduos de uma única espécie ou de espécies diferentes localizavam-se a menos de 10 m uns dos outros e moviam-se em conjunto nos locais de forrageamento (Bennetts, 1997). As agregações em que *A. alba* e/ou *E. thula* estavam presentes foram separadas em três classes de tamanho: 2 a 10, 11 a 20 e acima de 20 indivíduos,

considerando qualquer espécie de Ciconiiformes que delas fizessem parte. A taxonomia e os nomes científicos e populares em português seguiram o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2005), enquanto os nomes populares em inglês seguiram Del Hoyo *et al.* (1992).

Os dados de abundância (número de contatos) nunca cumpriram os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene) para a realização de ANOVAS, mesmo após sua transformação em logaritmo ou raiz quadrada. Assim, para ambas as espécies foi aplicado o teste de Mann-Whitney (U) em cada um dos períodos amostrais, visando verificar se houve diferença significativa entre o número de contatos com indivíduos forrageando solitariamente e em agregações. As análises foram realizadas separadamente nas lagoas abertas e nas fechadas, utilizando cada lagoa como réplica. O teste G foi utilizado para analisar se houve diferença significativa no número de agregações entre as três classes de tamanho em cada período amostral. Em todas as análises foi adotado o nível de significância de $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

O forrageamento solitário foi predominante em *A. alba*. Nenhum indivíduo foi registrado forrageando em agregações na cheia (fevereiro/março) nos dois anos e em agosto/setembro de 2003. Nas lagoas fechadas, somente em agosto/setembro de 2002 e novembro/dezembro de 2003 a espécie foi registrada em agregações, mas só no último período o número de contatos foi maior do que com indivíduos solitários, com 15 indivíduos em duas agregações. Este mesmo período foi a única ocasião em que o número de contatos com indivíduos em agregações foi maior do que com os solitários nas lagoas abertas, mas a diferença não foi significativa. Nos demais períodos, o número de contatos com indivíduos solitários nas lagoas abertas sempre foi maior do que com indivíduos em agregações, mas a diferença não foi significativa em agosto/setembro e novembro/dezembro de 2002 (Tab. 1).

Tabela 1. Número de contatos com indivíduos de *A. alba* forrageando solitariamente e em agregações nos períodos amostrais e os resultados do teste de Mann-Whitney (U) em cada hábitat (LA: lagoas abertas; LF: lagoas fechadas).

		Solitários	Agregações	U	P
Fev/Mar 02	LA	11	0		
	LF	3	0		
Mai 02	LA	15	1	64,50	<0,05
	LF	2	0		
Ago/Set 02	LA	12	7	70,00	>0,05
	LF	6	1	43,50	>0,05
Nov/Dez 02	LA	17	8	71,50	>0,05
	LF	4	0		
Fev/Mar 03	LA	2	0		
	LF	2	0		
Mai 03	LA	40	3	60,00	<0,05
	LF	7	0		
Ago/Set 03	LA	20	0		
	LF	9	0		
Nov/Dez 03	LA	11	44	95,00	>0,05
	LF	1	15	60,00	>0,05

Egretta thula foi mais freqüentemente registrada em agregações do que *A. alba*. Em fevereiro/março dos dois anos e novembro/dezembro de 2003 a espécie praticamente não usou os habitats estudados e os pouquíssimos contatos foram com indivíduos solitários. Em maio de 2002 houve maior número de contatos com indivíduos solitários em ambos habitats, mas a diferença não foi significativa, ao contrário do mesmo período em 2003, quando houve predomínio dos indivíduos forrageando em agregações, com diferença significativa nas lagoas

abertas. Nos demais períodos de estudo, sempre houve maior número de contatos com indivíduos em agregações nas lagoas abertas (diferença significativa em agosto/setembro de 2002) e todos os indivíduos registrados nas lagoas fechadas foram solitários (Tab. 2).

Tabela 2. Número de contatos com indivíduos de *E. thula* forrageando solitariamente e em agregações nos períodos amostrais e os resultados do teste de Mann-Whitney (U) em cada hábitat (LA: lagoas abertas; LF: lagoas fechadas).

		Solitários	Agregações	U	P
Fev/Mar 02	LA	2	0		
	LF	0	0		
Mai 02	LA	53	31	80,50	>0,05
	LF	10	2	60,00	>0,05
Ago/Set 02	LA	10	128	63,00	<0,05
	LF	7	0		
Nov/Dez 02	LA	11	33	91,00	>0,05
	LF	0	0		
Fev/Mar 03	LA	0	0		
	LF	0	0		
Mai 03	LA	26	93	63,50	<0,05
	LF	3	2	59,50	>0,05
Ago/Set 03	LA	14	37	68,00	>0,05
	LF	7	0		
Nov/Dez 03	LA	2	0		
	LF	0	0		

Não foram registradas agregações nas lagoas abertas em fevereiro/março dos dois anos.

Nos outros três períodos de 2002 houve predomínio das agregações com até 10 indivíduos, embora não tenha havido diferenças significativas ($G = 5,31; 0,63$ e $0,90; P > 0,05$). Porém, essas agregações pequenas, que corresponderam a 80% do total registrado em maio de 2002, representaram uma porcentagem bem menor nos outros dois períodos do ano, quando passaram a ser registradas também agregações com mais de 20 indivíduos. Em 2003, o cenário foi um tanto diferente nas lagoas abertas. As agregações com mais de 20 indivíduos predominaram em maio, mas não foram registradas no segundo semestre (Fig. 4). Não houve diferenças significativas no número de agregações entre as três classes ($G = 0,27; 3,69$ e $1,24; P > 0,05$).

Poucas agregações foram registradas nas lagoas fechadas e em apenas quatro períodos amostrais. Em agosto/setembro de 2002 e em maio dos dois anos todas foram formadas por menos de dez indivíduos. Fato peculiar ocorreu em novembro/dezembro de 2003, quando foram registradas somente duas agregações, mas ambas com mais de 30 indivíduos (Fig. 4).

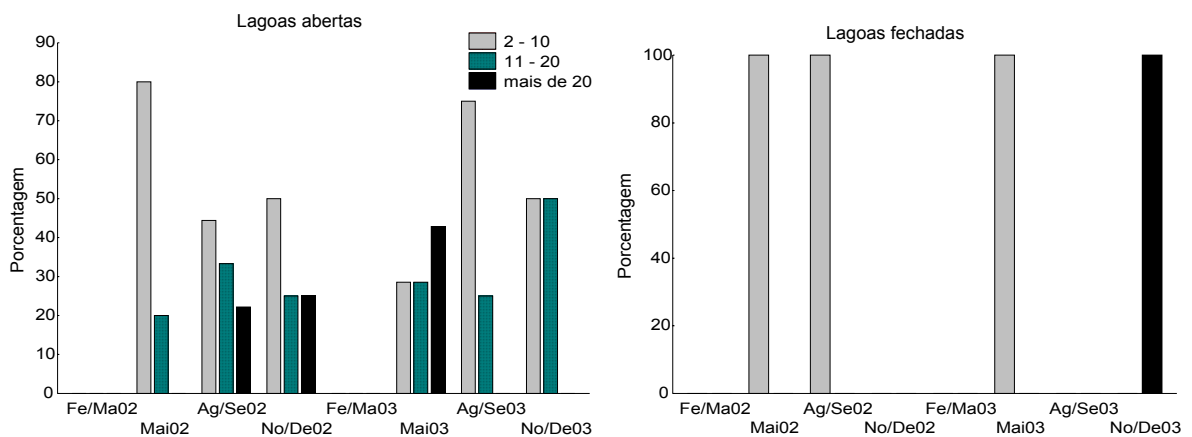


Figura 4. Porcentagem representada pelas classes de tamanho das agregações (2-10, 11-20 ou mais de 20 indivíduos) em cada um dos períodos amostrais nas lagoas abertas e fechadas.

DISCUSSÃO

Embora o regime hidrológico do rio Paraná na região tenha sido profundamente alterado

devido à ação das barragens a montante, nos dois anos deste estudo ficou caracterizado um período de cheia entre meados de janeiro e o final de abril, ainda que constituído por pulsos irregulares de curta duração. Tem sido verificado que o período de cheia é o de maior produtividade da ictiofauna em planícies alagáveis (Loftus e Eklund, 1994; Vazzoler *et al.*, 1997b), porém o alto grau de conectividade entre os diferentes corpos d'água e destes com a vegetação circundante faz com que os peixes estejam bastante dispersos na planície, promovendo um efeito homogeneizador entre os diferentes habitats. Daí decorreram as baixas densidades registradas nos corpos d'água no período, que foram um tanto semelhantes entre os diferentes habitats. Poucos indivíduos de *A. alba* e principalmente de *E. thula* foram registrados usando os habitats estudados neste período e todos forrageavam solitariamente. Em condições de baixa vulnerabilidade das presas e uniformidade na distribuição destas no ambiente em função do alto nível hidrométrico, pode não ser vantajoso a formação de agregações e tornar-se necessário a defesa de territórios individuais (González, 1996, 1997). Com o abaixamento do nível hidrométrico, os peixes tornaram-se menos dispersos, proporcionando aumento imediato na densidade em maio e maior diferenciação entre as categorias de habitats no restante do ano, já que nas lagoas fechadas o isolamento impediu a colonização e ocorreu acentuado empobrecimento. A partir de então foi possível identificar como a sociabilidade de forrageamento das duas espécies foi influenciada pela presença de habitats com diferentes disponibilidades de presas.

As duas espécies têm em comum a plumagem branca, característica tida como estreitamente relacionada evolutivamente ao forrageamento social (Beauchamp e Heeb, 2001). Para as espécies que se beneficiam forrageando em grupos, a alta conspicuidade da plumagem branca serviria como um sinal de recrutamento que permitiria aos indivíduos localizar mais facilmente outros que estivessem forrageando em locais de alta disponibilidade de presas, fazendo com que as agregações se formassem nas melhores manchas (Armstrong, 1971;

Kushlan, 1976b, 1977; Caldwell, 1981; Erwin, 1983; Smith, 1995b).

Os resultados deste estudo indicaram que *A. alba* parece ser uma exceção ao padrão acima descrito, sendo uma forrageadora solitária na maioria das oportunidades e sem clara influência da densidade de presas neste comportamento. A espécie apresenta técnicas de forrageamento passivas (Kushlan, 1976a; Del Hoyo *et al.*, 1992), característica que possivelmente não torne proveitoso a ela participar das agregações, onde a agitação das aves provoca grande movimentação das presas (Kushlan, 1978, 1981). Master *et al.* (1993) constataram que a espécie não teve maior sucesso de captura forrageando em agregações do que solitariamente.

Resultado atípico foi verificado em novembro/dezembro de 2003. Embora não tenha havido diferença significativa, houve maior número de contatos com indivíduos de *A. alba* forrageando socialmente, concentrados em poucas e grandes agregações. A ocorrência de alguns pulsos no segundo semestre de 2003 pode ter propiciado a entrada de peixes em algumas lagoas fechadas, elevando bastante suas densidades e atraído grande concentração de aves (o que não pôde ser confirmado devido a não realização de amostragem da ictiofauna neste período). Com essa possível alta disponibilidade de presas momentaneamente, talvez não tenha sido eficiente para os indivíduos de *A. alba* defender territórios individuais como normalmente fazem. Curiosamente, essas agregações nas lagoas fechadas foram formadas apenas por *A. alba*, garças-moura (*Ardea cocoi*), socós-boi (*Tigrisoma lineatum*) e socozinhos (*Butorides striata*), espécies normalmente solitárias e com técnicas passivas de forrageamento, não havendo grande agitação no local. Na Carolina do Norte (EUA), Erwin (1983) verificou que *A. alba* raramente participava das grandes agregações nas quais espécies muito ativas estavam presentes, mas formava pequenos grupos monoespecíficos em algumas oportunidades. Os motivos do alto número de contatos com indivíduos forrageando socialmente nas lagoas abertas neste período permanecem uma incógnita.

Em uma escala espacial, *E. thula* confirmou a hipótese da tendência ao forrageamento

social nos habitats com maior disponibilidade de presas, no caso as lagoas abertas. A espécie tem sido verificada como a primeira a localizar as manchas de alta qualidade, atraindo outros Ciconiiformes e agindo como catalisadora das agregações (Kushlan, 1977; Caldwell, 1981; Master, 1992; Smith, 1995a; Gawlik, 2002). Master *et al.* (1993) verificaram que *E. thula* obteve maior sucesso de captura e menor gasto de energia forrageando em agregações do que solitariamente. A alta plasticidade da espécie em termos de técnicas de forrageamento, muitas das quais bastante ativas (Kushlan, 1976a; Del Hoyo *et al.*, 1992; Grant, 1993), é tida como a razão pela qual ela se adapta tão bem às agregações (Kushlan, 1978; Erwin, 1983).

Na escala temporal a interpretação é mais complexa. Em 2002, só passou a haver maior número de contatos com indivíduos de *E. thula* forrageando socialmente do que solitariamente no período de seca (agosto/setembro). Embora não tenham sido localizadas colônias de nidificação na área de estudo, é típico da espécie em toda sua área de distribuição geográfica iniciar suas atividades reprodutivas no início ou no decorrer da estiagem, quando há mais alimento disponível (Del Hoyo *et al.*, 1992). Na fase pré-reprodutiva (quando precisam armazenar energia) e durante a criação dos filhotes, os adultos enfrentam demanda intensa na aquisição de alimento, tendo sido verificado por Erwin (1985) que os indivíduos da espécie utilizavam estratégias que aumentavam a eficiência de forrageamento nesse momento, como pode ser a troca do forrageamento solitário pelo social na área de estudo. Master *et al.* (1993) observaram que *E. thula* começava a formar agregações em New Jersey (EUA) quando alimentava filhotes e, baseado em dados históricos de fracassos reprodutivos em anos quando não se formaram agregações, defendeu a idéia de que a espécie pode obrigatoriamente ser dependente das agregações em períodos de alta demanda energética.

Em 2003 o cenário foi diferente. Já em maio houve maior número de contatos com indivíduos de *E. thula* em agregações do que solitários nas lagoas abertas. O motivo pode ter sido que neste período vários indivíduos de cabeça-seca (*Mycteria americana*) e colhereiro

(*Platalea ajaja*) utilizaram as lagoas abertas na área de estudo, formando algumas agregações grandes onde *E. thula* normalmente foi a espécie mais numerosa. Devido a promoverem grande agitação e desorientação dos pequenos organismos aquáticos, aumentando a disponibilidade de presas para os componentes das agregações, algumas espécies de Ciconiiformes com técnicas de forrageamento táteis bastante ativas, como *M. americana* e *P. ajaja*, são reconhecidas por funcionarem como *batedores* nessas agregações (Erwin, 1983; Bennetts, 1997; Battley *et al.*, 2003). A participação nas agregações junto a esses *batedores* pode ser muito vantajosa para *E. thula*, pois a diferença entre o número de contatos com indivíduos da espécie em agregações e solitários só foi significativa quando eles estiveram presentes na área de estudo. Outra diferença em relação a 2002 foi que *E. thula* quase não foi registrada em novembro/dezembro. A ocorrência de pulsos irregulares no segundo semestre de 2003 pode ter interferido no processo natural de recuo do nível hidrométrico e conseqüente concentração de presas nos corpos d'água que ocorre após a cheia e vai até o final da seca, promovendo queda de qualidade dos locais de forrageamento neste período. Em Everglades, o fato teve sérios efeitos negativos sobre a população da espécie (Russel *et al.*, 2002).

Parte dos resultados deste estudo, principalmente dos exibidos por *E. thula*, mostraram uma tendência à troca do forrageamento solitário pelo social com o aumento da disponibilidade de presas, corroborando a idéia de que as agregações formam-se nas melhores manchas (*realçamento do local*). A ausência das agregações maiores (11-20 e acima de 20 indivíduos) nas lagoas fechadas (local normalmente de menor densidade de presas) em sete dos oito períodos amostrais e sua ocorrência nas lagoas abertas reforçaram a idéia. Porém, o aumento acentuado do número de contatos com indivíduos de *E. thula* em agregações quando os *batedores* faziam parte destas, assim como a ocorrência de agregações com mais de 20 indivíduos somente quando os *batedores* estiveram presentes (exceto novembro/dezembro de 2003 nas lagoas fechadas) são indicativas de que a ação das espécies mais ativas na agregação pode aumentar a disponibilidade

de presas (*facilitação social*). Dessa forma, talvez a idéia do *realçamento do local* não implique na exclusão da *facilitação social* e vice-versa, com os dois fatores atuando em conjunto.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; JULIO JR. H. F.; PETRERE, JR., M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I. G. (Ed). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Bodman: Fishing News Book, 1994. p. 171-184.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S. M. The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 59-103.

ARMSTRONG, E. A. Social signalling and white plumage. **Ibis**, Tring Herts, v. 113, p. 534, 1971.

BATTLE, P. F.; POOT, M.; WIERSMA, P.; GORDON, C.; NTIAMOA-BAIDU, Y.; PIERSMA, T. Social foraging by waterbirds in shallow coastal lagoons in Ghana. **Waterbirds**, Washington, DC, v. 26, no. 1, p. 26-34, 2003.

BEAUCHAMP, G.; HEEB, P. Social foraging and the evolution of white plumage. **Evol. Ecol. Res.**, Tucson, v. 3, p. 703-720, 2001.

BENNETTS, R. E. Possible use of wading birds as beaters by Snail Kites, Boat-tailed Grackles, and Limpkins. **Wilson Bull.**, Lawrence, v. 109, no. 1, p. 169-173, 1997.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. **Bird census techniques**. London: Academic Press, 1992. 251 p.

CALDWELL, G. S. Attraction to tropical mixed-species heron flocks: proximate mechanisms and consequences. **Behav. Ecol. Sociobiol.**, Berlin, v. 8, p. 99-103, 1981.

CALDWELL, G. S. Predation as a selective force on foraging herons: effects of plumage color and flocking. **Auk**, Lawrence, v. 103, p. 494-505, 1986.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Vegetação. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II 11, p. 331-342.

CENTRAIS ELÉTRICAS DO SUL DO BRASIL - ELETROSUL. **Ilha Grande**. Florianópolis, 1986. v. 4. Relatório de pesquisa.

CEZILLY, F; BOY, V.; HAFNER, H. Group foraging in little egrets (*Egretta garzetta*): from field evidence to experimental investigation. **Behav. Process.**, Shannon, v. 21, p. 69-80, 1990.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Lista das aves do Brasil. Versão 3/3/2005**. Disponível em: < <http://www.ib.usp.br/cbro> >. Acesso: 12/5/2005.

DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world**. Barcelona: Copyright Lynx Edicions, 1992. v. 1, 696 p.

ERWIN, R. M. Feeding habitats of nesting wading birds: spatial use and social influences. **Auk**, Lawrence, v. 100, p. 960-970, 1983.

ERWIN, R. M. Foraging decisions, patch use, and seasonality in egrets (Aves: Ciconiiformes). **Ecology**, Washington DC, v. 66, no. 3, p. 837-844, 1985.

GAWLIK, D. E. The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. **Ecol. Monogr.**, Washington, DC, v. 72, no. 3, p. 329-346, 2002.

GONZÁLEZ, J. A. Densidad y dinamica espacio-temporal de las poblaciones de cigüeñas (Ciconiidae) en los Llanos inundables de Venezuela. **Orn. Neotrop.**, Montreal, v. 7, p. 177-183, 1996.

GONZÁLEZ, J. A. Seasonal variation in the foraging ecology of the wood stork in the southern Llanos of Venezuela. **Condor**, Lawrence, v. 99, p. 671-680, 1997.

GRANT, D. Some notes on wading bird feeding behavior. **Underwat. Nat.**, Sand Hook, v. 21, no. 3-4, p. 35-38, 1993.

JÚLIO JR., H. F.; PETRY, A. C.; RUSSO, M. R.; GOMES, L. C. Ictiofauna. In: AGOSTINHO, A. A.;

THOMAZ, S. M.; NAKATANI, K.; JÚLIO JR., H. F.; ANTÔNIO, R. R.; LUZ, K. D. G.; ZAVADSKI, F. C.; PEREIRA, J. L. L. (Eds.). **A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais**. Maringá, Relatório Técnico PELD/CNPq. 2000, p. 131-147.

KREBS, J. Colonial nesting and social feeding as strategies for exploiting food resources in the Great Blue Heron. **Behaviour**, Leiden, v. 51, p. 99-151, 1974.

KUSHLAN, J. A. Feeding behavior of North American herons. **Auk**, Lawrence, v. 93, p. 86-94, 1976a.

KUSHLAN, J. A. Feeding ecology of wading birds. In: SPRUNT, A.; OGDEN, J. C.; WINCKLER, S. (Eds.). **Wading birds**. New York: Natl. Audubon Soc., 1978. p. 249-297.

KUSHLAN, J. A. Resource use strategies of wading birds. **Wilson Bull.**, Lawrence, v. 93, no. 2, p. 145-163, 1981.

KUSHLAN, J. A. The significance of plumage colour in the formation of feeding aggregations of Ciconiiforms. **Ibis**, Tring Herts, v. 119, p. 361-363, 1977.

KUSHLAN, J. A. Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. **Auk**, Lawrence, v. 93, p. 464-476, 1976b.

LOFTUS, W. F.; EKLUND, A. Long-term dynamics of an Everglades small-fish assemblage. In: DAVIS, S. M.; OGDEN, J. C. (Eds.). **Everglades: the ecosystem and its restoration**. Delray Beach,

Florida: St. Lucie Press, 1994. p. 461-484.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte, 1981. 450p.

MASTER, T. L. Composition, structure, and dynamics of mixed-species foraging aggregations in a southern New Jersey salt marsh. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 15, no. 1, p. 66-74, 1992.

MASTER, T. L.; FRANKEL, M.; RUSSELL, M. Benefits of foraging in mixed-species wader aggregations in a southern New Jersey saltmarsh. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 16, no. 2, p. 149-157, 1993.

RUSSELL, G. J.; BASS JR., O. L.; PIMM, S. L. The effect of hydrological patterns and breeding-season flooding on the numbers and distribution of wading birds in Everglades National Park. **Anim. Conserv.**, London, v. 5, p. 185-199, 2002.

SMITH, J. P. Foraging flights and habitat use of nesting wading birds (Ciconiiformes) at Lake Okeechobee, Florida. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 18, no. 2, p. 139-158, 1995a.

SMITH, J. P. Foraging sociability of nesting wading birds (Ciconiiformes) at Lake Okeechobee, Florida. **Wilson Bull.**, Lawrence, v. 107, no. 3, p. 437-451, 1995b.

SMITH, J. P. Nesting season food habits of 4 species of herons and egrets at Lake Okeechobee, Florida. **Colon. Waterbirds**, Washington, DC, v. 20, no. 2, p. 198-220, 1997.

SOUZA, M. C.; CISLINSKI, J.; ROMAGNOLO, M. B. Levantamento florístico. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II 12, p. 343-368.

SOUZA-FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. I 1, p. 3-46.

SOUZA-FILHO, E. E.; STEVAUX, J. C. Locais de amostragem. In: AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; NAKATANI, K.; JÚLIO JR., H. F.; ANTÔNIO, R. R.; LUZ, K. D. G.; ZAVADSKI, F. C.; PEREIRA, J. L. L. (Eds.). **A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais**. Maringá, Relatório Técnico PELD/CNPq. 2002, p. 7-13.

STEVAUX, J. C.; SOUZA-FILHO, E. E.; JABUR, I. C. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. I 2, p. 47-72.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. I 3, p. 73-102.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997a. 460 p.

VAZZOLER, A. E. A. M.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E. E.; LIZAMA, M. DE L. A. P. Primeira maturação gonadal, período e área de reprodução. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997b. cap. II 7, p. 249-265.