

EMANUEL TEIXEIRA DA SILVA

HÁBITO ALIMENTAR DA RÃ INVASORA *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802) E SUA RELAÇÃO COM ANUROS NATIVOS NA ZONA DA MATA DE MINAS GERAIS, BRASIL

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2010

EMANUEL TEIXEIRA DA SILVA

HÁBITO ALIMENTAR DA RÃ INVASORA *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802) E SUA RELAÇÃO COM ANUROS NATIVOS NA ZONA DA MATA DE MINAS GERAIS, BRASIL

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal, para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 09 de abril de 2010

Prof. Renato Neves Feio
(Coorientador)

Prof. José Henrique Schoereder
(Coorientador)

Prof. Jorge Abdala Dergam dos Santos

Prof. Paulo Christiano de Anchieta Garcia

Prof. Oswaldo Pinto Ribeiro Filho
(Orientador)

Aos meus pais, pelo estímulo incessante que sempre me forneceram desde que rabisquei aqueles livros da série “O mundo em que vivemos”.

AGRADECIMENTOS

Quantas pessoas contribuíram para a realização deste trabalho! Dessa forma, é tarefa difícil listar todos os nomes... Mas mesmo se eu me esquecer de alguém nesta seção, a ajuda prestada não será esquecida jamais. Devo deixar claro que os agradecimentos presentes na minha monografia de graduação são também aqui aplicáveis, uma vez que aquele trabalho está aqui continuado. Por isso, vou me ater principalmente àqueles cuja colaboração foi indispensável durante estes últimos dois anos.

Agradeço à Universidade Federal de Viçosa, pela estrutura física e humana indispensável à realização deste trabalho, além de tudo o que me ensinou nestes anos. Ao programa REUNI pela bolsa de mestrado, sem a qual não sei se teria feito tudo isso.

Ao professor Oswaldo, pela orientação, “puxões de orelha” quando necessários, mas principalmente pela amizade, disponibilidade e discussões sobre o tema, iniciadas ainda durante minha graduação.

Ao professor Renato Feio, um dos grandes responsáveis por eu ter me apaixonado pelo mundo dos anfíbios, também agradeço pela amizade, disponibilidade e oportunidades concedidas de participação em projetos diversos, sem dúvida um enriquecimento indispensável para a minha formação.

Ao professor José Henrique, não somente pela ajuda na realização e na compreensão das análises, mas também pelas discussões e valiosas sugestões a este trabalho, mesmo em se tratando de “bichos estranhos de poucas pernas”.

Ao professor Jorge Dergam, pela disponibilidade em avaliar este trabalho, pelos ensinamentos importantes durante a minha graduação e por alguns artigos essenciais conseguidos no *Jstor*, quando do início deste projeto.

Ao professor Paulo Garcia pela disponibilidade em avaliar este trabalho, sugestões e comentários. Também à professora Ita e à Tathiana Sobrinho, agradeço por poderem participar como suplentes da banca, e também pelas sugestões e comentários que serão bem vindos.

Não posso de maneira alguma deixar de agradecer à família de um grande amigo meu, Diego Santana, pela acolhida sempre alegre e receptiva em Muriaé, indispensável para que eu pudesse coletar os dados em Vieiras. Neste papel não é possível exprimir satisfatoriamente a gratidão que tenho por vocês... Mas saibam que pretendo retornar muitas vezes a essa casa tão acolhedora, não só pra ir coletar sapos... Muitíssimo obrigado pela grande amizade e por tudo o mais!

Aos Srs. Antônio e Pedro Maia e à D. Maria da Paz, pela permissão concedida para a realização das coletas em suas propriedades em Vieiras, e é claro, pelos inesquecíveis cafés antes das coletas e agradáveis conversas, que nos abasteciam para procurar rãs noite a fora...

A Patrícia Santos (Patricinha... de “inha” não tem nada mesmo!), grande amiga, muito obrigado por tudo! Pelas sugestões, opiniões, oportunidades de estarmos juntos no campo em diversas ocasiões, confiança e amizade.

Muitas pessoas foram a campo comigo, já que eu não coletei apenas nas duas localidades que constam neste trabalho, embora somente nelas os dados tenham sido robustos o suficiente para que eu pudesse concluir o que está nas últimas páginas. Mas começando por aqueles que me ajudaram em Vieiras, um trio eu devo ressaltar: meu (mais uma vez) grande amigo Diego, pelas razões ditas acima, mas também pela disponibilidade, empolgação e incentivo; Fábio, quem nos levou inicialmente aos locais de coleta, e sempre esteve disposto a ajudar no campo (de fato, estes dois coletaram a maior parte das rãs em Vieiras); e Thielle, também sempre disposta a ir pra campo e ajudar. Também pela ajuda em campo agradeço ao Marquim, Priscila, Fino (Breno de Assis), Pollyanna, Fausto, meu primo Marco Antônio, Sarah e Elisson. Pela ajuda nas coletas realizadas em Coimbra, Caratinga e Realeza, agradeço à Patricinha, Fino, Luiz Henrique, Marcelo Maia, Ana Paula, Felipe (Clorofila), Harley, meu irmão Miguel Ângelo e a Charlene.

Aos amigos do Museu de Zoologia João Moojen... Não vou citar todos os nomes, pois muitos foram os “moojenianos” dos últimos cinco anos... Mas a todos vocês meus amigos, muito obrigado pela amizade, conversas furadas, trabalhos de campo, alegres churrascos e *happy hours* no Helinho, viagens e congressos, discussões, companhia, confiança, enfim, tudo! Um agradecimento especial devo fazer às minhas amigas Jussa (Jussara) e Eliana, por terem me iniciado no maravilhoso mundo dos anfíbios anuros, do qual não pretendo sair... Jussa também contribuiu com valiosas sugestões e comentários aos artigos. Também ao Fino, Ana Paula, Renatinha, Ana Bárbara, Mário e São Pedro, pelas oportunidades que me concederam de participar das atividades de campo de seus projetos, que tanto foram importantes para meu aprimoramento como biólogo. Aos demais herpetólogos do museu, Henrique, Balinha, Jhonny, Vitim, Julia, Zé, Pâmella, Dri e Carol, muito obrigado! Também por tudo o que já disse antes, agradeço a Andréia, Eliza, André, Rodolfo, Maria Clara, Raisal, Edmar, Clever, Larissa (também pelo mapa Laris...), Caryne e Leandro (Difunto). Enfim, muito obrigado MZUFV!

A minha amiga Evelyze (Evê), quem primeiro me convidou para trabalhar com esse tema, quando ainda estávamos no quinto período da graduação, e também foi fiel

companheira de campo em Viçosa. Também agradeço à Livia Coelho, pela ajuda na identificação de alguns insetos.

Ao ICMBio e IBAMA pelas licenças de coleta.

À minha família, para a qual não tenho palavras para agradecer, mas sem a qual não teria forças para chegar até aqui. Especialmente meus irmãos, Miriam e Miguel Ângelo, pela convivência tão agradável e confortante nestes últimos três anos e meio.

Enfim, não posso deixar de agradecer às rãs, que nos cederam suas vidas para que possamos compreender melhor a sua própria identidade... Espero que os anfíbios ainda possam maravilhar muitos e muitos, como a mim fizeram.

Muito obrigado!

BIOGRAFIA

Emanuel Teixeira da Silva, primeiro filho de José Ferreira da Silva e Marlúcia dos Anjos Teixeira e Silva, nasceu em Caratinga, Minas Gerais, em 22 de dezembro de 1984. Concluiu o Ensino Médio em dezembro de 2002, no Centro Educacional Cândido Portinari, em Caratinga. Em março de 2003 iniciou o curso de graduação em Ciências Biológicas na Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais. Durante a graduação foi estagiário no Museu Regional de Entomologia e no Museu de Zoologia João Moojen, da UFV. Em 10 de agosto de 2007 graduou-se Bacharel em Ciências Biológicas. Em março de 2008 ingressou no curso de Mestrado em Biologia Animal da UFV, defendendo a dissertação em abril de 2010.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. A rã-touro norte-americana.....	2
1.2. A rã-touro como espécie invasora	3
1.3. A rã-touro no Brasil	4
1.4. Referências Bibliográficas	5
2. ARTIGOS.....	10
2.1. Silva, E. T.; Ribeiro Filho, O. P. & Schoereder, J. H. 2010. Ecologia alimentar e coexistência entre a rã invasora <i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802) e a rã nativa <i>Leptodactylus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758) em uma localidade do Sudeste do Brasil.	10
2.2. Silva, E. T.; Ribeiro Filho, O. P. & Feio, R. N. 2010. Predação de anfíbios anuros nativos pela rã invasora <i>Lithobates catesbeianus</i> (Shaw, 1802) em duas localidades do Sudeste do Brasil.	35
3. CONCLUSÕES GERAIS	61
4. ANEXO – Figuras complementares	62

RESUMO

SILVA, Emanuel Teixeira, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2010. **Hábito alimentar da rã invasora *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) e sua relação com anuros nativos na Zona da Mata de Minas Gerais, Brasil.** Orientador: Oswaldo Pinto Ribeiro Filho. Coorientadores: Renato Neves Feio e José Henrique Schoereder.

A rã touro norte-americana (*Lithobates catesbeianus*) foi introduzida em vários países para criação comercial, estabelecendo populações invasoras ao longo deste processo. No Brasil, o início de sua produção ocorreu na década de 1930, sendo hoje uma espécie invasora nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Seu hábito alimentar é generalista, e por atingir grande porte na fase adulta, é um predador relevante de pequenos vertebrados, incluindo outros anfíbios anuros. Devido à predação, competição interespecífica e possível transmissão de patógenos, o estabelecimento da rã touro é apontado como uma das causas de declínios populacionais de anfíbios em regiões onde a espécie foi introduzida. Os hábitos alimentares desta espécie em condições naturais foram analisados em quatro ambientes no campus da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, e em duas propriedades rurais em Vieiras, municípios da Zona da Mata de Minas Gerais, para acessar dados sobre sua relação com anfíbios nativos. A coleta de dados ocorreu entre agosto de 2005 e março de 2007, em Viçosa, e de setembro de 2008 a abril de 2009, e setembro a novembro de 2009 em Vieiras, através de amostragens noturnas e análises de conteúdo estomacal. Na primeira parte do trabalho, foram comparados os hábitos alimentares e a distribuição espacial da rã invasora com os da espécie nativa “rã manteiga” (*Leptodactylus ocellatus*) em Vieiras, relacionando a ecologia alimentar com a coexistência entre as espécies. Jovens de ambas as espécies possuíram tamanhos semelhantes, enquanto que adultos da rã nativa foram menores que os adultos da rã exótica. As dietas dos jovens das duas espécies, e também dos adultos de *Le. ocellatus* foram dominadas por insetos em geral e aranhas, enquanto que anfíbios e baratas d’água sobressaíram na dieta de adultos da rã exótica. A rã nativa consumiu mais presas em média que a rã exótica, porém suas presas foram menores em volume. A rã invasora foi mais encontrada na água que a rã nativa, sendo que presas aquáticas e anfíbias foram mais comuns na sua dieta. A sobreposição de nicho trófico foi maior entre os pares coespecíficos, e variou de baixa a média entre as espécies, de acordo com o grupo etário comparado. As diferenças observadas na dieta e distribuição espacial podem estar colaborando para a coexistência das duas espécies na região estudada. Na segunda parte do trabalho, a predação de anfíbios nativos pela rã touro foi investigada em ambas as localidades, levando-se em conta a variação espacial e as influências da sazonalidade e da utilização de microambientes pelas espécies

nativas. Entre as presas da rã-touro foram encontradas espécies das famílias Bufonidae, Hylidae, Leiuperidae e Microhylidae, as quais exibiram similaridade média ou alta com a rã-touro na utilização de microambientes. A predação foi mais expressiva em um dos ambientes de Viçosa que possui a vegetação natural preservada. Nos meses quentes e chuvosos, época de reprodução da maioria das espécies nativas, a predação foi mais frequente. Desta forma, o impacto negativo que a rã-touro pode exercer sobre anfíbios anuros nativos no Brasil pode ser mais expressivo entre as espécies semelhantes à rã exótica na utilização de microambientes, e durante o período reprodutivo destas espécies. O efeito da predação também pode ser maior em locais preservados, como fragmentos florestais em unidades de conservação, o que alerta para o monitoramento da dispersão e para programas de controle desta espécie em áreas naturais.

ABSTRACT

SILVA, Emanuel Teixeira, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2010. **Feeding habits of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) and its relationship with native anurans in the Zona da Mata of Minas Gerais state, Brazil.** Adviser: Oswaldo Pinto Ribeiro Filho. Co-Advisers: Renato Neves Feio and José Henrique Schoereder.

The American Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) was introduced into several countries for commercial breeding, settling invasive populations during this process. In Brazil the beginning of its farming occurred on the 1930's, and currently invasive populations can be found in the South, Southeast and Central-West regions. It has a generalist feeding habit, and due to the large size reached by adults it is known as a predator of small vertebrates, among these other anuran species. The establishment of the Bullfrog in areas where it is not native is considered one motive of anuran population declines, due to predation, interspecific competition and possible pathogen transmission. The feeding habits of this species were studied in four sites located at the Universidade Federal de Viçosa campus, in Viçosa, and in two farms in Vieiras, municipalities of the region Zona da Mata, Minas Gerais state, in order to access data on its relationship with native anurans. Data collection in Viçosa was between August 2005 and March 2007, and in Vieiras from September 2008 to April 2009 and September to November 2009, through nocturnal field surveys and stomach content analyses. In the first article of this work the feeding habits and spatial distribution of this invasive species were compared to those of the native "Common Thin-toed Frog" (*Leptodactylus ocellatus*) in Vieiras, relating the feeding ecology to the coexistence between these species. Juveniles of both species had similar body sizes, whereas native adults were smaller than the invasive adults. Insects in general and spiders dominated the diets of juveniles of both species, as well as of *Le. ocellatus* adults, whereas anurans and water-bugs stuck out in adult Bullfrog diet. The native frog ate more prey in average than the invasive, although its preys were smaller in volume. The invasive frog proved to be more aquatic than the native, so that aquatic and amphibious preys were more common in its diet. The feeding niche overlap was higher between conspecific pairs, and varied from low to intermediate between species, according to the age group compared. The differences in diet and spatial distribution may be promoting the coexistence between these frogs in the studied region. In the second article the predation on native anurans by invasive Bullfrogs was analyzed in both localities, regarding the spatial variation and influences of seasonality and microhabitat use by native species. Anurans of the families Bufonidae, Hylidae, Leiuperidae and Microhylidae were found among Bullfrog preys, and had intermediate to high similarity in microhabitat use with

Bullfrogs. Predation was more frequent in the site of Viçosa where the natural vegetation is preserved. The number of anurans preyed was higher during the first months of the raining season, which is the reproductive period of the most of native species. Thus, the possible negative impact of the Bullfrog on Brazilian anurans may be more significant among species which are similar to the invasive in relation to microhabitat use, and during their reproductive season. The effect of predation also may be higher in preserved sites, such as forest fragments of conservation units, increasing the importance of monitoring the spread of this invasive frog throughout natural areas, as well as starting control programs.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Em todo o Mundo, são conhecidas cerca de 6.400 espécies de anfíbios, divididas nas ordens Caudata (salamandras), Gymnophiona (cobras-cegas) e Anura (rãs, pererecas e sapos). A ordem Anura, com mais de 5.670 espécies, é o grupo com maior riqueza de anfíbios (Frost, 2009). O Brasil, com 849 espécies conhecidas (SBH, 2009), sendo a grande maioria destas de anfíbios anuros, é o país que possui a maior riqueza, além de um grande número de espécies endêmicas (Silvano & Segalla, 2005).

Entretanto, muitas espécies de anfíbios têm desaparecido, ou encontram-se em processo de declínio populacional em várias partes do mundo, mesmo em áreas protegidas, alarmando pesquisadores em diversos países. As principais causas sugeridas para este fenômeno são a perda de hábitat decorrente da ação humana, mudanças climáticas, doenças infecciosas e espécies exóticas invasoras (Alford & Richards, 1999; Houlihan *et al.*, 2000; Semlitsch, 2003; Kats & Ferrer, 2003; Lips *et al.*, 2006; Collins & Crump, 2009). No Brasil, o declínio de populações de anfíbios é pobremente documentado e pouco compreendido, principalmente devido à falta de conhecimento da biologia básica e de monitoramento em longo prazo da maioria das espécies (Silvano & Segalla, 2005).

A dispersão e o estabelecimento de espécies invasoras, ou invasão biológica, é um fator preocupante no mundo atual por causar os mais variados prejuízos ambientais, dentre eles a desestruturação de ecossistemas e a perda de biodiversidade (Wonham, 1997; Kiesecker, 2003; Levine, 2008). Os impactos negativos de espécies invasoras sobre as comunidades nativas advêm tanto de forma direta (*e. g.* por predação e competição) como de forma indireta (*e. g.* por transmissão de patógenos e mudanças comportamentais induzidas em espécies nativas) (Kiesecker, 2003; White *et al.*, 2006; Levine, 2008; D'Amore *et al.*, 2009). Ao contrário de outros processos impactantes que podem ser amenizados ou até mesmo revertidos, como a poluição e o uso predatório dos recursos naturais, espécies invasoras frequentemente permanecem após seu estabelecimento (em tempo ecológico), não havendo atualmente formas efetivas de reversão do processo de invasão (Kiesecker, 2003). Dessa forma, vários estudos têm demonstrado que espécies animais invasoras são um agente importante em declínios populacionais de anfíbios em diversas regiões do mundo (Adams, 2000; Kats & Ferrer, 2003; Kiesecker, 2003; Collins & Crump, 2009). Entretanto, pouco se conhece sobre o efeito da introdução de espécies exóticas sobre a fauna de anfíbios no Brasil (Silvano & Segalla, 2005).

Por outro lado, algumas espécies de anfíbios são conhecidas pelo seu grande potencial para se tornarem invasoras em áreas onde são introduzidas (exemplos em Kiesecker, 2003 e

Collins & Crump, 2009). Entre elas destaca-se *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802), a rã-touro norte-americana (*American Bullfrog*) (Kats & Ferrer, 2003; Kiesecker, 2003; Ficetola *et al.*, 2007) (Figura 1A - Anexo).

1.1. A rã-touro norte-americana

Originária do centro e leste da América do norte, *Lithobates catesbeianus* é a maior espécie de anfíbio anuro daquele continente, com os machos alcançando em torno de 180 mm e as fêmeas em torno de 200 mm (Wright & Wright, 1949; Bury & Whelan, 1984). Seus girinos também são excepcionalmente grandes, atingindo comprimentos em torno de 150 a 180 mm (Wright & Wright, 1949) (Figura 1C - Anexo). Os indivíduos adultos exibem um marcado dimorfismo sexual; os machos apresentam membranas timpânicas com diâmetro notavelmente maior que o dos olhos, a região gular amarelada e calo nupcial desenvolvido na base do dedo II; já as fêmeas possuem a membrana timpânica com diâmetro semelhante ao dos olhos e região gular e o ventre esbranquiçados (Bury & Whelan, 1984).

Lithobates catesbeianus possui hábito fortemente aquático, requerendo ambientes aquáticos permanentes para a reprodução (Bury & Whelan, 1984; Ficetola *et al.*, 2007; Wang & Li, 2009). É uma das últimas espécies de rãs norte americanas a emergir da hibernação na primavera, sendo que a data exata depende da latitude (Ryan, 1980; Bury & Whelan, 1984). Da mesma forma, a duração do período reprodutivo varia de acordo com a latitude, diminuindo num gradiente sul-norte na América do Norte (Wright & Wright, 1949; Bury & Whelan, 1984). Durante o período reprodutivo os machos formam agregações conhecidas como “coros”, e estabelecem postos de vocalização às margens dos ambientes aquáticos, defendendo-os contra machos coespecíficos através de sinais visuais, vocalizações e combates físicos (Emlen, 1968). As fêmeas selecionam os companheiros e ovipositam nos territórios masculinos (Ryan, 1980). Os ovos são depositados em uma fina camada sobre a superfície da água, normalmente próximos às margens e vegetação (Figura 1B- Anexo). As desovas podem variar de em torno de 1.000 a mais de 25.000 ovos, podendo ultrapassar 40.000 (Wright & Wright, 1949; Bury & Whelan, 1984). Na maior parte de sua distribuição nativa, os girinos da rã-touro requerem ao mínimo um ano para a metamorfose, passando o inverno na água, sendo esta a época de menor crescimento (Bury & Whelan, 1984; Govindarajulu *et al.*, 2006).

Quanto aos hábitos alimentares, *L. catesbeianus* é um predador do tipo “senta-espera” e generalista, atacando prontamente quase todos os animais menores, inclusive indivíduos da própria espécie (Wright & Wright, 1949; Bury & Whelan, 1984). Isto contribui torná-la espécie dominante nos habitats que ocupa (Bury & Whelan, 1984). A dieta dos indivíduos jovens constitui-se principalmente de insetos, enquanto os adultos são conhecidos por incluir

também vertebrados em seu hábito alimentar, principalmente outros anfíbios (Bury & Whelan, 1984; Boelter & Cechin, 2007; Pascual & Guerrero, 2008; Silva *et al.*, 2009). Diversos autores se dedicaram aos hábitos alimentares da rã-touro (Bury & Whelan, 1984), relatando a ocorrência de presas relativamente incomuns para um anfíbio anuro em sua dieta, tais como toupeiras, roedores, morcegos, aves, serpentes, lagartos, quelônios e crocodilianos jovens, salamandras e peixes (Bury & Whelan, 1984; Daza & Castro, 1999; Silva *et al.*, 2007; Camargo Filho *et al.*, 2008; Pascual & Guerrero, 2008).

Lithobates catesbeianus foi escolhida para criação comercial por possuir alta fecundidade, rápido crescimento, e habilidade para aclimação a uma variedade de regimes climáticos com relativa facilidade, tendo maior desempenho em cativeiro que outras espécies de rãs (Moyle, 1973; Bury & Whelan, 1984; Lobo, 1987; Vizotto, 1984; Schloegel *et al.*, 2009). Isto levou à sua introdução em dezenas de países para criação comercial (Bury & Whelan, 1984; Ficetola *et al.*, 2007; Giovanelli *et al.*, 2008).

1.2. A rã-touro como espécie invasora

Paralelamente à difusão da ranicultura, populações invasoras da rã-touro se estabeleceram em ambientes aquáticos vizinhos aos criadouros e ambientes naturais, graças a introduções intencionais e fugas de ranários (Hammerson, 1982; Bury & Whelan, 1984; Ficetola *et al.*, 2007). Devido à sua alta plasticidade ambiental e fecundidade, e principalmente a seus hábitos alimentares, *L. catesbeianus* é considerada uma das 100 piores espécies invasoras no mundo atual (Lowe *et al.*, 2000). Diversos estudos, especialmente no oeste da América do Norte, sugerem a relação entre sua introdução, estabelecimento e dispersão com o declínio de populações nativas de outras espécies de rãs (Dumas, 1966; Moyle, 1973; Hammerson, 1982; Hayes & Jennings, 1986; Werner *et al.*, 1995; Kupferberg, 1997; Kats & Ferrer, 2003; Kiesecker, 2003; Pearl *et al.*, 2004; Wang & Li, 2009). Especialmente anuros de hábitos fortemente aquáticos parecem sofrer mais intensamente os efeitos da rã invasora (Werner *et al.*, 1995; Pearl *et al.*, 2004).

Os mecanismos pelos quais *L. catesbeianus* pode interferir negativamente na estrutura de comunidades de anfíbios nativas são a competição na fase de girino (Kupferberg, 1997; Lawler *et al.*, 1999; Kiesecker *et al.*, 2001; Kiesecker, 2003), possível transmissão de patógenos, como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (Hanselmann *et al.*, 2004; Garner *et al.*, 2006; Barrasso *et al.*, 2009; Schloegel *et al.*, 2009), alterações comportamentais induzidas em espécies nativas (Kiesecker, 2003; D'Amore *et al.*, 2009), interferência reprodutiva em espécies filogeneticamente próximas (Pearl *et al.*, 2005), e predação (Werner *et al.*, 1995; Pearl *et al.*, 2004; Wu *et al.*, 2005; Kats & Ferrer, 2003). Estudos focados em

análises de conteúdo estomacal, composição e sobreposição entre dietas concordam que *L. catesbeianus* possui um grande potencial impactante, devido à representatividade de anfíbios em sua dieta, consumidos desde a fase de girino até adultos em atividade reprodutiva (Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Pearl *et al.*, 2004; Wu *et al.*, 2005; Govindarajulu *et al.*, 2006; Boelter & Cechin, 2007; Pascual & Guerrero, 2008; Camargo Filho, 2009; Barrasso *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009). Entretanto, os impactos negativos associados à presença da rã-touro provavelmente se devem à interação entre estes fatores e outros, como a presença de peixes predadores invasores (Kiesecker *et al.*, 2001; Kiesecker, 2003) e alterações ambientais provocadas pelo homem, às quais podem facilitar o estabelecimento da rã, como a criação de ambientes lênticos artificiais (Hayes & Jennings, 1986; Ficetola *et al.*, 2007).

1.3. A rã-touro no Brasil

O Brasil foi um dos pioneiros na produção e comercialização em massa da rã-touro norte-americana para consumo humano (Schloegel *et al.*, 2009). Os primeiros exemplares de *L. catesbeianus* chegaram ao país em 1935, e logo se desenvolveu a sua criação intensiva em ranários. O início da ranicultura no Brasil foi caracterizado pela distribuição gratuita de girinos e reprodutores aos interessados, com o objetivo de estimular novos criadores (Fontanello, 1994). Um segundo evento de importação ocorreu no início da década de 1970 (Schloegel *et al.*, 2009). A espécie aclimatou-se a diferentes regiões brasileiras, permitindo a recomendação de seu cultivo em escala nacional (Vizotto, 1984). Por volta de 1988, dois mil ranários operavam no país, porém esse número decresceu para 280 em 1997; entretanto, a produção aumentou de cerca de 80 mil kg em 1988 para 270 mil kg em 1997 (Silva, 1997). Isto foi em parte devido aos avanços técnicos e à pesquisa científica, que aumentaram a eficiência da produção (Schloegel *et al.*, 2009). Por outro lado, como verificado para outros países, populações invasoras se estabeleceram, sendo registradas nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do país (Guix, 1990; Bernarde & Machado, 2001; Batista, 2002; Martins *et al.*, 2002; Conte & Rossa-Feres, 2006; Dixo & Verdade, 2006; Giovanelli *et al.*, 2008; Silva & Ribeiro Filho, 2009).

Além desses registros, há poucos trabalhos sistemáticos sobre a biologia de *L. catesbeianus* e seus possíveis efeitos em condições naturais em território brasileiro. Boelter & Cechin (2007) estudaram a dieta dessa espécie e a predação sobre a fauna nativa em uma área no Sul do Brasil, com altas densidades da espécie invasora. Os resultados indicaram uma forte pressão de predação sobre a fauna nativa, especialmente sobre anfíbios anuros nativos. Em Viçosa, Minas Gerais, a dieta da rã-touro em condições naturais foi estudada por Silva *et al.* (2009). Assim como no estudo de Boelter & Cechin (2007), a dieta mostrou variação entre

exemplares jovens e adultos, os primeiros ingerindo largamente artrópodes, enquanto os últimos fizeram grande consumo de anfíbios nativos e diplópodes. Kaefer *et al.* (2007) estudaram a biologia reprodutiva de *L. catesbeianus* nas mesmas áreas estudadas por Boelter & Cechin (2007), através da análise das gônadas dos exemplares coletados por aqueles autores. Observaram que a atividade reprodutiva da espécie é potencialmente contínua, sendo mais intensa durante os meses de primavera e verão, fatores apontados por Kaefer *et al.* (2007) como tendo relação com o potencial invasor desta espécie. Giovanelli *et al.* (2008) realizaram uma modelagem da distribuição potencial de *L. catesbeianus* no Brasil, mostrando que as áreas com maior probabilidade de ocorrência da espécie situam-se nas regiões Sul e Sudeste, onde também se encontram a grande maioria dos registros de populações invasoras.

De acordo com o exposto torna-se necessário o estudo da biologia de *L. catesbeianus* em condições naturais no Brasil, em especial de suas interações com espécies nativas de anfíbios e dos fatores que afetam estas interações, de maneira a auxiliar no entendimento dos efeitos dessa espécie invasora e traçar estratégias de manejo e controle de suas populações.

1.4. Referências Bibliográficas

- Adams, M. J. 2000. Pond permanence and the effects of exotic vertebrates on anurans. *Ecological Applications* 10(2): 559 - 568.
- Alford, R. A. & Richards, S. J. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133 - 65.
- Barrasso, D. A.; Cajade, R.; Nenda, S. J.; Baloriani, G. & Herrera, R. 2009. Introduction of the American Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in natural and modified environments: an increasing conservation problem in Argentina. *South American Journal of Herpetology* 4(1): 69-75.
- Batista, C. G. 2002. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Effects on native anuran community. *Herpetological Review* 33(2): 131.
- Bernarde, P. S. & Machado, R. A. 2001. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Cuadernos de Herpetologia* 14(2): 93-104.
- Boelter, R. A. & Cechin, S. Z. 2007. Impacto da dieta de rã-touro (*Lithobates catesbeianus* - Anura, Ranidae) sobre a fauna nativa: estudo de caso na região de Agudo - RS - Brasil. *Natureza & Conservação* 5(2): 45-53.
- Bury, R. B. & Whelan, J. A. 1984. Ecology and management of the bullfrog. U. S. Fish and Wildlife Service. Resource Publication 155: 1-24p.

- Camargo Filho, C. B. 2009. Características alimentares e potencial impactante da rã-touro *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802). Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. xi + 58 p.
- Camargo Filho, C. B.; Costa, H. C.; Silva, E. T.; Ribeiro Filho, O. P. & Feio, R. N. 2008. *Lithobates catesbeianus* (American Bullfrog). Prey. Herpetological Review 39(3): 338.
- Collins, J. P. & Crump, M. L. 2009. Extinction in our times: global amphibian decline. New York: Oxford University Press. 273 p.
- Conte, C. E. & Rossa-Feres, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 23(1): 162-175.
- D'Amore, A.; Kirby, E. & McNicholas, M. 2009. Invasive species shifts ontogenetic resource partitioning and microhabitat use of a threatened native amphibian. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19: 534-541.
- Daza, J. D. & Castro, F. 1999. Hábitos alimentícios de la rana toro (*Rana catesbeiana*) Anura: Ranidae en el Valle del Cauca, Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias. 23(suplemento especial): 265-274.
- Dixo, M. & Verdade, V. K. 2006. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). Biota Neotropica 6(2): 1-20.
- Dumas, F. C. 1966. Studies of the *Rana* species complex in the Pacific Northwest. Copeia 1966(1): 60-74.
- Emlen, S. T. 1968. Territoriality in the bullfrog, *Rana catesbeiana*. Copeia 1968(2): 240-243.
- Ficetola, G. F.; Thuiller, W. & Miaud, C. 2007. Prediction and validation of the global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. Diversity and Distributions 2007(13): 476-485.
- Fontabello, D. 1994. Histórico da Ranicultura no Brasil. In: Lima, S.L; Figueiredo, M. R. C. & Moura, O. M. Diagnóstico da Ranicultura: problemas, propostas de soluções e pesquisas prioritárias. Viçosa: Academia Brasileira de Estudos Técnicos em Ranicultura. 170 p.
- Frost, D. R. 2009. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.3 (12 February, 2009). American Museum of Natural History, New York, USA. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/>> Acesso em 05 abr. 2009.
- Garner, T. W. J.; Perkins, M. W.; Govindarajulu, P.; Seglie, D.; Walker, S.; Cunningham, A. A. & Fisher, M. C. 2006. The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. Biology Letters 2006(2): 455-459.

- Giovanelli, J. G. R., Haddad, C. F. B. & Alexandrino, J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions* 10: 585-590.
- Govindarajulu, P.; Price, W. S. & Anholt, B. R. 2006. Introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in Western Canada: Has Their Ecology Diverged? *Journal of Herpetology* 40(2): 249-260.
- Guix, J. C. 1990. Introdução e colonização de *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 em um pequeno vale no município de Suzano (SP), sudeste do Brasil. *Grupo de Estudos Ecológicos Série Documentos* 2:32-34.
- Hammerson, G. A. 1982. Bullfrog eliminating leopard frogs in Colorado? *Herpetological Review* 13(4): 115-116.
- Hanselmann, R.; Rodríguez, A.; Lampo, M.; Fajardo-Ramos, L.; Aguirre, A. A.; Kilpatrick, A. M.; Rodríguez, J. P. & Daszak, P. 2004. Presence of an emerging pathogen of amphibians in introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in Venezuela. *Biological Conservation* 120: 115-119.
- Hayes, M. P., & Jennings, M. R. 1986. Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *Journal of Herpetology* 20(4): 490-409.
- Houlahan, J. E.; Findlay, C. S.; Schmidt, B. R.; Meyer, A. H. & Kuzmin, S. L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.
- Kaefer, I. L., Boelter, R. A. & Cechin, S. Z. 2007. Reproductive biology of the invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in southern Brazil. *Annales Zoologici Fennici* 44: 435-444.
- Kats, L. B. & Ferrer, R. P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* 9: 99-110.
- Kiesecker, J. M. 2003. Invasive Species as a Global Problem: Toward Understanding the Worldwide Decline of Amphibians. In: Semlitsch, R. D. (Ed). *Amphibian Conservation*. Washington, D. C.: Smithsonian Books. 324 p.
- Kiesecker, J. M.; Blaustein, A. R. & Miller, C. L. 2001. Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. *Ecology* 82(7): 1964-1970.
- Kupferberg, S. J. 1997. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) Invasion of a California river: the role of larval competition. *Ecology* 78(6): 1736-1751.

- Lawler, S.P.; Dritz, D.; Strange, T. & Holyoak, M. 1999. Effects of introduced mosquitofish and bullfrog on the threatened California red-legged frog. *Conservation Biology* 13: 613-622.
- Levine, J. M. 2008. Biological Invasions. *Current Biology* 18(2): 57-60.
- Lima, S. L, 1994. Universidade Federal de Viçosa. In: Lima, S. L; Figueiredo, M. R. C. & Moura, O. M. Diagnóstico da Ranicultura: problemas, propostas de soluções e pesquisas prioritárias. Viçosa: Academia Brasileira de Estudos Técnicos em Ranicultura. 170 p.
- Lips, K. R.; Brem, F.; Brenes, R.; Reeve, J. D.; Alford, R. A.; Voyles, J.; Carey, C.; Livo, L.; Pessier, A. P. & Collins, J. P. 2006. Emerging infectious disease and the loss of biodiversity in a Neotropical amphibian community. *PNAS* 103(9): 3165–3170.
- Lobo, E. A. 1987. Ranicultura: uma nova opção da pecuária. *Natureza em Revista* 12: 28-31.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A Selection from the Global Invasive species Database. New Zealand: The Invasive Species Specialist Group. 12p.
- Martins, M. B.; Di-Bernardo, M.; Vinciprova, G. & Measey, J. 2002. Geographic distribution. *Rana catesbeiana*. *Herpetological Review* 33(4): 319.
- Moyle, P. B. 1973. Effects of introduced Bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on native frogs of the San Joaquin valley, California. *Copeia* 1973(1): 18-22.
- Pascual, A. D. & Guerrero, C., 2008. Diet Composition of Bullfrogs, *Rana catesbeiana* (Anura: Ranidae) Introduced into the Venezuelan Andes. *Herpetological Review* 39(4): 425-427.
- Pearl, C. A.; Adams, M. J.; Bury, R. B.; Mc Creary, B., 2004. Asymmetrical Effects of Introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on Native Ranid Frogs in Oregon. *Copeia* 2004(1): 11-20.
- Pearl, C. A.; Hayes, M. P.; Haycock, R.; Engler, J. D. & Bowerman, J. 2005. Observations of Interspecific Amplexus Between Western North American Ranid Frogs and the Introduced American Bullfrog (*Rana catesbeiana*) and an Hypothesis Concerning Breeding Interference. *The American Midland Naturalist* 154: 126-134.
- Ryan, M. J. 1980. The Reproductive Behavior of the Bullfrog (*Rana catesbeiana*). *Copeia* 1980(1): 108-114.
- SBH - Sociedade Brasileira de Herpetologia. 2009. Brazilian amphibians – List of species. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/anfibios.htm>> Acesso em 22 mar. 2009.
- Schloegel, L. M.; Ferreira, C. M.; James, T. Y.; Hipolito, M.; Longcore, J. E.; Hyatt, A. D.; Yabsley, M.; Martins, A. M. C. R. P. F.; Mazzoni, R.; Davies, A. J. & Daszak, P. 2009.

- The North American bullfrog as a reservoir for the spread of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil. *Animal Conservation* 13(1): 1-9.
- Semlitsch, R. D. (Ed). 2003. *Amphibian Conservation*. Washington, D. C.: Smithsonian Books. 324 p.
- Silva, D. L. 1997. Mercado de rãs. In: Ferreira, C. M.; Marcantonio, A. S. & Guarnieri, R. (Eds). IX Encontro Nacional de Ranicultura & II International Meeting on Frog Research and Technology: 16–18. Santos: Academia Brasileira de Estudos Técnicos em Ranicultura. 236 p.
- Silva, E. T.; Costa, H. C.; Feio, R. N. 2007. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Prey. *Herpetological Review* 38(4): 443.
- Silva, E. T. & Ribeiro Filho, O. P. 2009. Predation on juveniles of the invasive American Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura, Ranidae) by native frog and snake species in South-eastern Brazil. *Herpetology Notes* 2: 215-218.
- Silva, E. T.; Reis, E. P.; Feio, R. N. & Ribeiro Filho, O. P. 2009. Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in Viçosa, Minas Gerais State, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 4(3): 286-294.
- Silvano, D. L. & Segalla, M. V. 2005. Conservation of Brazilian Amphibians. *Conservation Biology* 19(3): 653-658.
- Vizzoto, L. D. 1984. Ranicultura. *Ciência e Cultura* 36(1): 42-45.
- Wang, Y. & Li, Y. 2009. Habitat Selection by the Introduced American Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) on Daishan Island, China. *Journal of Herpetology* 43(2): 205-211.
- Werner, E. E.; Wellborn, G. A. & McPeck, M. A. 1995. Diet Composition in Postmetamorphic Bullfrogs and Green Frogs: Implications for Interspecific Predation and Competition. *Journal of Herpetology* 29(4): 600-607.
- White, E. M.; Wilson, J. C. & Clarke, A. R. 2006. Biotic indirect effects: a neglected concept in invasion biology. *Diversity and Distributions* 2006 (12): 443–455.
- Wonham, M. 1997. Species Invasions. In: Groom, M. J.; Meffe, G. K. & Carroll, C. R. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates. 3rd ed. 350 p.
- Wright, A. H. & Wright, A. A. 1949. *Handbook of frogs and toads of the United States and Canada*. New York: Comstock Publishing Company. 3rd ed. 640 p.
- Wu, Z.; Li, Y.; Wang, Y. & Adams, M. J. 2005. Diet of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*): predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. *Journal of Herpetology* 39(4):668-674.

2. ARTIGOS

- 2.1. Silva, E. T.; Ribeiro Filho, O. P. & Schoereder, J. H. 2010. Ecologia alimentar e coexistência entre a rã invasora *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) e a rã nativa *Leptodactylus ocellatus* (Linnaeus, 1758) em uma localidade do Sudeste do Brasil.

Ecologia alimentar e coexistência entre a rã invasora *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) e a rã nativa *Leptodactylus ocellatus* (Linnaeus, 1758) em uma localidade do Sudeste do Brasil

Emanuel Teixeira da Silva¹, Oswaldo Pinto Ribeiro Filho¹ & José Henrique Schoereder²

1- Departamento de Biologia Animal, 2- Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil.

RESUMO. As relações ecológicas entre anfíbios anuros coexistentes têm sido amplamente estudadas na tentativa de se entender os mecanismos que permitem a coexistência, bem como o possível papel da competição interespecífica. O presente estudo foi conduzido com o objetivo de comparar os hábitos alimentares e a distribuição espacial da rã invasora *Lithobates catesbeianus* e da rã nativa *Leptodactylus ocellatus* em uma área rural na zona da Mata de Minas Gerais, Sudeste do Brasil, relacionando a ecologia alimentar com a coexistência entre as espécies. Os dados foram coletados entre setembro de 2008 e abril de 2009 e setembro a novembro de 2009, através de amostragens noturnas e análise de conteúdo estomacal. A maioria dos exemplares de ambas as espécies foi encontrada em terra, entretanto a rã invasora utilizou mais a água que a rã nativa. Exemplares jovens de ambas as espécies possuíram tamanhos semelhantes, enquanto que adultos de *Le. ocellatus* foram menores que os adultos de *Li. catesbeianus*. As dietas dos jovens de ambas as espécies foram dominadas por insetos em geral e aranhas, tendência semelhante observada na dieta de adultos de *Le. ocellatus*, enquanto que anfíbios anuros e baratas d'água sobressaíram na dieta de adultos de *Li. catesbeianus*. A rã nativa consumiu mais presas em média que a rã exótica, porém suas presas foram menores em volume. Presas aquáticas e anfíbias foram mais comuns na dieta da rã invasora. A sobreposição de nicho trófico foi maior entre jovens e adultos coespecíficos, sendo que entre as espécies variou de baixa a média, de acordo com o grupo etário comparado. As diferenças observadas na dieta e distribuição espacial podem estar colaborando para a coexistência das duas espécies na região estudada.

PALAVRAS-CHAVE. Hábito alimentar, coexistência, competição, rã-touro, rã-manteiga.

INTRODUÇÃO

A ecologia de espécies de anfíbios anuros coexistentes tem sido alvo de diversos estudos, numa tentativa de detectar e entender os mecanismos que contribuem para sua coexistência (Stewart & Sandison, 1972; Van Sluys & Rocha, 1998; Caldwell & Vitt, 1999; Duré *et al.* 2001; França *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2004; Menin *et al.*, 2005; De-Carvalho *et al.* 2008; Sabagh & Carvalho-e-Silva; 2008; Gorman *et al.*, 2009). Tais estudos seguem um protocolo comum em trabalhos de observação de comunidades (Holt, 1987), baseado na comparação de aspectos da história natural dessas espécies, como uso de habitat, recursos alimentares e padrões temporais de atividade. Outra forma de entender a organização de uma comunidade é medir a sobreposição no uso de recursos entre as diferentes espécies (Krebs, 1999). A sobreposição de nicho refere-se ao uso dos mesmos tipos de recursos por duas ou mais espécies de consumidores (Abrams, 1980). Os recursos mais comumente medidos para estimar a sobreposição são alimento e habitat (ou microhabitat) (Krebs, 1999). Por outro lado, a sobreposição em um tipo de recurso pode indicar diversificação em outras formas (Pianka, 1974; Giller, 1984). Por exemplo, quando espécies coexistentes utilizam alimentos similares, elas podem ser separadas horizontalmente através do hábitat (Giller, 1984). De fato, diferenças ecológicas no uso de habitat, hábitos alimentares, modo de forrageio e padrões temporais de atividade podem reduzir a competição e facilitar a coexistência de uma variedade de espécies (Pianka 1973, 1974; Holt, 1987). Diferenças morfológicas também são aliadas à coexistência entre anfíbios anuros ecologicamente similares (Toft, 1985; Van Sluys & Rocha, 1998; Duré *et al.*, 2001; França *et al.*, 2004).

As invasões biológicas são conhecidas por terem efeitos negativos sobre ecossistemas e biodiversidade nativos (Williamson, 1996; Kiesecker, 2003; Levine, 2008), e a competição é sempre postulada quando um novo invasor torna-se conspicuo (Williamson, 1996). Entre as espécies de animais invasoras destaca-se a rã-touro norte-americana (*Lithobates catesbeianus*), que foi introduzida em diversos países para criação comercial (Bury & Whelan, 1984; Ficetola *et al.*, 2007; Giovanelli *et al.*, 2008). A rã-touro atinge grande porte e possui hábito alimentar generalista (Bury & Whelan, 1984; Barrasso *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009). Sua presença tem sido aliada a declínios populacionais de anuros nativos, tanto por efeitos indiretos, como alterações comportamentais e transmissão de patógenos, como por predação e competição (Hayes & Jennings, 1986; Kiesecker, 2003; Pearl *et al.*, 2004; D'Amore *et al.*, 2009). Estudos ecológicos comparativos entre a rã invasora e rãs nativas tem explorado estes dois fatores e sua relação com impactos negativos sobre estas últimas (Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Kiesecker, 2003; Wu *et al.*, 2005).

No Brasil, a rã-touro foi introduzida na década de 1930 (Fontanello, 1994), sendo atualmente registradas populações invasoras em diversas regiões (Giovanelli *et al.*, 2008). Entretanto, seu efeito sobre as espécies nativas de anfíbios neste país ainda é pouco compreendido (Silva *et al.*, 2009). Dois estudos mostraram que anfíbios anuros compõem grande parte da dieta de adultos desta espécie em locais invadidos nas regiões Sul e Sudeste (Boelter & Cechin, 2007; Silva *et al.*, 2009), e observações de campo sugerem que o declínio de rãs da família Leptodactylidae possa estar aliado à sua presença em uma localidade do estado de Goiás (Batista, 2002). Silva *et al.* (2009) sugeriram que a rã-touro possa estar ligada ao declínio de uma população da rã nativa *Leptodactylus ocellatus* (“rã-manteiga”) em Viçosa, Minas Gerais, através da comparação de observações de campo com dados obtidos por Lima & Verani (1988) antes da introdução da rã exótica. Na Argentina, Barrasso *et al.* (2009) sugeriram que *Le. ocellatus* poderia sofrer impacto negativo com a presença da rã invasora, devido à semelhanças no hábito alimentar e predação de girinos.

O estudo das relações tróficas entre espécies de anuros coexistentes é crítico para entender suas interações interespecíficas (Duré *et al.*, 2001). Dessa forma, o presente trabalho foi conduzido com o objetivo de caracterizar a composição das dietas e verificar a ocorrência de sobreposição de nicho alimentar entre *Li. catesbeianus* e *Le. ocellatus* em uma área rural no sudeste do estado de Minas Gerais, relacionando a distribuição espacial, diferenças de tamanho corporal, tamanho e hábitat de origem das presas consumidas com a sobreposição de nicho e a coexistência entre as espécies.

METODOLOGIA

Áreas de estudo – O município de Vieiras está localizado em área originalmente coberta pelo domínio da Mata Atlântica (Magalhães & Carvalho, 2007). Os ambientes amostrados se encontram em duas propriedades rurais, localizadas próximo ao distrito de Santo Antônio do Glória: a fazenda “Mundo Novo” (20°56'54,42”S e 42°17'33,09”O), e a fazenda “Coutos” (20°57'42,09”S e 42°17'41,01”O) (Figura 3 – Anexo). A rã-touro foi introduzida nesta região ao final dos anos de 1970 (Silva & Ribeiro Filho, 2009), porém, segundo moradores locais, esta primeira criação durou poucos anos, e a espécie ocupou áreas de propriedades rurais próximas. Na fazenda “Mundo Novo” houve a produção comercial da rã-touro entre 1989 e 1998, a partir de exemplares adultos ferais e desovas obtidas em tanques de piscicultura. Atualmente, porém, não há produção comercial de rãs na região, e a espécie exótica pode ser comumente encontrada nas fazendas locais, fato facilitado pela grande abundância de pisciculturas ornamentais nessa região (Magalhães & Carvalho, 2007; Silva & Ribeiro Filho, 2009).

Ambos os locais de coleta são formados por dezenas de tanques destinados à criação de peixes ornamentais, circundados por gramíneas e pela planta invasora “lírio do brejo” (*Hedychium coronarium*) (Figura 4 E-H – Anexo). Alguns dos tanques não são manejados e encontram-se tomados por gramíneas, aguapés, taboas e salvíneas, criando condições ideais para o estabelecimento de populações de anfíbios anuros. Entretanto, nenhum dos dois pontos localiza-se próximo a fragmentos florestais, sendo áreas sujeitas à influência direta das atividades humanas, como corte periódico da vegetação que circunda parte dos reservatórios e o gado bovino.

Coleta de dados – as coletas foram realizadas de setembro de 2008 a abril de 2009, e setembro a novembro de 2009 (licença nº 17152-1, IBAMA/SisBio), através de amostragens noturnas, entre 19:00 e 23:00. As amostragens não abrangeram os meses mais frios (maio a agosto) uma vez que durante o inverno ambas as espécies reduzem seus padrões de atividade (Gallardo, 1964; Bury & Whelan, 1984; Conte & Rossa Feres, 2006), tornando-se menos frequentes em campo. Os exemplares de *Li. catesbeianus* e *Le. ocellatus* foram coletados com puçás e à mão quando possível, e então submetidos ao processo de contenção fisiológica por desmedulação e descerebração (Castro *et al.*, 2008), e marcados seguindo metodologia adaptada de Martof (1953), sendo identificado o ambiente onde se encontravam: na água ou em terra. Em seguida as rãs foram acondicionadas em caixa de isopor contendo gelo, para retardar o processo digestivo (Werner *et al.*, 1995).

Foram coletados 69 exemplares de *Li. catesbeianus* (30 adultos e 39 jovens) e 66 de *Le. ocellatus* (42 adultos e 24 jovens). No dia seguinte às coletas em campo, os exemplares foram dissecados para exposição do estômago, que foi aberto no sentido esfíncter pilórico - esôfago para retirada do conteúdo, o qual foi acondicionado em frascos contendo álcool 70% e uma etiqueta de papel vegetal com o número de identificação do seu respectivo exemplar. O comprimento rostro-cloacal (CRC) e a largura da mandíbula foram medidos com paquímetro digital (0,01 mm), a massa corporal foi medida com balança de precisão (0,01 g) e o sexo foi determinado pelo exame da morfologia das gônadas. Fêmeas de ambas as espécies foram separadas entre adultas e jovens de acordo com o desenvolvimento gonadal (Lima, 1979; Costa *et al.*, 1998), sendo consideradas adultas aquelas cujos ovários se encontravam a partir do início de maturação, e jovens aquelas com ovários em estágio imaturo. Machos de *Li. catesbeianus* com peso superior a 45 g foram considerados adultos (Lima *et al.*, 1998). Já para os machos de *Le. ocellatus*, indivíduos com CRC maior ou igual a 75 mm foram considerados adultos (Maneyro *et al.*, 2004). Alguns exemplares foram fixados em formol 10% e tombados como material testemunho na coleção de anfíbios do Museu de Zoologia João Moojen, da UFV (*Le. ocellatus*: MZUFV 8986, 9008-9010; *L. catesbeianus*: MZUFV 8943-8946, 8984-8985, 9003-9007).

O conteúdo estomacal foi analisado com um estereomicroscópio, e as presas (ou itens alimentares) foram identificadas até o nível taxonômico mais baixo possível, sendo também classificadas nas categorias “aquática”, “terrestre” ou “anfíbia” de acordo com o hábitat onde tipicamente ocorrem (verificado para aracnídeos em Jocqué & Dippenaar-Schoeman, 2006, e para insetos em Borror *et al.* 1992). O comprimento e largura máxima de cada item alimentar não fragmentado foi medido com paquímetro digital (precisão 0.01 mm). Os volumes de vertebrados e invertebrados fragmentados ou não artrópodes (em cm³) foram estimados por movimento de coluna d’água em provetas, conforme Magnusson *et al.* (2003). Já o volume de artrópodes não fragmentados foi obtido através da fórmula do elipsóide (Magnusson *et al.*, 2003), calculada da seguinte maneira:

$$V = 4/3 \cdot \pi \cdot C/2 \cdot (M/2)^2$$

Onde *V* é o volume do item alimentar (em mm³), *C* é o comprimento e *M* é a largura máxima do respectivo item. O volume estimado foi tomado como medida de tamanho das presas, como sugerido por Caldwell & Vitt (1999).

Análise dos dados - Quatro exemplares de *Li. catesbeianus* (5,8%; dois adultos e dois jovens) e três de *Le. ocellatus* (4,54%, todos adultos) não apresentaram itens alimentares em seus estômagos, e não foram considerados nas análises. As categorias de presas consideradas

mais frequentes foram aquelas que responderam por mais de 10% da quantidade e do volume total de presas ingeridas (Krebs, 1999).

A sobreposição de nicho alimentar entre adultos e jovens de ambas as espécies foi avaliada utilizando-se o índice de sobreposição de nicho de Pianka (1973), calculado de acordo com a fórmula:

$$O_{jk} = O_{kj} = \frac{\sum_i^n p_{ji} \cdot p_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n p_{ij}^2 \sum_i^n p_{ik}^2}}$$

Onde $O_{jk} = O_{kj}$ indica que o valor de sobreposição gerado pelo índice é simétrico para os pares comparados; p_{ij} e p_{ik} são as proporções do recurso alimentar i utilizado pelos grupos j e k pareados em cada tratamento. Valores obtidos que sejam próximos a zero indicam não haver sobreposição de nicho, ao passo que valores próximos a um indicam nichos sobrepostos (Pianka, 1973).

Foram feitos dois cálculos do índice de sobreposição: o primeiro utilizando-se as presas em nível taxonômico superior (classes ou ordens), e o segundo utilizando-se os níveis taxonômicos mais inferiores (Caldwell & Vitt, 1999). No primeiro cálculo formigas foram separadas dos demais Hymenoptera, e em ambos os casos alguns táxons (e.g. Diptera, Lepidoptera, Odonata e Anura) foram separados entre estágios imaturos e adultos. Os cálculos foram feitos utilizando-se o Módulo de Sobreposição de Nicho do software livre EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2003). Para testar a existência de uma sobreposição de nicho maior do que a esperada pelo acaso, os valores de sobreposição observados foram comparados aos obtidos por um modelo nulo de 1000 interações, gerado pelo algoritmo de “aleatorização do tipo 3” (RA3). RA3 mantém a amplitude do nicho de cada espécie, mas aleatoriza o estado de recurso utilizado, o que corresponde a um simples remanejamento de cada linha da matriz original (Gotelli & Entsminger, 2003). A sobreposição de nicho foi considerada baixa para valores entre zero e 0,33, média para valores de 0,34 a 0,66, e alta para valores iguais ou superiores a 0,67 (Jaksic *et al.*, 1981).

A massa total e a largura de mandíbula foram comparadas entre as duas espécies por análise de covariância (ANCOVA), tomando por covariável o CRC. Para a massa total foi utilizado um modelo exponencial, enquanto para a largura da mandíbula foi utilizado um modelo linear. Os modelos foram submetidos à análise de resíduos para verificar sua adequação à distribuição normal. Os tamanhos corporais (CRC) de jovens e adultos de ambas as espécies foram comparados por análise de variância (ANOVA) seguida por análise de contrastes, assim como o volume e o número de presas ingeridas por cada grupo de rãs. Esta última variável foi analisada com um modelo de distribuição Poisson corrigida para

sobredispersão. Para testar se o total de rãs proveniente de cada ambiente, assim como os totais de presas terrestres, aquáticas e anfíbias diferia do esperado pelo acaso, foi utilizado o teste do Qui-quadrado (X^2). As análises estatísticas foram realizadas no software livre R (R Development Core Team, 2006), com $\alpha \leq 0,05$.

RESULTADOS

O comprimento rostro-cloacal (CRC) de *Lithobates catesbeianus* (LC) variou de 36,61 a 183,78 mm (média \pm desvio-padrão: $82,81 \pm 34,65$), enquanto que *Leptodactylus ocellatus* (LO) teve CRC variando de 25,87 a 123,24 mm ($81,66 \pm 28,59$). O aumento no CRC influenciou positivamente o aumento na largura da mandíbula (LM) (ANCOVA $F_{1,126}=3800,651$; $P<0,01$), porém em LC este efeito foi mais acentuado que em LO ($F_{1,125}=55,302$; $P<0,01$) (Figura 1a). A massa corporal também aumentou com o CRC em ambas as espécies ($F_{1,123}=1949,198$; $P<0,01$), entretanto este aumento foi mais expressivo em LO que em LC ($F_{1,121}=67,121$; $P<0,01$) (Figura 1b).

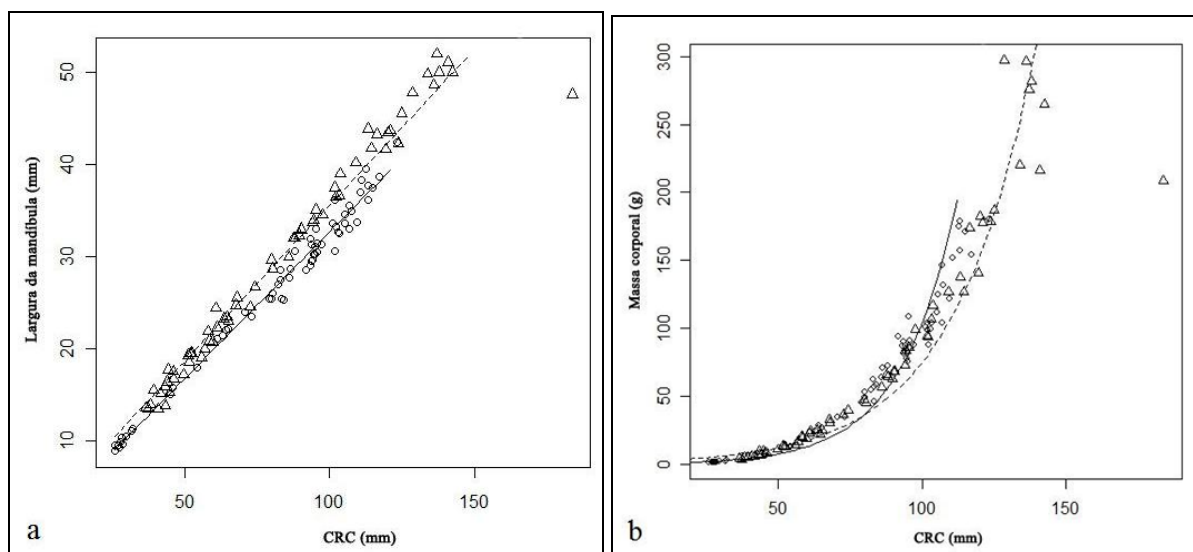


Figura 1. (a) Relação entre a largura da mandíbula e o comprimento rostro-cloacal (CRC) de *Lithobates catesbeianus* (N = 65; triângulos e linha tracejada; $LM = 1,764+0,338CRC$) e *Leptodactylus ocellatus* (N = 63; círculos e linha contínua; $LM = 0,873+0,318CRC$); (b) relação entre a massa corporal e o CRC das duas espécies (*Li. catesbeianus*: massa = $e^{(0,741+0,036CRC)}$; *Le. ocellatus*: massa = $e^{(-0,523+0,052CRC)}$).

Os adultos de LC foram maiores em comprimento que os adultos de LO (LC: 80,01-183,78 mm; LO: 79,95-123,24 mm; ANOVA $F_{1,126}=13,371$; $P<0,01$), entretanto jovens das duas espécies tiveram tamanhos semelhantes (LC: 36,61-94,61 mm; LO: 25,87-84,09 mm; $F_{1,125}=1,746$; $P=0,189$), sendo menores que os adultos ($F_{1,124}=97,359$; $P<0,01$) (Figura 2a).

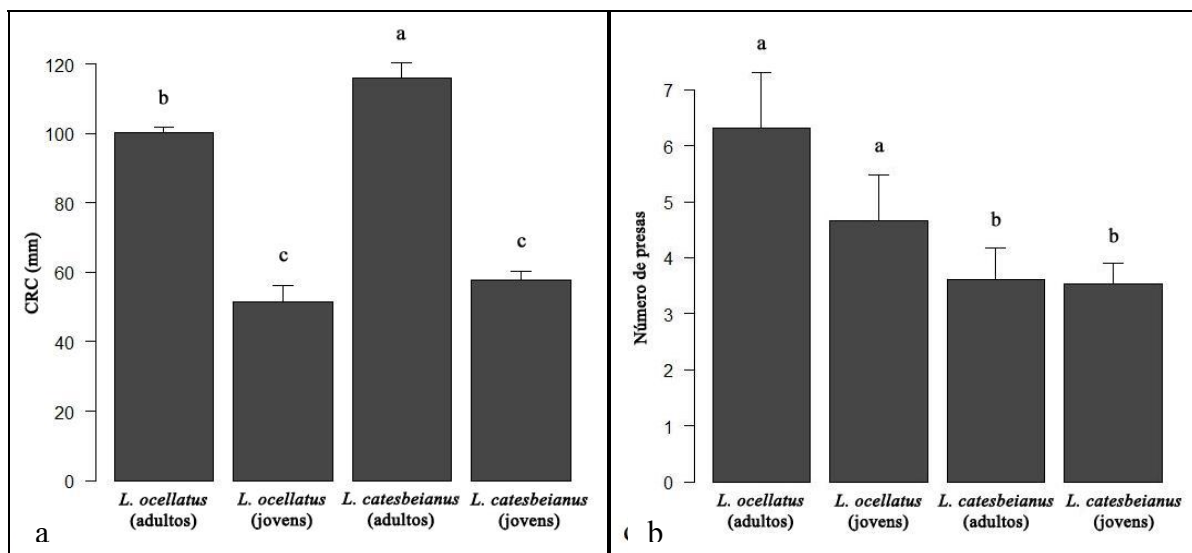


Figura 2. (a) Variação do CRC e (b) do número de presas entre os quatro grupos de rãs. Barras encimadas por letras iguais não diferem entre si ($P < 0,05$).

O padrão de distribuição espacial dos quatro grupos de rãs foi diferente do esperado pelo acaso ($X^2=15,95$; g.l.= 3; $P < 0,01$). À maioria das rãs foi encontrada em terra (Tabela 1), sendo que grande parte dos exemplares estava a pouca distância da água (< 1m; *LC* adultos: 62,96%; *LC* juvenes: 57,50%; *LO* adultos: 55,56%; *LO* juvenes: 56,76%). Em geral, houve uma maior tendência de encontro de exemplares *LC* na água que *LO* (Tabela 1), não tendo sido encontrado nenhum jovem de *LO* na água a distâncias maiores que 1 m da margem dos tanques.

Tabela 1. Distribuição (%) dos exemplares adultos e juvenes de *Lithobates catesbeianus* (*LC*) e *Leptodactylus ocellatus* (*LO*) com relação ao hábitat e hábito das presas

Hábitat das rãs				
	<i>LC</i> adultos	<i>LC</i> juvenes	<i>LO</i> adultos	<i>LO</i> juvenes
Em terra	58,62	71,88	92,11	95,45
Na água	41,38	28,13	7,89	4,55
Hábito das presas				
Aquáticas	37,37	36,21	5,94	3,19
Terrestres	52,01	57,76	89,95	95,74
Anfíbias	10,10	4,31	3,20	1,06

Foram encontradas 565 presas, sendo 230 para *LC* e 335 para *LO* (Tabela 2). Não houve variação ontogenética com relação à quantidade de presas consumidas, tanto em *LO* (adultos: 1-33; jovens: 1-21; $F_{1,125}=2,056$; $p=0,154$), quanto em *LC* (adultos: 1-15; jovens: 1-10; $F_{1,126}=0,0054$; $P=0,941$). Entretanto, *LO* consumiu em média mais presas que *LC* ($F_{1,124}=3,644$; $P=0,015$) (Figura 2b). Restos vegetais e sedimentos foram encontrados em 20 estômagos de *LC* adultos (71,43%), 25 de *LC* jovens (67,57%), 32 de *LO* adultos (82,05%) e 13 de *LO* jovens (54,17%).

O consumo de presas aquáticas, terrestres e de hábito anfíbio pelos quatro grupos de rãs foi diferente do esperado pelo acaso ($X^2=104,46$; g.l.= 6; $p>0,001$). Presas terrestres predominaram na dieta de adultos e jovens das duas espécies, entretanto para *LC* a diferença em relação às presas aquáticas e de hábito anfíbio foi bem menor que o observado para *LO* (Tabela 1). Desta forma, presas aquáticas e anfíbias foram mais frequentes na dieta de *LC* que na dieta de *LO*.

Setenta e cinco grupos de presas foram identificados, considerando os níveis taxonômicos mais baixos e os grupos separados entre adultos e imaturos (Tabela 2). Destes, oito foram consumidos pelos quatro grupos de rãs: Oligochaeta, Pulmonata (Gastropoda), Araneidae, Diplopoda, Formicidae, Isoptera, larvas de Lepidoptera e Gryllacrididae. As rãs adultas compartilharam quatro categorias de presas (Tetragnathidae, Elateridae, *Scinax fuscovarius* e jovens de *Li. catesbeianus*), enquanto que nenhum grupo foi de consumo exclusivo das rãs jovens. Anfíbios anuros, hemípteros e aranhas sobressaíram numericamente ($> 10\%$) na dieta de *LC* adultos, sendo que os anuros e hemípteros (da família Belostomatidae) também responderam por grande parte do volume ($> 10\%$) das presas consumidas por estas rãs. Já para os jovens de *LC* as presas mais numerosas foram besouros, hemípteros, formigas e náíades de libélulas (Tabela 2), e estes dois últimos grupos, juntamente com anuros, foram as presas mais volumosas. Na composição da dieta de *LO* adultos sobressaíram numericamente aranhas, besouros, ortópteros e larvas terrestres de dípteros. Já em termos de volume, besouros escarabeídeos, ortópteros grilacridídeos e anuros se destacaram entre as presas consumidas. Entre os jovens de *LO*, aranhas, besouros, larvas de dípteros, hemípteros e formigas foram as presas mais numerosas, enquanto que lagartas, ortópteros e artrópodes não identificados responderam pela maior parte do volume dos itens ingeridos (Tabela 2).

Vinte exemplares de vertebrados foram predados por *LC* adultos, dos quais a maioria foi composta por anuros, inclusive girinos e pós-metamórficos coespecíficos. Por outro lado, juvenis de *LC* também foram predados por adultos de *LO*, e o contrário não foi verificado. Anuros foram os únicos vertebrados predados pelos outros grupos de rãs, embora em

quantidade bem menor do que o consumido por *LC* adultos, os quais predaram também pequenos peixes e dois exemplares juvenis da cobra d'água *Liophis miliaris* (Tabela 2).

Adultos de *LC* ingeriram presas de volume maior que os adultos de *LO* (ANOVA $F_{1,272}=16,42$; $P<0,01$). Por outro lado, jovens de ambas as espécies ingeriram presas de volumes semelhantes ($F_{1,271}=0,206$; $P=0,65$), porém menores que as ingeridas pelas rãs adultas ($F_{1,270}=8,135$; $P<0,01$) (Figura 3).

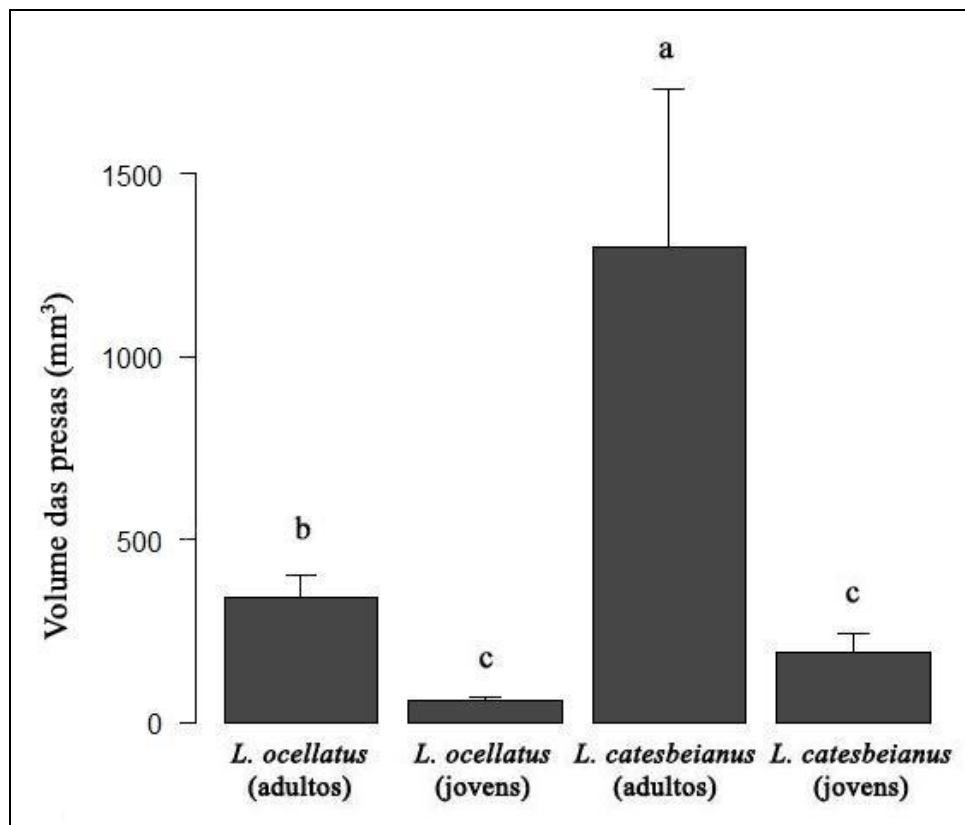


Figura 3. Variação do volume das presas entre os quatro grupos de rãs. Barras encimadas por letras iguais não diferem entre si ($P<0,05$).

Tabela 2. Composição das dietas de *Lithobates catesbeianus* (LC) e *Leptodactylus ocellatus* (LO) nas áreas amostradas no município de Vieiras (MG). N: número de rãs analisadas; Np: número de presas; %Np: porcentagem do número de presas; %V: porcentagem do volume das presas; NE: volume não estimado; t: presas terrestres; aq; presas aquáticas; af: presas anfíbias; *: presas mais representativas

Itens alimentares	LC adultos (N=28; Np=101)		LC jovens (N=37; Np=129)		LO adultos (N=39; Np=228)		LO jovens (N=24; Np=107)	
	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V
Annelida								
Hirudinea (af)	----	----	1 (0.78)	1.34	----	----	----	----
Oligochaeta (t)	3 (2.97)	0.55	4 (3.10)	2.33	7 (3.07)	2.77	3 (2.80)	7.45
Mollusca								
Gastropoda (Planorbidae) (aq)	3 (2.97)	0.21	3 (2.33)	0.24	----	----	----	----
Gastropoda (Pulmonata) (t)	1 (0.99)	0.06	2 (1.55)	0.18	2 (0.88)	5.77	7 (6.54)	4.20
Arthropoda								
Arachnida								
Araneae	11 (10.89)*	0.44	4 (3.10)	1.08	46 (20.18)*	2.62	11 (10.28)*	4.62
Araneidae (t)	4 (3.96)	0.31	1 (0.78)	0.09	2 (0.88)	0.15	1 (0.93)	0.71
Ctenidae (t)	1 (0.99)	NE	----	----	3 (1.32)	1.27	2 (1.87)	0.20
Lycosidae (t)	2 (1.98)	0.05	----	----	33 (14.47)*	0.32	2 (1.87)	1.0
Scytodidae (t)	----	----	----	----	----	----	1 (0.93)	0.07
Tetragnathidae (af)	2 (1.98)	0.02	----	----	1 (0.44)	NE	----	----
Thomisidae (t)	----	----	----	----	2 (0.88)	0.06	----	----
Trechaleidae (af)	2 (1.98)	0.06	2 (1.55)	0.80	1 (0.44)	0.29	----	----
Aranae não identificadas	----	----	1 (0.78)	NE	4 (1.75)	<0.01	5 (4.67)	2.63
Opiliones (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.08	3 (2.80)	1.68
Crustacea (Isopoda) (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.01	----	----
Crustacea (Trichodactylidae) (aq)	1 (0.99)	NE	----	----	----	----	----	----

Tabela 2. Continuação

Itens alimentares	<i>LC</i> adultos (N=28; Np=101)		<i>LC</i> jovens (N=37; Np=129)		<i>LO</i> adultos (N=39; Np=228)		<i>LO</i> jovens (N=24; Np=107)	
	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V
Diplopoda (Juliformes) (t)	2 (1.98)	0.48	2 (1.55)	1.28	5 (2.19)	1.06	1 (0.93)	2.80
Insecta								
Blattodea	----	----	----	----	6 (2.63)	4.35	1 (0.93)	NE
Blaberidae (t)	----	----	----	----	5 (2.19)	4.22	1 (0.93)	NE
Blattellidae (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.13	----	----
Coleoptera	7 (6.93)	0.84	26 (20.16)*	2.98	40 (17.54)*	19.65*	16 (14.95)*	6.60
Carabidae (t)	----	----	1 (0.78)	0.21	----	----	----	----
Cicindelidae (t)	----	----	----	----	3 (1.32)	2.18	1 (0.93)	2.01
Chrysomelidae (t)	----	----	----	----	4 (1.75)	0.17	3 (2.80)	0.33
Curculionidae (t)	----	----	3 (2.33)	0.05	----	----	----	----
Dytiscidae (aq)	1 (0.99)	NE	2 (1.55)	0.14	----	----	----	----
Elateridae (t)	1 (0.99)	0.08	----	----	1 (0.44)	0.03	----	----
Hydrophilidae (aq)	3 (2.97)	0.27	6 (4.65)	0.52	1 (0.44)	2.22	----	----
Lagriidae (t)	----	----	----	----	12 (5.26)	2.79	----	----
Meloidae (t)	----	----	1 (0.78)	NE	----	----	----	----
Scarabaeidae (t)	1 (0.99)	0.48	1 (0.78)	0.37	7 (3.07)	11.40*	----	----
Silphidae (t)	----	----	----	----	----	----	1 (0.93)	0.47
Staphylinidae (t)	----	----	----	----	----	----	1 (0.93)	0.11
Tenebrionidae (t)	----	----	----	----	----	----	1 (0.93)	1.26
Larvas (Aq)	----	----	6 (4.65)	1.22	5 (2.19)	0.30	3 (2.80)	0.25

Tabela 2. Continuação

Itens alimentares	<i>LC</i> adultos (N=28; Np=101)		<i>LC</i> jovens (N=37; Np=129)		<i>LO</i> adultos (N=39; Np=228)		<i>LO</i> jovens (N=24; Np=107)	
	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V
Coleoptera larvas (t)	----	----	----	----	2 (0.88)	0.22	1 (0.93)	0.08
Coleoptera não identificados	1 (0.99)	NE	6 (4.65)	0.46	5 (2.19)	0.35	5 (4.67)	2.08
Dermaptera (Labiidae) (t)	----	----	----	----	----	----	1 (0.93)	0.37
Diptera (Imaturos) (t)	----	----	1 (0.78)	0.01	22 (9.65)*	5.34	14 (13.08)*	3.07
Diptera (Adultos) (t)	1 (0.99)	NE	----	----	----	----	1 (0.93)	NE
Ephemeroptera (t)	2 (1.98)	0.42	----	----	----	----	----	----
Hemiptera	19 (18.81)*	12.98*	14 (10.85)*	0.70	12 (5.26)	4.45	12 (11.21)*	5.94
Belostomatidae (aq)	7 (6.93)	12.51*	1 (0.78)	NE	2 (0.88)	2.70	----	----
Cercopidae (t)	1 (0.99)	NE	5 (3.88)	0.30	5 (2.19)	0.34	5 (4.67)	3.23
Cicadellidae (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.21	4 (3.74)	0.12
Cixiidae (t)	----	----	----	----	----	----	2 (1.87)	1.58
Coreidae (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.63	1 (0.93)	1.02
Corixidae (aq)	----	----	1 (0.78)	NE	----	----	----	----
Gerridae (aq)	3 (2.97)	0.13	5 (3.88)	0.18	1 (0.44)	0.03	----	----
Naucoridae (aq)	1 (0.99)	0.34	----	----	----	----	----	----
Nepidae (aq)	1 (0.99)	NE	----	----	----	----	----	----
Pyrrhocoridae (t)	----	----	2 (1.55)	0.22	----	----	----	----
Hemiptera não identificados (aq)	2 (1.98)	NE	----	----	----	----	----	----
Hemiptera não identificados (t)	4 (3.96)	<0.01	----	----	2 (0.88)	0.53	----	----
Hymenoptera	6 (5.94)	0.29	15 (11.63)*	36.24*	17 (7.46)	2.66	13 (12.15)*	0.81
Apidae (t)	----	----	1 (0.78)	0.25	----	----	----	----
Braconidae (t)	1 (0.99)	<0.01	----	----	----	----	----	----

Tabela 2. Continuação

Itens alimentares	<i>LC</i> adultos (N=28; Np=101)		<i>LC</i> jovens (N=37; Np=129)		<i>LO</i> adultos (N=39; Np=228)		<i>LO</i> jovens (N=24; Np=107)	
	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V
Formicidae (t)	5 (4.95)	0.28	13 (10.08)*	35.31*	15 (6.58)	2.57	13 (12.15)*	0.81
Vespidae (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.09	----	----
Hymenoptera não identificados (t)	----	----	1 (0.78)	0.68	1 (0.44)	NE	----	----
Isoptera (t)	4 (3.96)	0.35	1 (0.78)	0.10	10 (4.39)	1.28	2 (1.87)	0.26
Lepidoptera	4 (3.96)	1.01	2 (1.55)	0.63	15 (6.58)	8.86	10 (9.35)	28.27*
Adultos (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.29	2 (1.87)	3.76
larvas (t)	4 (3.96)	1.01	2 (1.55)	0.63	14 (6.14)	8.57	8 (7.48)	24.51*
Mantodea (Mantidae) (t)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.16	----	----
Odonata	9 (8.91)	3.15	33 (25.58)*	22.83*	4 (1.75)	4.38	----	----
Anisoptera (t)	----	----	7 (5.43)	2.83	----	----	----	----
Zigoptera (t)	6 (5.94)	2.53	9 (6.98)	3.59	1 (0.44)	0.11	----	----
Náiades (aq)	2 (1.98)	0.62	17 (13.18)*	16.42*	3 (1.32)	4.27	----	----
Odonata não identificados (t)	1 (0.99)	NE	----	----	----	----	----	----
Orthoptera	7 (6.93)	1.29	10 (7.75)	4.97	31 (13.60)*	13.53*	8 (7.48)	14.65*
Gryllacrididae (t)	2 (1.98)	0.99	1 (0.78)	1.21	14 (6.14)	11.58*	1 (0.93)	2.63
Gryllidae (t)	2 (1.98)	0.28	----	----	12 (5.26)	1.42	2 (1.87)	1.23
Gryllotalpidae (t)	----	----	2 (1.55)	2.00	----	----	----	----
Tettigoniidae (t)	----	----	1 (0.78)	0.30	2 (0.88)	0.06	1 (0.93)	2.29
Tetrigidae (t)	----	----	1 (0.78)	0.22	----	----	----	----
Orthoptera não identificados (t)	3 (2.97)	0.02	5 (3.88)	1.25	3 (1.32)	0.47	4 (3.74)	8.50
Artrópodes não identificados	----	----	4 (3.10)	2.08	2 (0.88)	3.60	2 (1.87)	14.10*

Tabela 2. Continuação

Itens alimentares	<i>LC</i> adultos (N=28; Np=101)		<i>LC</i> jovens (N=37; Np=129)		<i>LO</i> adultos (N=39; Np=228)		<i>LO</i> jovens (N=24; Np=107)	
	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V	Np (%Np)	%V
Chordata								
Actinopterygii	3 (2.97)	5.05	----	----	----	----	----	----
Siluriformes (aq)	1 (0.99)	4.19	----	----	----	----	----	----
Peixes não identificados (aq)	2 (1.98)	0.86	----	----	----	----	----	----
Lissamphibia	15 (14.85)*	66.28*	6 (4.65)	23.01*	7 (3.07)	19.52*	1 (0.93)	0.57
Bufonidae (<i>Rhinella pombali</i> juvenis) (af)	----	----	----	----	1 (0.44)	0.52	1 (0.93)	0.57
Hylidae								
<i>Dendropsophus elegans</i> (af)	1 (0.99)	2.31	----	----	----	----	----	----
<i>Scinax fuscovarius</i> (af)	1 (0.99)	6.35	----	----	1 (0.44)	5.91	----	----
Hylidae não identificados	----	----	1 (0.78)	5.95	----	----	----	----
Leiuperidae (<i>Pseudopaludicola mystacalis</i>) (af)	----	----	1 (0.78)	1.08	----	----	----	----
Leptodactylidae (<i>Leptodactylus</i> sp.) (af)	----	----	----	----	1 (0.44)	6.94	----	----
Microhylidae (<i>Elachistocleis ovalis</i>) (af)	1 (0.99)	8.67	1 (0.78)	10.58*	----	----	----	----
Ranidae								
<i>Lithobates catesbeianus</i> (juvenis) (af)	1 (0.99)	31.20*	----	----	2 (0.88)	10.06*	----	----
<i>Lithobates catesbeianus</i> (girinos) (aq)	3 (2.97)	14.33*	----	----	----	----	----	----
Girinos (não identificados) (aq)	7 (6.93)	3.19	1 (0.78)	7.63	1 (0.44)	0.59	----	----
Pós-metamórficos não identificados (af)	1 (0.99)	0.23	2 (1.55)	0.76	2 (0.88)	2.45	----	----
Serpentes (<i>Liophis miliaris</i>) (af)	2 (1.98)	5.66	----	----	----	----	----	----
Vertebrata não identificados	1 (0.99)	NE	1 (0.78)	NE	----	----	----	----

A sobreposição de nicho trófico apresentou resultados diferentes de acordo com o nível taxonômico das presas utilizado nos cálculos (Tabela 3). A sobreposição média entre os quatro grupos no primeiro cálculo (presas em níveis taxonômicos superiores) foi igual a 0,69, enquanto no segundo cálculo (presas em níveis taxonômicos inferiores) este valor foi 0,47, em ambos os casos maior que o esperado pelo acaso ($P < 0,05$), assim como todos os valores obtidos entre os pares (Tabela 3). Considerando táxons superiores, os valores obtidos ficaram em torno do limiar entre sobreposição média e alta para todos os grupos de rãs, exceto entre jovens e adultos de *LO* (0,87). Por outro lado, considerando as presas nos níveis taxonômicos mais baixos, os valores do índice não foram tão semelhantes quanto no cálculo anterior (Tabela 3). Baixa sobreposição foi observada apenas entre *LC* adultos e *LO* jovens, enquanto que no cálculo anterior a sobreposição entre estes tinha sido alta. Mudança semelhante foi observada entre adultos e jovens de *LC* e entre os jovens das duas espécies, que tiveram sobreposição alta no primeiro cálculo e média no segundo (Tabela 3).

Tabela 3. Sobreposição de nicho alimentar entre *Lithobates catesbeianus* (*LC*) e *Leptodactylus ocellatus* (*LO*), nas áreas amostradas no município de Vieiras (MG). A: sobreposição alta; M: sobreposição média; B: sobreposição baixa

Primeiro cálculo (presas em níveis taxonômicos superiores)			
	<i>LC</i> jovens	<i>LO</i> adultos	<i>LO</i> jovens
<i>LC</i> adultos	0,67 (A)	0,66 (M)	0,67 (A)
<i>LC</i> jovens		0,64 (M)	0,68 (A)
<i>LO</i> adultos			0,87 (A)
Segundo cálculo (presas em níveis taxonômicos inferiores)			
	<i>LC</i> jovens	<i>LO</i> adultos	<i>LO</i> jovens
<i>LC</i> adultos	0,52 (M)	0,45 (M)	0,33 (B)
<i>LC</i> jovens		0,38 (M)	0,40 (M)
<i>LO</i> adultos			0,78 (A)

DISCUSSÃO

Embora as duas espécies estudadas sejam rãs de grande porte, *Li. catesbeianus* atingiu maiores proporções na fase adulta que *Le. ocellatus*, o que pode ter influenciado nas diferenças observadas na composição das dietas, tamanho das presas e sobreposição de nicho trófico entre os adultos de ambas as espécies. Por outro lado, a semelhança de tamanho entre os jovens das duas espécies pode explicar semelhanças na composição de suas dietas, sobreposição de nicho e tamanho de presas, embora as categorias de presas mais volumosas não tenham sido as mesmas. A influência do tamanho corporal sobre a ecologia alimentar de espécies simpátricas de anuros também foi observada em estudos anteriores (Stewart & Sandison, 1972; Werner *et al.*, 1995; Van Sluys & Rocha, 1998; Duré *et al.* 2001; França *et al.* 2004; Menin *et al.*, 2005).

Leptodactylus ocellatus consumiu maior quantidade de presas que *Li. catesbeianus*, porém estas foram em geral menores (em volume) que as ingeridas pela rã invasora. Uma explicação é o maior consumo de artrópodes de pequeno tamanho por *Le. ocellatus*, enquanto que presas maiores, como vertebrados e baratas d'água (Hemiptera: Belostomatidae), foram mais consumidas por *Li. catesbeianus*. Especialmente se as dietas de adultos de ambas as espécies forem comparadas, percebe-se facilmente uma maior diversidade de artrópodes na dieta de *Le. ocellatus*, corroborando outros estudos com esta espécie (Teixeira & Vrcibradic, 2003; Maneyro *et al.*, 2004; Solé *et al.*, 2009). Outra possível explicação pode ser a assimetria entre as duas espécies quanto à largura da mandíbula, uma vez que a rã touro apresentou mandíbulas maiores que as da rã-manteiga. Diferenças na largura da mandíbula são consideradas como fonte de variação para dietas de anuros simpátricos, influenciando no tamanho das presas (Duré *et al.* 2001; França *et al.* 2004).

As diferenças de tamanho entre adultos e jovens resultaram em variação ontogenética na composição da dieta, corroborando estudos anteriores realizados com estas rãs (Daza & Castro, 1999; Teixeira & Vrcibradic, 2003; Maneyro *et al.*, 2004; Wu *et al.*, 2005; Boelter & Cechin, 2007; Pascual & Guerrero, 2008; Silva *et al.*, 2009). Tanto a composição das dietas quanto a sobreposição de nicho mostraram que esta variação é menor para a rã nativa que para a rã exótica, provavelmente devido ao fato de esta última ter maior crescimento, o que a permite ingerir presas relativamente grandes para um anfíbio anuro (Bury & Whelan, 1984; Toft, 1985).

A maior frequência de vertebrados na dieta de *Li. catesbeianus* corrobora o observado em diversos estudos em que esta espécie foi comparada com outras (Stewart & Sandison, 1972; Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Wu *et al.*, 2005; Hothem *et al.*, 2009), sendo

Liophis miliaris a terceira espécie de serpente registrada como presa da rã exótica no Brasil (outros registros apresentados por Silva *et al.*, 2007 e Camargo-Filho *et al.* 2008). O consumo de anuros foi notavelmente maior para a rã exótica, o que incluiu também coespecíficos como presas. O canibalismo também é conhecido em *Le. ocellatus* (Teixeira & Vrcibradic, 2003; Kokobum & Rodrigues, 2005), mas embora um exemplar do gênero *Leptodactylus* tenha sido encontrado num estômago de um adulto dessa espécie, sua identificação precisa não pôde ser feita. Este indivíduo poderia pertencer a uma das outras espécies deste gênero encontradas nos locais amostrados (*Le. fuscus* e *Le. aff. mystaceus*). Por outro lado, o registro de dois jovens de *Li. catesbeianus* entre as presas de *Le. ocellatus* adultos, assim como a observação da predação de um jovem da rã exótica por um adulto da rã nativa (Silva & Ribeiro Filho, 2009), sugerem que *Le. ocellatus* seja um predador comum para os jovens *Li. catesbeianus* nas áreas amostradas. Entretanto, como pequenos vertebrados, inclusive anfíbios anuros, são pouco representativos na dieta de *Le. ocellatus* (França *et al.*, 2004; Maneyro *et al.*, 2004; Solé *et al.*, 2009; presente estudo), a rã nativa pode ter pouca influência sobre as populações da rã exótica, como sugerido por França *et al.* (2004) para os efeitos da predação de anuros por *Le. ocellatus*.

Lithobates catesbeianus mostrou ter hábitos mais aquáticos que *Le. ocellatus*, o que também pode ter colaborado para as diferenças observadas nas dietas das duas espécies, especialmente quanto aos hábitos das presas. Diversos estudos mostraram que diferenças no uso de habitats por anuros coexistentes resultam em diferenças no hábito alimentar (Stewart & Sandison, 1972; Van Sluys & Rocha, 1998; Daza & Castro, 1999; Werner *et al.*, 1995; França *et al.*, 2004; Santos *et al.* 2004). A representatividade de presas aquáticas foi bem maior na dieta de *L. catesbeianus*, um reflexo de seus hábitos mais aquáticos, corroborando estudos anteriores (Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Wu *et al.*, 2005; Pascual & Guerrero, 2008). Por outro lado, a maioria das rãs encontradas em terra estava em grande proximidade com a água, nas margens dos tanques. Isto poderia contribuir para o consumo de presas aquáticas e anfíbios por ambas as espécies; entretanto, esta possível influência da proximidade com a água não pareceu afetar os hábitos alimentares da rã nativa, uma vez que presas de hábitos aquáticos e anfíbios foram raras em sua dieta. Esta predominância de presas terrestres e o consumo ocasional de presas aquáticas por *Le. ocellatus* também foram observados nos estudos de Teixeira & Vrcibradic (2003) e Solé *et al.* (2009).

Os valores de sobreposição de nicho trófico que melhor refletiram as semelhanças e diferenças entre os grupos de rãs, resultantes das variações no uso dos recursos alimentares, foram os obtidos quando as presas foram consideradas em níveis taxonômicos mais baixos. Segundo Caldwell & Vitt (1999), a identificação das presas em nível de família permite uma

melhor interpretação da quantidade e tipos de organismos consumidos. Dessa forma, uma caracterização mais detalhada do espectro de presas ingeridas é importante em estudos de ecologia alimentar de anfíbios, embora em alguns casos a diferença de sobreposição de nicho relativa ao grau de identificação possa não ser representativa (*e. g.* Caldwell & Vitt, 1999).

Considerando as presas em caracterização taxonômica mais detalhada, os maiores valores foram observados entre os pares coespecíficos, o que pode ser um reflexo da maior similaridade entre as dietas de jovens e adultos da mesma espécie. Já em relação aos pares de espécies pôde-se verificar que a variação ontogenética tem o seu efeito sobre as relações interespecíficas. Jovens de *Li. catesbeianus* tiveram sobreposição média com os dois grupos de *Le. ocellatus*, enquanto que para os adultos da rã exótica a sobreposição com a rã nativa variou de média (entre adultos) a baixa (com os jovens). Isto reforça a ideia de que as diferenças intraespecíficas devem ser levadas em conta em comparações ecológicas entre espécies, como proposto por Giller (1984).

A comparação com o modelo nulo mostrou que ambas as espécies possuem uma sobreposição significativa em relação ao consumo de presas. Alguns estudos atribuíram a sobreposição de nicho entre *Li. catesbeianus* e anuros nativos à possibilidade de competição interespecífica (Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Wu *et al.*, 2005). Porém, a relação entre sobreposição de nicho e competição é complexa, e depende da razão entre demanda e suprimento de recursos (Pianka, 1974; Giller, 1984; Holt, 1987; Krebs, 1999). Competição interespecífica pressupõe limitação de recursos de uso comum, com consequentes efeitos negativos para as espécies que interagem (Giller, 1984). Uma grande sobreposição de nicho não necessariamente implica em intensa competição, porque se os recursos avaliados são abundantes, duas espécies podem partilhá-los, sem detrimento para ambas; mas quando a razão entre demanda e suprimento é alta, menos sobreposição é tolerada (Pianka, 1974; Abrams, 1980; Giller, 1984; Krebs, 1999; Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008). Dessa forma, para verificar se as relações entre as espécies estudadas são influenciadas significativamente pela competição por recursos alimentares deve-se avaliar a disponibilidade das presas. Entretanto, *Li. catesbeianus* e *Le. ocellatus* são reconhecidas como tendo hábito alimentar generalista (Teixeira & Vrcibradic, 2003; Werner *et al.*, 1995; Wu *et al.*, 2005; Pascual & Guerrero, 2008; Silva *et al.*, 2009; Solé *et al.*, 2009; presente estudo), o que pode reduzir os efeitos da flutuação na disponibilidade de presas sobre suas relações alimentares, contribuindo para evitar os efeitos da competição interespecífica.

Quando o espectro de presas foi analisado de maneira mais detalhada, a sobreposição de nicho entre as espécies teve valores relativamente baixos, e sobreposições alimentares baixas indicam coexistência com baixo potencial para interações associadas à aquisição de

presas (Caldwell & Vitt, 1999), tendo efeito semelhante ao de recursos abundantes (Giller, 1984). Além disso, *Li. catesbeianus* e *Le. ocellatus* mostraram um uso diferencial de recursos alimentares e espaciais. O uso diferencial de recursos pode promover a coexistência entre espécies (Holt, 1987), tendo sido observado entre anfíbios anuros simpátricos (Van Sluys & Rocha, 1998; Duré *et al.* 2001; França *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2004; Menin *et al.*, 2005; De-Carvalho *et al.* 2008). A competição por alimento pode ser evitada pela seleção de presas de diferentes tamanhos, ou por forrageamento em diferentes locais ou em diferentes períodos (Pianka, 1974; Giller, 1984; Holt, 1987). Embora não analisada, a assimetria entre as duas espécies com relação ao período de forrageio pode ser evidenciada pela menor quantidade de presas ingerida por *Li. catesbeianus*, considerando que ambas as espécies foram coletadas ao longo do mesmo período da noite. As diferenças observadas entre as duas espécies podem estar colaborando para a sua coexistência na área estudada, contrariando evidências de que a rã nativa poderia sofrer impacto negativo com a presença da rã exótica (Batista, 2002; Barrasso *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009). Entretanto, novos estudos envolvendo as duas espécies devem ser desenvolvidos em outras regiões onde *Li. catesbeianus* foi introduzida na América do Sul, para verificar se diferenças relativas a fatores ambientais, como altitude e temperatura, influenciam nas suas relações ecológicas e contribuem para impactos negativos decorrentes da presença da espécie exótica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrams, P. 1980. Some comments on measuring niche overlap. *Ecology* 61(1): 44-49.
- Barrasso, D. A.; Cajade, R.; Nenda, S. J.; Baloriani, G. & Herrera, R. 2009. Introduction of the American Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in natural and modified environments: an increasing conservation problem in Argentina. *South American Journal of Herpetology* 4(1): 69-75.
- Batista, C. G. 2002. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Effects on native anuran community. *Herpetological Review* 33(2): 131.
- Boelter, R. A. & Cechin, S. Z. 2007. Impacto da dieta de rã-touro (*Lithobates catesbeianus* - Anura, Ranidae) sobre a fauna nativa: estudo de caso na região de Agudo - RS - Brasil. *Natureza & Conservação* 5(2): 45-53.
- Borror, D. J.; Triplehorn, C. A. & Johnson, N. F. 1992. An Introduction to the Study of Insects. 6th ed. Forth Worth: Saunders College Publishing. 875p.
- Bury, R. B. & Whelan, J. A. 1984. Ecology and management of the bullfrog. U. S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 155. 24p.

- Caldwell, J. P. & Vitt, L. J. 1999. Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian rain forest. *OIKOS* 84(3): 383-397.
- Camargo Filho, C. B.; Costa, H. C.; Silva, E. T.; Ribeiro Filho, O. P. & Feio, R. N. 2008. *Lithobates catesbeianus* (American Bullfrog). *Prey. Herpetological Review* 39(3): 338.
- Conte, C. E. & Rossa-Feres, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(1): 162-175.
- Castro, J. C.; Lima, S. L. L.; Braga, G. T.; Azevedo, R. V.; Pinto, C. E. L. & Silva, A. R. 2008. Anatomia-histologia do esôfago da rã touro (*Rana catesbeiana* Shaw, 1802). *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal* 9(1): 130-139.
- Costa, C. S. L.; Lima, S. L.; Andrade, D. R. & Agostinho, C. A. 1998. Caracterização Morfológica dos Estágios de Desenvolvimento do Aparelho Reprodutor Feminino da Rã-touro, *Rana catesbeiana*, no Sistema Anfigranja de Criação Intensiva. *Revista Brasileira de Zootecnia* 27(4): 642-650.
- D'Amore, A.; Kirby, E. & McNicholas, M. 2009. Invasive species shifts ontogenetic resource partitioning and microhabitat use of a threatened native amphibian. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 534-541.
- Daza, J. D & Castro, F. 1999. Hábitos alimentícios de la rana toro (*Rana catesbeiana*) Anura: Ranidae en el Valle del Cauca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias XXIII (suplemento especial): 265-274.*
- De-Carvalho, C. B.; Freitas, E. B.; Faria, R. G.; Batista, R. C.; Batista, C. C.; Coelho, W. A. & Bocchiglieri, A. 2008. História natural de *Leptodactylus mystacinus* e *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae) no Cerrado do Brasil Central. *Biota Neotropica* 8(3): 105-115.
- Duré, M. I. & Kehr, A. I. 2001. Differential Exploitation of Trophic Resources by Two Pseudid Frogs from Corrientes, Argentina. *Journal of Herpetology* 35(2): 340- 343.
- Ficetola, G. F.; Thuiller, W. & Miaud, C. 2007. Prediction and validation of the global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 2007(13): 476-485.
- Fontabello, D. 1994. Histórico da Ranicultura no Brasil. In: Lima, S.L; Figueiredo, M. R. C. & Moura, O. M. Diagnóstico da Ranicultura: problemas, propostas de soluções e pesquisas prioritárias. Viçosa: Academia Brasileira de Estudos Técnicos em Ranicultura. 170 p.

- França, L. F.; Facure, K. G. & Giaretta, A. A. 2004. Trophic and spatial niches of two large-sized species of *Leptodactylus* (Anura) in Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 39(3): 243-248.
- Giller, P. S. 1984. *Community Structure and the Niche*. London: Chapman & Hall. 176 p.
- Giovanelli, J. G. R., Haddad, C. F. B. & Alexandrino, J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions* 10: 585-590.
- Gorman, T. A.; Bishop, D. C., & Hass, C. A. 2009. Spatial Interactions between Two Species of Frogs: *Rana okaloosae* and *R. clamitans clamitans*. *Copeia* 2009(1): 138-141.
- Hayes, M. P., & Jennings, M. R. 1986. Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *Journal of Herpetology* 20(4): 490-409.
- Holt, R. D. 1987. On the relation between niche overlap and competition: the effect of incommensurable niche dimensions. *OIKOS* 48(1): 110-114.
- Hothem, R. L., Meckstrtoh, A. M., Wegner, K. E., Jennings, M. R., & Crayon, J. J. 2009. Diets of Three Species of Anurans from the Cache Creek Watershed, California, USA. *Journal of Herpetology* 43(2): 275-283.
- Jaksic, F. M.; Greene, H. & Yáñez, J. L. 1981. The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49(1): 21-28.
- Jocqué, R. & Dippenaar-Schoeman, A. S. 2006. *Spider Families of the World*. 2nd ed. Tervuren: Royal Museum for Central Africa. 336 p.
- Kiesecker, J. M. 2003. Invasive Species as a Global Problem: Toward Understanding the Worldwide Decline of Amphibians. In: Semlitsch, R. D. (Ed). *Amphibian Conservation*. Washington, D. C.: Smithsonian Books. 324 p.
- Kokobum, M. N. C. & Rodrigues, A. P. 2005. *Leptodactylus ocellatus* (Rã-manteiga). Cannibalism. *Herpetological Review* 36(3): 303.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman. 620 p.
- Levine, J. M. 2008. Biological Invasions. *Current Biology* 18(2): 57-60.
- Lima, S. L. 1979. Crescimento, relações biométricas, reprodução e dinâmica populacional de *Leptodactylus ocellatus* (Linnaeus, 1758) (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 112 p.
- Lima, S. L. & Verani, J. R. 1988. Dinâmica populacional da rã-manteiga, *Leptodactylus ocellatus* (Linnaeus, 1758) em Viçosa, MG (Anura, Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 48(2): 113-118.

- Lima, S. L.; Costa, C. L. S.; Agostinho, C. A.; Andrade, D. R. & Filho, H. P. P. 1998. Estimativa do Tamanho da Primeira Maturação sexual da Rã-touro, *Rana catesbeiana*, no Sistema Anfigranja de Criação Intensiva. *Revista Brasileira de Zootecnia* 27(3): 416-420.
- Magalhães, A. L. B. & Carvalho, P. A. C. 2007. Ocorrência de peixes ornamentais exóticos em riachos nos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, Brasil. *Natureza & Conservação* 5(2): 54-59.
- Magnusson, W. E.; Lima, A. P.; Silva, W. A. & Araújo, M. C. 2003. Use of geometric forms to estimate volume of invertebrates in ecological studies of dietary overlap. *Copeia* 2003(1): 13-19.
- Maneyro, R.; Naya, D. E.; Canavero, A. & Camargo, A. 2004. Diet of the South American frog *Leptodactylus ocellatus* (Anura, Leptodactylidae) in Uruguay. *Iheringia Série Zoologia* 94(1): 57-61.
- Martof, B. S. 1953. Territoriality in the Green Frog, *Rana Clamitans*. *Ecology* 34(1): 165-174.
- Menin, M.; Rossa-Feres, D. C. & Giaretta, A. A. 2005. Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 22(1): 61-72.
- Pascual, A. D. & Guerrero, C., 2008. Diet Composition of Bullfrogs, *Rana catesbeiana* (Anura: Ranidae) Introduced into the Venezuelan Andes. *Herpetological Review* 39(4): 425-427.
- Pearl, C. A.; Adams, M. J.; Bury, R. B.; Mc Creary, B., 2004. Asymmetrical Effects of Introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on Native Ranid Frogs in Oregon. *Copeia* 2004(1): 11-20.
- Pianka, E. R. 1973. The Structure of Lizard Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1973(4): 53-74.
- Pianka, E. R. 1974. Niche Overlap and Diffuse Competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 71(5): 2141-2145
- R Development Core Team, 2007. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>.
- Sabagh, L. T. & Carvalho-e-Silva, A. M. P. T. 2008. Feeding overlap in two sympatric species of *Rhinella* (Anura: Bufonidae) of the Atlantic Rain Forest. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(2): 247-253.
- Santos, E. M.; Almeida, A. V. & Vasconcelos, S. D. 2004. Feeding habits of six anuran (Amphibia: Anura) species in a rainforest fragment in Northeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* 94(4): 433-438.

- Silva, E. T.; Costa, H. C.; Feio, R. N. 2007. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Prey. Herpetological Review 38(4): 443.
- Silva, E. T. & Ribeiro Filho, O. P. 2009. Predation on juveniles of the invasive American Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura, Ranidae) by native frog and snake species in South-eastern Brazil. Herpetology Notes 2(2009): 215-218.
- Silva, E. T.; Reis, E. P.; Feio, R. N. & Ribeiro Filho, O. P. 2009. Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in Viçosa, Minas Gerais State, Brazil. South American Journal of Herpetology 4(3): 286-294.
- Solé, M.; Dias, I. R.; Rodrigues, E. A. S.; Marciano-Jr, E.; Branco, S. M. J.; Cavalcante, K. P. & Rödder, D. 2009. Diet of *Leptodactylus ocellatus* (Anura: Leptodactylidae) from a cacao plantation in southern Bahia, Brazil. Herpetology Notes 2(2009): 9-15.
- Stewart, M. M. & Sandison, P. 1972. Comparative Food Habits of Sympatric Mink Frogs, Bullfrogs, and Green Frogs. Journal of Herpetology 6(3/4): 241-244.
- Teixeira, R. & Vrcibradic, D. 2003. Diet of *Leptodactylus ocellatus* (Anura; Leptodactylidae) from coastal lagoons of Southeastern Brazil. Cuadernos de Herpetologia 17(1-2): 113-120.
- Toft, C. A. 1985. Resource Partitioning in Amphibians and Reptiles. Copeia 1985(1): 1-21.
- Van Sluys, M. & Rocha, C. F. D. 1998. Feeding habits and microhabitat utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs (*Hyla minuta* and *Pseudopaludicola* sp. (gr. *falcipes*). Revista Brasileira de Biologia 58(4): 559-562.
- Werner, E. E.; Wellborn, G. A. & McPeck, M. A. 1995. Diet Composition in Postmetamorphic Bullfrogs and Green Frogs: Implications for Interspecific Predation and Competition. Journal of Herpetology 29(4): 600-607.
- Willianson, M. 1996. Biological Invasions. London: Chapman & Hall. 244 p.
- Wu, Z.; Li, Y.; Wang, Y. & Adams, M. J. 2005. Diet of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*): predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. Journal of Herpetology 39(4):668-674.

2.2. Silva, E. T.; Ribeiro Filho, O. P. & Feio, R. N. 2010. Predação de anfíbios anuros nativos pela rã invasora *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) em duas localidades do Sudeste do Brasil.

Predação de anfíbios anuros nativos pela rã invasora *Lithobates catesbeianus*
(Shaw, 1802) em duas localidades do Sudeste do Brasil

Emanuel Teixeira da Silva, Oswaldo Pinto Ribeiro Filho & Renato Neves Feio

*Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, 36570-000, Viçosa, MG,
Brasil.*

RESUMO. Predadores exóticos invasores são uma das causas de declínios populacionais de anfíbios anuros em algumas regiões do mundo, e dentre eles se destaca *Lithobates catesbeianus*, a rã-touro norte-americana. Seu hábito alimentar é generalista, e os adultos consomem regularmente pequenos vertebrados, incluindo outros anuros. Com base na análise do conteúdo estomacal de rãs-touro invasoras, a predação de anuros nativos por esta espécie foi investigada em duas localidades no Sudeste do Brasil. Também foi analisada a variação espacial na predação, assim como a influência da sazonalidade e da utilização de microambientes pelas espécies de anuros nativas. Entre as presas da rã-touro foram encontrados anuros pertencentes às famílias Bufonidae, Hylidae, Leiuperidae e Microhylidae. As espécies nativas predadas exibiram similaridade média ou alta com a rã-touro na utilização de microambientes, mostrando que aspectos da história natural dos anuros nativos influenciam as interações com a rã exótica. A predação de anuros nativos foi mais expressiva no ambiente onde a vegetação natural é preservada e a influência das atividades humanas é menor. Em Viçosa, a predação foi mais frequente nos meses quentes e chuvosos, especialmente na primavera (entre setembro e dezembro), época de reprodução da maioria das espécies nativas. Desta forma, o impacto negativo que a rã-touro pode exercer sobre anfíbios anuros nativos no Brasil pode ser mais expressivo entre as espécies semelhantes à rã exótica na utilização de microambientes, e durante o período reprodutivo destas espécies. Este impacto também deve ser maior em locais preservados, como fragmentos florestais em unidades de conservação, o que alerta para a necessidade de monitoramento e controle da dispersão desta espécie em áreas naturais.

PALAVRAS-CHAVE. Invasão biológica, rã-touro, predação, impacto ambiental.

INTRODUÇÃO

Os anfíbios anuros são comumente utilizados como recurso alimentar por grande variedade de predadores, tanto vertebrados quanto invertebrados, devido ao seu tamanho, em geral pequeno a moderado, pele fina e sem material indigesto, como anexos epidérmicos, e hábito gregário em alguma fase do ciclo de vida (Duellman & Trueb, 1994; Toledo *et al.*, 2007; Wells, 2007). Por outro lado, anfíbios anuros de grande porte são carnívoros e frequentemente consomem anfíbios menores, provavelmente sendo predadores oportunistas destes últimos (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007). A predação pode ser uma fonte significativa de mortalidade para qualquer um dos estágios de vida de um anfíbio (Wells, 2007). Dessa forma, uma das ameaças mais bem definidas a muitas populações de anfíbios é a introdução de predadores ou competidores exóticos nos ecossistemas onde esses animais eram ausentes (Kats & Ferrer, 2003; Kiesecker, 2003; Wells, 2007).

Um dos predadores exóticos mais conhecidos é a rã-touro norte-americana, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802). Reconhecida como um predador generalista, sua dieta é composta principalmente de artrópodes. Porém, como os adultos podem alcançar mais de 200 mm de comprimento (Bury & Whelan, 1984), o consumo de pequenos vertebrados, especialmente anfíbios anuros, é comumente reportado em seu hábito alimentar (veja revisão de Bury & Whelan, 1984). De fato, a rã-touro é sem dúvida o mais conhecido anuro predador de outros anuros na América do Norte, já que é a maior de todas as espécies (Wells, 2007).

A rã-touro foi introduzida em vários países com fins comerciais (Ficetola *et al.*, 2007; Giovanelli *et al.*, 2008), sendo escolhida para criação comercial por possuir alta fecundidade, rápido crescimento e boa aclimação a uma variedade de regimes climáticos, tendo maior desempenho em cativeiro que outras espécies de rãs (Vizotto, 1984; Schloegel *et al.*, 2009). No Brasil, os primeiros exemplares chegaram em 1935, e logo se desenvolveu a sua criação intensiva em ranários. A espécie aclimatou-se bem às regiões brasileiras e aos diferentes tipos de manejo, permitindo a sua criação em escala nacional (Vizotto, 1984; Fontanello, 1994).

Concomitantemente à dispersão da ranicultura, populações invasoras da rã-touro se estabeleceram nos países onde foi introduzida (Hammerson, 1982; Bury & Whelan, 1984; Ficetola *et al.*, 2007). Sua presença em ambientes naturais causa preocupação e merece investigação, principalmente devido a sua alta capacidade reprodutiva e seu hábito alimentar generalista (Boelter & Cechin, 2007; Kaefer *et al.*, 2007). Diversos estudos concordam que *L. catesbeianus* possui um grande potencial impactante sobre comunidades de anfíbios anuros devido à alta representatividade destes animais em sua dieta (Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Pearl *et al.*, 2004; Wu *et al.*, 2005; Boelter & Cechin, 2007; Pascual &

Guerrero, 2008; Barrasso *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009). No oeste dos Estados Unidos seu estabelecimento tem sido correlacionado ao declínio de espécies nativas de anfíbios anuros (Moyle, 1973; Hammerson, 1982; Hayes & Jennings, 1986; Werner *et al.*, 1995; Kiesecker, 2003; Collins & Crump, 2009), entretanto o impacto da predação sobre juvenis ou adultos de espécies nativas de anuros ainda precisa ser determinado (Wells, 2007). No Brasil pouco se sabe acerca do efeito da rã-touro sobre a anurofauna nativa. A presença da rã-touro em ambientes naturais brasileiros é conhecida nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste (Guix, 1990; Bernarde & Machado, 2001; Batista, 2002; Martins *et al.*, 2002; Boelter & Cechin, 2007; Giovanelli *et al.*, 2008; Kaefer *et al.*, 2007; Reis *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2009). No presente trabalho foi analisada a predação de anuros nativos por *L. catesbeianus* invasores em duas localidades do Sudeste do Brasil, levando-se em conta variações decorrentes da sazonalidade e tipo de ambiente onde a rã exótica foi encontrada, e a influência de variáveis abióticas (temperaturas médias mensais e pluviosidade) e da utilização de microambientes pelas espécies nativas.

METODOLOGIA

Áreas de estudo – Os exemplares de *L. catesbeianus* utilizados foram coletados em ambientes aquáticos localizados nos municípios de Viçosa e Vieiras, na Zona da Mata de Minas Gerais. Em Viçosa, os locais de coleta estão situados no *campus* da Universidade Federal de Viçosa (UFV) (20°45' S e 42° 07' O) (Figura 3 – Anexo). O município de Viçosa está inserido no domínio vegetacional da Mata Atlântica, sendo a região originalmente coberta por floresta estacional semidecidual. Atualmente fragmentos florestais secundários cercados por áreas agrícolas, pastagens e plantações de eucalipto compõem a paisagem (Lima & Verani, 1988; Ribon *et al.*, 2003; Coelho *et al.*, 2005). Na UFV a ranicultura iniciou-se em 1976, porém as pesquisas nessa área foram incrementadas somente após a construção do Ranário Experimental (RE) em 1981, sendo por volta dessa época introduzidas as primeiras rãs-touro (Lima, 1994). Desde então, o RE tornou-se fonte de girinos e rãs, que estabeleceram populações invasoras em ambientes aquáticos no *campus* da UFV, devido a escapes acidentais (Silva *et al.*, 2009).

O primeiro local de coleta, conhecido como “Represa do Belvedere” (Figura 4A – Anexo), é um antigo reservatório de água da Universidade, o qual forma um conjunto com outros pequenos represamentos contíguos, cuja comunicação fica interrompida em época de estiagem prolongada (Oliveira *et al.*, 2007). Este conjunto é circundado em boa parte por vegetação de floresta secundária, onde se pode observar a variação vertical na estrutura da

vegetação (vegetação herbácea, arbustiva e arbórea) e em outra parte por um gramado. Os represamentos possuem abundante vegetação aquática, representada amplamente por salvíneas (*Salvinia* sp.), além de gramíneas e ninfeáceas (Silva *et al.*, 2009). Este local sofre menor intervenção de ações humanas, como corte regular de vegetação, que os demais locais descritos adiante.

O segundo local, denominado “Estação Experimental de Fruticultura” (Figura 4B – Anexo), é uma área destinada ao cultivo experimental de árvores frutíferas, possuindo quatro tanques construídos originalmente para servirem de depósito de água para a irrigação das espécies cultivadas (Lima & Verani, 1988). A vegetação marginal é de porte herbáceo, sendo podada regularmente. Há poucas macrófitas aquáticas, destacando-se algumas ninfeáceas (Silva *et al.*, 2009).

O terceiro ambiente amostral é representado por dois reservatórios artificiais localizados no Setor de Cultivo Experimental de Grãos (Figura 4C – Anexo), com vegetação marginal de porte herbáceo, em sua maioria representada por gramíneas, com a presença de algumas árvores esparsas (Silva *et al.*, 2009).

O último ambiente amostral foi a Estação Experimental de Piscicultura, adjacente ao Ranário Experimental da UFV (Figura 4D – Anexo). Possui 95 tanques de diferentes tamanhos destinados à criação de diversas espécies de peixes, marginados por vegetação herbácea, principalmente gramíneas, a qual é podada regularmente. Alguns dos tanques apresentam vegetação aquática, com a presença de aguapés (*Eichhornia crassipes*), taboas (*Typha dominguensis*) e ninfeáceas (Silva *et al.*, 2009).

Em Vieiras, município também localizado em área originalmente coberta pelo domínio da Mata Atlântica (Magalhães & Carvalho, 2007), os ambientes amostrados se encontram em duas propriedades rurais, próximas ao distrito de Santo Antônio do Glória: a fazenda “Mundo Novo” (20°56'54,42”S e 42°17'33,09”O), e a fazenda “Coutos” (20°57'42,09”S e 42°17'41,01”O). A rã-touro foi introduzida nesta região ao final da década de 1970 (Silva & Ribeiro Filho, 2009), porém, segundo moradores locais, esta primeira criação durou poucos anos, e a espécie ocupou áreas de propriedades rurais próximas. Na fazenda “Mundo Novo” houve a produção comercial da rã-touro entre 1989 e 1998, a partir de exemplares adultos ferais e desovas obtidas em tanques de piscicultura. Atualmente, porém, não há produção comercial de rãs na região, e a espécie exótica pode ser comumente encontrada nas fazendas locais, fato facilitado pela grande abundância de pisciculturas ornamentais nessa região (Magalhães & Carvalho, 2007; Silva & Ribeiro Filho, 2009).

Ambos os locais de coleta são formados por dezenas de tanques destinados à criação de peixes ornamentais, circundados por gramíneas e pela planta invasora “lírio do brejo”

(*Hedychium coronarium*), (Figura 4 E-H – Anexo). Alguns dos tanques não são manejados e encontram-se tomados por gramíneas, aguapés, taboas e salvíneas, criando condições ideais para o estabelecimento de populações de anfíbios anuros. Entretanto, nenhum dos dois pontos localiza-se próximo a fragmentos florestais, sendo áreas sujeitas à influência direta das atividades humanas, como corte periódico da vegetação que circunda parte dos reservatórios e a presença de gado bovino.

Coleta de dados – os dados provenientes de Viçosa foram coletados entre agosto de 2005 e março de 2007 (licenças de coleta nº 036/05 e 233/06, IBAMA/RAN), durante um estudo sobre a composição da dieta de *L. catesbeianus* em condições naturais (Silva *et al.*, 2009). Já nas fazendas “Coutos” e “Mundo Novo”, em Vieiras, as coletas foram realizadas de setembro de 2008 a abril de 2009, e setembro a novembro de 2009 (licença nº 17152-1, IBAMA/SisBio).

Foram realizadas amostragens noturnas nos ambientes de coleta, entre 18:30 e 22:00 em Viçosa e entre 19:00 e 23:00 em Vieiras (desconsiderando-se horário de verão). Os exemplares foram coletados com puçás e à mão quando possível, e então submetidos ao processo de contenção fisiológica por desmedulação e descerebração, sendo imediatamente acondicionados em caixa de isopor contendo gelo, para retardar o processo digestivo (Werner *et al.*, 1995). As espécies de anfíbios anuros presentes foram registradas, assim como os microambientes utilizados por elas como sítio de vocalização ou desova, separados nas seguintes categorias: água (ambiente lântico); água (córrego); solo encharcado; solo seco (a menos de 1 m da água e a mais de 1m da água); vegetação aquática flutuante e emergente; vegetação terrestre < 1m e vegetação terrestre > 1m.

No dia seguinte à coleta em campo, os exemplares foram dissecados para exposição do estômago, que foi aberto no sentido esfíncter pilórico - esôfago para retirada do conteúdo, o qual foi acondicionado em frascos contendo álcool 70% e uma etiqueta de papel vegetal com o número de identificação do seu respectivo exemplar. O comprimento rostro-cloacal (CRC) foi medido com paquímetro digital (0,01 mm), e o sexo foi determinado pelo exame da morfologia das gônadas. Fêmeas foram separadas entre adultas e jovens de acordo com o desenvolvimento gonadal (Costa *et al.*, 1998), sendo consideradas adultas aquelas cujos ovários se encontravam a partir do início de maturação, e jovens aquelas com ovários em estágio imaturo. Machos com peso superior a 45 g foram considerados adultos (Lima *et al.*, 1998). Em Viçosa, 129 exemplares foram coletados, sendo que 22 não apresentaram conteúdo estomacal, ou apresentaram apenas restos vegetais ou conteúdo não identificável (Silva *et al.*, 2009). Dessa forma, 107 indivíduos foram utilizados nas análises, dos quais 47 foram provenientes da “Represa do Belvedere” (28 machos adultos, 19 fêmeas adultas e quatro

jovens), 49 do Setor de Fruticultura (13 machos adultos, 10 fêmeas adultas e 26 jovens) e 11 dos outros locais (cinco machos adultos, três fêmeas adultas e três jovens). Em Vieiras foram coletados 69 exemplares, sendo 65 utilizados nas análises, uma vez que quatro não apresentaram presas em seus estômagos. Destes, 28 foram adultos e 37 foram jovens.

Para a análise do conteúdo estomacal foi utilizado um estereomicroscópio, e os itens alimentares foram identificados até o nível taxonômico mais baixo possível, sendo agrupados em categorias. Os anfíbios anuros obtidos foram identificados ao nível específico, sempre que possível. O volume total (cm³) das categorias de presas foi estimado por meio de deslocamento de coluna d'água (Magnusson *et al.*, 2003). Alguns exemplares foram fixados em formol 10% e tombados como material testemunho na coleção de anfíbios do Museu de Zoologia João Moojen, da UFV (MZUFV).

Os dados referentes às variáveis climáticas durante o período de estudo em Viçosa (temperaturas mensais médias e pluviosidade) foram obtidos junto à Estação Meteorológica do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa.

Análise dos dados - Indivíduos com estômagos vazios, apenas com restos vegetais ou restos não identificáveis no estômago não foram considerados nas análises. Para avaliar a importância de cada categoria de presa, foi utilizado o índice de importância relativa (IIR) de Pinkas *et al.* (1971), calculado da seguinte maneira:

$$IIR_t = (FO_t) \times (FN_t + FV_t)$$

Onde FO_t é a frequência de ocorrência (100 x número de estômagos contendo a categoria de presa t / número total de estômagos com presas), FN_t é a frequência numérica (100 x número total de presas da categoria t em todos os estômagos / número total de presas obtidas), e FV_t é a frequência volumétrica (100 x volume total da categoria de presa t em todos os estômagos / volume total de todas as categorias de presas). Após a obtenção dos valores de IIR para cada categoria de presa, foi calculada sua representatividade percentual.

A variação espacial na composição da dieta e no consumo de anfíbios anuros foi avaliada separadamente entre adultos e jovens da rã-touro, por meio da comparação do IIR das categorias de presas entre a “Represa do Belvedere”, os demais locais em Viçosa agrupados (devido à maior semelhança na estrutura vegetacional e nível de perturbação humana), e as fazendas em Vieiras (dados de ambas as fazendas também agrupados). O CRC dos exemplares foi comparado entre estas três áreas por meio de análise de variância (ANOVA), seguida de análise de contrastes. Jovens provenientes da “Represa do Belvedere”

foram excluídos desta análise, devido ao baixo número coletado (veja a primeira seção de Resultados).

Para os dados de Viçosa, foi analisada a variação sazonal na composição da dieta e no consumo de anfíbios anuros, pela distribuição dos totais de presas consumidas (em nível de Classes) sazonalmente, considerando quatro estações: primavera (setembro, outubro e novembro), verão (dezembro, janeiro e fevereiro), outono (março, abril e maio) e inverno (junho, julho e agosto). Os valores foram comparados entre as estações pelo teste do Qui-quadrado, para verificar se os mesmos diferiam do esperado pelo acaso. O efeito das temperaturas médias mensais e da pluviosidade total mensal sobre o consumo de anfíbios foi avaliado por meio de regressão linear simples, utilizando-se como resposta o número de anuros pós-metamórficos consumidos por mês, usando modelos lineares generalizados com distribuição de Poisson corrigida para sobredispersão.

Para verificar a similaridade no uso de microambientes entre os anuros nativos e a rã exótica foi utilizado o índice de Sørensen (Vieira *et al.*, 2007), com base nas observações realizadas na “Represa do Belvedere” e em Vieiras. Uma análise de agrupamento pelo método de média não ponderada (UPGMA) (Krebs, 1999), foi realizada para determinar a existência de grupos de espécies similares, sendo os agrupamentos definidos pelo valor mínimo de 50% de similaridade. O índice de Sørensen é calculado da seguinte maneira (Krebs, 1999):

$$S_{jk} = 2M / (2M+N+C)$$

Onde S é a similaridade entre as espécies j e k , M é o número de pares de espécies, N é o total de microambientes utilizados por apenas uma espécie e C é o total de espécies em cada microambiente. A similaridade entre as espécies nativas e *L. catesbeianus* foi considerada baixa para valores abaixo de 0,34, média para valores de 0,34 a 0,66 e alta para valores acima de 0,66. Espécies registradas apenas por vocalização, ou aquelas pouco frequentes ou ocasionais não foram consideradas. A análise de similaridade foi realizada no software PAST (Hammer *et al.*, 2001), enquanto que as demais análises estatísticas foram realizadas no software livre R (R Development Core Team, 2006).

RESULTADOS

Rã-touro, anuros nativos e predação – As rãs-touro adultas coletadas em Viçosa apresentaram tamanhos (CRC, em mm) similares ($F_{(1,166)}= 2,66$; $p=0,10$), e foram maiores que as rãs adultas provenientes de Vieiras ($F_{(1,167)}= 27,81$; $p<0,01$) (Tabela 1). Por outro lado, as rãs jovens de ambos os locais apresentaram tamanhos similares ($F_{(1,167)} = 1,14$; $p= 0,29$), sendo menores que as adultas ($F_{(1,168)}= 147,20$; $p<0,01$).

Tabela 1. Variação dos valores médios de comprimento rostro-cloacal (CRC) entre adultos e jovens de *Lithobates catesbeianus* provenientes dos municípios de Viçosa e Vieiras, Zona da Mata de Minas Gerais. As letras iguais indicam que os valores são semelhantes ($p<0,01$)

<i>Lithobates catesbeianus</i>	Amplitude	média ± desvio padrão
Adultos (Viçosa – Represa do Belvedere)	71,45-187,25	143,06±18,98 (a)
Adultos (Viçosa – demais locais)	87,40-171,60	135,42 ± 21,63 (a)
Adultos (Vieiras)	80,01-183,78	116,08 ± 22,28 (b)
Jovens (Viçosa – demais locais)	35,90-77,65	57,59 ± 11,83 (c)
Jovens (Vieiras)	36,61-94,61	57,64 ± 15,86 (c)

Nos ambientes amostrados em Viçosa foram registradas 26 espécies de anuros nativas (Tabela 2). Trinta e dois indivíduos de *L. catesbeianus* (28,32%; 28 adultos e quatro jovens) consumiram anfíbios anuros, entre os quais seis espécies nativas puderam ser identificadas (23,08% do total registrado; Tabela 2). Um total de 49 anuros foi consumido, sendo 40 pós-metamórficos [dos quais 22 não puderam ser identificados; detalhes sobre a quantidade de anuros de cada espécie identificada apresentados em Silva *et al.* (2009)] e nove girinos, sendo um de *L. catesbeianus*. Dos anfíbios nativos predados, seis eram fêmeas que possuíam ovócitos em estágio de maturação intermediário ou avançado. Dois machos adultos de *L. catesbeianus* coletados na “Represa do Belvedere” ingeriram juntos 12 exemplares de anfíbios anuros. O primeiro deles (MZUFV 6632), coletado em novembro de 2005, possuía dois girinos e quatro indivíduos pós-metamórficos em seu estômago, dentre eles dois exemplares de *Dendropsophus elegans*. O segundo macho (MZUFV 7145), coletado em setembro de 2006, possuía cinco exemplares adultos de *Scinax eurydice* e um de *S. crospedospilus* em seu estômago. Na noite da coleta *S. eurydice* foi observada em atividade reprodutiva explosiva, com a presença de vários pares em amplexo e machos em atividade de vocalização próximos à margem dos ambientes aquáticos.

Em duas ocasiões a predação de anfíbios nativos por *L. catesbeianus* foi visualizada. A primeira observação ocorreu no dia 19 de janeiro de 2006, às 20h40min (temperatura do ar de aproximadamente 30° C). Um macho adulto de *L. catesbeianus* (não coletado) foi avistado na margem da “Represa do Belvedere” finalizando a ingestão de um anuro hilídeo, o qual estava apenas com as patas traseiras expostas (Figura 2 – Anexo). O exemplar ingerido possivelmente tratava-se de um macho de *Hypsiboas faber*, levando-se em conta que muitos machos desta espécie estavam em vocalização nas margens da represa naquela noite, além de outros exemplares desta espécie terem sido encontrados no conteúdo estomacal de rãs provenientes daquele local (Tabela 2). A segunda observação, ocorrida em 30 de agosto de 2006, foi documentada previamente (Reis *et al.*, 2007), tratando-se da predação do bufonídeo *Rhinella pombali*.

Em Vieiras foram registradas 22 espécies de anuros nativas, sendo que quatro (18,18%) foram encontradas no conteúdo estomacal de indivíduos da rã exótica (Tabela 2). Quatorze indivíduos de *L. catesbeianus* (21,54%; oito adultos e seis jovens) consumiram anfíbios anuros, perfazendo um total de 21 exemplares, sendo 10 pós-metamórficos e 11 girinos (detalhes sobre a quantidade de anuros de cada espécie identificada apresentados no primeiro artigo). O canibalismo foi registrado no consumo de girinos (N=3) e de um juvenil.

Na “Represa do Belvedere” as espécies de anuros foram divididas em três grupos de acordo com a similaridade na utilização de microambientes (Figura 1): espécies que vocalizam em terra ou na superfície da água (grupo A); espécies encontradas vocalizando tanto no chão, na água e na vegetação (grupo B); espécies típicas de vegetação terrestre ou aquática emergente, raramente observadas no chão (grupo C). Apenas *Hypsiboas polytaenius* não se enquadrou em qualquer dos grupos obtidos. Das espécies do grupo A, apenas *R. pombali* foi identificada no conteúdo estomacal da rã exótica, tendo alta similaridade espacial (0,89) com *L. catesbeianus*. Todas as espécies do grupo B foram predadas por *L. catesbeianus*, e apresentaram valores médios de similaridade com a espécie exótica (Tabela 2). Nenhuma espécie do grupo C apresentou similaridade com *L. catesbeianus* na utilização de microambientes (Tabela 2), à exceção de *Hypsiboas pardalis*, que apresentou similaridade baixa (0,25); estas espécies também não foram registradas nos conteúdos estomacais.

Tabela 2. Anfíbios anuros nativos registrados nas áreas de coleta em Viçosa, entre agosto de 2005 e março de 2007, e em Vieiras, entre setembro de 2008 e novembro de 2009. Entre parênteses os valores de similaridade (Sorensen) na utilização de microambientes entre as espécies nativas e *Lithobates catesbeianus*; a - espécies que tiveram exemplares encontrados no conteúdo estomacal de *L. catesbeianus*; b - espécies de encontro ocasional ou registradas apenas pela vocalização

Anfíbios nativos	Viçosa		Vieiras
	Represa do Belvedere	Demais locais	
Família Bufonidae			
<i>Rhinella pombali</i> (Baldissera Jr., Caramaschi, & Haddad, 2004)	X (0,89) ^a	X ^a	X (0,67)
Família Brachycephalidae			
<i>Ischnocnema cf. izecksohni</i>	X ^b		
Família Craugastoridae			
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	X ^b		
Família Cyclorhynchidae			
<i>Procerathophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1825)	X ^b		
<i>Odontophrynus cultripes</i> Reinhardt & Lütken, 1862		X	
Família Hylidae			
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	X (0,36) ^a	X	X (0)
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	X (0,55) ^a	X	X (0,55) ^a
<i>Dendropsophus decipiens</i> (A. Lutz, 1925)	X (0)	X	X ^b
<i>Hypsiboas albomarginatus</i> (Spix, 1824)			X (0,20)
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)		X	X (0)
<i>Hypsiboas crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)		X	X (0,60)
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	X (0,62) ^a	X	X ^b
<i>Hypsiboas pardalis</i> (Spix, 1824)	X (0,25)	X	X (0,50)
<i>Hypsiboas polytaenius</i> (Cope, 1870 “1869”)	X (0)	X	X (0)
<i>Hypsiboas semilineatus</i> (Spix, 1824)	X (0)	X	X ^b
<i>Scinax crospedospilus</i> (A. Lutz, 1925)	X (0,44) ^a	X	X ^b
<i>Scinax eurydice</i> (Bokermann, 1968)	X (0,40) ^a	X	X (0,22)
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	X (0,44) ^a	X	X (0,73) ^a
<i>Scinax luzotavioi</i> (Caramaschi & Kisteumacher, 1989)	X (0)		
<i>Scinax x-signatus</i> (Spix, 1824)			X (0,55)
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i> Boulenger, 1882	X (0)	X	X (0)
Família Leptodactylidae			
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)		X	X (0,50)
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)		X	
<i>Leptodactylus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	X ^b	X	X (0,91)
<i>Leptodactylus aff. mystaceus</i>		X	X (0,50)

Tabela 2. Continuação

Anfíbios nativos	Viçosa		Vieiras
	Represa do Belvedere	Demais locais	
Família Leiuperidae			
<i>Physalaemus</i> aff. <i>olfersii</i>	X (1,00)	X	
<i>Physalaemus</i> <i>cuvieri</i> Fitzinger, 1826		X	X (0,50)
<i>Physalaemus</i> <i>signifer</i> (Girard, 1853)	X (0,57)		
<i>Pseudopaludicola</i> <i>mystacalis</i> (Cope, 1887)			X (0,67) ^a
Família Microhylidae			
<i>Elachistocleis</i> <i>ovalis</i> (Schneider, 1799)			X (0,44) ^a

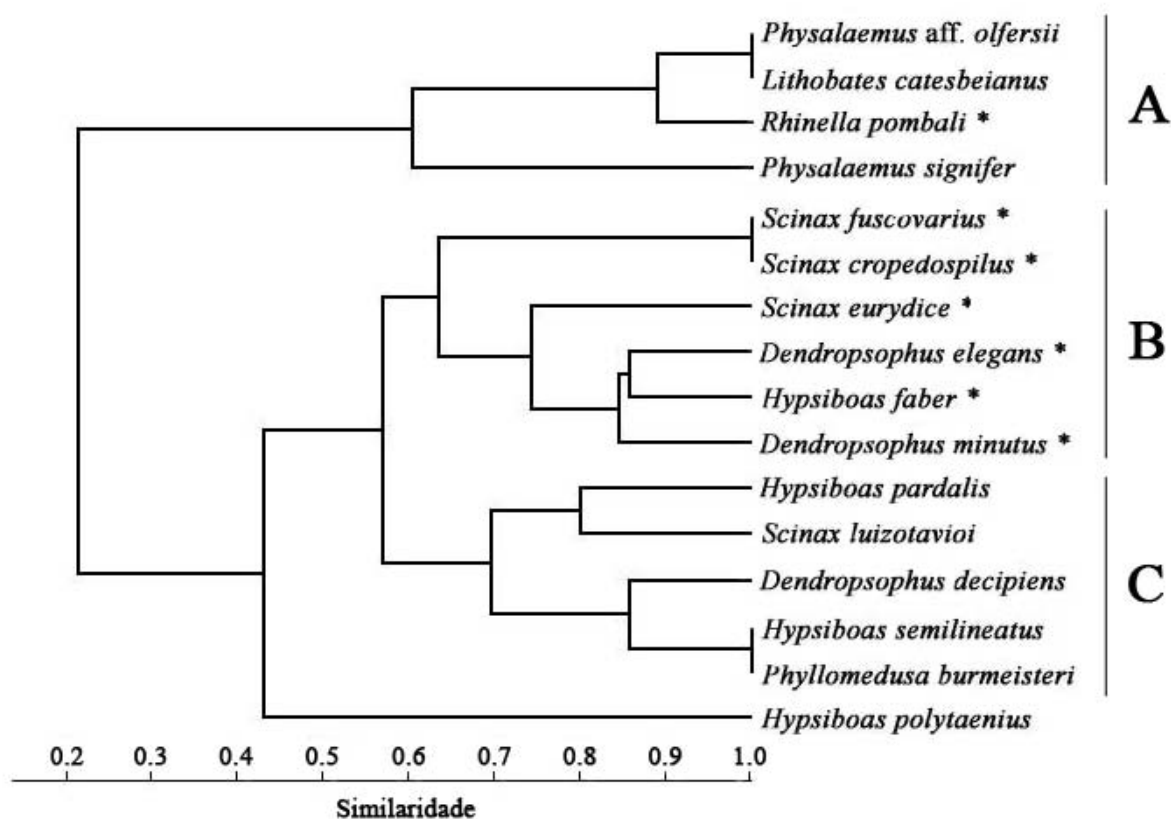


Figura 1. Similaridade na utilização de microambientes pelas espécies de anuros registradas na “Represa do Belvedere”, em Viçosa, Minas Gerais, entre agosto de 2005 e março de 2007. As espécies assinaladas com * foram encontradas no conteúdo estomacal de *L. catesbeianus*. As letras indicam os agrupamentos com similaridade > 50%: A- espécies que vocalizam em terra ou na superfície da água; B- espécies que vocalizam tanto no chão, na água e na vegetação; C- espécies que vocalizam na vegetação terrestre ou aquática emergente, raramente observadas no solo ou na água.

Em Vieiras foram obtidos quatro grupos de espécies com relação à utilização de microambientes (Figura 2): anuros encontrados vocalizando em solo encharcado ou na água,

tanto em córregos como em água parada (grupo A); anuros que vocalizam no solo próximo da água, na superfície da água ou na vegetação herbácea próxima da margem dos reservatórios (grupo B); anuros encontrados em solo encharcado ou na superfície da água dos reservatórios, alguns também utilizando a vegetação aquática ou a vegetação terrestre (grupo C); e espécies típicas de vegetação terrestre ou aquática emergente, raramente observadas no chão (grupo D). Nos conteúdos estomacais de *L. catesbeianus* foram identificadas espécies do grupo B, com alta similaridade com a rã exótica e do grupo C, estas com similaridade média (Tabela 2). Embora as espécies do grupo A tenham apresentado similaridade média com *L. catesbeianus* na utilização de microambientes, elas não foram registradas entre os anuros predados. O mesmo aconteceu com o grupo D, cujas espécies tiveram similaridade baixa ou nenhuma similaridade com a espécie exótica.

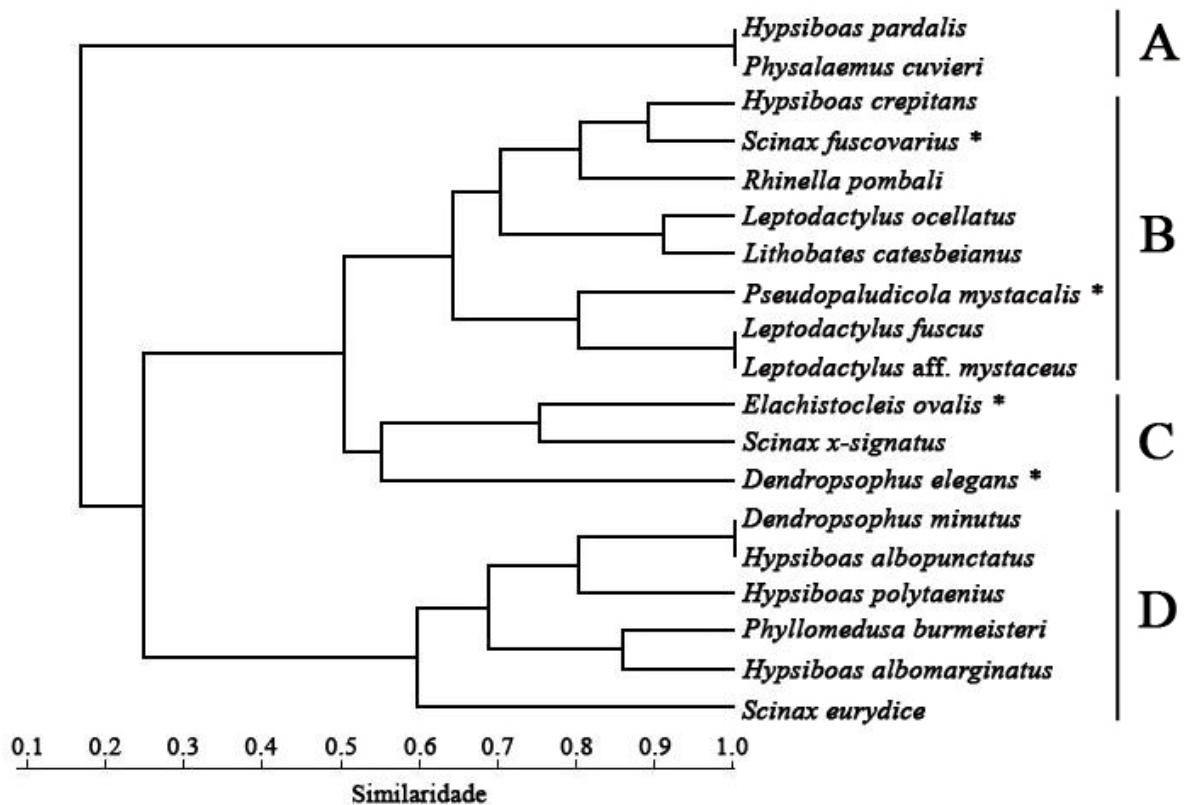


Figura 2. Similaridade na utilização de microambientes pelas espécies de anuros registradas nas áreas amostradas em Vieiras, Minas Gerais, entre setembro de 2008 e abril de 2009 e setembro a novembro de 2009. As espécies assinaladas com * foram encontradas no conteúdo estomacal de *L. catesbeianus*. As letras indicam os agrupamentos com similaridade > 50%: A- espécies que vocalizam no solo encharcado ou na água, em córregos ou em água parada; B- espécies que vocalizam no solo, na água ou na vegetação da margem dos tanques; C- espécies que vocalizam no solo encharcado próximo da água, na água, na vegetação aquática ou terrestre; D- espécies que vocalizam na vegetação terrestre ou aquática emergente, raramente observadas no solo ou na água.

Variação espacial na dieta e predação de anuros nativos – A importância relativa das categorias de presas variou entre exemplares adultos provenientes dos diferentes locais (Tabela 3; Figura 3a). Na “Represa do Belvedere” anfíbios anuros (pós-metamórficos), foram as presas mais importantes, alcançando em torno de 60% de importância relativa. Já nos demais locais amostrados em Viçosa esse posto foi assumido por diplópodes, com anuros pós-metamórficos atingindo em torno de 9% de importância relativa. Nos locais amostrados em Vieiras as presas mais importantes para as rãs adultas foram hemípteros e anuros (pós-metamórficos), nesta ordem (Tabela 3). Já entre as rãs jovens de ambos os locais, as presas com maiores índices de importância relativa foram artrópodes, com Hymenoptera (Formicidae) como o grupo mais importante. Em Viçosa esta categoria foi seguida por Orthoptera e Araneae, enquanto que em Vieiras, Coleoptera, náíades de Odonata, Anura (pós-metamórficos) e Orthoptera se destacaram depois de Formicidae (Tabela 3; Figura 3b).

Tabela 3. Importância relativa das categorias de presas de *Lithobates catesbeianus* em Viçosa, entre agosto de 2005 e março de 2007, e em Vieiras, entre setembro de 2008 e novembro de 2009. Os grupos assinalados (*) foram considerados mais importantes (IIR próximo ou > 5%)

Categorias de presas	Viçosa (Represa do Belvedere)	Viçosa (demais locais)		Vieiras	
	Adultos (N=47) IIR (%)	Adultos (N=29) IIR (%)	Jovens (N=29) IIR (%)	Adultos (N=28) IIR (%)	Jovens (N=37) IIR (%)
Actinopterygii	-----	-----	-----	86,17 (2,26)	-----
Annelida	-----	110,60 (1,65)	41,01 (1,01)	25,18 (0,66)	80,97 (1,88)
Anura (girinos)	253,35 (2,42)	15,96 (0,24)	6,98 (0,17)	108,59 (2,85)	68,11 (1,58)
Anura (pós-metamórficos)	6091,70 (58,19) *	596,65 (8,92) *	44,64 (1,10)	1114,41 (29,20) *	332,42 (7,71) *
Araneae	833,37 (7,96) *	382,34 (5,71) *	350,07 (8,63) *	323,23 (8,47) *	60,71 (1,41)
Coleoptera	317,53 (3,03)	471,70 (7,05)	200,17 (4,94) *	166,54 (4,36)	1110,46 (25,77) *
Crustacea	29,71 (0,28)	-----	-----	-----	-----
Diplopoda	908,19 (8,68) *	2696,95 (40,30) *	65,88 (1,62)	8,80 (0,23)	15,19 (0,35)
Diptera	-----	11,42 (0,17)	93,44 (2,30)	3,54 (0,09)	2,09 (0,05)
Ephemeroptera	29,50 (0,28)	-----	-----	8,94 (0,23)	-----
Gastropoda	142,66 (1,36)	405,79 (6,06)	127,49 (3,14)	60,46 (1,58)	20,55 (0,48)
Hemiptera	1250,65 (11,95) *	546,14 (8,16) *	220,64 (5,44) *	1365,31 (35,78) *	277,09 (6,43) *
Hymenoptera (Formicidae)	157,51 (1,50)	286,58 (4,28)	1677,44 (41,36) *	74,79 (1,96)	1223,09 (28,38) *
Hymenoptera (outros)	50,28 (0,48)	-----	148,75 (3,67)	3,54 (0,09)	2,73 (0,06)
Isoptera	-----	-----	-----	30,81 (0,81)	2,32 (0,05)
Lepidoptera	288,38 (2,75)	830,85 (12,42) *	-----	53,30 (1,40)	11,64 (0,27)
Odonata (adultos)	103,37 (0,99)	285,50 (4,27)	325,45 (8,02) *	103,37 (2,71)	239,43 (5,56) *
Odonata (náíades)	6,08 (0,06)	23,81 (0,36)	21,06 (0,52)	18,60 (0,49)	556,24 (12,91) *
Orthoptera	6,49 (3,16)	27,79 (9,06) *	732,82 (18,07) *	205,63 (5,39) *	306,71 (7,12) *
Squamata (Dipsadidae)	-----	-----	-----	54,78 (1,44)	-----

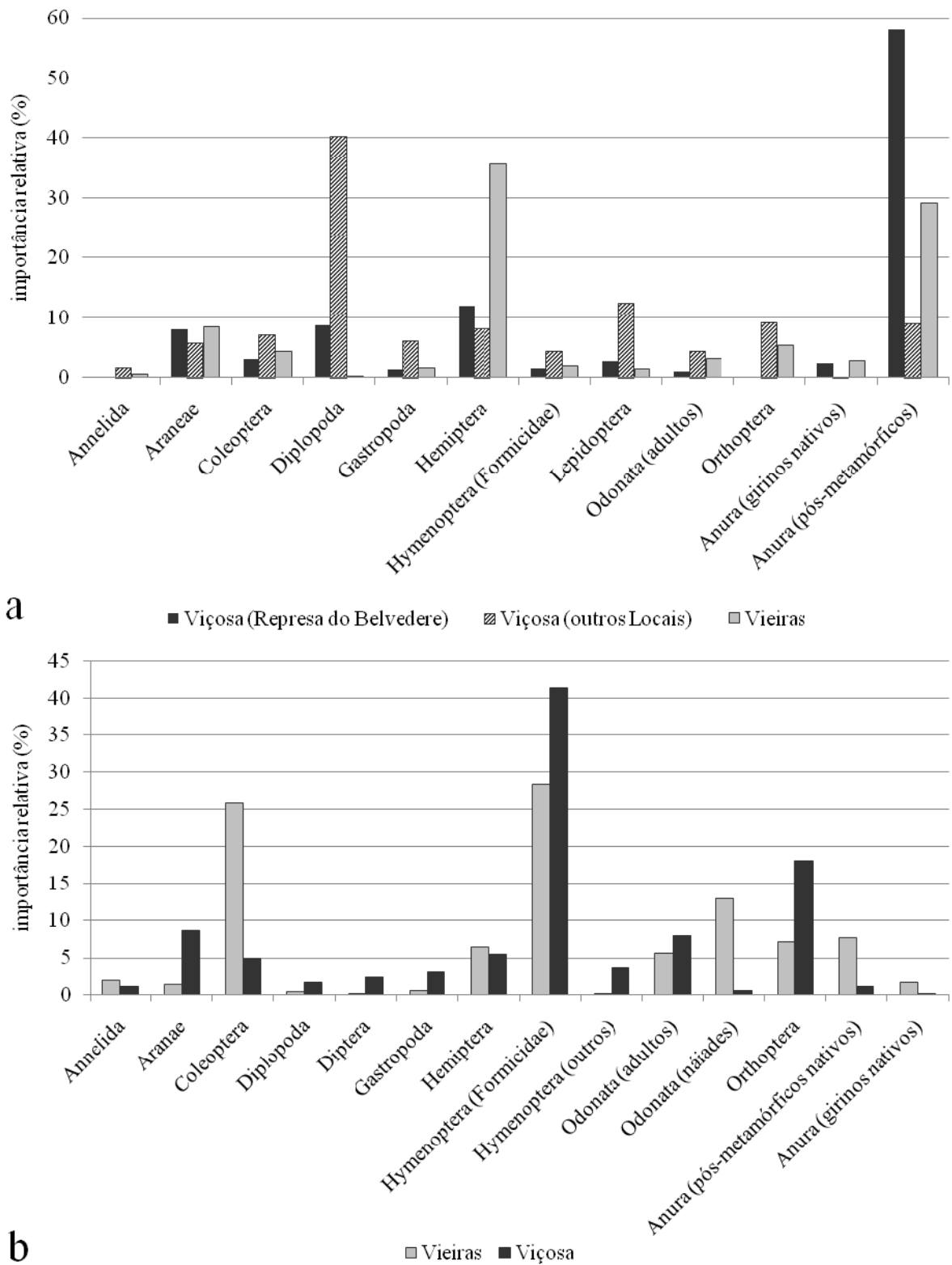


Figura 3. Variação da importância relativa (em %) das principais categorias de presas (IIR>1%) entre (a) e adultos (b) jovens de *Lithobates catesbeianus* provenientes de Viçosa, entre agosto de 2005 e março de 2007, e Vieiras, entre setembro de 2008 e novembro de 2009, na Zona da Mata de Minas Gerais.

Varição sazonal na dieta e predação de anuros nativos – A composição da dieta de *L. catesbeianus* variou entre as estações ($X^2=75,99$; g.l.= 30; $p>0,001$; Figura 4). A representatividade de anuros pós-metamórficos na dieta variou da seguinte forma: primavera 2005 (29,82% do total de presas); verão 2005-2006 (6,9%); outono 2006 (4,69%); inverno 2006 (ausência de anuros no conteúdo estomacal); primavera 2006 (12,07%); e verão 2006-2007 (10,29%).

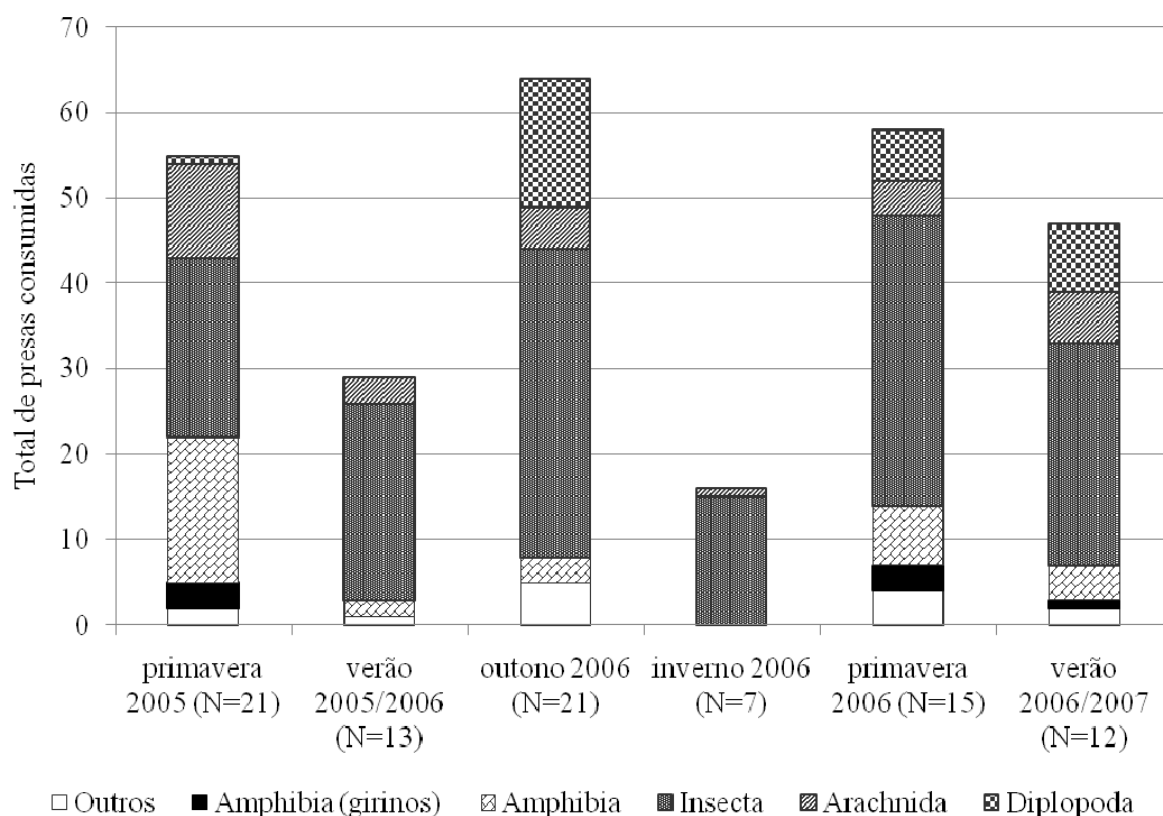


Figura 4. Variação sazonal das classes de presas de *Lithobates catesbeianus* em Viçosa, Zona da Mata de Minas Gerais, entre setembro de 2005 e março de 2007. N - total de rãs analisadas.

Embora tenha sido observada variação sazonal na representatividade de anuros na dieta, o número de anfíbios predados não dependeu da temperatura ($X^2=0,939$; $p=0,57$), ou da pluviosidade ($X^2=1,340$; $p=0,49$).

DISCUSSÃO

Variação espacial na predação de anfíbios nativos – A predação de anfíbios anuros pelos adultos de *L. catesbeianus* exibiu uma marcada variação espacial, que pode ser atribuída à variação na disponibilidade e abundância destes animais entre os ambientes amostrados. A variação espacial na composição da dieta de anuros generalistas é consequência das diferenças na disponibilidade de presas entre os habitats analisados (Duellman & Trueb, 1994; Parker & Goldstein, 2004). Embora este fator não tenha sido avaliado, é sabido que ambientes com maior heterogeneidade espacial suportam maior número de espécies de anfíbios anuros (Duellman & Trueb, 1994). Entre os locais de coleta do presente estudo, a “Represa do Belvedere” se destaca por apresentar características ambientais que favorecem uma maior riqueza de espécies e abundância de anuros. Tais características são a ocorrência de uma variada vegetação marginal aos ambientes aquáticos, com diferentes estratos, típica de mata secundária, além de abundante vegetação aquática, proporcionando maior heterogeneidade espacial e um maior número de sítios disponíveis para vocalização e desovas. Além disso, este local sofre menor intervenção de ações humanas que os demais locais amostrados, como descrito anteriormente. Dessa forma, a grande importância relativa de anfíbios anuros para a dieta de *L. catesbeianus* observada na “Represa do Belvedere” pode ser um reflexo de uma maior disponibilidade deste tipo de presa, devido às características ambientais citadas.

Por outro lado, nos locais com menor heterogeneidade vegetacional e maior interferência de atividades humanas, artrópodes em geral apresentaram importância relativa maior ou semelhante à de anuros na dieta. Já nos locais amostrados em Vieiras, onde parte dos ambientes aquáticos não é submetida ao manejo regular, anfíbios anuros foram o segundo grupo de presas em termos de importância relativa, atrás apenas de hemípteros. Mesmo assim, seu valor percentual de importância relativa foi em torno da metade do observado na “Represa do Belvedere” (Tabela 3). Tal fato pode também estar relacionado ao menor tamanho dos adultos coletados em Vieiras (Tabela 1), uma vez que o consumo de anuros por *L. catesbeianus* é diretamente proporcional ao tamanho corporal das rãs (Werner *et al.*, 1995; Wu *et al.*, 2005).

Variação sazonal na dieta e predação de anfíbios nativos – embora não tenha sido correlacionada tanto à temperatura do ar quanto à pluviosidade mensal, a presença de anfíbios anuros na dieta de *L. catesbeianus* mostrou flutuação entre as estações, sendo mais frequente nos meses da primavera, correspondentes ao início da estação chuvosa, que nas outras estações. Segundo Duellman & Trueb (1994) e Stebbins & Cohen (1995), variações sazonais em dietas de anfíbios anuros são em grande parte consequência da flutuação na

disponibilidade de presas. Dessa forma, predação por *L. catesbeianus* refletiu os padrões de distribuição sazonal dos anuros, que em regiões tropicais com sazonalidade no regime de chuvas normalmente concentram sua atividade reprodutiva nos meses mais quentes e chuvosos (Duellman & Trueb, 1994; Stebbins & Cohen, 1995; Wells, 2007), tornando-se menos abundantes nos meses mais frios e secos. Em Viçosa este padrão foi observado (Dayrell, 2007), assim como em diversas assembleias de anfíbios anuros em outras regiões brasileiras (Bernarde & Machado, 2001; Toledo *et al.*, 2003; Canelas & Bertoluci, 2007; Vieira *et al.*, 2007). A rã-touro, assim como a grande maioria dos anuros, tem originalmente a sua atividade reprodutiva coincidente com os meses quentes e úmidos (Bury & Whelan, 1984), mantendo este padrão em populações invasoras no Sul do Brasil (Kaefer *et al.*, 2007), e em Viçosa (Dayrell, 2007), o que leva a uma sobreposição temporal com muitas espécies nativas em relação à atividade reprodutiva. Da mesma forma, a separação temporal entre os períodos reprodutivos de espécies nativas e da invasora pode diminuir a ocorrência da predação, como observado por Govindarajulu *et al.* (2006).

A representatividade de anuros na dieta de *L. catesbeianus* nos meses de verão foi menor em relação à observada nos meses de primavera, o que pode estar relacionado à diminuição na abundância deste tipo de presa com o decorrer da estação chuvosa. Muitas espécies de anuros exibem uma atividade reprodutiva muito intensa no início desta estação, sendo às vezes classificada como explosiva, diminuindo a frequência de grandes agregações com o decorrer do período chuvoso (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007). Também é possível que anuros sejam consumidos nos meses mais frios, embora isto não tenha sido verificado. Boelter & Cechin (2007) afirmam que *L. catesbeianus* em condições naturais no Sul do Brasil se alimenta de anuros em todas as estações do ano. Ainda assim, é pouco provável que em Viçosa os anuros sejam um item de grande importância relativa para a dieta de *L. catesbeianus* durante os meses de inverno, a julgar pela menor ocorrência destes animais neste período (Dayrell, 2007).

Predação e o impacto da rã-touro sobre anfíbios nativos - Os resultados mostram que o consumo de anfíbios anuros por *L. catesbeianus* é mais expressivo entre os exemplares adultos e maiores, como verificado em outros trabalhos (Werner *et al.*, 1995; Daza & Castro, 1999; Pearl *et al.*, 2004; Wu *et al.*, 2005; Boelter & Cechin, 2007; Pascual & Guerrero, 2008; Silva *et al.*, 2009). O consumo de anuros nativos foi mais expressivo entre os adultos que habitam locais com características ambientais favoráveis a uma maior riqueza e abundância de anuros, e durante os meses do início da estação chuvosa, como discutido acima.

As espécies nativas identificadas entre as presas de *L. catesbeianus* são similares à rã invasora quanto à utilização de microambientes (Figuras 1 e 2), o que pode levar a ocorrência

de sobreposição espacial entre elas nos locais estudados. Em trabalhos anteriores estas espécies foram observadas utilizando como sítios reprodutivos o solo encharcado, as margens de corpos d'água, a superfície da água, a vegetação aquática flutuante e/ou herbácea emergente (Feio *et al.*, 1998; Oliveira *et al.*, 2007; Giaretta & Facure, 2009). Segundo Pearl *et al.* (2004) anuros com hábitos mais aquáticos têm maior probabilidade de serem impactados por *L. catesbeianus*. Dessa forma, aspectos da história natural dos anuros nativos, tais como a utilização de microambientes, são determinantes na ocorrência e na intensidade da predação pela espécie invasora.

A similaridade na utilização de microambientes pode ser ainda maior durante períodos de grande atividade reprodutiva, refletindo um aumento na sobreposição espacial entre as espécies nativas e a rã invasora. O encontro de cinco exemplares de *Scinax eurydice* no estômago de um adulto de *L. catesbeianus*, coletado numa noite em que a espécie nativa foi observada em atividade reprodutiva explosiva (veja Resultados), assim como a presença de fêmeas com ovócitos em maturação no conteúdo estomacal de algumas rãs, é prova da ocorrência desta sobreposição espacial durante a atividade reprodutiva. Os anuros tendem a formar agregados em torno dos ambientes aquáticos disponíveis para a oviposição e desenvolvimento dos girinos, o que os torna mais vulneráveis à predação durante a atividade reprodutiva (Pombal Jr., 2007).

Ao se estabelecer em um local, *L. catesbeianus* pode se tornar um agente causador de impacto sobre as populações nativas de anfíbios anuros, com um efeito sobre a dinâmica reprodutiva das espécies que se sobrepõem espacial e temporalmente com rã exótica. Embora Barrasso *et al.* (2009) tenham sugerido um impacto negativo decorrente da predação de girinos, diversos estudos mostraram que anuros nesta fase compõe menor parte da dieta de *L. catesbeianus* (Bury & Whelan 1984; Werner *et al.* 1995; Boelter & Cechin, 2007), o que também é corroborado pelo presente estudo, sugerindo que o possível efeito negativo seja devido à predação de anuros adultos. Entretanto, espécies que utilizam principalmente a vegetação terrestre como sítios de vocalização e desova também são passíveis de predação em estágios imaturos, já que seus jovens devem deixar a água, tornando-se presas fáceis para a espécie invasora. Entre alguns dos exemplares de Anura predados por *L. catesbeianus* pôde-se identificar imagos, comprovando que situações como estas podem ocorrer. O período de transição entre o girino e o anuro terrestre é crítico, devido ao maior risco de predação ao qual o animal é submetido (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007), e o impacto sobre juvenis pode resultar em efeitos populacionais negativos (Pearl *et al.*, 2004; D'Amore *et al.*, 2009).

Os efeitos diretos da predação podem ser decisivos para se chegar a uma situação de impacto populacional sobre as espécies nativas, caso a população de predadores não sofra

algum tipo de controle. Entretanto, dados quantitativos sobre o impacto demográfico da predação são escassos, e medir o impacto de predadores específicos é ainda mais difícil (Wells, 2007). O ciclo de vida complexo da maioria das espécies de anuros, que as expõem a diferentes condições ambientais, e a capacidade de migração dos adultos complicam os estudos demográficos (Wells, 2007; D'Amore *et al.*, 2009). Mas mesmo que a predação por si só não seja suficiente para causar efeitos negativos, outros fatores podem contribuir para se chegar a esse resultado, como alterações comportamentais (Kiesecker *et al.*, 2001; Kiesecker, 2003). D'Amore *et al.* (2009) observaram que adultos de *Rana draytonii* mudaram o uso de microhabitats na presença de adultos de *L. catesbeianus*, se deslocando para próximo à margem das poças ou para o solo coberto por vegetação, tornando-se menos visíveis, como estratégia para evitar a predação. Além disso, ainda há a possibilidade de *L. catesbeianus* atuar como reservatório e fonte dispersora de patógenos (Garner *et al.*, 2006), como o fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, recentemente identificado em populações mantidas em cativeiro no Brasil (Schloegel *et al.*, 2009), e um causador de declínios em massa de anfíbios em diversas regiões do mundo (Wells, 2007; Collins & Crump, 2009). Moyle (1973) afirma que os efeitos de *L. catesbeianus* sobre *Rana aurora* e *R. boylei* na Califórnia estariam aliados à alterações ambientais provocadas pelo homem. De fato, Hayes & Jennings (1986) e Kiesecker (2003) sugerem que estes e outros fatores devam atuar de forma sinérgica em locais onde *L. catesbeianus* é introduzida. Dessa forma, é necessária a busca de mais informações sobre a presença desta espécie exótica no Brasil, já que a produção de rãs foi incentivada em vários locais no passado, e as condições de manejo não foram capazes de evitar a fuga de exemplares e o estabelecimento de populações invasoras em diversas regiões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barrasso, D. A.; Cajade, R.; Nenda, S. J.; Baloriani, G. & Herrera, R. 2009. Introduction of the American Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in natural and modified environments: an increasing conservation problem in Argentina. *South American Journal of Herpetology* 4(1): 69-75.
- Batista, C. G. 2002. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Effects on native anuran community. *Herpetological Review* 33(2): 131.
- Bernarde, P. S. & Machado, R. A. 2001. Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização da anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Cuadernos de Herpetologia* 14(2): 93-104.

- Boelter, R. A. & Cechin, S. Z. 2007. Impacto da dieta de rã-touro (*Lithobates catesbeianus* - Anura, Ranidae) sobre a fauna nativa: estudo de caso na região de Agudo - RS - Brasil. *Natureza & Conservação* 5(2): 45-53.
- Bury, R. B. & Whelan, J. A. 1984. Ecology and management of the bullfrog. U. S. Fish and Wildlife Service. Resource Publication 155: 1-24p.
- Canelas, M. A. S. & Bertoluci, J. 2007. Anurans of the Serra do Caraça, southeastern Brazil: species composition and phenological patterns of calling activity. *Iheringia, Série Zoologia* 97(1): 21-26.
- Coelho, D. J. S.; Souza, A. L. & Oliveira, C. M. L. 2005. Levantamento da cobertura florestal natural da microrregião de Viçosa, MG, utilizando-se imagens de Landsat 5. *Revista Árvore* 29 (1): 17-24.
- Collins, J. P. & Crump, M. L. 2009. Extinction in our times: global amphibian decline. New York: Oxford University Press. 273 p.
- Costa, C. S. L.; Lima, S. L.; Andrade, D. R. & Agostinho, C. A. 1998. Caracterização Morfológica dos Estágios de Desenvolvimento do Aparelho Reprodutor Feminino da Rã-touro, *Rana catesbeiana*, no Sistema Anfígranja de Criação Intensiva. *Revista Brasileira de Zootecnia* 27(4): 642-650.
- D'Amore, A.; Kirby, E. & McNicholas, M. 2009. Invasive species shifts ontogenetic resource partitioning and microhabitat use of a threatened native amphibian. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 534-541.
- Daza, J. D. & Castro, F. 1999. Hábitos alimentícios de la rana toro (*Rana catesbeiana*) Anura: Ranidae en el Valle del Cauca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*. 23(suplemento especial): 265-274.
- Dayrell, J. S. 2007. Distribuição sazonal e espacial de anfíbios anuros no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 39 p.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 670 p.
- Feio, R. N.; Braga, U. M.; Wiederhecker, H. C. & Santos, P. S. 1998. Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais). Viçosa: Universidade Federal de Viçosa e Instituto Estadual de Florestas. 32 p.
- Ficetola, G. F.; Thuiller, W. & Miaud, C. 2007. Prediction and validation of the global distribution of a problematic alien invasive species – the American bullfrog. *Diversity and Distributions* 2007(13): 476-485.

- Fontabello, D. 1994. Histórico da Ranicultura no Brasil. In: Lima, S.L; Figueiredo, M. R. C. & Moura, O. M. Diagnóstico da Ranicultura: problemas, propostas de soluções e pesquisas prioritárias. Viçosa: Academia Brasileira de Estudos Técnicos em Ranicultura. 170 p.
- Garner, T. W. J.; Perkins, M. W.; Govindarajulu, P.; Seglie, D.; Walker, S.; Cunningham, A. A. & Fisher, M. C. 2006. The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Biology Letters* 2006(2): 455-459.
- Giaretta, A. A. & Facure, K. 2009. Habitat, egg-laying behaviour, eggs and tadpoles of four sympatric species of *Pseudopaludicola* (Anura, Leiuperidae). *Journal of Natural History* 43(15-16): 995-1009.
- Giovanelli, J. G. R, Haddad, C. F. B. & Alexandrino, J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions* 10: 585-590.
- Govindarajulu, P.; Price, W. S. & Anholt, B. R. 2006. Introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in Western Canada: Has Their Ecology Diverged? *Journal of Herpetology* 40(2): 249-260.
- Guix, J. C. 1990. Introdução e colonização de *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 em um pequeno vale no município de Suzano (SP), sudeste do Brasil. Grupo de Estudos Ecológicos Série Documentos 2:32-34.
- Hammer, Ø.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Hammerson, G. A. 1982. Bullfrog eliminating leopard frogs in Colorado? *Herpetological Review* 13(4): 115-116.
- Hayes, M. P., & Jennings, M. R. 1986. Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *Journal of Herpetology* 20(4): 490-409.
- Kaefer, I. L., Boelter, R. A. & Cechin, S. Z. 2007. Reproductive biology of the invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in southern Brazil. *Annales Zoologici Fennici* 44: 435-444.
- Kats, L. B. & Ferrer, R. P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Diversity and Distributions* 9: 99-110.

- Kiesecker, J. M. 2003. Invasive Species as a Global Problem: Toward Understanding the Worldwide Decline of Amphibians. In: Semlitsch, R. D. (Ed). Amphibian Conservation. Washington, D. C.: Smithsonian Books. 324 p.
- Kiesecker, J. M.; Blaustein, A. R. & Miller, C. L. 2001. Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. *Ecology* 82(7): 1964-1970.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Menlo Park: Addison Wesley Longman. 620 p.
- Lima, S. L., 1994. Universidade Federal de Viçosa. In: Lima, S. L.; Figueiredo, M. R. C. & Moura, O. M. Diagnóstico da Ranicultura: problemas, propostas de soluções e pesquisas prioritárias. Viçosa: Academia Brasileira de Estudos Técnicos em Ranicultura. 170 p.
- Lima, S. L. & Verani, J. R. 1988. Dinâmica populacional da rã-manteiga, *Leptodactylus ocellatus* (Linnaeus, 1758) em Viçosa, MG (Anura, Leptodactylidae). *Revista Brasileira de Biologia* 48(2): 113-118.
- Lima, S. L.; Costa, C. L. S.; Agostinho, C. A.; Andrade, D. R. & Filho, H. P. P. 1998. Estimativa do Tamanho da Primeira Maturação sexual da Rã-touro, *Rana catesbeiana*, no Sistema Anfígranja de Criação Intensiva. *Revista Brasileira de Zootecnia* 27(3): 416-420.
- Magalhães, A. L. B. & Carvalho, P. A. C. 2007. Ocorrência de peixes ornamentais exóticos em riachos nos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, Brasil. *Natureza & Conservação* 5(2): 54-59.
- Magnusson, W. E.; Lima, A. P.; Silva, W. A. & Araújo, M. C. 2003. Use of geometric forms to estimate volume of invertebrates in ecological studies of dietary overlap. *Copeia* 2003(1): 13-19.
- Martins, M. B.; Di-Bernardo, M.; Vinciprova, G. & Measey, J. 2002. Geographic distribution. *Rana catesbeiana*. *Herpetological Review* 33(4): 319.
- Moyle, P. B. 1973. Effects of introduced Bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on native frogs of the San Joaquin valley, California. *Copeia* 1973(1): 18-22.
- Oliveira, E. F.; Feio, R. N. & Da Matta, S. L. P. 2007. Aspectos reprodutivos de *Dendropsophus minutus* (Peters, 1872) no município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Ceres* 54(313): 230-238.
- Parker, M. L. & Goldstein, M. I. 2004. Diet of the Rio Grande leopard frog (*Rana berlandieri*) in Texas. *Journal of Herpetology* 38(1):127-130.
- Pascual, A. D. & Guerrero, C., 2008. Diet Composition of Bullfrogs, *Rana catesbeiana* (Anura: Ranidae) Introduced into the Venezuelan Andes. *Herpetological Review* 39(4): 425-427.

- Pearl, C. A.; Adams, M. J.; Bury, R. B.; Mc Creary, B., 2004. Asymmetrical Effects of Introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on Native Ranid Frogs in Oregon. *Copeia* 2004(1): 11-20.
- Pinkas, L.; Oliphant, M. S. & Iverson, Z. L. 1971. Food habits of albacore bluefin, tuna and bonito in California waters. California Department of Fish and Game Bulletin 152: 1-350.
- Pombal Jr., J. P. 2007. Notas sobre predação em uma taxocenose de anfíbios anuros no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(3): 841-843.
- Reis, E.P.; Silva, E.T.; Feio, R.N. & Ribeiro Filho, O. P., 2007. *Chaunus pombali* (Pombali's toad) Predation. *Herpetological Review* 38(3): 321.
- R Development Core Team, 2007. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>.
- Ribon, R.; Simon, J. E. & Mattos, G. T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17(6): 1827-1839.
- Schloegel, L. M.; Ferreira, C. M.; James, T. Y.; Hipolito, M.; Longcore, J. E.; Hyatt, A. D.; Yabsley, M.; Martins, A. M. C. R. P. F.; Mazzoni, R.; Davies, A. J. & Daszak, P. 2009. The North American bullfrog as a reservoir for the spread of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil. *Animal Conservation* 13(1): 1-9.
- Silva, E. T.; Costa, H. C.; Feio, R. N. 2007. *Rana catesbeiana* (bullfrog). Prey. *Herpetological Review* 38(4): 443.
- Silva, E. T. & Ribeiro Filho, O. P. 2009. Predation on juveniles of the invasive American Bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Anura, Ranidae) by native frog and snake species in South-eastern Brazil. *Herpetology Notes* 2: 215-218.
- Silva, E. T.; Reis, E. P.; Feio, R. N. & Ribeiro Filho, O. P. 2009. Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (Anura: Ranidae) in Viçosa, Minas Gerais State, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 4(3): 286-294.
- Stebbins, R. C. & Cohen, N. W. 1995. A natural history of amphibians. New Jersey: Princeton University Press. 316 p.
- Toledo, L. F.; Zina, J. & Haddad, C. F. B. 2003. Distribuição Espacial e Temporal de uma Comunidade de Anfíbios Anuros do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Holos Environment* 3(2): 136-149.
- Toledo, L. F.; Ribeiro, R. S. & Haddad, C. F. B. 2007. Anurans as prey: an exploratory analysis and the size relationships between predators and their prey. *Journal of Zoology* 271 (2007): 170-177.

- Vieira, W. L. S.; Arzabe, C. & Santana, G. G. 2007. Composição e distribuição espaço-temporal de anuros no Cariri paraibano, nordeste do Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 11(3): 383-396.
- Vizotto, L. D. 1984. Ranicultura. *Ciência e Cultura* 36(1): 42-45.
- Werner, E. E.; Wellborn, G. A. & McPeck, M. A. 1995. Diet Composition in Postmetamorphic Bullfrogs and Green Frogs: Implications for Interspecific Predation and Competition. *Journal of Herpetology* 29(4): 600-607.
- Wells, K. D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. Chicago and London: The University of Chicago Press. 1148 p.
- Wu, Z.; Li, Y.; Wang, Y. & Adams, M. J. 2005. Diet of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*): predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. *Journal of Herpetology* 39(4):668-674.

3. CONCLUSÕES GERAIS

Para as áreas estudadas na Zona da Mata de Minas Gerais, os dados obtidos permitem concluir que:

A rã-touro invasora *Lithobates catesbeianus* possui hábito mais aquático que a rã nativa *Leptodactylus ocellatus*, o que refletiu em um maior consumo de presas com hábitos aquáticos e anfíbios pela rã exótica.

Exemplares jovens de ambas as espécies possuíram tamanhos semelhantes, apresentando dietas dominadas por insetos em geral e aranhas. Entretanto, adultos de *Le. ocellatus* foram menores em média que os adultos de *Li. catesbeianus*, exibindo também uma predominância de insetos em sua dieta. Anfíbios anuros e baratas d'água sobressaíram na dieta de adultos da rã-touro.

A rã nativa consumiu mais presas em média que a rã exótica, porém suas presas foram menores em volume.

A sobreposição de nicho trófico foi significativa, porém maior entre adultos e jovens coespecíficos, variando de baixa a média entre as espécies, de acordo com o grupo etário comparado.

As diferenças observadas na dieta e distribuição espacial podem estar colaborando para a coexistência entre a rã-touro e a rã nativa na zona rural do município de Vieiras.

As espécies de anuros que foram predadas pela rã-touro exibiram similaridade média ou alta com a rã invasora na utilização de microambientes, mostrando que aspectos da história natural dos anuros nativos influenciam nas interações com a rã exótica.

Em Viçosa a ocorrência de predação também sofreu influência da sazonalidade, sendo mais frequente nos meses quentes e chuvosos, especialmente na primavera (entre setembro e dezembro), época de reprodução da maioria das espécies de anuros nativas.

A predação de anfíbios anuros nativos pela rã-touro exibiu variação espacial entre as localidades amostradas, sendo mais expressiva no ambiente onde a vegetação natural é preservada e a influência das atividades humanas é menor. Dessa forma, o possível impacto negativo da rã-touro no Brasil, decorrente da predação de anuros nativos, pode ser mais expressivo nos locais onde a vegetação é preservada, como fragmentos florestais em unidades de conservação, o que alerta para o monitoramento da dispersão desta espécie em áreas naturais.

4. ANEXO – Figuras complementares



Figura 1. A. Exemplo adulto de *Lithobates catesbeianus*; B. desova de *L. catesbeianus*; C. girino de *L. catesbeianus*.

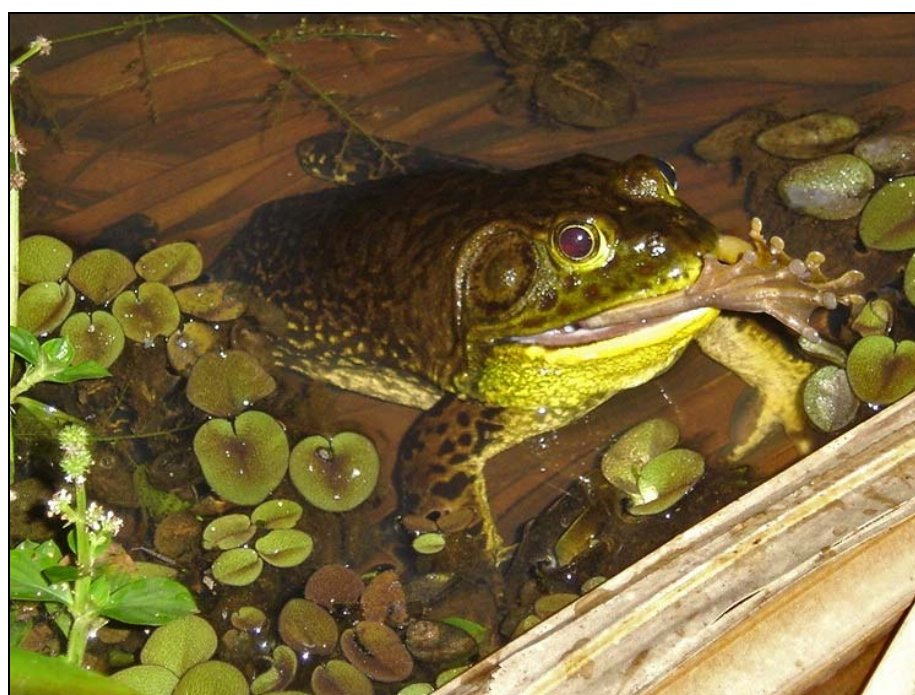


Figura 2. Exemplo adulto de *Lithobates catesbeianus* predando um anuro na “Represa do Belvedere”, em Viçosa, Minas Gerais.

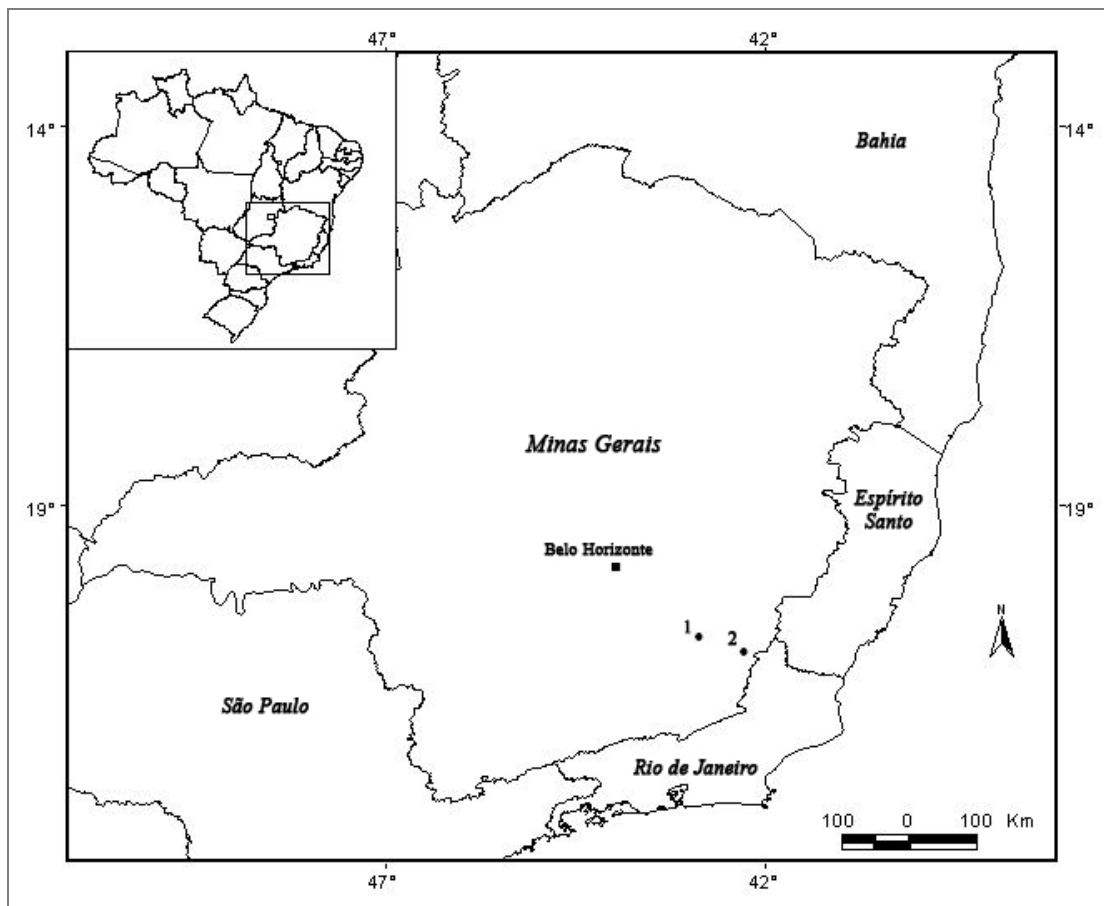


Figura 3. Localização das áreas de estudo na Zona da Mata de Minas Gerais: 1 - Viçosa; 2 - Fazendas “Coutos” e “Mundo Novo”, em Vieiras.



Figura 4. Vistas parciais dos locais de coleta na UFV, em Viçosa (a-d) e na zona rural de Vieiras (e-h), Minas Gerais: a. Represa do Belvedere; b. Setor de Fruticultura; c. Setor Experimental de Genética; d. Setor de Piscicultura; e-f. Fazenda “Mundo Novo”; g-h. “Fazenda Coutos”.