

5 DISCUSSÃO

Nossos dados indicaram que, com o esforço empreendido, obtivemos uma elevada proporção (91,7%) das espécies de anuros da serapilheira existentes na área da REGUA. Encontramos nas amostragens 11 das 12 espécies estritamente de serapilheira já registradas até o momento para a REGUA (Rocha *et al.*, 2007; Almeida-Gomes *et al.*, 2010; Siqueira *et al.*, 2011), com dominância de espécies de desenvolvimento direto.

Vale ressaltar que todas as espécies encontradas em nosso estudo são endêmicas da Mata Atlântica, ou possuem distribuição que se estende apenas até áreas de transição com outros biomas (*e.g.* *Proceratophrys boiei* ocorre em florestas de transição Cerrado/Mata Atlântica). Essa elevada concentração de espécies endêmicas da Mata Atlântica na serapilheira da REGUA mostra a importância de estudos que envolvam esse micro-habitat para conservação do bioma.

A dominância de *Iscnocnema* aff. *guentheri*, bem como de outras espécies de desenvolvimento direto (*Hadaddus binotatus* e *Euparkerella brasiliensis*), provavelmente decorre da capacidade dessas espécies de reproduzirem sem a necessidade de corpos de água, uma característica importante para espécies que têm a serapilheira do chão da floresta como micro-habitat. De fato, outros estudos no Parque Estadual do Três Picos, cuja REGUA faz limite, sugerem que espécies de anuros que possuem desenvolvimento direto e ovos terrestres (*Terrarana sensu* Hedges *et al.*, 2008) dominam em termos numéricos as assembleias de anuros em todas as altitudes do gradiente da floresta (*e.g.* Rocha *et al.*, 2007, 2011; Almeida-Gomes *et al.*, 2010; Siqueira *et al.*, 2011). De forma similar, o mesmo parece ser comum para outras assembleias de serapilheira na região neotropical (*e.g.* Scott, 1976; Lieberman, 1986; Fauth *et al.*, 1989; Giaretta *et al.*, 1997, 1999; Rocha *et al.*, 2001; Siqueira *et al.*, 2011).

5.1 Aspectos gerais da dieta das espécies

Os dados indicaram que as presas dominantes na dieta dos indivíduos das espécies de anuros simpátricos da comunidade foram formigas e coleópteros que vivem na serapilheira do chão da floresta. O elevado consumo de coleópteros e de formigas sugere que a frequência com que esses invertebrados estão disponíveis para os anuros resulte em sua maior taxa de consumo como recurso alimentar. Essas duas ordens de invertebrados foram as mais frequentes na disponibilidade de recursos no ambiente

desses anuros (a serapilheira), e foram consumidas por muitas das espécies de anuros avaliadas no presente estudo. Uma parte da elevada frequência de consumo de coleópteros pode se dever à abundância e diversidade destes organismos na natureza, já que os coleópteros pertencem ao grupo de seres vivos mais diverso no mundo (Lawrence *et al.*, 1999), sendo conhecidas aproximadamente 127 Famílias e 72.476 espécies para a região Neotropical (Costa, 2000; Doyenet *et al.*, 1998). As formigas também possuem uma elevada riqueza de espécies e são comumente abundantes e muito ativas na serapilheira de florestas tropicais, se deslocando intensivamente (Atkin & Proctor, 1988; Levings, 1983; Levings & Windsor, 1982), e possuindo uma ampla variação no tamanho das colônias e nos padrões de forrageamento entre as diferentes espécies (Carroll & Janzen, 1973; Romero & Jaffe, 1989; Holldobler & Wilson, 1990). Tal fato mostra que, para os anuros de serapilheira na REGUA, as presas que estão disponíveis na serapilheira em maior frequência tenderam a serem aquelas mais consumidas. Embora os artrópodes sejam as principais presas dos anuros de serapilheira (*e.g* Lima & Moreira, 1993; Marra *et al.*, 2004; Almeida-Gomes *et al.*, 2007; Martins *et al.*, 2010, Almeida-Santos *et al.*, 2011; Coco *et al.*, 2014), existem diferenças na importância relativa do consumo de cada tipo de presa na dieta das diferentes espécies (*e.g* Coco *et al.*, 2014). O uso de recursos de forma diferenciada pode funcionar como um mecanismo para evitar a competição interespecífica (Crump, 1982; Cardoso *et al.*, 1989), ou para atender às necessidades específicas dos anuros (Eterovick & Sazima, 2000; Ernst & Rodel, 2006).

Os dados indicaram que as espécies simpátricas de anuros da comunidade da serapilheira na REGUA possuíram de forma geral, valores elevados de sobreposição no seu nicho trófico. Quando consideramos as espécies com mais de 14 indivíduos capturados, os valores de sobreposição de seus nichos tróficos foram ainda maiores do que quando consideramos as espécies pouco abundantes. A elevada similaridade na composição dieta das espécies (em termos de ordens) não foi surpreendente, considerando que elas são simpátricas e sintópicas e, dessa forma, expostas a um espectro alimentar potencialmente similar. Contudo, apesar de possuírem dietas similares quanto ao número de presas consumidas (variável utilizada para essa análise), provavelmente esses itens alimentares tiveram diferentes volumes e Frequências de consumo entre as espécies de anuros simpátricas na serapilheira. Quando comparamos os volumes das presas consumidas pelos indivíduos das diferentes espécies (Figura 10), podemos observar que não houve sobreposição, ou que existisse uma sobreposição

parcial, das médias dos volumes consumidos entre as espécies. Outro fator que pode ter colaborado para elevada sobreposição encontrada foi o baixo número amostrado de indivíduos para algumas espécies, o que teria restringido a real diversidade alimentar consumida por aquela espécie de anuro em particular. Isso provavelmente promoveu probabilisticamente uma largura da dieta mais baixa para as espécies com menores números de indivíduos coletados, diferindo-a troficamente das demais. Contudo, vale ressaltar que as espécies de anuros menos abundantes poderiam potencialmente ter dietas diferenciadas, porém sua baixa abundância no ambiente nos impediu fazer tal inferência. Ao utilizarmos em nossas comparações a dieta de um grupo de indivíduos conjuntamente para expressar a dieta da espécie, e não considerando indivíduo por indivíduo e suas particularidades na seleção de presas, talvez ocorra nesse caso uma menor sobreposição quando comparamos espécies diferentes, pois boa parte das informações individuais teria sido perdida. Dessa forma, podemos compreender que populações generalizadas na dieta seriam, muitas vezes, formadas por indivíduos especializados em sua dieta (Bolnick *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2009; Snowberg *et al.*, 2015; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017). Entretanto, apesar dos indivíduos relativamente especializados utilizarem um subconjunto previsível dos recursos consumidos pelos comparativamente generalizados, eles utilizariam uma proporção similar daqueles recursos (Almeida-Neto & Ulrich, 2011; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017). É importante ressaltar que cada indivíduo constitui uma unidade isolada dos demais, e, portanto, a forma como utilizaria os recursos iria depender das suas interações interespecíficas e intraespecíficas (Connor & Simberloff, 2007).

Os dados indicaram um agrupamento das espécies em termos do volume das presas consumidas. Quando consideramos todas as espécies amostradas na análise de agrupamento dois grupos principais foram formados. O primeiro grupo foi formado pelas espécies de menor tamanho corpóreo (*Brachycephalus didactylus*, *Adenomera* cf. *marmorata*, *Euparkerella brasiliensis*, *Ischnocnema* cf. *parva*, *Physalaemus signifer*, *Ischnocnema octavioi* e *Zachaenus parvulus*). Porém, devido à grande diferença nos volumes das presas consumidas pelas espécies do primeiro grupo para as demais espécies, tornou-se difícil de observar a variação em um único gráfico com todas as espécies conjuntamente. Quando observamos apenas as espécies presentes no primeiro grupo pudemos observar novos agrupamentos nesse conjunto de espécies. Dentro desse novo agrupamento (“cluster”), a proximidade de *B. didactylus* e *I. octavioi* talvez tenha ocorrido devido ao baixo número de indivíduos capturados de ambas as espécies ou pelo

baixo consumo de tipos/categorias de itens na dieta. O agrupamento de *A. cf. marmorata* e *E. brasiliensis* refletiu o elevado consumo de Orthoptera por ambas as espécies. *Rhinella ornata* diferiu de todos os grupos formados, provavelmente pelo consumo de altos volumes de Coleoptera. A diferença entre o tamanho corporal entre as espécies permite explicar as diferenças nos volumes das presas consumidas (Duré & Kehr, 2001).

Apesar do volume da presa ser uma das características que influencia a seleção dessas presas pelos anuros, o Índice de importância (Ix) por considerar não somente o volume, mas o número e a frequência com que essas presas são encontradas na dieta, pode ser um fator de agrupamento mais eficiente na dieta de anuros. De fato, ao analisarmos a similaridade da dieta das espécies pelo Índice de importância (Ix) podemos identificar quatro grupos distintos. O primeiro grupo correspondeu às espécies menos abundantes e com poucos tipos de presas consumidos (*Brachycephalus didactylus*, *Proceratophrys boiei*, *Ischnocnema octavioi*), conseqüentemente com altos valores de importância para esses tipos de presas. O segundo grupo foi formado pelas espécies com dieta relativamente generalizadas e mais abundantes no ambiente (*Ischnocnema* aff. *guentheri* e *Hadaddus binotatus*), que consumiram muitos tipos de presas e não possuíram presas com altos valores de importância na dieta. O terceiro grupo foi formado pelos “comedores de formigas” (*Adenomera* cf. *marmorata*, *Euparkerella brasiliensis*, *Zachaenus parvulus*, *Physalaemus signifer*), para os quais as formigas foram os itens de maior importância. O último grupo (*Rhinella ornata* e *Ischnocnema* cf. *parva*) foi formado pelas espécies para as quais as formigas e besouros possuem grande importância em suas dietas. Apesar de possuírem tamanhos distintos provavelmente consumirão presas relacionadas aos seus tamanhos, essas espécies possuem preferências similares em termos da Ordem de invertebrados que tendem a consumir como seu principal alimento. Essa semelhança pode estar relacionada com a alta disponibilidade de presas no habitat, o que satisfaz às necessidades para ambas as espécies (Jiménez & Bolaños, 2012). Além de possuírem alta disponibilidade, existe uma grande variedade de tamanhos para as mesmas Ordens de presas, fazendo com que a concorrência por alimento entre os anuros de serapilheira seja pouco frequente ou inexistente, apesar das elevadas sobreposições na dieta das espécies.

Os dados mostraram uma grande variação nas larguras de nicho (*Bi*) das espécies, onde as espécies menos abundantes (*Brachycephalus didactylus*, *Proceratophrys boiei*) consumiram os alimentos em proporções mais similares. Tal fato

talvez tenha ocorrido devido ao pequeno número de indivíduos comparados ou ao seu baixo consumo de presas. Pelo fato de apenas um indivíduo de *I. octavioi* ter sido amostrado o qual consumiu apenas um item como presa, o resultado indicou largura de nicho com valor zero, o que nos impediu de fazer inferências sobre a espécie. Valores de largura de nicho intermediários para maioria das espécies (*Hadaddus binotatus*, *Adenomera* cf. *marmorata*, *Ischnocnema* aff. *guentheri*, *Physalaemus signifer*, *Zachaenus parvulus*) mostrou que essas espécies podem possuir dietas relativamente mais ser mais generalistas que as demais, consumindo os diferentes tipos de presas de forma mais similar entre si e sem preferências (dietas mais generalizadas). As espécies com menores valores de largura de nicho (*Ischnocnema* cf. *parva*, *Rhinella ornata*, *Euparkerella brasiliensis*) representaram aquelas que, apesar de consumirem diferentes presas em suas dietas, tiveram determinadas preferências alimentares, tendo relativa preferência por essas presas em maiores proporções do que as demais (dietas mais especializadas). Sobreposições entre espécies com histórias evolutivas diferentes ou sem relação direta podem ser uma evidência de que os fatores ecológicos se impõem sobre a filogenia para determinar o nicho trófico nesses casos (Cossovich & Martori, 2011). Por ocorrerem em simpatria e sintopia às espécies de serapilheira possuem distintas estratégias tróficas, resultando em um gradiente especialista-generalista no consumo de recursos alimentares (e.g Mendez-Narvaez *et al.*, 2014).

As espécies tiveram relativa preferência alimentar por muitas presas no ambiente, evidenciando que, mesmo em baixas abundâncias, essas presas foram consumidas pelos anuros. As estratégias de forrageamento podem ser refletidas na importância relativa que cada categoria de presa tem na dieta de uma espécie (Mendez-Narvaez *et al.*, 2014). Testes de eletividade permitem verificar se há uma forte sobreposição trófica entre as espécies e se as espécies tendem a ser especialistas ou generalistas no consumo dos recursos alimentares ingeridos (Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008). Contudo, em ambientes como a serapilheira onde os recursos alimentares parecem não ser limitantes, a ocorrência de sobreposição na dieta das espécies não significa necessariamente que a competição é presente (Sabagh & Carvalho-e-Silva, 2008).

O comprimento rostro-cloacal dos indivíduos influenciou significativamente o número máximo de presas consumidas na maioria das espécies. Para algumas espécies do nosso estudo, onde essa relação não foi estatisticamente significativa, é sugestivo de que o baixo número de indivíduos tenha mascarado essa relação. Para *Proceratophrys*

boiei, por exemplo, podemos destacar que a Figura 29 mostra uma relação clara entre o aumento do CRC e o menor número de presas consumidas (porém maior volume), que nos permite assumir que existe uma clara tendência biológica. Em geral, anuros maiores consomem presas maiores (Lima & Moreira, 1993; Lima, 1998; Caldwell & Vitt, 1999), incluindo espécies de localidades da Mata Atlântica (Van Sluys *et al.*, 2001; Marra *et al.*, 2004; Jordão-Nogueira *et al.*, 2006; Siqueira *et al.*, 2006). Conforme aumenta o tamanho corpóreo, a eficiência com que o indivíduo captura presas pequenas ou as vantagens energéticas do consumo de tais presas em geral diminui, aumentando as vantagens da captura e do consumo de presas maiores (Magnusson & Silva, 1993). Os dados mostraram uma relação significativa entre a largura da mandíbula dos anuros e o tamanho das presas consumidas para maioria das espécies estudadas. Tal fato já era esperado, pois os anuros não mastigam suas presas, estando limitados a consumirem o que cabe em suas bocas (Toft, 1980a, Lima & Moreira 1993, Lima, 1998, Caldwell & Vitt, 1999). Como consequência, os anuros tendem a mostrar um ajuste entre o tamanho da presa eo tamanho da boca (Van Sluys *et al.*, 2001, Jordão-Nogueira *et al.*, 2006, Martins *et al.*, 2010, Klaion *et al.*, 2011). A existência de correlação entre a morfologia (CRC e LM) e a dieta nas espécies estudadas sugere que a morfologia pode influenciar a base da variação na dieta nestas espécies. Alguns estudos não encontraram essa relação, sugerindo que os mecanismos de variação na dieta possam ser fisiológicos ou cognitivos (*e.g* Araújo *et al.*, 2009). Comparações entre a presença desses “*trade-offs*” ou variações morfológicas influenciando a dieta de anuros podem ser elaboradas no futuro, facilitando o entendimento sobre esses processos. Porém existe a possibilidade de que cada espécie de anuro seja influenciada por um conjunto de fatores.

Nossos dados mostraram uma relativa conservatividade nas diferenças das proporções de tamanho entre as espécies simpátricas. O CRC das espécies teve uma variação comparativamente regular entre as espécies, sugerindo que a ordenação das espécies na comunidade parece não ser ao acaso. A teoria de nicho Hipervolumétrico sugere que em comunidades ecológicas ou assembléias locais, para que haja uma divisão dos recursos, as espécies simpátricas tenderiam a possuir diferenças em escalas regulares (*e.g.* 1/3 maiores ou menores) no tamanho do corpo ou no tamanho dos aparatos de alimentação, resultado do processo evolutivo para promover a redução do potencial de competição por recursos alimentares de tamanhos semelhantes (*e.g* Hutchinson, 1959; Grant, 1972; Pianka, 1978). Essas diferenças iriam afetar o consumo de tipos e os tamanhos de presas consumidos, visto que semelhanças morfológicas e

ecológicas podem levar à competição e à segregação de nicho (Huey & Pianka 1977). Esse pressuposto considera que o tamanho médio das presas que um predador consome varia em proporção com o seu próprio tamanho e com os tamanhos e disponibilidades das presas no habitat (Magnusson & Silva, 1993). Em contrapartida, indivíduos das espécies que diferem morfológicamente são mais suscetíveis a interagir entre si, por reduzirem a sobreposição na utilização dos recursos (Ricklefs *et al.*, 1981; Losos, 1990). Na medida em que ocorre um aumento do tamanho corpóreo, ocorre também uma diminuição na eficiência com que o indivíduo captura presas pequenas e, a facilidade de captura de presas maiores aumenta (Magnusson & Silva, 1993). Diferenças no nicho trófico de espécies simpátricas podem ser influenciadas por diversos fatores, entre eles podemos citar os evolutivos, os ligados ao uso de micro-habitats, os relacionados à morfologia do corpo (*e.g.* Hutchinson, 1959) e os ligados às estratégias de alimentação (*e.g.* Menin *et al.*, 2005). Em populações densas de espécies estreitamente relacionadas, e com morfologias semelhantes, a competição pode ser intensificada (Jaeger, 1972, 1980; Toft, 1985; Griffis & Jaeger, 1998), sendo a coexistência favorecida se diferirem consistentemente na utilização de recursos (Schoener, 1970, 1974; Duellman, 1978; Van Sluys & Rocha, 1998; Duré & Kehr, 2001, 2004).

5.2 Variação sexual e ontogenética

Não houve variação sexual na utilização dos recursos alimentares pelas três espécies simpátricas de anuros mais abundantes na comunidade da REGUA. A escolha de diferentes presas por machos e fêmeas talvez ocorra quando indivíduos de sexos distintos ocupam micro-habitats diferentes dentro de sua área de ocorrência, ou mesmo esteja relacionada ao tamanho corporal dos indivíduos dos dois sexos, que em muitas espécies diferem. De fato, em 90% das espécies de anuros as fêmeas possuem maiores tamanhos do que os machos (Shine, 1979). Apesar de a serapilheira conter diferentes micro-habitats, aparentemente forma um habitat contínuo onde os recursos estão acessíveis a todos os anuros que nela vivem. Portanto, esperamos que caso não existam forças ecológicas ou evolutivas (*e.g.* diferenças morfológicas; vocalização; alocação diferencial de energia no corpo) atuando de forma distinta entre os indivíduos, o consumo do recurso disponível ocorra de forma semelhante, não promovendo, portanto,

diferença nas dietas entre machos e fêmeas. As diferenças em estruturas morfológicas relacionadas à alimentação podem levar ao dimorfismo sexual na forma do corpo (Selander, 1972). De fato, em anuros que não utilizam suas bocas em interações sociais, a limitação de sua abertura pode evidenciar maiores divergências na dieta (Shine, 1991). Uma relação positiva entre o tamanho corporal das fêmeas e o tamanho de suas ninhadas resulta em que a maioria das fêmeas de anuros seja maior do que os machos (componente intra-sexual da seleção natural atuando nas fêmeas para produzirem maiores ninhadas) (Collins, 1975; Crump, 1974; Crump & Kaplan, 1979; Davies & Halliday, 1977; Howard, 1978; Hulse, 1979; Oplinger, 1966; Salthe & Duellman, 1973). Em contrapartida, o gasto energético dos machos durante a atividade de canto reduz a taxa de consumo de presas durante esse período (o tempo é fator limitante para as diferentes tarefas), podendo comprometer o aumento do seu tamanho corporal (Woolbright, 1985; Woolbright & Stewart, 1987).

Embora forças seletivas ligadas à reprodução influenciem a direção e o grau do dimorfismo sexual, a disponibilidade de recursos de cada localidade e a variação de tamanho desses recursos é capaz de influenciar o tamanho do corpo dos anuros (Pinto, 2011). Essa restrição geográfica no tamanho dos corpos entre os sexos pode ocorrer pela regulação da expressão de genes de crescimento (Madsen & Shine, 1993) ou o favorecimento de adaptações que permitam acesso a recursos diferentes entre machos e fêmeas (Pearson *et al.*, 2002).

Nenhuma das três espécies mais abundantes de anuros na comunidade estudada teve diferenças ontogenéticas na dieta. Possivelmente os anuros desse estudo tiveram relativa preferência pelo tamanho na seleção de suas presas, consumindo as mesmas ordens de presas quando adultos ou quando jovens. Porém os anuros consumiram indivíduos maiores dentro destas mesmas ordens à medida que aumentaram em CRC. Outra possibilidade é que possuam relativa preferência pela frequência com que suas presas foram encontradas no ambiente, dessa forma tanto os jovens quanto os adultos consomem as presas com maior abundância naquele determinado momento. Mudanças ontogenéticas na dieta de anuros são bem documentadas (Strüssmann *et al.*, 1984; Weather, 1986; Donnelly, 1991; Simon & Toft, 1991; Flowers & Graves, 1995; De Bruyn *et al.*, 1996; Evans & Lampo, 1996; Giaretta *et al.*, 1998; Lima, 1998; Lima & Magnusson, 1998; Parmelee, 1999; Lima *et al.*, 2000). A ausência de diferenças ontogenéticas na dieta das espécies encontrada no presente estudo é um resultado inesperado já que a literatura mostra uma tendência contrária (*e.g* Lima, 1998). Vale

ressaltar que, em muitos estudos, a modificação ontogenética nos tipos de presa consumidas pode representar um conservadorismo no tipo de presa, porém um aumento do tamanho dessas presas (e.g Flowers & Graves, 1995; Lima, 1998; Lima & Magnusson, 1998; Bisa *et al.*, 2007). Vale ressaltar que talvez seja necessária uma amostra similar em relação ao número de jovens e adultos.

Outro fator que pode influenciar os hábitos alimentares dos anuros é a variação na disponibilidade dos recursos alimentares, seja no tempo, no espaço ou mesmo de consumidor para consumidor. O recurso disponível pode estar relacionado com o comportamento do anuro, seu horário de atividade e o de suas presas (Winemiller & Pianka, 1990). Dessa forma, uma abundância de um determinado recurso pode representar uma oferta de alimentos em diferentes tamanhos, variando desde os artrópodes recém eclodidos de seus ovos até os tamanhos adultos, justificando um consumo diferenciado apenas pelo tamanho, mas não pelo tipo do recurso. Os anfíbios possuem relativas preferências em suas diferentes categorias alimentares de formas não independente entre si (Manly *et al.*, 1993; Smith *et al.*, 2004), onde o consumo de uma categoria influencia negativamente no consumo de outras (Lima *et al.*, 1998).

Concluimos que houve uma dominância de espécies de desenvolvimento direto na serapilheira, provavelmente decorrente da capacidade dessas espécies se reproduzirem de forma independente da ocorrência de corpos de água. Há uma relativa conservatividade nas diferenças em termos das proporções de tamanho entre as espécies simpátricas com uma variação relativamente regular entre as espécies, sugerindo que a ordenação de tamanhos das espécies na comunidade parece não ser ao acaso. As categorias de presas mais consumidas foram aquelas mais frequentes (ou disponíveis no ambiente), independente da sua abundância sendo a dieta dos indivíduos das espécies simpátricas relacionada aos seus tamanhos corpóreos, com um consumo de presas de tamanhos similares entre os indivíduos das espécies que tinham tamanhos corpóreos similares. Nenhuma das três espécies mais abundantes de anuros da comunidade teve diferenças ontogenéticas ou sexuais na utilização dos recursos alimentares. Os dados sugerem que o Índice de importância pode ser um fator de agrupamento mais eficiente e que possui maior significado ecológico para a dieta de anuros do que apenas o volume. Os indivíduos das espécies simpátricas de anuros da serapilheira na REGUA possuíram de forma geral, valores elevados de sobreposição no seu nicho trófico em termos dos grupos de artrópodes consumidos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRUNHOSA, P.A., WOGEL, H. & POMBAL JR., J.P. 2006. *Anuran temporal occupancy in a temporary pond from the Atlantic Rain Forest, South-Eastern Brazil*. Herpetological Journal, 16: 115-122.
- ALMEIDA-GOMES, M., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2007. *Ecological observations on the leaf-litter frog Adenomera marmoratus in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil*. Herpetological Journal, 17: 81-85.
- ALMEIDA-GOMES, M., ALMEIDA-SANTOS, M., GOYANNES-ARAÚJO, P., BORGES-JÚNIOR, V.N.T., VRCIBRADIC, D., SIQUEIRA, C.C., ARIANI, C.V., DIAS, A.S., SOUZA, V.V., PINTO, R.R., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2010. *Anurofauna of an Atlantic Rainforest fragment and its surroundings in northern Rio de Janeiro State, Brazil*. Brazilian Journal of Biology 70: 871-877
- ALMEIDA-SANTOS, M., SIQUEIRA, C.C., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2011. *Ecology of the Brazilian flea frog Brachycephalus didactylus (Terrarana: Brachycephalidae)*. Journal of Herpetology, 45(2): 251-255.
- ALMEIDA-NETO, M. & ULRICH, W. 2010. *A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices*. Environmental Modelling & Software, Amsterdam, 26: 173-178.
- ARAÚJO, W.S. & SANTOS, B.B. 2008. *Efeitos do habitat e da sazonalidade na distribuição de insetos galhadores na Serra dos Pireneus, Goiás*. Revista de Biologia Neotropical 5: 33-39.
- ARAÚJO, M.S., BOLNICK, D.I., MARTINELLI, L.A., GIARETTA, A.A. & DOS REIS, S.F. 2009. *Individual-level diet variation in four species of Brazilian frogs*. Journal of Animal Ecology, London, 78: 848-856.
- ARAUJO, R.S. 2002. *Chuva de Sementes e Deposição de Serapilheira em Três Sistemas de Revegetação de Áreas Degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ*. Dissertação submetida para obtenção de Magister Scientiae em Ciências Ambientais e Florestais, UFRRJ.
- ATKIN, L. & PROCTOR, J. 1988. *Invertebrados en el mantillo y el suelo en el Volcán Barva, Costa Rica*. Journal of Tropical Ecology, 4 (3): 307-310.
- BALDISSERA, F.A., CARAMASCHI, U. & HADDAD, C.F.B. 2004. *Review of the Bufo crucifer species group, with descriptions of two new related species (Amphibia, Anura, Bufonidae)*. Arquivos do Museu Nacional 62(3): 255-282
- BECKER, C.G., FONSECA, C.R., HADDAD, C.F.B., BATISTA, R.F. & PRADO, P.I. 2007. *Habitat split and the global decline of amphibians*. Science 318: 1775-1777.
- BERNARDO, C.S.S. & LOCKE, N. 2014. *Reintroduction of red-billed curassow Crax blumenbachii to Guapiaçú Ecological Reserve, Brazil*. Conservation Evidence 11: 7.

- BOLNICK, D.I., SVANBÄCK, R., ARAÚJO, M.S. & PERSSON, L. 2007. *Comparative support for the niche variation hypothesis that more generalized populations also are more heterogeneous*. Proceedings of the National Academy of Sciences, Washington, 104(24): 10075-10079.
- BISA, R., SFENTHOURAKIS, S., FRAGUEDAKIS-TSOLIS, S. & CHONDROPOULOS, B. 2007. *Population density and food analysis of Bombina variegata and Rana graeca in mountainous riverine ecosystems of northern Pindos (Greece)*. Journal of Biological Research (Thessaloniki) 8: 129-137.
- BURTON, T.M. & LIKENS, L.E. 1975. *Salamander populations and biomass in the Hubbard Brooks Experimental Forest, New Hampshire*. Copeia 1975: 541-546
- CALDWELL, J.P. & VITT, L.J. 1999. *Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian rain forest*. Oikos 84:383-397.
- CANEDO, C. 2002. *Dieta de Eleutherodactylus binotatus (Spix, 1824) (Amphibia, Leptodactylidae) em um fragmento de mata de Belmiro Braga, Zona da Mata, MG [dissertação]*. Rio de Janeiro (RJ): Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ.
- CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.F.B. 1989. *Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no SE do Brasil*. Revista Brasileira de Biologia 49: 241-249.
- CARROL, C.R. & JANZEN, D.H. 1973. *Ecology of foraging by ants*. Annual Review of Ecology and Systematics, 4: 231- 257.
- CARVALHO-E-SILVA, A.M.T., SILVA, G.R. & CARVALHO-E-SILVA, S.P. 2008. *Anuros da Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba, RJ, Brasil*. Biota Neotropica 8:199 - 209.
- CARVALHO-ROCHA, V., LOPES, B.C. & NECKEL-OLIVEIRA, S. 2017. *Interindividual patterns of resource use in three subtropical Atlantic Forest frogs*. Austral Ecology.
- COCO, L., BORGES JÚNIOR, V.N.T., FUSINATTO, L.A., KIEFER, M.C., OLIVEIRA, J.C.F., ARAUJO, P.G., COSTA, B.M., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2014. *Feeding habits of the leaf litter frog Haddadus binotatus (Anura, Craugastoridae) from two Atlantic Forest areas in southeastern Brazil*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro 86: 239–249.
- COLLINS, J.P. 1975. *A comparative study of the life history strategies of a community of frogs*. Ph.D. Dissertation, University of Michigan, Ann Arbor.
- CONDEZ, T.H., SAWAYA, R.J. & DIXO, M. 2009. *Herpetofauna of the Atlantic Forest remnants of Tapiraí and Piedade region, São Paulo state, southeastern Brazil*. Biota Neotropica 9(1): 157-185.
- CONNOR, E.F. & SIMBERLOFF, D. 2007. *The Assembly of Species Communities: Chance or Competition* ? Ecology 60: 1132–1140.
- CONTE, C.E. & MACHADO, R.A. 2005. *Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil*. Revista Brasileira de Zoologia 22(4): 940-948.

- COSSOVICH, S., AUN, L. & MARTORI, R. 2011. *Análisis trófico de la herpetofauna de la localidad de Alto Alegre (Depto. Unión, Córdoba, Argentina)*. Cuadernos de Herpetología 25:11-19.
- COSTA, C. 2000. *Estado de conocimiento de los Coleoptera Neotropicales. In: Hacia um Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica em Iberoamérica: Martín-Piera, F., Morrone J.j.; A. Melic (Eds.). Vol. 1, SEA, Zaragoza.*
- COUTO, A.V.S. 2010. *Padrões de Habitats das Espécies de Begonia (Begoniaceae) da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- CRUMP, M.L. & KAPLAN, R.H. 1979. *Clutch energy partitioning of tropical tree frogs (Hylidae)*. Copeia 1979: 626-635.
- CRUMP, M.L. 1974. *Reproductive strategies in a tropical anuran community*. Miscellaneous Publications, Museum of Natural History, University of Kansas 61: 1-68.
- CRUMP, M.L. 1982. *Amphibian reproductive ecology on the community level*. pp. 21-36. In: Scott Jr., N.J. (Ed.). *Herpetological Communities*. Wildlife Research Report 13, Washington D.C.
- DANTAS, R.B. & FERREIRA, R.B. 2010. *Geographic distribution: Ischnocnema octavioi*. Herpetological Review. 41: 103-104
- DAVIES, N.B. & HALLIDAY, T.R. 1977. *Optimal mate selection in the toad Bufo bufo*. Nature 269: 56-58.
- DE BRUYN, L., KAZADI, M. & HULSELMANS, J. 1996. *Diet of Xenopus freseri (Anura, Pipidae)*. Journal of Herpetology, 30 (1): 82-85.
- DIAS, H.C.T. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 1997. *Variação Temporal e Espacial da Produção de Serapilheira em uma Área de Floresta Estacional Semidecídua Montana em Lavras- MG*. Revista Árvore, 21(1): 11-26
- DIETL, J., ENGELS, W. & SOLÉ, M. 2009. *Diet and feeding behaviour of the leaf-litter frog Ischnocnema henselii (Anura: Brachycephalidae) in Araucaria rain forests on the Serra Geral of Rio Grande do Sul, Brazil*. Journal of Natural History 43(23-24): 1473-1483.
- DIXO, M. & VERDADE, V.K. 2006. *Herpetofauna de serapilheira da Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP)*. Biota Neotropica 6: 1-20.
- DONNELLY, M.A. 1991. *Feeding patterns of strawberry poison frog, Dendrobates pumilio (Anura: Dendrobatidae)*. Copeia, 723-730.
- DOOSE, F. 2009. *Análise espaço-temporal de diferentes tipos de uso da terra e as consequências para parâmetros físicos e químicos do solo no domínio da Mata Atlântica, RJ, Brasil* [tese]. Alemanha: Universidade de Leipzig
- DOYEN, J.T., DALY, H.V. & PURCELL, A.H. 1998. *Introduction to Insect Biology and Diversity*. Oxford University Press, Oxford.

- DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1986. *Biology of amphibians*. New York, McGraw-Hill. 670p
- DUELLMAN, W.E. 1978. *The biology of an equatorial herpetofauna of Amazonian Ecuador*. Miscellaneous Publications of the University of Kansas Museum of Natural History 65:1-352
- DUNHAM, A.E. 1983. *Realized Niche Overlap, Resource Abundance and Intensity of Interspecific Competition in Lizard Ecology*. In: Huey, R.D, Pianka, E.R and Schoener, T.W. (Eds), *Lizards Ecology: Studies of Model Organism*, Cambridge: Harvard University Press, USA, p. 261-280.
- DURÉ, M.I. & KEHR, A.I. 2001. *Differential exploitation of trophic resources by two pseudid frogs from Corrientes, Argentina*. Journal of Herpetology 35:340-343.
- DURÉ, M.I. & KEHR, A.I. 2004. *Influence of microhabitat on the trophic ecology of two leptodactylids from northeastern Argentina*. Herpetologica 60(3): 295-303
- ERNST, R. & RODEL, M.O. 2006. *Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans*. Ecotropica 12: 113-129.
- ESTRADA, A.R. & HEDGES, S.B. 1996. *At the lower size limit in tetrapods: a new diminutive frog from Cuba (Leptodactylidae: Eleutherodactylus)*. Copeia 1996:852–859.
- ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. *Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation*. Amphibia-Reptilia 21: 439-461.
- ETEROVICK, P.C., CARNAVAL, A., BORGES-NOJOSA, D.M., SILVANO, D.L., SEGALLA, M.V. & SAZIMA, I. 2005. *Amphibian declines in Brazil: an overview*. Biotropica 37: 166-179.
- EVANS, M. & LAMPO, M. 1996. *Diet of Bufo marinus in Venezuela*. Journal of Herpetology, 30(1): 73-76.
- FAUTH, J.E., CROTHER, B.I. & SLOWINSKI, J.B. 1989. *Elevational patterns of species richness, evenness, and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna*. Biotropica, 178-185.
- FERREIRA, R.L. & MARQUES, M.M.G.S.M.A. 1998. *Fauna de Artrópodes de Serapilheira de Áreas de Monocultura com Eucalyptus sp. e Mata Secundária Heterogênea*. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil, 27(3): 395-403.
- FLOWERS, M.A. & GRAVES, B.M. 1995. *Prey selectivity and size-specific diet changes in Bufo cognatus and B. woodhousii during early postmetamorphic ontogeny*. Journal of Herpetology, 29 (4): 608-612.
- FONTOURA, P.L., RIBEIRO, L.F. & PIE, M.R. 2011. *Diet of Brachycephalus brunneus (Anura: Brachycephalidae) in the Atlantic Rainforest of Paraná, southern Brazil*. Zoologia, 28(5): 687–689.

- FROST, D.R. 2017. *Amphibian Species of the World: an online reference*. Versão 6.0. Disponível em <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>>. Acesso em: 16 dezembro 2017.
- FUSINATTO, L.A., ALEXANDRINO, J., HADDAD, C.F., BRUNES, T.O., ROCHA, C.F. & SEQUEIRA, F. 2013. *Cryptic genetic diversity is paramount in small-bodied amphibians of the genus Euparkerella (Anura: Craugastoridae) endemic to the Brazilian Atlantic forest*. PLoS one, 8(11): e79504.
- GEHARA, M., CANEDO, C., HADDAD, C.F.B. & VENCES, M. 2013. *From widespread to microendemic: molecular and acoustic analyses show that Ischnocnema guentheri Amphibia: Brachycephalidae) is endemic to Rio de Janeiro, Brazil*. Conservation Genetics, 2013, 1–10.
- GIACOMIMI, H.C. 2007. *Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria Ecológica*. Oecologia Brasiliensis 11(4): 521-543.
- GIARETTA, A.A., SAWAYA, R.J., MACHADO, G., ARAÚJO, M.S., FACURE, K.G., MEDEIROS, H.F.D. & NUNES, R. 1997. *Diversity and abundance of litter frogs at altitudinal sites at Serra do Japi, Southeastern Brazil*. Revista Brasileira de Zoologia, 14(2): 341-346.
- GIARETTA, A.A., FACURE, K.G., SAWAYA, R.J., MEYER, J.H.M. & CHEMIN, N. 1999. *Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes*. Biotropica 31: 669-674.
- GIARETTA, A.A., ARAÚJO, M.S., MEDEIROS, H.F. & FACURE, K.G. 1998. *Food habits and ontogenetic diet shifts of the litter dwelling frog Proceratophrys boiei (wied)*. Revista Brasileira de Zoologia, 15: 385-388.
- GORDON, C.E. 2000. *The coexistence of species*. Revista Chilena de Historia Natural 73(1): 175-198
- GOTELLI, N.J. & GRAVES, G.R. 1996. *Null models in Ecology*. Washington: Smithsonian Institute. 368p
- GRANT, P.R. 1972. *Convergent and divergent character displacement*. Biological Journal of the Linnean Society 4: 39–68
- GRIFFIS, M.R. & JAEGER, R.G. 1998. *Competition leads to an extinction-prone species of salamander: interspecific territoriality in a metapopulation*. Ecology 79:2494–2502
- HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. 2005. *Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brasil*. BioScience 55 (3): 207-217.
- HADDAD, C.F.B. & SAZIMA, I. 1992. *Anfíbios Anuros da Serra do Japi*. In: Morellato LPC, organizador. *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil*. Campinas (SP): Editora da Unicamp; FAPESP. p 188-211.
- HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F. & PRADO, C.P.A. 2008. *Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica*. São Paulo (SP): Editora Neotropica. 244 p.

- HANKEN, J. & WAKE, D.B. 1993. *Miniaturization of body size: organismal consequences and evolutionary significance*. Annual Review of Ecology and Systematics 24:501–519.
- HANSSON, S. 1995. *Effects of exploitative food competition on food niche dynamics - simulation analysis*. Ecology Modelling 77: 167-187
- HARDIN, G. 1960. *Competitive exclusion principle*. Science 131: 1292-1297
- HEDGES, S.B., DUELLMAN, W.E. & HEINICKE, M.P. 2008. *New world direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation*. Zootaxa 1737: 1-182.
- HEDGES, S.B. 1988. *A new diminutive frog from Hispaniola (Leptodactylidae: Eleutherodactylus)*. Copeia 1988:636–641.
- HEYER, W.R., RAND, A.S., CRUZ, C.A.G., PEIXOTO, O.L. & NELSON, C.E. 1990. *Frogs of Boracéia*. Arquivos de Zoologia (São Paulo) 31: 231-410.
- HÖLDOBLER, B. & WILSON, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press.
- HOWARD, A.K., FORESTER, J.D., RUDER, J.M., PARMERLEE, J.S. & POWELL, R. 1999. *Natural history of a terrestrial Hispaniolan anole: Anolis barbouri*. J Herpetol 33: 702-706.
- HOWARD, R.D. 1978. *The evolution of mating strategies in bullfrogs, Rana catesbeiana*. Evolution 32: 850-871.
- HUEY, R.B & PIANKA, E.R. 1977. *Patterns of niche overlap among broadly sympatric versus narrowly sympatric Kalahari lizards (Scincidae: Mabouya)*. Ecology 58: 119–128
- HULSE, A.C. 1979. *Notes on the biology of Pleurodema cinerea (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) in northwestern Argentina*. Journal of Herpetology 13:153-156.
- HURLBERT, S.H. 1978. *The measurement of niche overlap and some relatives*. Ecology. 59 (1): 67-77.
- HUTCHINSON, G.E. 1959. *“Homage to Santa Rosalia, or Why are There So Many Kinds of Animals?”*. American Naturalist. 93:870, pp. 145–59
- IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – 2017. *IUCN red list of threatened species*. Disponível em: www.iucnredlist.org (último acesso em 19/01/2018).
- IZECKSOHN, E. & CARVALHO-E-SILVA, S.P. 2001. *Anfíbios do Município do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- IZECKSOHN, E. 1971. *Novo gênero e nova espécie de Brachycephalidae do Estado do Rio de Janeiro, Brasil*. Boletim do Museu Nacional (Zoologia) 280:1–12.
- IZECKSOHN, E. 1988. *Algumas considerações sobre o gênero Euparkerella, com descrição de três novas espécies (Amphibia, Anura, Leptodactylidae)*. Revista Brasileira de Biologia, 48: 59–74.
- JACOBS, J. 1974. *Quantitative measurement of food selection*. Oecologia 14:413 - 417

- JAEGER, R.G. 1972. *Food as a limited resource in competition between two species of terrestrial salamanders*. Ecology 53:535–546.
- JAEGER, R.G. 1980. *Density-dependent and density-independent causes of extinction of a salamander population*. Evolution 34: 617–621
- JIMÉNEZ, R. & BOLAÑOS, F. 2012. *Use of food and spatial resources by two frogs of the genus Dendropsophus (Anura: Hylidae) from La Selva, Costa Rica*. Phyllomedusa, 11:51-62.
- JORDÃO-NOGUEIRA, T., VRCIBRADIC, D., PONTES, J.A.L., VAN SLUYS, M., ROCHA, C.F.D. 2006. *Natural history traits of Crossodactylus aeneus (Anura, Leptodactylidae, Hylodinae) from an Atlantic Rainforest area in Rio de Janeiro state, southeastern Brazil*. South American Journal of Herpetology, 1: 37-41.
- KLAION T, ALMEIDA-GOMES M, TAVARES LER, ROCHA C.F.D & VAN SLUYS M. 2011. *Diet and nematode infection in Proceratophrys boiei (Anura: Cycloramphidae) from two Atlantic rainforest remnants in Southeastern Brazil*. An Acad Bras Cienc 83: 1303-1312.
- KWET, A. 2007. *Bioacoustic variation in the genus Adenomera in southern Brazil, with revalidation of Leptodactylus nanus Müller, 1922 (Anura, Leptodactylidae)*. Mitteilungen aus dem Museum für Naturkunde in Berlin. Zoologische Reihe 83 (Supplement): 56–68.
- LAWRENCE, F.A., HASTING, A.M., DALLWITZ, M.J., PAINE, T.A. & ZURCHER, E.J. 1999. *Beetles of the world. A key and information system for families and subfamilies*. CD-ROM, Version 1.0 for MS-Windows. CSIRO Publishing, Melbourne.
- LEHR, E. & CATENAZZI, A. 2009. *A new species of minute Noblella (Anura: Strabomantidae) from Southern Peru: the smallest frog of the Andes*. Copeia 2009:148–156.
- LEVINGS, S.C. & WINDSOR, D.M. 1982. *Seasonal and annual variation in litter arthropod populations*. In: Leigh EG, editor; Rand AS, Windsor DM, editors. *The ecology of a tropical forest*. Smithsonian Institution Press; 1982: 355–387.
- LEVINGS, S.C. 1983. *Seasonal, Annual, and Among-site Variation in the Ground Ant Community of a Deciduous Tropical Forest: Some Causes of Patchy Species Distributions*. Ecological Monographs, 53(4): 435-455.
- LIEBERMAN, S.S. 1986. *Ecology of the leaf litter herpetofauna of a Neotropical rain forest: La Selva, Costa Rica*. Acta Zoologica Mexicana 15: 1-72.
- LIMA, A.P. & MAGNUSSON, W.E. 1998. *Partitioning seasonal time: interactions among size, foraging activity and diet in leaf-litter frogs*. Oecologia, 116: 259-266.
- LIMA, A.P. & MOREIRA, G. 1993. *Effects of prey size and foraging mode on the ontogenetic change in feeding niche of Colostethus stepheni (Anura: Dendrobatidae)*. Oecologia 95:93-102
- LIMA, A.P., MAGNUSSON, W.E. & WILLIAMS, D.G. 2000. *Differences in diet among frogs and lizards coexisting in subtropical forests of Australia*. Journal of Herpetology, 34 (1): 40-46.

- LIMA, A.P. 1998. *The effects of size on the diets of six sympatric species of postmetamorphic litter anurans in Central Amazonia*. Journal of Herpetology 32:392–399
- LOSOS, J.B. 1990. *The evolution of form and function: morphology and locomotor performance in West Indians Anolis lizards*. Evolution 44: 1189–1203.
- MADSEN, T. & SHINE, R. 1993. *Phenotypic plasticity in body sizes and sexual size dimorphism in european grass snakes*. Evolution 47(1): 321-325.
- MAGNUSSON, W.E. & SILVA, E.V. 1993. *Relative effects of size, season and species on the diets of some Amazonian savanna lizards*. Journal of Herpetology 27: 380-385
- MAIA-CARNEIRO, T., KIEFER, M.C., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2013. *Feeding habits, microhabitat use, and daily activity period of Rhinella ornata (Anura, Bufonidae) from three Atlantic Rainforest remnants in southeastern Brazil*. North-Western Journal of Zoology, 9: 157 - 165.
- MANLY, B., MCDONALD, L. & THOMAS, D. 1993. *Resource selection by animals, statistical design and analysis for field studies*. Chapman & Hall, London.
- MARRA, R.V., ROCHA, C.F.D. & VAN SLUYS, M. 2004. *Food habits of Eleutherodactylus parvus (Anura: Leptodactylidae) at an Atlantic rainforest area, southeastern Brazil*. Herpetological Review 35: 135-137.
- MARTINS, A.C.J., KIEFER, M.C., SIQUEIRA, C.C., VAN SLUYS, M., MENEZES, V.A. & ROCHA, C.F.D. 2010. *Ecology of Ischnocnema parva (Anura: Brachycephalidae) at the Atlantic rainforest of Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil*. Zoologia (Curitiba), 27(2): 201-208.
- MÉNDEZ-NARVÁEZ, J., OSPINA-SARRIA, J.J. & BOLÍVAR-G, W. 2014. *Diet and trophic ecology of Leptodactylus fragilis (Leptodactylidae) and Dendropsophus columbianus (Anura: Hylidae) in a disturbed area in southwestern Colombia*. Herpetology Notes 7: 299-305.
- MENIN, M., ROSSA-FERES, D.C. & GIARETTA, A. 2005. *Resource use and coexistence of two syntopic hylid frogs (Anura, Hylidae)*. Revista Brasileira de Zoologia 22: 61-72.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Portaria N° 444/2014.
- MOORE, J.C., HUNT, H.W. & ELLIOTT, E.T. 1991. *Interactions between Soil Organisms and Herbivores*. In: Barbosa, P.; Kirschik, V.; Jones, C. (eds.). *Multitrophic-Level Interactions among Microorganisms, Plants and Insects*. John Wiley, New York, 385p
- MORAES R.A., SAWAYA R.J. & BARRELA W. 2007. *Composition and diversity of anuran amphibians in two Atlantic Forest environments in Southeastern Brazil, Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brazil*. Biota Neotropica; 7(2): 27- 36.
- OLIVEIRA, J.C.F., COCO, L., PAGOTTO, R.V., PRALON, E., VRCIBRADIC, D., POMBAL JR., J.P. & ROCHA, C.F.D. 2012. *Amphibia, Anura, Brachycephalus*

- didactylus* (Izecksohn, 1971) and *Zachaenus parvulus* (Girard, 1853): distribution extension. *Check List. A Journal of Species Lists and Distribution* 8: 242–244.
- OPLINGER, C.S. 1966. *Sex ratio, reproductive cycles, and time of ovulation in Hyla crucifer crucifer* Wied. *Herpetologica* 22: 276-283.
- PARMELEE, J.R. 1999. *Trophic ecology of a tropical anuran assemblage*. Scientific papers Natural History Museum, The University of Kansas, 11: 1-59.
- PEARSON, D., SHINE R. & HOW, R. 2002. *Sex-specific niche partitioning and sexual size dimorphism in Australian pythons (Morelia spilota imbricata)*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 77: 113-125.
- PIANKA, E.R. 1973. *The structure of lizard communities*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Stanford 4: 53-74
- PIANKA, E.R. 1978. *Evolutionary Ecology*. Second Edition. Harper and Row, New York, 397pp.
- PIANKA, E.R. 1989. *Desert lizard diversity: additional comments and some data*. *American Naturalist* 134: 344–64
- PIANKA, E.R. 1994. *Evolutionary ecology*. New York, Harper Collins College Publishers, 5th ed., 486p.
- PIANKA, E.R. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. New Jersey: Princeton University Press, 208 p.
- PIANKA, E.R. 2000. *Evolutionary Ecology*. Sixth Edition. Benjamin-Cummings, Addison-Wesley-Longman. San Francisco. 528pp
- PINHEIRO, F, DINIZ, I.R., COELHO, D. & BANDEIRA, M.P.S. 2002. *Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian Cerrado*. *Austral Ecology* 27: 132-136
- PINTO, T.M. 2011. *Ecologia alimentar de uma taxocenose de anuros terrestres no Brasil Central*. [Dissertação de mestrado; 101 p.]. UNB - Biologia animal.
- POMBAL JR., J.P. & HADDAD, C.F.B. 2007. *Estratégias e modos reprodutivos em anuros, p. 101-116*. In: Nascimento, L.B. & Oliveira, M.E. (Eds). *Herpetologia no Brasil II*. Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Herpetologia, 354p.
- POMBAL JR., J.P. 1997. *Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil*. *Brazilian Journal of Biology* 57: 583-594.
- PRADO, G.M. & POMBAL, J.P. 2008. *Espécies de Proceratophrys Miranda-Ribeiro 1920 com apêndices palpebrais (Anura; Cycloramphidae)*. *Arquivos de Zoologia* 39: 1-85.
- PUTMAN, R.J. 1994. *Community Ecology*. Chapman and Hall, London.
- RIBEIRO, R.S., EGITO, G.T.B.T. & HADDAD, C.F.B. 2005. *Chave de identificação: anfíbios anuros da vertente de Jundiá da Serra do Japi, Estado de São Paulo*. *Biota Neotropica*; 5(2): 235-247.

- RICKLEFS, R., COCHRAN, E.D. & PIANKA, E.R. 1981. *A morphological analysis of the structure of communities of lizards in desert habitats*. *Ecology* 62: 1474–1483.
- ROCHA, C.F.D., VRCIBRADIC, D., KIEFER, M.C., ALMEIDA-GOMES, M., BORGES-JUNIOR, V.N.T., CARNEIRO, P.C.F., MARRA, R.V, ALMEIDA-SANTOS, P., SIQUEIRA, C.C., GOYANNES-ARAÚJO, P., FERNANDES, C.G.A, RUBIÃO, E.C.N. & VAN SLUYS, M. 2007. *A survey of the leaf-litter frog assembly from an Atlantic forest area (Reserva Ecológica de Guapiaçú) in Rio de Janeiro State, Brazil, with an estimate of frog densities*. *Tropical Zoology*, 20(1): 99-108.
- ROCHA, C.F.D., VAN SLUYS, M., ALVES, M.A.S., BERGALLO, H.G. & VRCIBRADIC, D. 2001. *Estimates of forest floor litter frog communities: a comparison of two methods*. *Austral Ecology*, 26(1): 14-21.
- ROCHA, C.F.D., VAN SLUYS, M., ALVES, M.A.S., BERGALLO, H.G. & VRCIBRADIC, D. 2000. *Activity of leaf-litter frogs: when should frogs be sampled?* *Journal of Herpetology* 34:285–287.
- ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., ALVES, M.A.S. & VAN SLUYS, M. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica*. São Carlos, SP: Rima Editora.
- ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., POMBAL, JR. J.P., GEISE, L., VAN SLUYS, M., FERNANDES, R. & MASCHI, U. 2004. *Fauna de anfíbios, répteis e mamíferos do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil*. Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro 104: 1-24.
- ROCHA, C.F.D., VRCIBRADIC, D., KIEFER, M.C., SIQUEIRA, C.C., ALMEIDA-GOMES, M., BORGES JÚNIOR, V.N., HATANO, F.H., FONTES, A.F., PONTES, J.A.L., KLAION, T., GIL, L.O. & VAN SLUYS, M. 2011. *Parameters from the community leaf-litter frogs from Estação Ecológica Estadual Paraíso, Guapimirim, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil*. *An Acad Bras de Cienc* 83: 1259-1267.
- ROMERO, H. & JAFFE, K. 1989. *A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera, Formicidae) in savannas*. *Biotropica*, 348-352.
- RUMMEL, J.D. & ROUGHGARDEN, J. 1983. *Some Differences between invasion-structured and coevolution-structured competitive communities: a preliminary theoretical analysis*. *Oikos* 41: 477-486
- 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.
- SALTHER, S.N. & DUELLMAN, W.E. 1973. *Qualitative constraints associated with reproductive mode in anurans*. In: J. L. Vial, ed. *Evolutionary Biology of the Anurans*. University of Missouri Press, Columbia. P. 229-249.
- SCHOENER, T.W. 1970. *Non-synchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats*. *Ecology*, 51: 408-418
- SCHOENER, T.W., 1974. *Resource partitioning in ecological communities*. *Science* 174: 27-37

- SCOTT, N.J. 1976. *The abundance and diversity of the herpetofauna of the tropical forest litter*. *Biotropica* 8: 41-58.
- SELANDER, R.K. 1972. *Sexual selection and dimorphism in birds*. In: B. Campbell (ed.), *Sexual Selection and the Descent of Man 1871-1971*, p. 180-230. Aldine Publ. Co., Chicago.
- SHINE, R. 1979. *Sexual selection and sexual dimorphism in the amphibia*. *Copeia* 1979(2): 297-306.
- SHINE, R. 1991. *Intersexual dietary divergence and the evolution of sexual dimorphism in snakes*. *The American Naturalist* 138(1): 103-122.
- SIMON, M.P. & TOFT, C.A. 1991. *Diet specialization in small vertebrates: mite-eating in frogs*. *Oikos*, 61: 263-278.
- SIQUEIRA, C.C., VRCIBRADIC, D., DORIGO, T.A. & ROCHA, C.F.D. 2011. *Anurans from two high-elevation areas of Atlantic Forest in the state of Rio de Janeiro, Brazil*. *Zoologia* 28(4): 457-464
- SIQUEIRA, C.C., ARIANI, C.V., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2006. *Feeding ecology of Thoropa miliaris (Anura, Cycloramphidae) in four areas of Atlantic rain forest, southeastern Brazil*. *J Herpetol* 40: 520-525.
- SIQUEIRA, C.C., VRCIBRADIC, D., ALMEIDA-GOMES, M., BORGES-JUNIOR, V.N.T., ALMEIDA-SANTOS, P., ALMEIDA-SANTOS, M., ARIANI, C.V., GUEDES, D.M., GOYANNES-ARAÚJO, P., DORIGO, T.A., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2009. *Density and richness of leaf litter frogs of an Atlantic Rainforest area in the Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro State, Brazil*. *Zoologia* 26(1): 97-102.
- SMITH, L.M., GRAY, M.J. & QUARLES, A. 2004. *Diets of newly metamorphosed amphibians in west Texas Playas*. *The Southwestern Naturalist*, 49 (2): 257-263.
- SNOWBERG, L.K., HENDRIX, K.M. & BOLNICK, D.I. 2015. *Covarying variances: more morphologically variable populations also exhibit more diet variation*. *Oecologia* 178: 89–101.
- STRONG, D.R., MCCOY, E.D. & REY, J.R. 1977. *Time and the number of herbivore species: the pests of sugarcane*. *Ecology* 58:167– 75.
- STRÜSSMAN, C., DO VALE, M.B.R., MENEGHINI, M.H. & MAGNUSSON, W.E. 1984. *Diet and foraging mode of Bufo marinus and Leptodactylus ocellatus*. *Journal of Herpetology*, 18 (2): 138-146.
- TOFT, C.A. 1980a. *Feeding ecology of thirteen syntopic species of Anurans in a seasonal tropical environment*. *Oecologia* 45: 131-141.
- TOFT, C.A. 1980b. *Seasonal variation in populations of the Panamanian litter frogs and their prey: a comparison of wetter and drier sites*. *Oecologia* 47: 34-38.
- TOFT, C.A. 1985. *Resource partitioning in amphibians and reptiles*. *Copeia*, 1985 (1): 1-21.

- VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 1998. *Feeding habitats and microhabitat utilization by two syntopic Brazilian Amazonian frogs (Hyla minuta and Pseudopaludicola sp. (gr. falcipes))*. Revista Brasileira de Biologia, 58(4): 559-562.
- VAN SLUYS, M., ROCHA, C.F.D. & SOUZA, M.B. 2001. Ecology of the Leptodactylid litter frog *Zachaenus parvulus* in Atlantic Rainforest of southeastern Brazil. Journal of Herpetology, 35(2):322-325
- VAN SLUYS, M., VRCIBRADIC, D., ALVES, M.A.S, BERGALLO, H.G. & ROCHA, C.F.D. 2007. *Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil*. Austral Ecology 32: 254-260.
- VERDADE, V.K., CASSIMIRO, J. & RODRIGUES, M.T. 2009. *Amphibia, Anura, Cycloramphidae, Zachaenus carvalhoi Izecksohn, 1983 and Z. parvulus (Girard, 1853): Filling gap and geographic distribution map for the genus*. Check List. A Journal of Species Lists and Distribution, 5: 755-758.
- VIEIRA, M.V., OLIFIERS, N., DELCIELLOS, A.C., ANTUNES, V.Z., BERNARDO, L.R., GRELLE, C.E.V. & CERQUEIRA, R. 2009. *Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants*. Biological Conservation 142: 1191-1200.
- VITT, L.J. & CARVALHO, C.M. 1995. *Niche partitioning in a tropical wet season: lizards in the Lavrado area of northern Brazil*. Copeia, 1995: 305-329.
- VRCIBRADIC, D., ALMEIDA-GOMES, M., VAN SLUYS, M., ROCHA, C.F.D. 2008. *Amphibia, Anura, Hylodes charadranaetes, Ischnocnema octavioi, and Euparkerella cochranæ: Distribution extension*. Check List; 4(1):103-106.
- WEATHER, C.P. 1986. *Prey-size and parasite relationships in the common toad Bufo bufo*. Herpetological Journal, 1: 62-66.
- WELLS, K.D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press, Chicago.
- WINEMILLER, K.O. & PIANKA, E.R. 1990. *Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes*. Ecological Monographs, 60 (1): 27-55.
- WOGEL, H., ABRUNHOSA, P.A. & POMBAL, JR. J.P. 2002. *Atividade reprodutiva de Physalaemus signifer (Anura, Leptodactylidae) em ambiente temporário*. Iheringia Série Zoologia 92(2): 57-70.
- WOLDA, H. 1978. *Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects*. Journal of Animal Ecology 47: 369-381.
- WOLDA, H. 1988. *Insect Seasonality: why?* Annual Review of Ecology and Systematics 19: 1-18
- WOOLBRIGHT, L.L. & STEWART, M.M. 1987. *Foraging success of the tropical frog, Eleutherodactylus coqui: the cost of calling*. Copeia 1987(1): 69-75.
- WOOLBRIGHT, L.L. 1985. *Patterns of nocturnal movement and calling by the tropical frog Eleutherodactylus coqui*. Herpetologica 41: 1-9.

7 USO DE RECURSOS ALIMENTARES E VARIAÇÃO INTERINDIVIDUAL NA DIETA DE ESPÉCIES DE ANUROS SIMPÁTRICOS EM UMA COMUNIDADE NA SERAPILHEIRA NA MATA ATLÂNTICA

Estudos com espécies simpátricas sugerem haver segregação principalmente pelo tipo de presa, no período de atividade, no uso do micro-habitat, ou pela combinação desses três fatores (Toft, 1985; Vitt & Carvalho, 1995; Cáceres & Machado, 2013). Entretanto, em alguns casos pode ocorrer apenas uma sobreposição parcial de alguns recursos compartilhados (Pianka, 1994). Quando a competição intraespecífica é intensa, os indivíduos precisam explorar o “pool” de recursos de maneira diferente, reduzindo assim a competição entre eles (Hansson, 1995)

A seleção diferencial dos recursos tem sido proposta como um dos principais mecanismos que levam as espécies a coexistirem (Putman, 1994). De acordo com a *Teoria do Forrageamento Ótimo*, os indivíduos serão mais especializados em recursos preferidos quando esses são abundantes ou quando seu aporte energético é alto e o seu tempo de captura é comparativamente baixo (custo-benefício) (MacArthur & Pianka, 1966; Schoener, 1971; Pulliam, 1974). Dessa forma, as larguras dos nichos individuais podem variar ao longo do tempo em função da abundância de recursos (Svanbäck & Bolnick, 2007). Os nichos individuais são mais estreitos em períodos com maior abundância de recursos, e, por outro lado, se expandem em períodos de comparativa maior escassez de presas, podendo se sobrepor com o nicho da população (Van Valen, 1965; Schoener, 1986). Dessa forma, podemos compreender que populações generalistas são, muitas vezes, formadas por indivíduos especialistas (Bolnick *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2009; Snowberg *et al.*, 2015; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017).

7.1 A Especialização Individual e a Ciência de Redes Ecológicas

Alguns estudos mostram haver uma porção da variação na utilização dos recursos alimentares entre indivíduos de uma mesma população que não pode ser atribuída às diferenças entre os sexos ou idades. Essa variação ocorre quando alguns indivíduos de uma população usam sempre um subconjunto dos recursos que são utilizados pela população como um todo (*e.g.* Werner & Sherry, 1987). Tal variação foi denominada de "Especialização Individual" (EI) (Bolnick *et al.*, 2003; Araújo *et*

al,2007). Este tipo de comportamento pode ter implicações em diferentes escalas ecológicas e/ou evolutivas (Bolnick *et al.*, 2003), como na redução da competição intraespecífica (Swanson *et al.*, 2003) ou na divergência de populações (Svanbäck & Bolnick, 2005). As restrições nos recursos utilizados pelos indivíduos geralmente surgem quando diferenças na eficiência de manipulação e na captura de presas os leva a consumirem presas diferentes. Isso faz com que os consumidores que exploram eficazmente um determinado tipo de recurso passem a ser comparativamente mais ineficientes quando utilizando outro tipo de recurso (*trade-off*), resultando na ocorrência da chamada *Especialização Individual* (Robinson *et al.*, 1996; Svanbäck & Bolnick, 2005; Tinker *et al.*, 2008). Assim, as restrições podem estar associadas com a morfologia funcional dos consumidores (Robinson *et al.*, 1996; Snowberg *et al.*, 2015) ou com a fisiologia e o comportamento dos mesmos (Bolnick *et al.*, 2003).

A *Teoria de Redes Complexas* é uma importante ferramenta para analisar a presença de especialização individual e as relações entre os indivíduos e entre indivíduos e seus recursos utilizados (*e.g* Araújo *et al.*, 2008; Ings *et al.*, 2009). Nesse sentido, a Teoria de Redes Complexas torna-se uma ferramenta efetiva para compreensão dos padrões de interações predador-presa em uma comunidade. Os estudos de redes tróficas vêm mudando seu foco que era de essencialmente explorar a magnitude da complexidade para passar a compreender quais seriam as configurações por trás dessa complexidade (Ings *et al.*, 2009). Utilizando métricas da topologia das redes tais como as medidas de densidade média de conexões, o grau de aninhamento e a modularidade, podemos avaliar o grau de relação entre os indivíduos e entre os indivíduos e seus recursos disponíveis no ambiente (Araújo *et al.*, 2008; 2010; Pires *et al.*, 2011; Tinker *et al.*, 2012).

As análises de Redes Complexas têm sua base na Teoria dos Grafos, proposta originalmente pelo matemático Leonhard Euler em 1783 (Barabási, 2009). Os Grafos são conjuntos de vértices (nós) interconectados por linhas (arestas). Quando as informações referentes aos nós são excluídas, a organização estrutural das conexões é enfatizada. Nessas análises, modelos randômicos são utilizados e assume-se que, em um determinado número de nós pré-estabelecidos todos os nós possuem a mesma a probabilidade de realizar uma nova conexão. Porém mesmo as conexões sendo absolutamente aleatórias, alguns nós apresentam mais conexões do que outros (*e.g*. Barabási & Albert, 1999).

Os grafos (ou redes) possuem diferentes categorias em que podem ser classificados. Os grafos unipartidos são os modelos mais simples, nos quais não há diferenciação quanto ao tipo de vértice. Já os que possuem dois tipos diferentes de vértices podem ser definidos como grafos bipartidos. Nesses grafos as interações ocorrem somente entre os conjuntos diferentes (Albert & Barabási, 2002). Dessa forma, um grafo pode ser dividido em k-partições, dependendo do interesse do estudo (Wasserman & Faust, 1994).

O modelo de Redes Sem Escala (*scale-free*) assume duas premissas básicas: 1) a rede possui crescimento contínuo, ou seja, ocorre a adição constante de novos nós à rede e ligam-se aos já preexistentes. Esse modelo difere de anteriores, pois considera um número fixo de nós já existentes no início da formação da rede; e 2) o modelo sugere um “ligamento preferencial” dos novos nós, em que essa ligação não obedece a um valor constante p , mas é proporcional ao número de ligações já existentes em outros nós existentes na rede. Essa organização faz com que os nós mais conectados da rede sejam escolhidos para uma nova interação. Esse mecanismo gera um fenômeno conhecido como “o rico fica mais rico” (Barabási & Albert, 1999).

O estudo de redes permite analisar as interações entre as espécies em um nível ecossistêmico (Ings *et al.*, 2009), permitindo o mapeamento das relações tróficas que ocorrem entre os organismos consumidores simpátricos e os seus recursos (Dunne, 2009). As análises de Redes Ecológicas nos permitem avaliar quais processos evolutivos podem ser melhor compreendidos através de uma descrição mais completa do sistema e não apenas com estudos par a par (Proulx *et al.*, 2005). Tal fato reflete os fenômenos coevolutivos que estão inseridos em uma rede dinâmica e de forças recíprocas (Proulx *et al.*, 2005), o que torna a estrutura de redes tróficas um importante fator na compreensão da coexistência de espécies (*e.g.* Memmot *et al.*, 2006).

Diferentes estratégias têm sido utilizadas para compreendermos a organização de interações entre as espécies que compõem comunidades ecológicas. Através da estrutura das redes tróficas somos capazes de investigar de que forma a complexidade em um determinado ecossistema evoluiu e quais fatores as mantém existindo ao longo do tempo (Ings *et al.*, 2009). Compreender as relações tróficas entre as espécies em uma comunidade nos permite fazer melhores previsões e escolhas para conservação, bem como detectar impactos em outros ambientes, usando como base informações geradas para o bioma. Dessa forma, o uso de Redes Ecológicas fornece informações mais precisas sobre o papel de cada espécie, tornando eficientes as estratégias de

conservação, pois evitam ações que se baseiam apenas em espécies carismáticas e passam a utilizar a importância das espécies e de suas interações (*e.g* Jordán *et al*, 2008).

8 OBJETIVO GERAL

O presente estudo objetiva descrever e buscar padrões nas redes de partilha de recursos alimentares, buscando identificar se há a presença de especialização individual na dieta das espécies de anuros simpátricos da serapilheira na Reserva Ecológica de Guapiaçú, RJ, Brasil.

8.1 Objetivos específicos

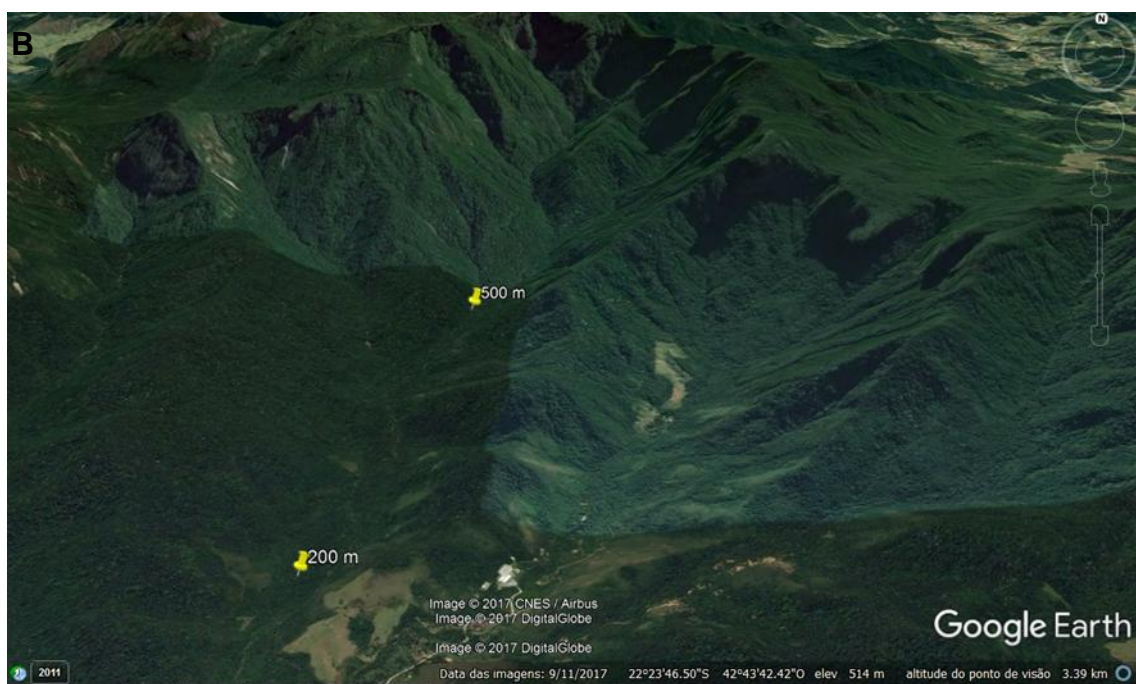
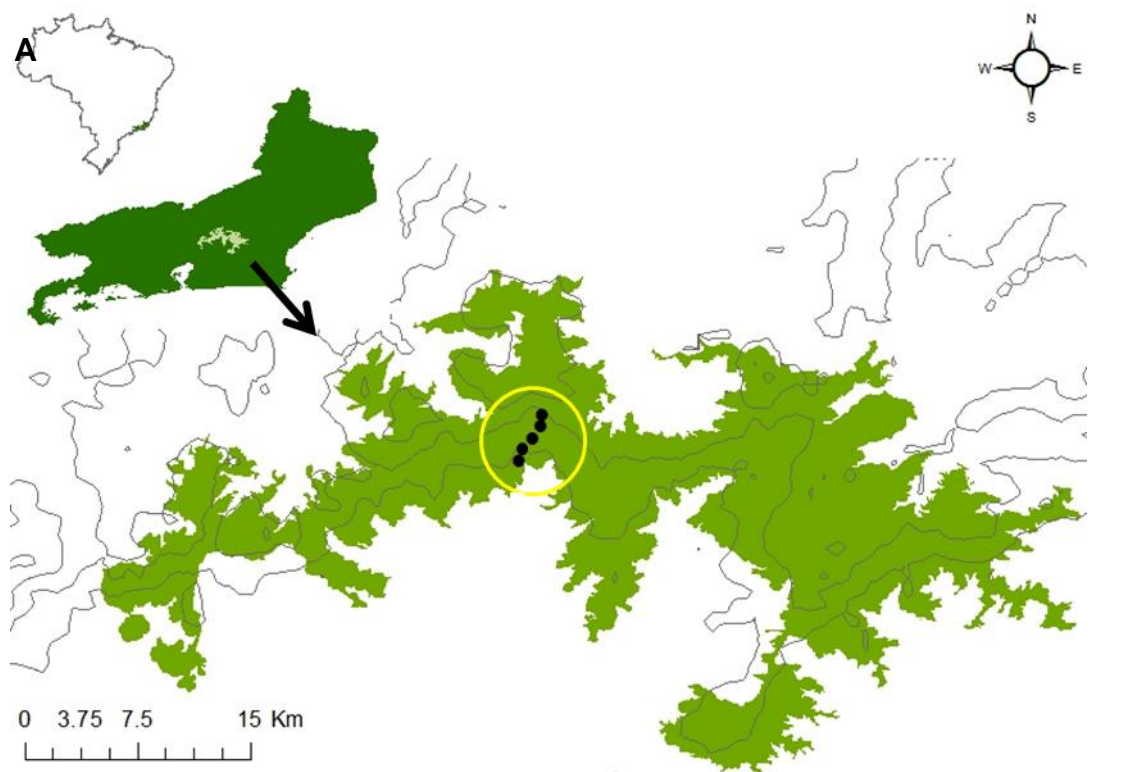
- 1) Descrever padrões nas redes de partilha de recursos alimentares entre os anuros de serapilheira;
- 2) Buscar um padrão de compartilhamento dos itens alimentares entre os indivíduos em cada população;
- 3) Avaliar as características da topologia das redes buscando a densidade média de conexões, a ocorrência de aninhamento e de modularidade;
- 4) Identificar a presença e o grau de Especialização Individual na dieta das espécies presentes na comunidade de anuros da serapilheira;

9 MATERIAL E MÉTODOS

9.1 Área de estudo

As amostragens foram realizadas na Reserva Ecológica de Guapiaçú (REGUA - 22° 24' S, 42°44' W), situada no distrito de Guapiaçú, município de Cachoeiras de Macacu, no estado do Rio de Janeiro, Brasil. A REGUA (Figura) é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), coberta por Mata Atlântica em diferentes níveis de conservação. A formação vegetal engloba desde florestas secundárias em estágios iniciais de sucessão até áreas de florestas pouco perturbadas, nas partes mais altas e menos acessíveis da reserva (Rocha *et al.*, 2007; Bernardo & Locke, 2014). A REGUA foi criada em 1996 com intuito de preservar alguns dos remanescentes de Floresta Atlântica e está inserida em um extenso remanescente florestal estratégico para conservação, juntamente com o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e o Parque Estadual dos Três Picos, possuindo grande importância por proteger a bacia hidrográfica da Baía de Guanabara (Rocha *et al.*, 2003; Rocha *et al.*, 2007). A reserva possui uma área de 7.385 ha, onde grande parte encontra-se inserida no Parque Estadual dos Três Picos, estando o restante da área na sua zona de amortecimento (Couto, 2010). Sua vegetação encontra-se distribuída nas zonas altitudinais de Floresta Submontana e de Floresta Montana, e a vegetação predominante na região é classificada como Floresta Ombrófila Densa (Rocha *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2009). Os dados das estações meteorológicas situadas na região indicam que o período mais quente e de maior precipitação pluviométrica ocorre de novembro a abril e o período mais seco e frio estende-se entre os meses de maio a outubro (Doose, 2009).

Figura 32 – Localização geográfica dos pontos amostrais na Reserva Ecológica Guapiaçú, município de Cachoeiras de Macacu, Estado do Rio de Janeiro.



Legenda: (A) Parque Estadual dos Três picos (em verde claro) e Reserva Ecológica de Guapiaçú (localização da reserva representada pelo círculo amarelo), com destaque para área amostrada (pontos pretos) e as curvas de nível a cada 500 m de altitude (linhas cinzas). (B) Imagem de satélite da área e dos limites inferiores e superiores das altitudes amostradas (marcadores amarelos). Fonte: O autor, Imagem de satélite modificada- Google Earth, 2018.

9.2 Coleta de dados

As amostragens para obtenção dos indivíduos de anuros foram realizadas durante 10 dias consecutivos em março 2015 de forma a evitar variações entre anos, meses ou estações. Foi utilizado o método de busca ativa limitada por tempo (horas/homem) onde cada amostrador percorreu uma área durante três horas em cada noite em busca dos anuros, totalizando 144 horas de busca. A serapilheira foi cuidadosamente vistoriada em busca de anuros, tendo sido investigados os micro-habitats no chão da floresta (folhas, troncos, galhos, pedras, ocos e cavidades no solo). Cada dia de amostragem foi realizado em um diferente ponto na floresta, totalizando dez pontos amostrais, de forma a preservar a independência das observações. Os pontos permaneceram distantes ao menos 150 m entre si e em altitudes que variaram entre 200 m e 500 m acima do nível do mar. Os anuros coletados foram resfriados imediatamente após a captura e congelados logo após a chegada à base de pesquisa. Esse procedimento foi realizado com intuito de diminuir o metabolismo do animal, evitando que o conteúdo estomacal fosse digerido.

Foi feita uma coleta de invertebrados simultaneamente à coleta dos anuros, para avaliar a disponibilidade de recursos alimentares existentes no hábitat onde estavam os anuros. Foram coletadas dez amostras de serapilheira em cada um dos pontos onde foram amostrados os anuros, totalizando 100 amostras. Fizemos a amostragem dos invertebrados com auxílio de um balde de 30 cm de diâmetro. O fundo do balde foi retirado, permitindo pressioná-lo sobre a camada da serapilheira até atingir a camada de solo. Esse procedimento evita que os artrópodes que estiverem ali fugissem. As amostras foram triadas no laboratório com o auxílio de estereomicroscópio, tendo sido separados e preservados os invertebrados presentes.

Os anuros foram medidos no seu comprimento rostro-cloacal (CRC) e na largura da mandíbula (LM) com um paquímetro digital (precisão de 0,1 mm) e suas massas (g) foram medidas em balança digital (precisão de 0,0001 g). A dieta das espécies da comunidade foi avaliada através da análise do conteúdo estomacal, analisados sob estereomicroscópio. Todas as presas foram medidas nos seus comprimentos e larguras com o mesmo paquímetro para a estimativa do seu volume, através da fórmula do ovóide-esferóide: $V = 4/3\pi.(C/2).(L/2)^2$, onde C é o comprimento e L a largura (Dunham, 1983).

Os invertebrados coletados nas amostras de serapilheira e no conteúdo estomacal foram identificados no nível de Ordem, exceto para formigas (identificadas ao nível de Família), gastrópodes, chilópodes, diplópodes e anelídeos (identificados no nível de Classe). Para Onychophora, a identificação ficou restrita no nível de Filo.

9.3 Análise de dados

A composição da dieta foi avaliada em termos do número, do volume, da frequência de ocorrência e do índice de importância (Ix) de cada tipo de item (descrita no capítulo anterior). As partes de artrópodes para as quais não foi possível a identificação taxonômica foram reunidas na categoria "Restos de artrópodes não identificados" (RANI) e não foram incluídos nas categorias de itens consumidos para as análises.

Com o intuito de não superestimar os valores dos índices de especialização, analisamos a comunidade com espécies que tiveram, no mínimo, 14 indivíduos capturados e que consumiram mais de três itens alimentares, por considerar que possuíam uma dieta representativa para a espécie (Araújo *et al.*, 2011).

Antes de testarmos a presença de especialização individual, verificamos se houve diferenças sexuais entre os indivíduos em relação à dieta. Fizemos tal análise apenas para as três espécies mais abundantes. Para tal, utilizamos o índice de similaridade proposto por Pianka (1973). Esse índice varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total), e é dado pela fórmula:

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

onde, O_{jk} = medida de sobreposição alimentar de Pianka entre machos (j) e fêmeas (k); P_{ij} = proporção do item alimentar i no total de itens utilizados pelos machos (j); P_{ik} = proporção do item alimentar i no total de itens utilizados pelas fêmeas k, n = número total de itens alimentares.

Para avaliar se os valores do índice eram similares aos encontrados ao acaso realizamos aleatorizações de Monte Carlo, para gerar uma distribuição nula do valor de O_{jk} observado. Foram geradas 1000 matrizes pelo método de bootstrap para machos e

fêmeas separadamente, mantendo o número de indivíduos por sexo da matriz original, calculando o valor de O_{jk} para cada nova matriz gerada. Para estimar o nível de significância (considerando $p < 0,05$), utilizamos a proporção dos valores de O_{jk} calculados a partir das novas matrizes que foram iguais ou menores que o valor de O_{jk} observado. Não havendo diferenças na dieta entre os sexos, os dados das fêmeas e dos machos foram agrupados para as demais análises.

Utilizamos o índice E para testar a presença de especialização individual (*EI*) nas populações (Araújo *et al.*, 2008). Baseado na teoria de redes, esse índice quantifica o grau de variação interindividual através da densidade média de conexões entre os indivíduos, resultando na dissimilaridade média entre os indivíduos de uma população. O índice E apresenta valores que variam de 0 (indivíduos apresentam dietas iguais) a 1 (indivíduos diferem completamente em suas dietas). Na prática, é comum encontrarmos valores de E maiores do que 0 devido à estocasticidade amostral, pois quanto menor o número de itens consumidos maior a chance de serem encontradas diferenças na dieta ao acaso. Para analisar se os valores de E eram similares aos encontrados ao acaso utilizamos um modelo nulo, com 1000 iterações feitas pelo procedimento de bootstrap. As iterações consistiram em réplicas aleatórias baseadas na população real (Pianka, 1986), em que teve uma atribuição aleatória de itens utilizados pela população para cada indivíduo, mantendo o número de itens consumidos pelo indivíduo. Ao manter o número de itens consumidos pelo indivíduo, podemos reter a largura de nicho da espécie e assumir a hipótese de que na ausência de competição existe a possibilidade de que todos os recursos disponíveis possam ser utilizados por todos os indivíduos (Gotelli & Graves, 1996). Calculamos o valor de E para cada iteração. A hipótese nula foi rejeitada quando o valor observado foi maior que 95% dos valores gerados no modelo nulo. Para controlar os efeitos da estocasticidade nos dados foram realizados testes utilizando o índice E ajustado (E_{adj}), calculado a partir da média dos valores de E obtidos pelo modelo nulo (E_{null}), de forma que $E_{adj} = (E - E_{null}) / (1 - E_{null})$. O valor de E_{adj} varia de 0 a 1, onde 0 corresponde à ausência de especialização e 1 a uma alta especialização. Dessa forma, valor de E_{adj} foi utilizado como medida da magnitude da especialização individual em cada população.

Analisamos o padrão de compartilhamento de itens a partir da construção de uma matriz indivíduos-recursos (R) para cada população e para a comunidade. As linhas da matriz correspondem aos indivíduos, e as colunas às categorias de itens consumidos (Pires *et al.*, 2011). As células da matriz R_{ij} foram preenchidas com o número de itens

consumidos do recurso j pelo indivíduo i . Utilizando essas matrizes foi possível construir redes bipartidas para cada população de anuro. As redes foram formadas por dois conjuntos de vértices, um correspondendo aos indivíduos e o outro aos itens consumidos e foram conectados por uma linha (aresta) ligando os vértices correspondentes, representando o consumo de um tipo de item por determinado indivíduo. Descrevemos o padrão de compartilhamento dos itens a partir do cálculo dos índices de aninhamento e de modularidade das redes de cada população.

Através do aninhamento é possível se medir que porção da dieta de indivíduos mais especialistas (pouco diversa) representa um subconjunto da dieta de indivíduos generalistas (mais diversa) (Pires *et al.*, 2011). Para calcular o grau de aninhamento utilizamos dois índices: o índice NODF que utiliza dados de ausência e presença, e o índice WNODF, que considera os dados quantitativos de cada interação (Almeida-Neto *et al.*, 2008; Almeida-Neto & Ulrich, 2011). Os valores de NODF e WNODF variam de 0 (sem aninhamento) a 100 (totalmente aninhado).

A modularidade permite indicar a presença de grupos de indivíduos na rede que compartilham os mesmos tipos de recursos, possuindo pouco ou nenhum compartilhamento em relação aos outros indivíduos/grupos. Para calcular o valor de modularidade foi utilizado o coeficiente de modularidade ponderado C_{ws} , que apresenta valores entre -1 e +1 (Araújo *et al.*, 2008). Quanto maior a modularidade, os valores de C_{ws} tendem a +1, e tende a -1 com a diminuição de módulos.

Para calcular a significância estatística dos valores de NODF, WNODF e C_{ws} , utilizamos procedimentos de bootstrap com 1.000 iterações. Cada iteração aleatoriza o conjunto de itens utilizado por toda população para cada indivíduo, porém mantendo o número total de itens consumidos. Calculamos valores de NODF, WNODF e C_{ws} para cada iteração, para descartar a possibilidade de que os valores observados não eram iguais aos gerados ao acaso. Fizemos os cálculos de NODF e WNODF no programa NODF (Almeida-Neto & Ulrich, 2011). Fizemos as demais análises no Programa R (R Development Core Team, 2017), com o auxílio dos pacotes *ade4* (Dray & Dufom, 2007), *bipartite* (Dormann *et al.*, 2008), *RInSp* (Zaccarelli *et al.*, 2013) e *vegan* (Oksanen *et al.*, 2015). Construímos as matrizes de indivíduos-recursos no Programa R utilizando o pacote *bipartite*. Desenhamos as redes de indivíduos-recursos no programa “*Pajek*”.

10 RESULTADOS

10.1 Hábito alimentar e sobreposição na dieta

Foram analisados 576 indivíduos de anuros, pertencentes a 11 espécies (Tabela 23). Os indivíduos das espécies amostradas consumiram um total de 2706 presas, pertencentes a 40 categorias (Tabela 24).

A espécie de anuro com maior abundância na serapilheira da REGUA foi *Ischnocnema* aff. *guentheri* (N = 239), para a qual os indivíduos coletados haviam consumido 962 presas. O número médio de presas por estômago foi de $4,24 \pm 5,12$, variando de 1 – 54 itens. Os indivíduos da segunda espécie mais abundante, *Haddadus binotatus* (N = 142), consumiram 292 presas, possuindo em média $2,41 \pm 3,5$ itens por estômago, variando de 1 – 36 itens. Os indivíduos da terceira espécie mais abundante, *Euparkerella brasiliensis* (N = 57), consumiram 266 presas, possuindo em média $4,7 \pm 3,4$ itens por estômago, variando de 1 - 13 itens (Tabela 25).

Tabela 23 - Número de indivíduos machos, fêmeas, jovens e de sexo não identificado capturados na serapilheira da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu- RJ. CRC – Comprimento rostro-cloacal (em milímetros); LM – Largura da mandíbula (em milímetros); Massa média (em gramas).

Espécies	Machos	Fêmeas	Jovens	Sexo não identificado	Total de indivíduos	CRC média	LM média	Massa média
<i>Adenomera cf.marmorata</i>	0	3	1	10	14	17,9 ± 5,4	6,4 ± 1,5	0,5 ± 0,4
<i>Brachycephalus didactylus</i>	0	0	0	2	2	7,6 ± 0,5	2,0 ± 0,3	0,03 ± 0,002
<i>Euparkerella brasiliensis</i>	9	29	14	8	60	15,0 ± 2,2	4,8 ± 0,8	0,4 ± 0,6
<i>Haddadus binotatus</i>	42	73	17	12	142	33,6 ± 13,4	12,8 ± 5,3	14,4 ± 25,2
<i>Ischnocnema aff.guentheri</i>	61	101	74	20	256	21,4 ± 6,0	8,2 ± 2,5	4,6 ± 7,9
<i>Ischnocnema cf.parva</i>	2	13	13	6	34	14,6 ± 2,9	5,5 ± 1,1	0,3 ± 0,2
<i>Ischnocnema octavioi</i>	0	2	0	0	2	24,3 ± 0,6	9,7 ± 0,2	1,1 ± 0,1
<i>Physalaemus signifer</i>	7	18	2	0	27	25,2 ± 3,3	7,6 ± 2,3	4,4 ± 6,0
<i>Proceratophrys boiei</i>	4	4	0	0	8	53,3 ± 8,3	27,4 ± 5,1	16,6 ± 7,9
<i>Rhinella ornata</i>	3	18	0	0	21	71,4 ± 19,2	26,2 ± 7,6	76,8 ± 118,4
<i>Zachaenus parvulus</i>	6	3	0	0	9	21,9 ± 7,5	10,1 ± 3,4	1,7 ± 1,5

Fonte: O autor, 2018.

Tabela 24 - Presas consumidas pelos indivíduos das espécies simpátricas componentes da comunidade de anuros de serapilheira da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu- RJ, Brasil. N: Número; V: Volume (em mm³); F: Frequência e IX: Índice de importância. Os valores entre parêntesis representam as porcentagens. Rani: restos de artrópodes não identificados.

Presas	N (%)	V (%)	F (%)	IX
Oligochaeta				
Haplotaxida	1 (0,04)	32,1 (0,03)	1 (0,2)	0,1
Gastropoda	36 (1,3)	661,9 (0,61)	33 (5,7)	2,5
Arachnida				
Acari	151 (5,6)	39,9 (0,04)	74 (12,9)	5,9
Araneae	170 (6,3)	8035,9 (7,4)	128 (22,3)	11,7
Opiliones	23 (0,9)	5523,3 (5,1)	21 (3,7)	3,2
Pseudoescorpiones	15 (0,6)	7,0 (0,01)	13 (2,3)	0,9
Malacostraca				
Isopoda	115 (4,3)	2146,3 (2,0)	83 (14,4)	6,7
Amphipoda	1 (0,04)	13,0 (0,01)	1 (0,2)	0,1
Diplopoda	51 (1,9)	2316,6 (2,13)	46 (8,0)	3,9
Chilopoda	3 (0,1)	427,6 (0,4)	3 (0,5)	0,3
Hexapoda				
Collembola	49 (1,8)	17,1 (0,02)	40 (7,0)	2,9
Odonata	1 (0,04)	53,1 (0,05)	1 (0,2)	0,1
Orthoptera				
Adultos	139 (5,1)	29434,5 (27,0)	118 (20,5)	17,4
Ninfas	1 (0,04)	2721,8 (2,5)	1 (0,2)	0,9
Dermaptera	4 (0,2)	52,2 (0,05)	4 (0,7)	0,3
Embiidina	1 (0,04)	1,76 (0,002)	1 (0,2)	0,1
Isoptera	59 (2,2)	35,5 (0,03)	11 (1,9)	1,3
Mantodea	2 (0,1)	48,0 (0,04)	2 (0,3)	0,2
Blattodea				
Adultos	41 (1,5)	5293,1 (4,9)	38 (6,6)	4,3
Ninfas	3 (0,1)	30,3 (0,03)	3 (0,5)	0,2
Hemiptera				
Adultos	55 (2,0)	3069,0 (2,82)	45 (7,8)	4,1
Ninfas	10 (0,4)	24,5 (0,02)	10 (1,7)	0,7
Thysanoptera	3 (0,1)	0,3 (0,003)	3 (0,5)	0,2
Coleoptera				
Adultos	451 (16,7)	28639,9 (26,3)	176 (30,6)	23,9
Larvas	40 (1,5)	213,9 (0,2)	31 (5,4)	2,3
Ninfas	1 (0,03)	0,3 (0,0003)	1 (0,2)	0,1
Neuroptera				

Continua...

(Continuação...) Tabela 24 - Presas consumidas pelos indivíduos das espécies simpátricas componentes da comunidade de anuros de serapilheira da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu- RJ, Brasil. N: Número; V: Volume (em mm³); F: Frequência e IX: Índice de importância. Os valores entre parêntesis representam as porcentagens. Rani: restos de artrópodes não identificados.

Presas	N (%)	V (%)	F (%)	IX
Larvas	1 (0,04)	1,8 (0,002)	1 (0,2)	0,1
Ninfas	2 (0,1)	41,7 (0,04)	2 (0,3)	0,2
Hymenoptera				
Não formicidae	151 (5,6)	1449,8 (1,3)	71 (12,3)	6,2
Formicidae	890 (32,9)	6558,4 (6,02)	197 (34,3)	23,1
Lepidoptera				
Adultos	2 (0,1)	4,6 (0,004)	2 (0,3)	0,1
Larvas	30 (1,1)	870,3 (0,8)	8 (1,4)	1,1
Diptera				
Adultos	85 (3,1)	170,0 (0,16)	45 (7,8)	3,6
Larvas	104 (3,8)	62,5 (0,06)	18 (3,1)	2,2
Casulo	1 (0,03)	2,6 (0,002)	1 (0,2)	0,1
Larva não Identificada	11 (0,4)	139,8 (0,1)	10 (1,7)	0,7
Rani	*	6476,3 (5,9)	203 (35,3)	*
Resto Vegetal	*	3768,0 (3,5)	132 (23,0)	*
Semente	3 (0,1)	345,9 (0,3)	3 (0,5)	0,3
Total	2706 (100)	108938,48 (100)		

Fonte: O autor, 2018.

Tabela 25 - Composição da dieta das três espécies mais abundantes (*Iscnocnema aff. guentheri*, *Haddadus binotatus* e *Euparkerella brasiliensis*) da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu- RJ, Brasil.

Presas	<i>Iscnocnema aff. guentheri</i>				<i>Haddadus binotatus</i>				<i>Euparkerella brasiliensis</i>			
	N (%)	V (%)	F (%)	IX	N (%)	V (%)	F (%)	IX	N (%)	V (%)	F (%)	IX
Oligochaeta												
Haplotaxida	*	*	*	*	1 (0,34)	32,08 (0,09)	1 (0,70)	0,04	*	*	*	*
Gastropoda	14 (1,3)	46,92 (0,53)	14 (5,86)	0,03	5 (1,71)	169,07 (0,48)	4 (2,82)	0,03	1 (0,33)	0,55 (0,08)	1 (1,75)	0,05
Arachnida												
Acari	60 (5,5)	13,55 (0,15)	24 (10,04)	0,05	3 (1,03)	0,23 (0,001)	3 (2,11)	0,01	15 (5,02)	17,65 (2,56)	13 (22,81)	0,1
Araneae	111 (10,1)	1199,63(13,61)	78 (32,64)	0,19	36 (12,33)	6263,90 (17,89)	30 (21,13)	0,1	6 (2,01)	1,25 (0,18)	6 (10,53)	0,04
Opiliones	8 (0,7)	76,65 (0,87)	8 (3,35)	0,02	9 (3,08)	816,69 (2,33)	8 (5,63)	0,02	*	*	*	*
Pseudoscorpiones	3 (0,3)	4,29 (0,05)	3 (1,26)	0,01	*	*	*	*	5 (1,67)	2,01 (0,29)	5 (8,77)	0,04
Malacostraca												
Isopoda	47 (4,3)	717,51 (8,14)	38 (15,90)	0,1	19 (6,51)	918,55 (2,62)	15 (10,56)	0,04	1 (0,33)	0,45 (0,06)	1 (1,75)	0,19
Amphipoda	1 (0,1)	13,02 (0,15)	1 (0,42)	0,002	*	*	*	*	*	*	*	*
Diplopoda	22 (2,0)	82,02 (0,93)	20 (8,37)	0,04	4 (1,37)	68,15 (0,19)	4 (2,82)	0,02	3 (1,0)	2,50 (0,36)	3 (5,26)	0,05
Chilopoda	1 (0,1)	1,23 (0,01)	1 (0,42)	0,002	1 (0,34)	425,49 (1,12)	1 (0,70)	0,01	*	*	*	*
Hexapoda												
Collembola	27 (2,5)	15,26 (0,17)	24 (10,04)	0,04	13 (4,45)	1,39 (0,004)	9 (6,34)	0,02	7 (2,34)	5,86 (0,85)	7 (12,28)	0,01
Odonata	1 (0,1)	53,08 (0,60)	1 (0,42)	0,004	*	*	*	*	*	*	*	*
Orthoptera												
Adultos	49 (4,5)	2009,04(22,80)	43 (17,99)	0,15	73 (25,00)	16649,64(47,55)	61 (42,96)	0,26	5 (1,67)	196,24(28,48)	5 (8,77)	0,13
Ninfas	*	*	*	*	1 (0,34)	21,91 (0,06)	1 (0,70)	0,14	*	*	*	*

Continua...

(Continuação...) Tabela 25 - Composição da dieta das três espécies mais abundantes (*Iscnocnema aff. guentheri*, *Haddadus binotatus* e *Euparkerella brasiliensis*) da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu- RJ, Brasil.

Presas	<i>Iscnocnema aff. guentheri</i>				<i>Haddadus binotatus</i>				<i>Euparkerella brasiliensis</i>			
	N (%)	V (%)	F (%)	IX	N (%)	V (%)	F (%)	IX	N (%)	V (%)	F (%)	IX
Dermaptera	4 (0,4)	52,24 (0,59)	4 (1,67)	0,01	*	*	*	*	*	*	*	*
Embiidina	*	*	*	*	1 (0,34)	1,76 (0,01)	1 (0,70)	0,01	*	*	*	*
Isoptera	4 (0,4)	2,76 (0,03)	2 (0,84)	0,004	*	*	*	*	3 (1,0)	2,41 (0,35)	2 (3,51)	0,03
Mantodea	2 (0,2)	47,99 (0,54)	2 (0,84)	0,01	*	*	*	*	*	*	*	*
Blattodea												
Adultos	20 (1,8)	1411,06(16,01)	19 (7,95)	0,09	17 (5,82)	3853,05 (11,0)	15 (10,56)	0,13	3 (1,0)	8,79 (1,28)	3 (5,26)	0,03
Ninfas	1 (0,1)	11,40 (0,13)	1 (0,42)	0,002	1 (0,34)	10,69 (0,03)	1 (0,70)	0,04	*	*	*	*
Hemiptera												
Adultos	36 (3,3)	234,54 (2,66)	29 (12,13)	0,06	4 (1,37)	323,73 (0,92)	4 (2,82)	0,01	9 (3,01)	16,36 (2,37)	2 (3,51)	0,02
Ninfas	7 (0,6)	17,32 (0,20)	7 (2,93)	0,01	1 (0,34)	4,55 (0,01)	1 (0,70)	0,01	18 (6,02)	174,47(25,32)	15 (26,32)	0,01
Thysanoptera	1 (0,1)	0,10 (0,001)	1 (0,42)	0,002	*	*	*	*	8 (2,68)	10,81 (1,57)	8 (14,04)	0,01
Coleoptera												
Adultos	153 (14,0)	733,57 (8,32)	75 (31,38)	0,19	14 (4,79)	879,58 (2,51)	11 (7,75)	0,05	68 (22,74)	99,21 (14,40)	29 (50,88)	0,3
Larvas	24 (2,2)	103,03 (1,17)	19 (7,95)	0,04	3 (1,03)	27,23 (0,08)	2 (1,41)	0,02	1 (0,33)	0,03 (0,004)	1 (1,75)	0,05
Neuroptera												
Larvas	1 (0,1)	1,84 (0,02)	1 (0,42)	0,002	*	*	*	*	*	*	*	*
Ninfas	*	*	*	*	1 (0,34)	21,89 (0,06)	1 (0,70)	0	*	*	*	*
Hymenoptera												
Não formicidae	118 (10,8)	207,37 (2,35)	46 (19,25)	0,11	14 (4,79)	18,07 (0,05)	9 (6,34)	0,04	9 (3,01)	11,65 (1,69)	6 (10,53)	0,01
Formicidae	124 (11,3)	204,76 (2,32)	69 (28,87)	0,15	15 (5,14)	125,10 (0,36)	10 (7,04)	0,03	3 (1,0)	1,91 (0,28)	3 (5,26)	0,38

Continua...

(Continuação...) Tabela 25 - Composição da dieta das três espécies mais abundantes (*Iscnocnema aff. guentheri*, *Haddadus binotatus* e *Euparkerella brasiliensis*) da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu- RJ, Brasil.

Presas	<i>Iscnocnema aff. guentheri</i>				<i>Haddadus binotatus</i>				<i>Euparkerella brasiliensis</i>			
	N (%)	V (%)	F (%)	IX	N (%)	V (%)	F (%)	IX	N (%)	V (%)	F (%)	IX
Lepidoptera												
Adultos	2 (0,2)	4,61 (0,05)	2 (0,84)	0,004	11 (3,77)	2049,64 (5,85)	9 (6,34)	0,03	*	*	*	*
Larvas	20 (1,8)	684,25 (7,77)	3 (1,26)	0,04	*	*	*	*	2 (0,67)	0,66 (0,10)	2 (3,51)	0,02
Diptera												
Adultos	70 (6,4)	135,67 (1,54)	34 (14,23)	0,08	9 (3,08)	28,54 (0,08)	6 (4,23)	0,01	99 (33,11)	71,90 (10,44)	38 (66,67)	0,02
Larvas	24 (2,2)	28,97 (0,33)	9 (3,77)	0,02	34 (11,64)	10,52 (0,03)	2 (1,41)	0,06	7 (2,34)	5,46 (0,79)	6 (10,53)	0,01
Larva não Identificada	5 (0,5)	62,84 (0,71)	5 (2,09)	0,01	2 (0,68)	54,23 (0,15)	2 (1,41)	0,01	*	*	*	*
Rani	*	546,52 (6,20)	88 (36,82)	*	*	1486,37 (4,24)	31 (21,83)	*	*	0,05 (0,01)	1 (1,75)	*
Resto Vegetal	*	88,40 (1,0)	44 (18,41)	*	*	752,90 (2,15)	34 (23,94)	*	*	58,83 (8,54)	25 (43,86)	*
Semente	2 (0,2)	0,47 (0,01)	2 (0,84)	0,004	*	*	*	*	*	*	*	*
Total	962 (100)	8811,9 (100)			292 (100)	35014,9 (100)			266 (100)	689,0 (100)		

N (Número), V (Volume, em mm³), F (Frequência) e Ix (Índice de Importância) de cada categoria de presa apresentada. Incluímos na categoria “Rani” todos os restos de invertebrados que não foram possíveis a identificação. Fonte: O autor, 2018.

10.2 Variação sexual e ontogenética

Não houve variação sexual na utilização dos recursos alimentares pelas três espécies simpátricas de anuros mais abundantes na comunidade. As fêmeas e os machos de *I. aff. guentheri* ($O_{jk} = 0,75$; $O_{jknull} = 0,78$; $p = 0,18$; $n = 140$), de *H. binotatus* ($O_{jk} = 0,84$; $O_{jknull} = 0,76$; $p = 0,97$; $n = 89$) e de *E. brasiliensis* ($O_{jk} = 0,70$; $O_{jknull} = 0,68$; $p = 0,69$; $n = 34$) tiveram dietas similares. Da mesma forma, as fêmeas e os machos de *H. binotatus* e *I. aff. guentheri* tiveram dietas similares ao considerarmos apenas os indivíduos que consumiram ao menos três presas (dieta representativa) ($O_{jk} = 0,62$; $O_{jknull} = 0,64$; $p = 0,39$; $n = 25$; e $O_{jk} = 0,78$; $O_{jknull} = 0,76$; $p = 0,64$; $n = 71$, respectivamente). Os jovens e os adultos também tiveram dietas semelhantes em *E. brasiliensis* ($O_{jk} = 0,75$; $O_{jknull} = 0,68$; $p = 0,81$; $n = 47$) e em *I. aff. guentheri* (total: $O_{jk} = 0,81$; $O_{jknull} = 0,80$; $p = 0,72$; $n = 211$, representativos: $O_{jk} = 0,81$; $O_{jknull} = 0,80$; $p = 0,54$; $n = 117$). Para *Haddadus binotatus*, o número de jovens foi menor do que os dos adultos, não permitindo a comparação da dieta entre os grupos.

10.3 Variação interindividual

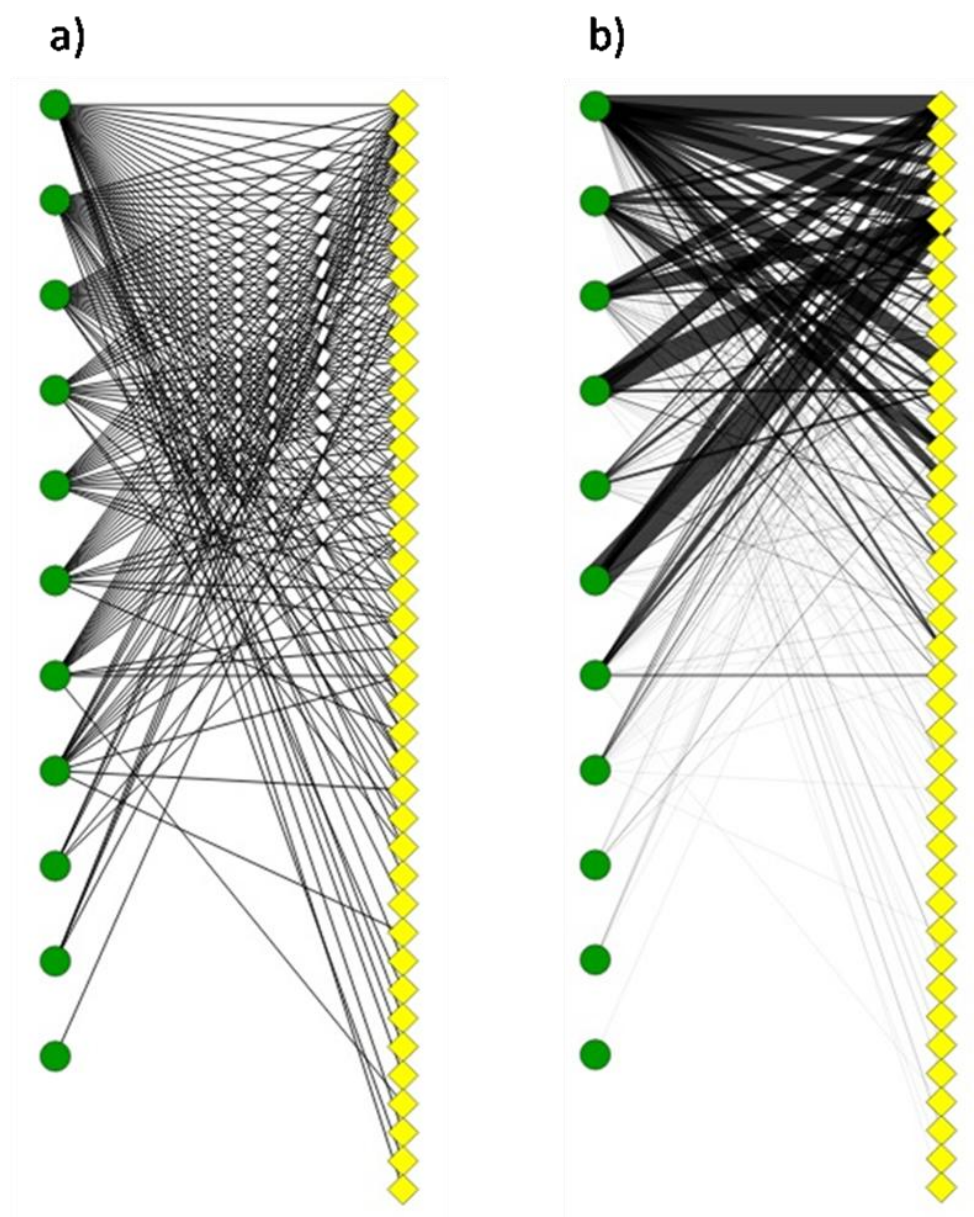
A densidade média de conexões da rede de indivíduos-recursos revelou a especialização individual em *E. brasiliensis* ($E = 0,71$; $E_{nullj} = 0,64$; $E_{adj} = 0,18$; $p = 0,01$) e em *I. aff. guentheri* (total: $E = 0,86$; $E_{nullj} = 0,83$; $E_{adj} = 0,18$; $p < 0,001$, representativos: $E = 0,81$; $E_{nullj} = 0,73$; $E_{adj} = 0,27$; $p < 0,001$), mas não em *H. binotatus* (total: $E = 0,78$; $E_{nullj} = 0,77$; $E_{adj} = 0,06$; $p = 0,35$, representativos: $E = 0,75$; $E_{nullj} = 0,70$; $E_{adj} = 0,17$; $p = 0,06$). *Euparkerella brasiliensis* apresentou modularidade, porém um valor muito baixo, praticamente insignificante, apesar de ter sido maior do que o encontrado ao acaso. Já para *Iscnocnema guentheri*, observamos modularidade quando analisamos os indivíduos com menos de três presas consumidas, indicando que essa modularidade é um artefato da amostragem. Portanto, consideramos que não houve valores significativos de aninhamento (Tabela 26; Figura a Figura) ou modularidade (Tabela 26) na dieta das três espécies mais abundantes (representativas).

Tabela 26 - Índices de aninhamento (NODF e WNODF) e modularidade (CWS) calculados separadamente para as redes de indivíduos-recursos da comunidade de anuros de serapilheira e para as três espécies mais abundantes, *Ischnocnema* aff. *guentheri* (n = 239), *Haddadus binotatus* (n = 142) e *Euparkerella brasiliensis* (n = 57) capturadas na Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro-RJ. Valores de p obtidos através de 1.000 simulações tipo bootstrap. Os valores entre parêntesis (Rep) são referentes aos indivíduos representativos em termos da dieta nas populações, tendo consumido ao menos três itens.

Espécies	Aninhamento						Modularidade		
	NODF _{obs}	NODF _{null}	p	WNODF _{obs}	WNODF _{null}	p	Cws _{obs}	Cws _{null}	p
Comunidade	76,3 (75,8)	51,3 (45,6)	0,001 (0,001)	60,6 (59,5)	48,7 (43,7)	0,005(0,02)	0,19(0,17)	0,22 (0,18)	0,99 (0,86)
<i>Ischnocnema</i> aff. <i>guentheri</i>	23,1 (27,0)	32,0 (37,8)	0,99 (0,99)	5,7 (5,7)	8,8 (11,1)	0,99 (0,99)	0,29 (0,09)	0,19 (0,02)	<0,001 (0,07)
<i>Haddadus binotatus</i>	25,2 (23,7)	28,8 (33,2)	0,91 (0,99)	4,2 (5,8)	8,2 (10,7)	0,99 (0,99)	0,3 (0,12)	0,28 (0,09)	0,32 (0,43)
<i>Euparkerella brasiliensis</i>	14,1	46,6	0,99	13,5	19,1	0,99	0,06	0,03	0,03

Fonte: O autor, 2018.

Figura 33 - Representação gráfica na forma de rede da interação qualitativa (a) e quantitativa (b) entre as espécies e recursos alimentares consumidos pela comunidade de anuros de serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A figura (a) foi construída com todos os indivíduos das espécies capturadas, enquanto a figura (b) utilizamos apenas os indivíduos que consumiram mais de três presas em sua dieta (indivíduos representativos). Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens. Ligações representam o consumo de uma categoria de item (losango) por um indivíduo (círculo), evidenciando o “peso” das interações na figura (b).



Fonte: O autor, 2018.

Figura 34 - Representação gráfica na forma de rede da interação qualitativa entre espécies e recursos alimentares consumidos pela comunidade de anuros de serapilheira capturados na REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Nessa figura estão demonstradas apenas as espécies que apresentaram mais de 14 indivíduos capturados. Os círculos verdes representam as espécies, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens; ligações representam o consumo de uma categoria de item (losangos) por uma espécie (círculo). O tamanho de cada losango representa a disponibilidade de cada recurso alimentar no ambiente.

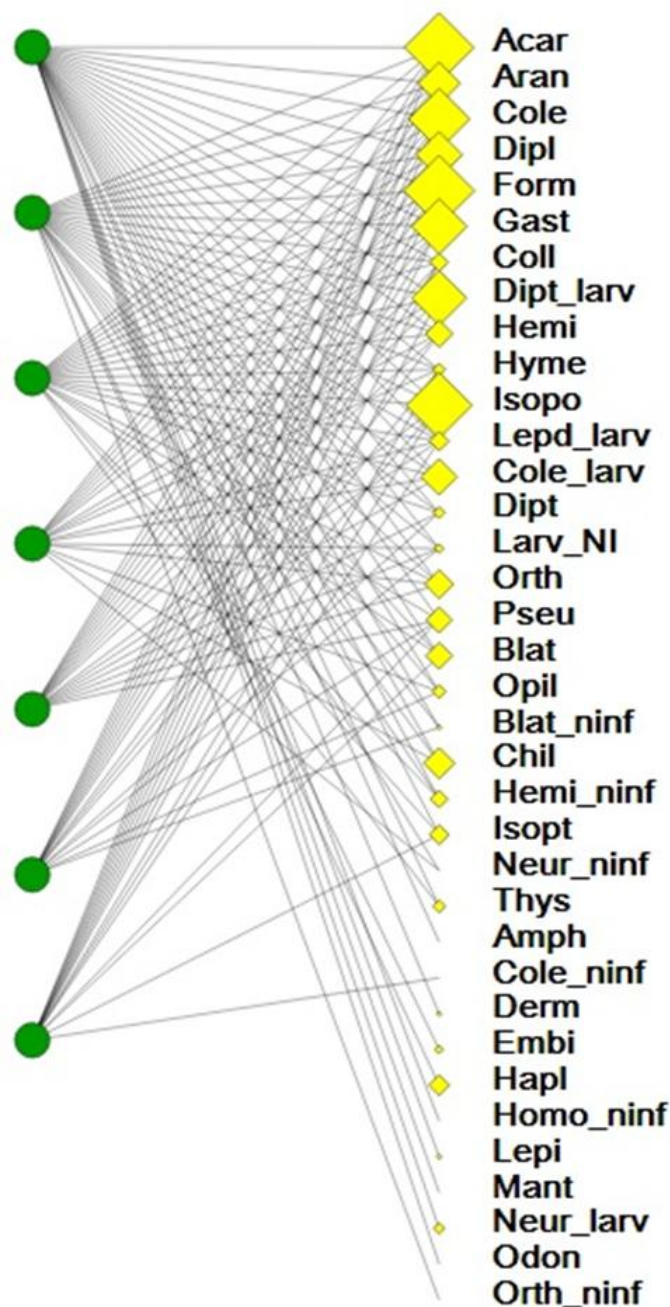
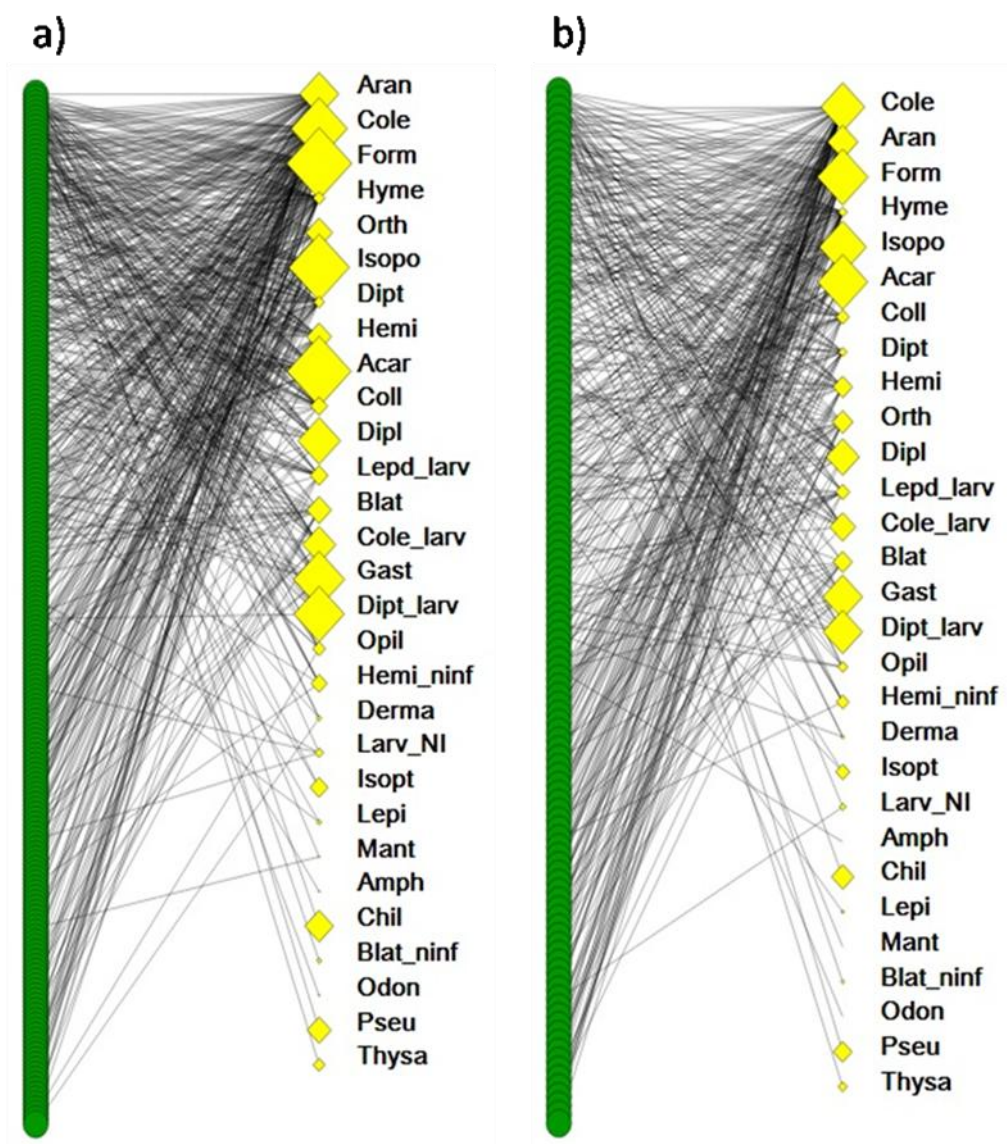
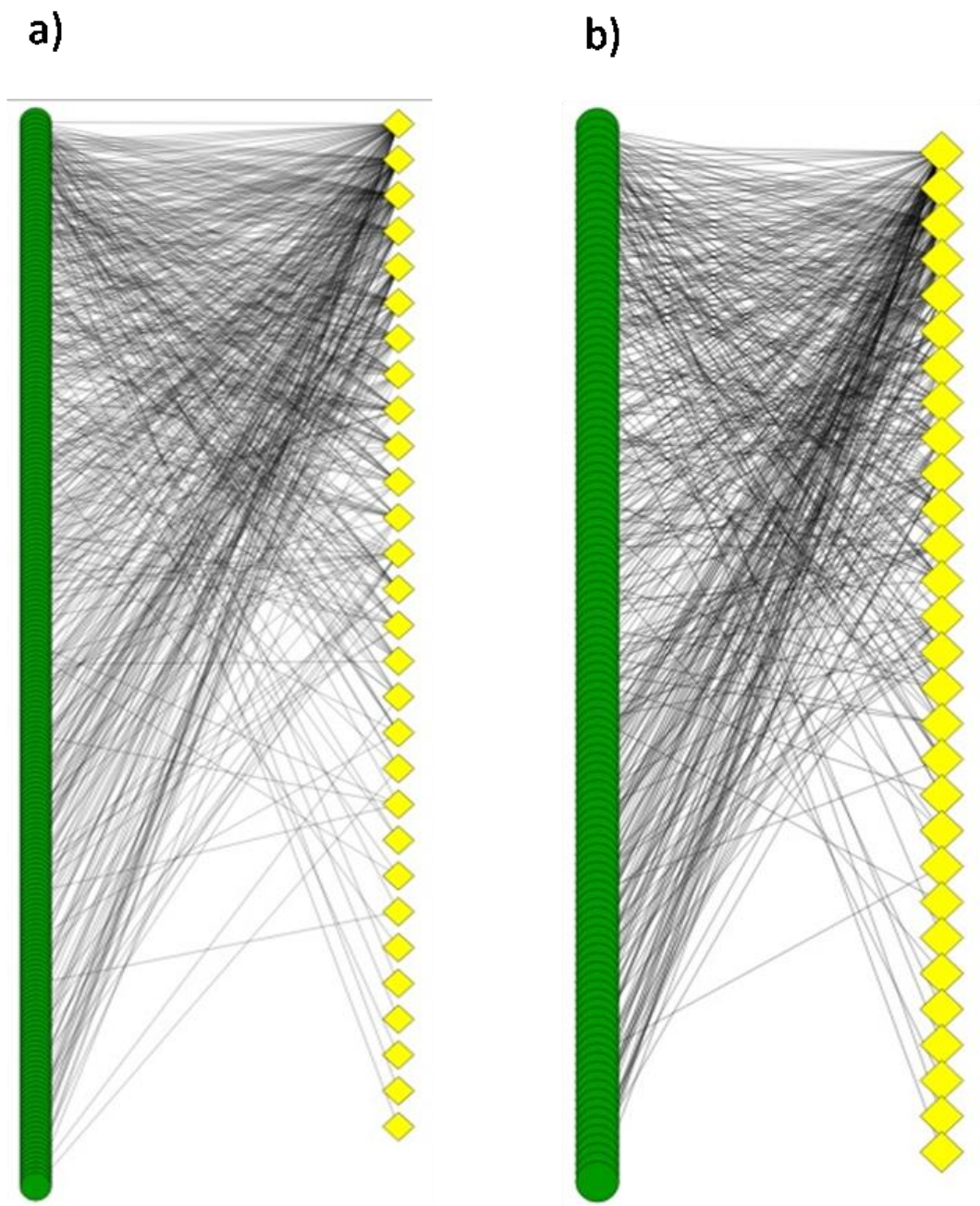


Figura 35 - Representação gráfica na forma de rede da interação quantitativa entre indivíduos e recursos consumidos por *Iscnocnema* aff. *guentheri* capturados na serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A figura (a) foi construída com todos os indivíduos das espécies capturadas e suas respectivas presas. Na figura (b) foram utilizados apenas os indivíduos que consumiram mais de três presas em sua dieta (indivíduos representativos). Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens, sendo os diferentes tamanhos dos diamantes as abundâncias de cada recurso no ambiente. As ligações representam o consumo de uma categoria de item (losangos) por um indivíduo (círculo).



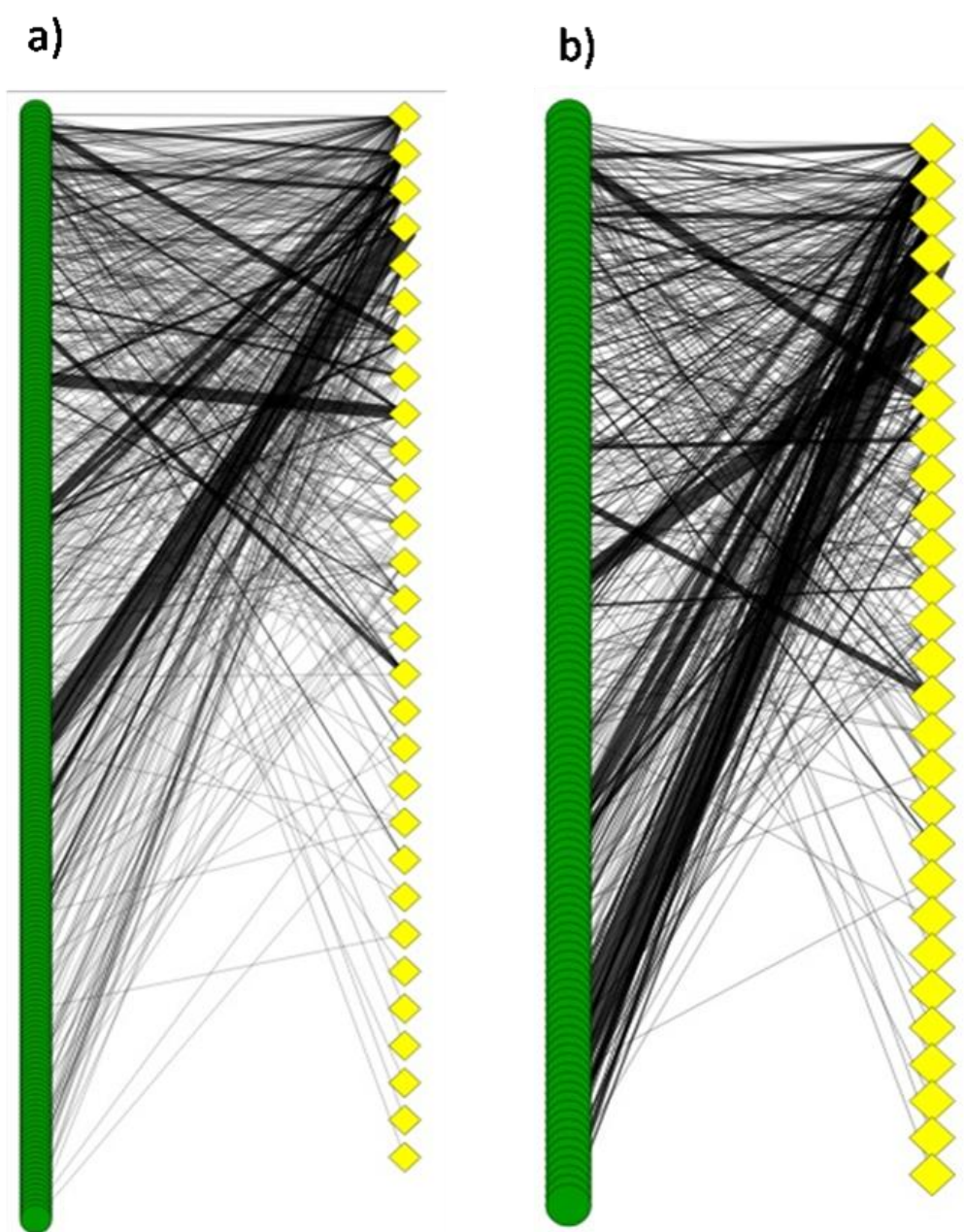
Fonte: O autor, 2018.

Figura 36 - Representação gráfica na forma de rede da interação qualitativa entre indivíduos e recursos consumidos por *Iscnocnema* aff. *guentheri* capturados na serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A figura (a) foi construída com todos os indivíduos capturados da espécie, enquanto que a figura (b) foram utilizados apenas os indivíduos que consumiram pelo menos três presas em sua dieta (indivíduos representativos). Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens; ligações representam o consumo de uma categoria de item (losangos) por um indivíduo (círculo).



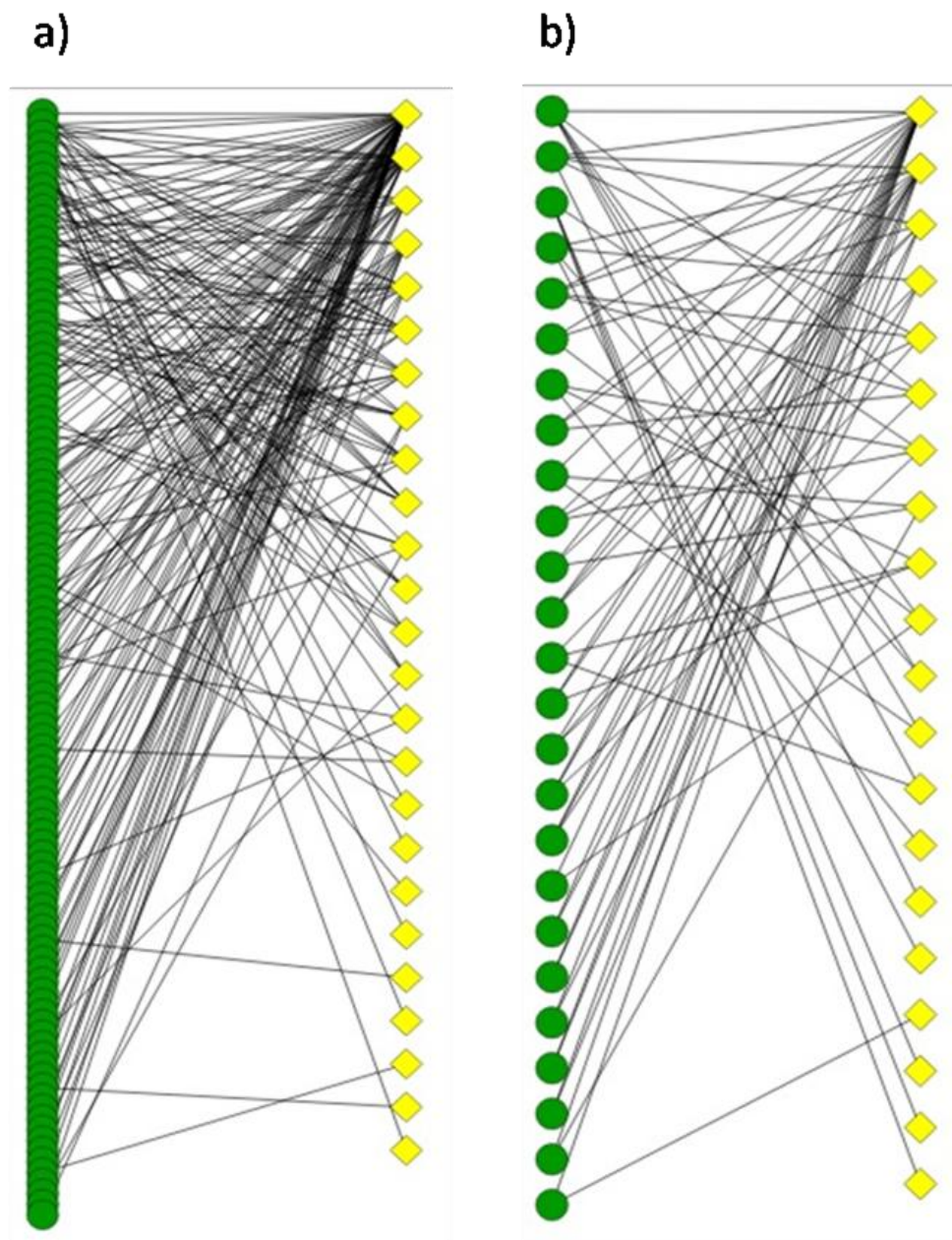
Fonte: O autor, 2018.

Figura 37 - Representação gráfica na forma de rede da interação quantitativa entre indivíduos e recursos consumidos por *Iscnocnema* aff. *guentheri* capturados na serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A figura (a) foi construída com todos os indivíduos capturados da espécie, enquanto que a figura (b) utilizamos apenas os indivíduos que consumiram pelo menos três presas em sua dieta (indivíduos representativos). Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens; ligações representam o consumo de uma categoria de item (losangos) por um indivíduo (círculo), evidenciando o “peso” das interações.



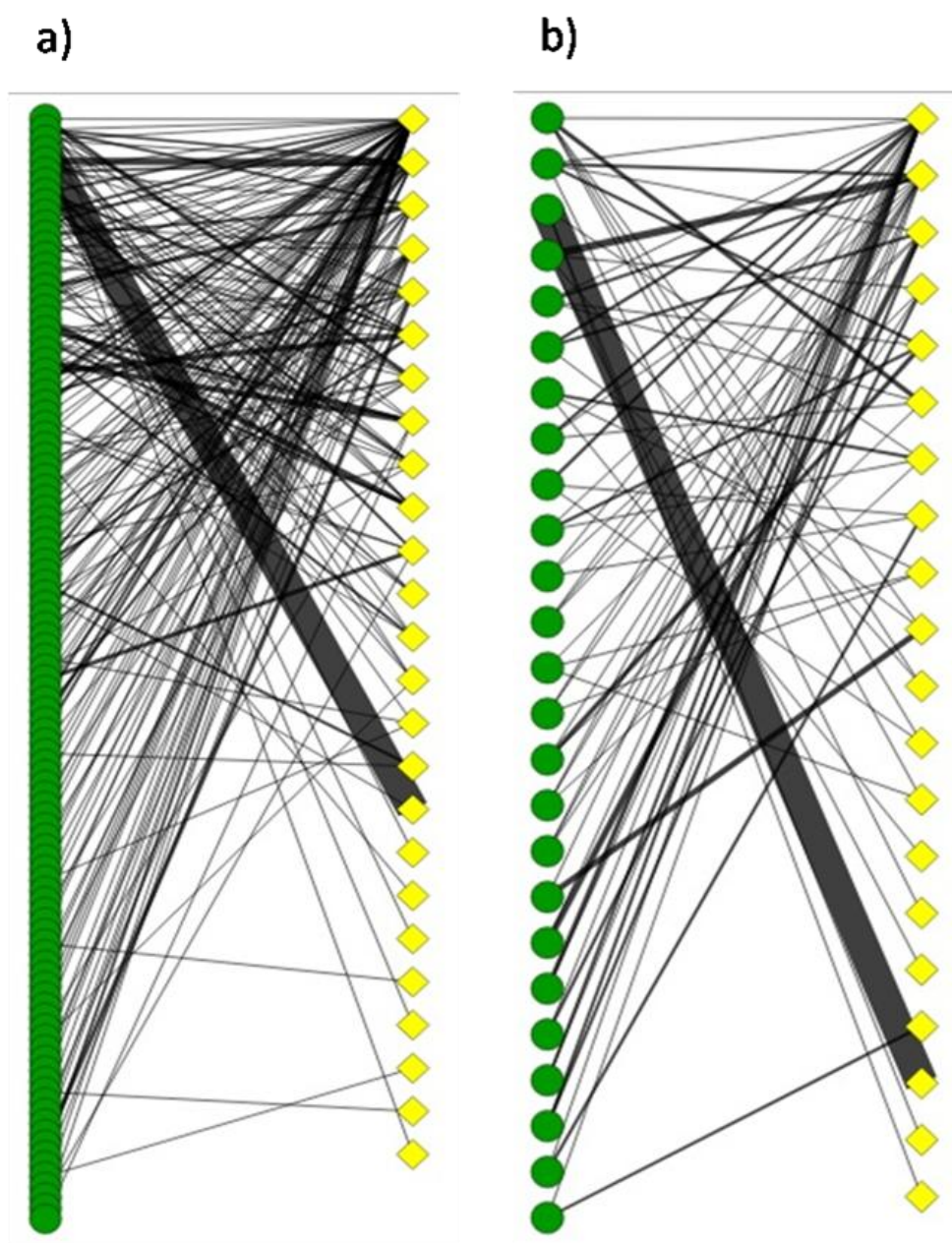
Fonte: O autor, 2018.

Figura 38 - Representação gráfica na forma de rede da interação qualitativa entre indivíduos e recursos consumidos por *Haddadus binotatus* capturados na serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A figura (a) foi construída com todos os indivíduos capturados da espécie, enquanto que a figura (b) foram utilizados apenas os indivíduos que consumiram ao menos três presas em sua dieta (indivíduos representativos). Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens; ligações representam o consumo de uma categoria de item (losangos) por um indivíduo (círculo).



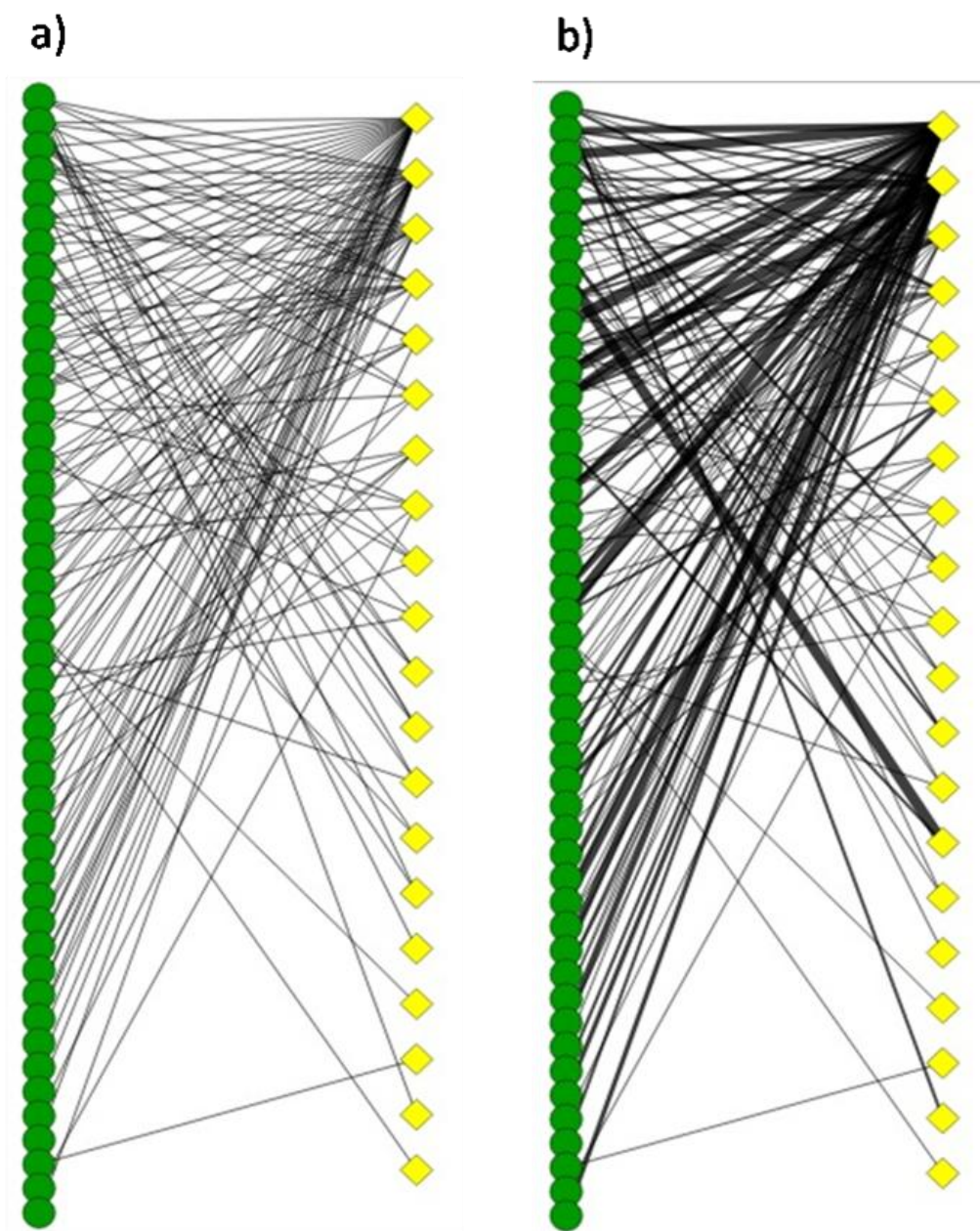
Fonte: O autor, 2018.

Figura 39 - Representação gráfica na forma de rede da interação quantitativa entre indivíduos e recursos consumidos por *Haddadus binotatus* capturados na serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. A figura (a) foi construída com todos os indivíduos capturados da espécie, enquanto que na figura (b) foram utilizados apenas os indivíduos que consumiram ao menos três presas em sua dieta (indivíduos representativos). Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens; ligações representam o consumo de uma categoria de item (losangos) por um indivíduo (círculo), evidenciando o “peso” das interações na figura.



Fonte: O autor, 2018.

Figura 40 - Representação gráfica na forma de rede da interação qualitativa (a) e quantitativa (b) entre indivíduos e recursos consumidos por *Euparkerella brasiliensis* capturados na serapilheira da REGUA, município de Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil. Os círculos verdes representam os indivíduos, enquanto os losangos amarelos representam as categorias de itens; ligações representam as categorias de itens consumidos por um indivíduo (círculo), evidenciando o “peso” das interações na figura.



Fonte: O autor, 2018.

11 DISCUSSÃO

11.1 As redes de partilha de recursos alimentares

Os dados indicaram haver um padrão de aninhamento entre espécies na comunidade, em que as espécies com dietas relativamente especializadas em algum tipo de presa utilizaram um subconjunto das presas consumidas pelas espécies com dietas relativamente generalizadas. Contudo não foi evidenciada uma modularidade no consumo dessas presas. A presença de aninhamento sem a ocorrência de modularidade ocorreu em outros estudos de anuros (*e.g* Pires *et al.*, 2011; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017), podendo talvez ser explicada pelo modelo de preferências compartilhadas (Svanbäck & Bolnick, 2005), refletido em níveis superiores aos indivíduos e suas populações. Esse modelo sugere que indivíduos de uma mesma população possuem preferências na ordem de utilização dos recursos. Se existe uma variação prevista na taxa de utilização desses novos recursos pelos indivíduos, existe, portanto a EI, e a dieta desses indivíduos apresentará um padrão aninhado (Svanbäck & Bolnick, 2005). A modularidade não ocorreu nesse modelo, dando ênfase ao encontrado em nossa rede da comunidade de serapilheira. Portanto, estamos diante de um padrão comum nesses tipos de rede (Carvalho-Rocha *et al.*, 2017), pois diversos estudos de indivíduos-recursos encontraram valores significativos de aninhamento em diferentes táxons (*e.g* Araújo *et al.*, 2010; Tinker *et al.*, 2012; Cantor *et al.*, 2013; Pires *et al.*, 2011). Nossos dados para a comunidade local sugerem que os padrões propostos para aninhamento talvez possam ser refletidos não só intraespecificamente, mas também interespecificamente.

11.2 Variação interindividual

Os dados indicaram que *Iscnocnema aff. guentheri* e *Euparkerella brasiliensis* tiveram especialização individual na dieta. Porém, apesar dos valores de *E* indicarem uma alta dissimilaridade entre os indivíduos, quando corrigimos os valores observados pelos valores gerados ao acaso, vimos que a especialização não foi muito maior do que a esperada ao acaso. A tendência a uma especialização individual encontrada em *I. aff. guentheri* e *E. brasiliensis* sugere que os indivíduos dessas espécies selecionem suas presas baseados em uma memória alimentar ou mesmo em suas capacidades fisiológicas individuais. Dessa forma, indivíduos “escolhem” presas familiares ou capturam aquelas

que suas próprias condições físicas permitem. De fato, a eficiência na manipulação e captura de presas entre indivíduos de uma mesma população pode diferir, levando a uma diferenciação da dieta e a especialização individual (Svanbäck & Bolnick, 2005; Tinker *et al.*, 2008). Quanto mais eficiente na captura e manipulação de determinada presa, menos eficiente o indivíduo passa a ser na captura de outros tipos de presas. Tal fato se deve à presença de “*trade-offs*” funcionais nos atributos desses indivíduos (Bolnick *et al.*, 2003). A ocorrência desses “*trade-offs*” pode ter bases fisiológicas (Afik & Karasov, 1995), cognitivas (Sanz-Aguilar *et al.*, 2015) e/ou morfológica e biomecânica (Snowberg *et al.*, 2015), impedindo os indivíduos de utilizarem todo conjunto de recursos disponíveis (Bolnick *et al.*, 2003). As diferenças individuais no consumo de recursos alimentares são amplamente encontradas para outros grupos da fauna e para algumas espécies de anuros (Martins *et al.*, 2008; Newsome *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2007, 2009; Schriever & Williams, 2013; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017). O uso diferenciado de recursos alimentares pelos anuros atende às necessidades específicas das espécies (Eterovick & Sazima, 2000; Ernst & Rodel, 2006), constituindo um mecanismo para evitar a competição interespecífica (Crump, 1982; Cardoso *et al.*, 1989), podendo também evitar a competição intraespecífica e atender às necessidades individuais.

Muitos estudos mostraram que as populações generalistas são formadas por indivíduos especialistas (Bolnick *et al.*, 2003; Bolnick *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2011; Pires *et al.*, 2011; Polidori *et al.*, 2013; Snowberg *et al.*, 2015). Alguns autores sugerem que a especialização individual tem um importante efeito em populações e comunidades, com implicações tanto ecológicas quanto evolutivas (Hughes *et al.*, 2008; Bolnick *et al.*, 2011).

Os anuros podem constituir bons modelos para estudar a especialização individual, pois são considerados em sua maioria como consumidores generalistas, (Solé & Rödder, 2010; Brito *et al.*, 2012). Os estudos buscando a especialização individual em anuros ainda são poucos, porém todos demonstraram terem encontrado este fenômeno nas espécies estudadas (Araújo *et al.*, 2007, 2009; Benard & Maher, 2011; Da Rosa *et al.*, 2011; Schriever & Williams, 2013; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017). Vale ressaltar que menos de 1% de toda diversidade de anuros foram investigadas quanto a possuírem especialização individual (Frost *et al.*, 2017), o que ainda dificulta o entendimento do fenômeno e a identificar a ocorrência de padrões (Carvalho-Rocha *et al.*, 2017).

A ausência de EI em *Haddadus binotatus* pode indicar uma preferência dos indivíduos por presas mais abundantes ou energeticamente mais vantajosas. A preferência por alguns tipos de presas em detrimento a outros pode funcionar como um mecanismo que permite a coexistência de espécies com requisitos alimentares semelhantes, ou apenas ser um reflexo da disponibilidade de recursos (Coco *et al.*, 2014). De fato, a similaridade na dieta da espécie foi de 68% em um estudo realizado com duas populações, indicando que esta espécie é tida como generalista alimentar, uma vez que possui uma das dietas mais ricas em termos de ordens de presas entre as espécies de serapilheira na Mata Atlântica (Coco *et al.*, 2014). *Haddadus binotatus* é uma das maiores e mais abundantes espécies de serapilheira da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro (*e.g* Rocha *et al.*, 2007, 2011; Almeida-Gomes *et al.*, 2010) atuando como um importante regulador das populações de artrópodes (Coco *et al.*, 2014). Apesar de haver dimorfismo sexual no tamanho, em que as fêmeas são maiores do que os machos, no presente estudo não houve diferença entre os sexos na dieta da espécie. Por serem maiores, as fêmeas poderiam ter consumido presas maiores do que os machos. Contudo, o consumo de presas similares entre machos e fêmeas ocorre em diversas espécies de anuros (Maneyro *et al.*, 2004; Wachlewski *et al.*, 2008; Sugai *et al.*, 2012; Carvalho-Rocha *et al.*, 2017), indicando que outros atributos podem ser mais determinantes na seleção de presas.

Os diferentes mecanismos que levam a EI, sejam eles morfológicos (Bolnick *et al.*, 2003), cognitivos e/ou fisiológicos (Araújo *et al.*, 2007, 2009), podem influenciar não só o tipo das presas consumidas mas sua quantidade. Os indivíduos, portanto poderiam capturar um número reduzido de tipos de presas (Werner *et al.*, 1981; Kato *et al.*, 2000), devido ao número de estratégias de captura que são capazes de utilizar ou mesmo diferenças na digestão de um item, que os levaria a utilizá-lo de forma diferenciada (Burrows & Hughes, 1991; Afik & Karasov, 1995).

Não houve aninhamento ou modularidade na dieta das três espécies mais abundantes, mesmo quando retiramos os indivíduos com menos de três presas consumidas (representativos). A ausência de aninhamento e modularidade nas populações dessas espécies, tanto quantitativa quanto qualitativamente, indica que mesmo possuindo indivíduos especialistas em duas das três espécies (*I. aff. guentheri* e *E. brasiliensis*), o grau de especialização não foi capaz de evidenciar padrões no consumo de recursos. Apesar das populações dessas espécies serem formadas tanto por indivíduos com dietas mais restritas quanto por dietas mais amplas, a dieta dos mais

restritos (especialistas) não correspondeu a um subconjunto das presas utilizadas pelos indivíduos com dieta mais ampla (generalistas).

Os padrões das redes encontradas nas espécies em nosso estudo não seguem nenhuma previsão dos três modelos baseados na Teoria do Forrageamento Ótimo (Preferências compartilhadas; Preferências distintas; Refúgio-competitivo) (Svanbäck & Bolnick, 2005). Encontramos um único estudo para anuros que evidenciou tendência similar, em que ocorre a utilização de recursos preferenciais entre os indivíduos, sugerindo a presença de EI, e um consumo dos mesmos recursos em menores proporções pela maioria dos indivíduos (Carvalho-Rocha *et al.*, 2017). Para que exista modularidade é necessário que o compartilhamento de recursos em comum seja maior dentro dos grupos do que fora deles. Quando não seguem esse padrão as conexões transformam a rede em um único grupo, onde não há módulos distintos (Carvalho-Rocha *et al.*, 2017).

A presença de aninhamento tem sido reportada em diferentes estudos buscando a especialização individual através da característica topológica de redes de indivíduos-recursos (Araújo *et al.*, 2010; Pires *et al.*, 2011; Dáttilo *et al.*, 2014), bem como a modularidade (Araújo *et al.*, 2008; Moleón *et al.*, 2012; Ballesteros *et al.*, 2014). Contudo, essas características parecem não estarem presentes em todas as redes de indivíduos que possuem especialização individual. Diante dos resultados encontrados é possível que a escolha das presas seja feita não pelo tipo, mas sim pela frequência com que as presas são encontradas no ambiente ou pelo seu tamanho. Tal resultado justificaria a presença de aninhamento e da modularidade quando analisamos a comunidade como um todo e a ausência desses parâmetros quando observamos apenas as populações de cada espécie isoladamente. Sugerimos que em estudos futuros sejam construídas redes utilizando a frequência de consumo e o volume de cada presa. Dessa forma seria possível avaliar melhor quais critérios são utilizados na seleção de recursos alimentares pelos anuros.

Concluimos que os indivíduos das espécies da comunidade de anuros simpátricos da serapilheira da REGUA, analisados conjuntamente, tiveram valores elevados de sobreposição na dieta quando comparados ao acaso, evidenciando um aninhamento na dieta entre as espécies. Os indivíduos de uma determinada espécie não necessariamente consumiram presas na mesma proporção e tipos, mas houve uma variação individual na dieta. Os indivíduos das espécies que tiveram especialização individual consumiram um subconjunto dos recursos consumidos pela população.

Porém o subconjunto consumido individualmente não se manteve constante entre os diferentes indivíduos daquela mesma espécie de anuro. As categorias de presas mais consumidas foram aquelas mais frequentes (ou disponíveis no ambiente), independente da sua abundância. Nenhuma das três espécies mais abundantes de anuros da comunidade teve diferenças ontogenéticas ou sexuais na utilização dos recursos alimentares. Não houve aninhamento ou modularidade na dieta das três espécies mais abundantes, sugerindo que apesar de serem comumente encontrados em muitos estudos, não ocorrem em todos os casos onde há a especialização individual.

12 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFIK, D. & KARASOV, W.H. 1995. *The trade-offs between digestion rate and efficiency in warblers and their ecological implications*. Ecology, New York, 76: 2247-2257.
- ALBERT, R. & BARABÁSI, AL. 2002. *Statistical mechanics of complex networks*. Reviews of Modern Physics. 74:47-97.
- ALMEIDA-GOMES, M., ALMEIDA-SANTOS, M., GOYANNES-ARAÚJO, P., BORGES-JÚNIOR, V.N.T., VRCIBRADIC, D., SIQUEIRA, C.C.; ARIANI, C.V., DIAS, A.S., SOUZA, V.V., PINTO, R.R., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2010. *Anurofauna of an Atlantic Rainforest fragment and its surroundings in northern Rio de Janeiro State, Brazil*. Brazilian Journal of Biology 70: 871-877.
- ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES-JÚNIOR, P.R.; LOYOLA, R.D. & ULRICH, W. 2008. *A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement*. Oikos, Copenhagen, 117: 1227-1239.
- ALMEIDA-NETO, M. & ULRICH, W. 2011. *A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices*. Environmental Modelling & Software, Amsterdam, 26: 173-178.
- ARAÚJO, M.S., DOS REIS, S.F., GIARETTA, A.A., MACHADO, G. & BOLNICK, D.I. 2007. *Intrapopulation diet variation in four frogs (Leptodactylidae) of the Brazilian Savannah*. Copeia, Lawrence, 4: 855-865.
- ARAÚJO, M.S., GUIMARÃES-JÚNIOR, P.R., SVANBÄCK, R., PINHEIRO, A., GUIMARÃES, P., DOS REIS, S.F. & BOLNICK, D.I. 2008. *Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual versus population diets*. Ecology, New York, 89: 1981-1993.
- ARAÚJO, M.S., BOLNICK, D.I., MARTINELLI, L.A., GIARETTA, A.A. & DOS REIS, S.F. 2009. *Individual-level diet variation in four species of Brazilian frogs*. Journal of Animal Ecology, London, 78: 848-856.

- ARAÚJO, M.S., MARTINS, E.G., CRUZ, L.D., FERNANDES, F.R., LINHARES, A.X., DOS REIS, S.F. & GUIMARÃES-JÚNIOR, P.R. 2010. *Nested diets: a novel pattern of individual-level resource use*. *Oikos*, Copenhagen, 119: 81-88.
- ARAÚJO, M.S., BOLNICK, D.I. & LAYMAN, C.A. 2011. *The ecological causes of individual specialization*. *Ecology Letters*, Montpellier, 14: 948-958.
- BALLESTEROS, Y., POLIDORI, C., TORMOS, J., BAÑOS-PICÓN, L. & ASÍS, J.D. 2014. *Complex-to-predict generational shift between nested and clustered organization of individual prey networks in digger wasps*. *Plos One*, San Francisco, 7(9): 1-9.
- BARABÁSI, AL. & ALBERT, R. 1999. *Emergence of scaling in random networks*. *Science*. 286 (5439): 509-512.
- BARABÁSI, AL. 2009. *Linked: a nova ciência dos networks*. Leopardo Editora. 241 p
- BENARD, M.F. & MAHER, J.M. 2011. *Consequences of intraspecific niche variation: phenotypic similarity increases competition among recently metamorphosed frogs*. *Oecologia*, Heidelberg, 166: 585-592.
- BERNARDO, C.S.S. & LOCKE, N. 2014. *Reintroduction of red-billed curassow *Crax blumenbachii* to Guapiaçú Ecological Reserve, Brazil*. *Conservation Evidence* 11: 7.
- BOLNICK, D.I., SVANBÄCK, R., FORDYCE, J.A., YANG, L.H., DAVIS, J.M. & HULSEY, C.D. 2003. *The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization*. *The American Naturalist*, Chicago, 161: 1-28.
- BOLNICK, D.I., SVANBÄCK, R., ARAÚJO, M.S. & PERSSON, L. 2007. *Comparative support for the niche variation hypothesis that more generalized populations also are more heterogeneous*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Washington, 104(24): 10075-10079.
- BRITO, L., AGUIAR, F. & CASCON, P. 2012. *Diet composition and activity patterns of *Odontophrynus carvalhoi* Savage and Cei, 1965 (Anura, Cycloramphidae) from a humid tropical rainforest in Northeastern Brazil*. *South American Journal of Herpetology*, São Paulo, 7 (1): 55-61.
- BURROWS, M.T. & HUGHES, R.N. 1991. *Variation in foraging behavior among individuals and populations of dog whelks, *Nucella lapillus*: natural constraints on energy intake*. *Journal of Animal Ecology*, London, 60: 497-514.
- CÁCERES, N. & MACHADO, A. 2013. *Spatial, Dietary and Temporal Niche Dimensions in Ecological Segregation of Two Sympatric, Congeneric Marsupial Species*. *Open Ecology Journal* 6: 10–23.
- CANTOR, M., PIRES, M.M., LONGO, G.O., GUIMARÃES-JÚNIOR, P.R. & SETZ, E.Z.F. 2013. *Individual variation in resource use by opossums leading to nested fruit consumption*. *Oikos*, Copenhagen, 122: 1085-1093.
- CARDOSO, A.J., ANDRADE, G.V. & HADDAD, C.F.B. 1989. *Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no SE do Brasil*. *Revista Brasileira de Biologia* 49: 241-249.

- CARVALHO-ROCHA, V., LOPES, B.C. & NECKEL-OLIVEIRA, S. 2017. *Interindividual patterns of resource use in three subtropical Atlantic Forest frogs*. *Austral Ecology*, 43 (2), 150-158.
- COCO, L., BORGES JÚNIOR, V.N.T., FUSINATTO, L.A., KIEFER, M.C., OLIVEIRA, J.C.F., ARAUJO, P.G., COSTA, B.M., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. 2014. *Feeding habits of the leaf litter frog Haddadus binotatus (Anura, Craugastoridae) from two Atlantic Forest areas in southeastern Brazil*. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro 86: 239–249.
- COUTO, A.V.S. 2010. *Padrões de Habitats das Espécies de Begonia (Begoniaceae) da Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- CRUMP, M.L. 1982. *Amphibian reproductive ecology on the community level*. pp. 21-36. In: Scott Jr., N.J. (Ed.). *Herpetological Communities*. Wildlife Research Report 13, Washington D.C.
- DA ROSA, I., CANAVERO, A., MANEYRO, R. & CAMARGO, A. 2011. *Trophic niche variation and individual specialization in Hypsiboas pulchellus (Duméril and Bibron, 1841) (Anura, Hylidae) from Uruguay*. *South American Journal of Herpetology*, São Paulo, 6 (2): 98-106.
- DÁTTILO, J.C.S.S., CHAPMAN, C.A. & RICO-GRAY, V. 2014. *Highly nested diets in intrapopulation monkey-resource food webs*. *American Journal of Primatology*, Illinois, 76: 670-678.
- DOOSE, F. 2009. *Análise espaço-temporal de diferentes tipos de uso da terra e as consequências para parâmetros físicos e químicos do solo no domínio da Mata Atlântica, RJ, Brasil* [tese]. Alemanha: Universidade de Leipzig
- DORMANN, C.F., GRUBER, B & FRUEND, J. 2008. *Introducing the bipartite Package: analyzing ecological networks*. *R news* 8 (2): 8-11.
- DRAY, S. & DUFOUR, A.B. 2007. *The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists*. *J. Stat. Softw.* 22: 1–20.
- DUNHAM, A.E. 1983. *Realized Niche Overlap, Resource Abundance and Intensity of Interspecific Competition in Lizard Ecology*. In: Huey, R.D, Pianka, E.R and Schoener, T.W. (Eds), *Lizards Ecology: Studies of Model Organism*, Cambridge: Harvard University Press, USA, p. 261-280.
- DUNNE, J.A. 2009. *Encyclopedia of Complexity and Systems Science*. Springer, New York. p. 3661-3682.
- ERNST, R. & RODEL, M.O. 2006. *Community assembly and structure of tropical leaf-litter anurans*. *Ecotropica* 12: 113-129.
- ETEROVICK, P.C. & SAZIMA, I. 2000. *Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation*. *Amphibia-Reptilia* 21: 439-461.

- FROST, D.R. 2017. *Amphibian Species of the World: an online reference*. Versão 6.0. Disponível em <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>>. Acesso em: 16 dezembro 2017.
- GOTELLI, N.J. & GRAVES, G.R. 1996. *Null models in Ecology*. Washington: Smithsonian Institute. 368p
- HANSSON, S. 1995. *Effects of exploitative food competition on food niche dynamics - simulation analysis*. Ecology Modelling 77: 167-187.
- HUGHES, A.R., INOUE, B.D., JOHNSON, M.T., UNDERWOOD, N., VELLEND, M. 2008. *Ecological consequences of genetic diversity*. Ecology Letters, Montpellier, 11: 609-623.
- INGS, T.C., MONTOYA, J.M., BASCOMPTE, J., BLÜTHGEN, N., BROWN, L., DORMANN, C.F., EDWARDS, F., FIGUEROA, D., JACOB, U., JONES, J.I., LAURIDSEN, R.B., LEDGER, M.E, LEWIS, H.M., OLESEN, J.M., VAN VEEN, F.J.F., WARREN, P.H. & WOODWARD, G. 2009. *Ecological networks - beyond food webs*. Journal of Animal Ecology, 78(1): 253-269.
- JORDÁN, F., OKEY, T.A., BAUER, B. & LIBRALATO, S. 2008. *Identifying important species: Linking structure and function in ecological networks*. Ecological Modelling, 216 (1): 75-80.
- KATO, A., WATANUKI, Y., NISHIUMI, I., KUROKI, M., SHAUGHNESSY, P. & NAITO, Y. 2000. *Variation in foraging and parental behavior of king cormorants*. The Auk, Albuquerque, 117: 718-730.
- MACARTHUR, R.H. & PIANKA, E.R. 1966. *An optimal use of environment*. American Naturalist 100: 603 - 609.
- MANEYRO, R., NAYA, D.E., ROSA, I., CANAVERO, A. & CAMARGO, A. 2004. *Diet of the South American frog *Leptodactylus ocellatus* (Anura, Leptodactylidae) in Uruguay*. Iheringia Série Zoológica, Porto Alegre, 94(1): 57-61.
- MARTINS, E.G., ARAÚJO, M.S., BONATO, V. & DOS REIS, S.F. 2008. *Sex and season affect individual-level diet variation in the Neotropical marsupial *Gracilinanus microtarsus* (Didelphidae)*. Biotropica, Maiden, 40 (1): 132-135.
- MEMMOTT, J., ALONSO, D., BERLOW, E.L., DOBSON, A., DUNNE, J.A., SOLÉ, R. & WEITZ, J. 2006. *Biodiversity loss and ecological network structure*. In: Pascual M. & Dunne J.A. *Ecological Networks: Linking Structure to Dynamics in Food Webs*. New York: Oxford University Press. p. 325–347.
- MOLEÓN, M., SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., REAL, J., PIRES, M.M., GIL-SÁNCHEZ, J.M., BAUTISTA, J., PALMA, L., BAYLE, P., GUIMARÃES-JR, P.R. & BEJA, P. 2012. *Changes in intrapopulation resource use patterns of an endangered raptor in response to a disease-mediated crash in prey abundance*. Journal of Animal Ecology, London, 81 (6): 1154-1160.
- NEWSOME, S.D., TINKER, M.T., GILL, V.A., HOYT, Z.N., DOROFF, A., NICHOL, L. & BODKIN, J.L. 2015. *The interaction of intraspecific competition and habitat on individual diet specialization: a near range-wide examination of sea otters*. Oecologia, Heidelberg, 178 (1): 45-59.

- OKSANEN, J., BLANCHET, G.B., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. 2015. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-0.
- PIANKA, E.R. 1973. *The structure of lizard communities*. Annual Review of Ecology and Systematic, 4: 53-74.
- PIANKA, E.R. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. New Jersey: Princeton University Press, 208 p.
- PIANKA, E. 1994. *Evolutionary ecology*. 5ed, New York, Harper Collins, 484p.
- PIRES, M.M., GUIMARÃES, P.R., ARAÚJO, M.S., GIARETTA, A.A., COSTA, J.C.L. & DOS REIS, S. F. 2011. *The nested assembly of individual-resource networks*. Journal of Animal Ecology, London, 80: 896-903.
- POLIDORI, C., SANTORO, D. & BLÜTHGEN, N. 2013. *Does prey mobility affect niche width and individual specialization in hunting wasps? A network-based analysis*. Oikos, Copenhagen, 122 (3): 385-394.
- PROULX, S.R., PROMISLOW, D.E.L. & PHILLIPS, P.C. 2005. *Network thinking in ecology and Evolution*. Trends in Ecology and Evolution, 20 (6): 345-353.
- PULLIAM, H.R. 1974. *On the theory of optimal diets*. American Naturalist 108: 59-74.
- PUTMAN, R.J. 1994. *Community Ecology*. London, Chapman and Hall, London.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. Disponível em <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 12 setembro 2017.
- ROBINSON, B.W., WILSON, D.S. & SHEA, G.O. 1996. *Trade-offs of ecological specialization: an intraspecific comparison of pumpkinseed sunfish phenotypes*. Ecology 77: 170-178.
- ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., ALVES, M.A.S. & VAN SLUYS, M. 2003. *A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica*. São Carlos, SP: Rima Editora.
- ROCHA, C.F.D., VRCIBRADIC, D., KIEFER, M.C., ALMEIDA-GOMES, M., BORGES-JUNIOR, V.N.T., CARNEIRO, P.C.F., MARRA, R.V, ALMEIDA-SANTOS, P., SIQUEIRA, C.C., GOYANNES-ARAÚJO, P., FERNANDES, C.G.A., RUBIÃO, E.C.N. & VAN SLUYS, M. 2007. *A survey of the leaf-litter frog assembly from an Atlantic forest area (Reserva Ecológica de Guapiaçú) in Rio de Janeiro State, Brazil, with an estimate of frog densities*. Tropical Zoology, 20(1): 99-108.
- ROCHA, C.F.D., VRCIBRADIC, D., KIEFER, M.C., SIQUEIRA, C.C., ALMEIDA-GOMES, M., BORGES JÚNIOR, V.N.T, HATANO, F.H., FONTES, A.F., PONTES, J.A.L., KLAION, T., GIL, L.O. & VAN SLUYS, M. 2011. *Parameters from the community leaf-litter frogs from Estação Ecológica Estadual Paraíso, Guapimirim, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil*. An Acad Bras de Cienc 83: 1259-1267.

- SANZ-AGUILAR, A., JOVANI, R., MELIÁN, C. J., PRADEL, R. & TELLA, J. L. 2015. *Multi-event capture–recapture analysis reveals individual foraging specialization in a generalist species*. *Ecology*, New York, 96 (6): 1650-1660.
- SCHOENER, T.W. 1971. *Theory of feeding strategies*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Palo Alto, 2: 369-404.
- SCHRIEVER, T.A. & WILLIAMS, D.D. 2013. *Ontogenetic and individual diet variation in amphibian larvae across an environmental gradient*. *Freshwater Biology*, London, 58: 223-236.
- SNOWBERG, L.K., HENDRIX, K.M. & BOLNICK, D.I. 2015. *Covarying variances: more morphologically variable populations also exhibit more diet variation*. *Oecologia* 178: 89–101.
- SOLÉ, M. & RÖDDER, D. 2010. *Dietary assessments of adult amphibians*. In: Dodd-Jr, C. K. (Ed.). *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press, p. 167-184.
- SUGAI, J.L.M.M., TERRA, J.S. & FERREIRA, V.L. 2012. *Diet of Leptodactylus fuscus (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) in the Pantanal of Miranda river, Brazil*. *Biota Neotropica*, Campinas, 12 (1): 99-104.
- SVANBÄCK, R. & BOLNICK, D.I. 2005. *Intraspecific competition affects the strength of individual specialization: an optimal diet theory model*. *Evolutionary Ecology Research*, Tucson, 7: 993-1012.
- SWANSON, B.O., GIBB, A.C., MARKS, J.C. & HENDRICKSON, D.A. 2003. *Trophic polymorphism and behavioral differences decrease intraspecific competition in a cichlid, Herichthys minckleyi*. *Ecology* 84: 1441–1446.
- TINKER, M.T., BENTALL, G. & ESTES, J.A. 2008. *Food limitation leads to behavioral diversification and dietary specialization in sea otters*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Washington, 105: 560-565.
- TINKER, M.T., GUIMARÃES, P.R., NOVAK, M., MARQUITTI, F.M.D., BODKIN, J.L., STAEDLER, M., BENTALL, G. & ESTESS, J.A. 2012. *Structure and mechanism of diet specialization: testing models of individual variation in resource use with sea otters*. *Ecology Letters*, Montpellier, 15: 475-483.
- TOFT, C.A. 1985. *Resource partitioning in amphibians and reptiles*. *Copeia*, 1985 (1): 1-21.
- VAN VALEN, L. 1965. *Morphological variation and width of ecological niche*. *The American Naturalist*, Chicago, 99: 377-390.
- VIEIRA, M.V., OLIFIERS, N., DELCIELLOS, A.C., ANTUNES, V.Z., BERNARDO, L.R., GRELLE, C.E.V. & CERQUEIRA, R. 2009. *Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants*. *Biological Conservation* 142: 1191-1200.
- VITT, L.J. & CARVALHO, C.M. 1995. *Niche partitioning in a tropical wet season: lizards in the lavrado area of Northern Brazil*. *Copeia* 1995: 305-329.

WACHLEVSKI, M., DE SOUZA, P.H.C., KOPP, K. & ETEROVICK, P.C. 2008. *Microhabitat use and feeding habits of Crossodactylus bokermanni Caramaschi and Sazima, 1985 (Anura, Hylodidae) at a site in south-eastern Brazil*. *Journal of Natural History*, London, 42 (19): 1421-1434.

WASSERMAN, S. & FAUST, K. 1994. *Social Network Analysis: Methods and Applications*. Cambridge University, Cambridge.

WERNER, T.K. & SHERRY, T.W. 1987. *Behavioral feeding specialization in Pinaroloxias inornata, the "Darwin's Finch" of Cocos Island, Costa Rica*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 84: 5506–5510.

ZACCARELLI, N., MANCINELLI, G. & BOLNICK, D.I. 2013. *RInSp: an R package for the analysis of individual specialization in resource use*. *Methods in Ecology and Evolution*, London, 4 (11): 1018-1023.

13 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos registros encontrados de artigos sobre relações tróficas entre anfíbios anuros de espécies simpátricas, é possível afirmar que é consideravelmente baixo o número de artigos existentes efetivamente tratando do tema em comunidades. A grande parte dos estudos envolveu pares de espécies ou poucas espécies simpátricas, sendo o Brasil o país com a maior número das publicações sobre a partilha de recursos tróficos entre os anuros no mundo. A maior parte dos estudos sobre a partilha de recursos tróficos ocorreu em ambientes úmidos, com a poça sendo o micro-habitat mais frequentemente estudado. Tal fato possivelmente justifica a família Leptodactylidae ter sido dominante em grande parte dos estudos. A serapilheira constituiu um importante habitat para avaliar a partilha de recursos tróficos por possuir um conjunto de espécies que de forma geral utiliza apenas esse extrato como área de vida. As espécies que dominam esse micro-habitat, em sua maioria, são de desenvolvimento direto, provavelmente decorrente da capacidade dessas espécies se reproduzirem de forma independente da ocorrência de corpos de água. Possivelmente por viverem de forma simpátrica e sintópica existe uma relativa conservatividade nas diferenças em termos das proporções de tamanho entre as espécies da serapilheira, com uma variação relativamente regular entre as espécies, sugerindo que a ordenação de tamanhos das espécies na comunidade parece não ser ao acaso. Essa divisão de tamanho entre as espécies sintópicas, possivelmente, faz com a dieta dos indivíduos seja relacionada aos seus tamanhos corpóreos, sendo comum o consumo de presas de tamanhos similares entre os indivíduos das espécies que tinham tamanhos corpóreos similares. Isso faz com que os indivíduos das espécies da comunidade de anuros simpátricos, analisados conjuntamente, tenham tido valores elevados de sobreposição na dieta quando comparados ao acaso, evidenciando um aninhamento na dieta entre as espécies. Porém, houve uma variação individual na dieta, onde os indivíduos de uma determinada espécie não necessariamente consumiram as presas na mesma proporção e tipos. Apesar de serem comumente encontrados em muitos estudos onde houve a especialização individual, nossos dados não evidenciaram a presença de aninhamento ou modularidade na dieta das espécies mais abundantes na comunidade de anuros de serapilheira na REGUA.

APÊNDICE - Lista comentada das espécies de serapilheira registradas

Apresentamos a seguir uma lista das espécies de anuros de serapilheira capturadas nesse estudo. A lista de espécies conta com informações sobre aspectos morfológicos, ecológicos e a sua distribuição geográfica. As informações contidas na lista a seguir foram obtidas na literatura pertinente e na base de dados disponível na internet: *Amphibian Species of the World* (Frost, 2017). Os *status* de ameaça das espécies foram obtidos a partir da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (IUCN Red List, 2017) e do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014).

Família Brachycephalidae

***Brachycephalus didactylus* (Izecksohn, 1971)**



Fonte: Leandro Drummond, 2018.

Ecologia e Conservação – Essa espécie de pequeno porte é endêmica da Mata Atlântica e considerada como um dos menores tetrápodes do planeta (Estrada & Hedges, 1996; Lehr & Catenazzi, 2009). Ocorre na serapilheira, possuindo atividade predominantemente noturna (Rocha *et al.*, 2000). Na Ilha Grande, a espécie é a mais abundante entre a comunidade de anuros da serapilheira nas áreas de floresta mais conservadas (Rocha *et al.*, 2001; Van Sluys *et al.*, 2007). Ocorre preferencialmente em áreas de floresta pouco perturbadas e mais densas, podendo ser um indicador de boa qualidade florestal (Almeida-Santos *et al.*, 2011). Possui reprodução por desenvolvimento direto, depositando seus ovos sob troncos caídos (Hedges, 1988; Hanken & Wake, 1993; Estrada & Hedges, 1996; Wells, 2007). A dieta dos indivíduos da espécie é composta principalmente por ácaros e colembolas (Almeida-Santos *et al.*, 2011). A perda de hábitat devido às atividades humanas é a principal ameaça a esta espécie (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – Ocorre em diferentes localidades no Estado do Rio de Janeiro (Izecksohn, 1971; Rocha *et al.*, 2001; Carvalho-e-Silva *et al.*, 2008) e em uma localidade no Espírito Santo, na Serra das Torres (Oliveira *et al.*, 2012).

Status de Ameaça - Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Ischnocnema aff. guentheri (Steindachner 1864)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, essa espécie de médio porte representa um complexo de espécies, havendo possivelmente seis espécies no grupo (Gehara *et al.*, 2013). Ocorre na serapilheira, mas tem o hábito semi arborícola em algumas localidades (Van Sluys *et al.* 2007; Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Embora possa ser encontrada em bordas de mata, esta espécie ocorre preferencialmente em áreas de floresta pouco perturbadas e mais densas (Heyer *et al.* 1990; Pombal 1997; Ribeiro *et al.* 2005). Possui reprodução por desenvolvimento direto, depositando seus ovos sob troncos caídos (Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Entre as espécies presentes no complexo de espécies apenas *Ischnocnema henselii* possui a dieta descrita, sendo que os principais itens consumidos são as aranhas, as formigas e os ortópteros (Dietl *et al.* 2009). A perda de hábitat devido às atividades humanas é a principal ameaça a esta espécie (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – *Ischnocnema guentheri stricto sensu* ocorre apenas na Floresta da Tijuca. As demais espécies próximas filogeneticamente são distribuídas nos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, além de ocorrer também na Argentina (Dixo & Verdade 2006; Haddad *et al.* 2008; Frost, 2017; Gehara *et al.*, 2013).

Status de Ameaça - Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Ischnocnema cf. parva (Girard, 1853)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica essa espécie de pequeno porte representa possivelmente um complexo de espécies. Ocorre na serapilheira, sendo muito abundante em algumas localidades (Martins *et al.*, 2010). Possui reprodução por desenvolvimento direto, depositando seus ovos em áreas úmidas da serapilheira (Haddad & Prado, 2005; Pombal & Haddad, 2007). A dieta da espécie é composta principalmente por Formicidae e isópoda (Martins *et al.*, 2010). A perda de hábitat devido às atividades humanas é a principal ameaça a esta espécie (IUCN, 2017). Devido à sua ampla distribuição, à tolerância à modificação do habitat e à grande população presumida é improvável que esteja em declínio. Contudo, foi constatado um declínio na população da espécie na Estação Biológica de Boracéia (Eterovicket *al.*, 2005).

Distribuição geográfica – Ocorrem nos estados do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo, ocorrendo possivelmente em outras localidades. O limite máximo de distribuição em altitude registrado para a espécie varia até 800 metros acima do nível do mar.

Status de Ameaça - Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Ischnocnema octavioi (Bokermann 1965)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, é considerada uma espécie de médio porte (Rocha *et al.*, 2004; Vrcibradic *et al.*, 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Essa espécie ocorre na serapilheira de áreas primárias, secundárias e fragmentos, não sendo encontrada fora das áreas de floresta (IUCN, 2017). Possui reprodução por desenvolvimento direto, possivelmente depositando seus ovos sob troncos caídos (Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Não há informações disponíveis sobre aspectos da sua dieta. A principal ameaça a esta espécie parece estar relacionada à perda de hábitat devido às atividades humanas (ex: queimadas, desmatamento) (IUCN 2017).

Distribuição geográfica – Ocorre no Estado do Rio de Janeiro e no município de Alfredo Chaves no Estado do Espírito Santo (Vrcibradic *et al.*, 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001; Dantas & Ferreira, 2010).

Status de Ameaça: Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA 2014).

Família Bufonidae

Rhinella ornata (Spix 1824)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, essa espécie de médio a grande porte (Dixo & Verdade 2006; Haddad *et al.* 2008) ocorre tanto em áreas de floresta quanto em áreas abertas, sendo muito comum em áreas antropizadas (Dixo & Verdade 2006; Moraes *et al.* 2007). A reprodução pode ocorrer tanto em ambientes lânticos (ex: poças e lagoas), quanto ambientes lóticos (ex: trechos de riachos com pouca correnteza), onde seus girinos formam grandes cardumes (Haddad & Sazima 1992; Abrunhosa *et al.* 2006; Haddad *et al.* 2008). A dieta da espécie é composta principalmente por formigas, besouros e cupins (Maia-Carneiro *et al.*, 2013). Por sua ampla distribuição e elevada tolerância aos ambientes alterados a espécie aparentemente não está sob ameaça (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – Ocorrem nos estados brasileiros do Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná, além de possivelmente ocorrer no Nordeste da Argentina e Leste do Paraguai (Baldissera Jr *et al.*, 2004; Haddad *et al.*, 2008; Frost, 2017)

Status de Ameaça: Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Família Craugastoridae

Euparkerella brasiliensis (Parker 1926)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, essa espécie de pequeno porte (Izecksohn, 1988; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001) possui coloração críptica (Izecksohn, 1988) e está restrita a pequenas áreas na região sudeste do Brasil (Izecksohn, 1988; Frost, 2017). Ocorre na serapilheira de florestas primárias e secundárias, não sendo encontrada fora das áreas de floresta (Siqueira *et al.*, 2009; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). A reprodução provavelmente ocorre por desenvolvimento direto, assim como para a espécie do mesmo gênero *E. cochranae* (Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Não há dados publicados sobre a sua dieta. A principal ameaça a esta espécie parece estar relacionada à perda de hábitat devido às atividades humanas (ex: queimadas, desmatamento) (IUCN, 2017). Um estudo recente sobre relações filogenéticas dentro do gênero *Euparkerella* revelou altos níveis de diversidade genética, especialmente dentro de *E. cochranae* e *E. brasiliensis*, sugerindo que podemos estar subestimando a diversidade dentro desse gênero (Fusinatto *et al.*, 2013).

Distribuição geográfica – Ocorre somente no Estado do Rio de Janeiro (Frost 2017; Fusinatto *et al.*, 2013).

Status de Ameaça: Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA 2014).

Haddadus binotatus (Spix, 1824)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, essa espécie de médio porte (Haddad *et al.* 2008, Condez *et al.* 2009) é típica de folhiço do chão da mata, ocorre em áreas de floresta primárias e secundárias, porém não há registros da espécie em áreas abertas (Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Possui reprodução por meio de desenvolvimento direto (Haddad *et al.*, 2008). A dieta da espécie é composta por diversos grupos de artrópodes, porém grilos, besouros, baratas e aranhas representam os itens mais importantes na dieta da espécie (Canedo, 2002; Coco *et al.*, 2014). A perda de habitat por atividades humanas é a principal ameaça a esta espécie (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – Endêmica da Mata Atlântica brasileira, esta espécie está presente nos estados da Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Haddad *et al.* 2008, Hedges *et al.* 2008; Frost, 2017). No estado do Rio de Janeiro essa espécie representa um dos componentes mais importantes nas comunidades de serapilheira de muitas localidades (*e.g.* Rocha *et al.* 2007, Almeida-Gomes *et al.* 2010).

Status de Ameaça - Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Família Leptodactylidae

Adenomera cf. marmorata (Steindachner 1867)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica de Mata Atlântica, essa espécie de pequeno porte (Almeida- Gomes *et al.* 2007b; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001) ocorre na serapilheira de florestas primárias e secundárias e em suas bordas, sendo encontrada eventualmente fora das áreas de floresta, em jardins e áreas arborizadas (Almeida-Gomes *et al.* 2007; Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). A desova é depositada em um ninho de espuma colocado dentro de uma câmara subterrânea, onde os girinos se desenvolvem sem a presença de corpos d'água (Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Sua dieta é composta principalmente de isópodas, formigas e larvas de inseto (Almeida-Gomes *et al.* 2007). Por sua ampla distribuição geográfica e tolerância a ambientes alterados a espécie aparentemente não está sob ameaça (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – É encontrada nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Santa Catarina (Haddad *et al.* 2008; Frost 2017). É possivelmente um grupo de espécies em algumas das localidades de ocorrência (Kwet, 2007).

Status de Ameaça: Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Physalaemus signifer (Girard 1853)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, essa espécie de pequeno porte ocorre na serapilheira nas bordas de áreas primárias e secundárias de florestas (Wogel *et al.* 2002; Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). A desova é depositada em um ninho de espuma, que pode ser deixado no chão úmido de florestas ou sobre a lâmina d'água de poças permanentes ou temporárias, onde os girinos se desenvolvem (Haddad & Prado 2005; Haddad *et al.* 2008). Não há publicações sobre composição da dieta desta espécie. Por sua ampla distribuição geográfica e tolerância a ambientes alterados a espécie aparentemente não está sob ameaça (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – Ocorrem nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (Haddad *et al.*, 2008; Frost, 2017).

Status de Ameaça: Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Família Odontophrynidae

Proceratophrys boiei (Wied-Neuwied, 1824)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Essa espécie é de médio a grande e ocorre na Mata Atlântica e em áreas de transição para o Cerrado (Haddad et al. 2008; Prado & Pombal 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Possui uma coloração críptica e apêndices palpebrais que permitem uma camuflagem com a serapilheira. É associada serapilheira de florestas primárias e secundárias e em suas bordas, essa espécie tolera áreas de vegetação degradada próximas as florestas (Heyer *et al.* 1990; Haddad & Sazima 1992; Giaretta *et al.* 1999; Becker *et al.* 2007; Rocha *et al.* 2007). Sua reprodução está associada a corpos de água como riachos e poças (Conte & Machado 2005; Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001). Possui uma dieta composta por vários grupos de artrópodes, sendo os itens mais importantes os besouros, os grilos e as baratas (Giaretta *et al.* 1998; Klaion *et al.*, 2011). A perda de hábitat devido às atividades humanas é a principal ameaça a esta espécie (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – Ocorre do Estado do Espírito Santo até Santa Catarina (Prado & Pombal, 2008).

Status de Ameaça - Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).

Família Cycloramphidae

Zachaenus parvulus (Girard, 1853)



Fonte: O autor, 2018.

Ecologia e Conservação – Endêmica da Mata Atlântica, essa espécie de pequeno porte e coloração críptica ocorre na serapilheira nas bordas de áreas primárias e secundárias de florestas (Izecksohn & Carvalho-e-Silva, 2001; Van Sluys *et al.*, 2001). Sua desova é depositada em uma câmara subterrânea na serapilheira, onde os girinos se desenvolvem sem a presença de corpos d'água (Haddad *et al.* 2008; Izecksohn & Carvalho-e-Silva 2001). Sua dieta é composta principalmente de isópodos, formigas e coleópteras (Van Sluys *et al.*, 2001). A perda de hábitat devido às atividades humanas é a principal ameaça a esta espécie (IUCN, 2017).

Distribuição geográfica – Ocorre nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro incluindo a Ilha Grande, e no Espírito Santo na região de Serra das Torres, município de Atílio Vivacqua (Verdade *et al.*, 2009; Oliveira *et al.*, 2012).

Status de Ameaça - Não ameaçada (IUCN, 2017); Não consta (MMA, 2014).