

Título do projeto: Padrões de diversidade e redes de interação na assembleia de Lagartos (Squamata: Lacertilia) em um gradiente de perturbação antrópica

Tipo De Bolsa Solicitada: Doutorado

Instituição de Ensino/Programa: Universidade Federal do Ceará/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Discente: Ana Carolina Brasleiro Melo

- *Titulação:* Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Vale do Acaraú e Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal do Ceará.

- *Currículo lattes:* <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?id=K4458682Z5>

- *Endereço profissional:* Universidade Federal do Ceará, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, CEP 60455-760, Fortaleza, CE, Brazil

Orientador do projeto: Dr. Robson Waldemar Ávila

- *Titulação:* Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (2002), mestrado em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (2005) e doutorado em Biologia Geral e Aplicada pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2009).

- *Vínculo com a IES:* professor adjunto da Universidade Regional do Cariri e professor Permanente dos Programas de Pós-Graduação em Bioprospecção Molecular (PPBM) e Química Biológica (PPQB) da URCA e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos naturais (PPGERN) da Universidade Federal do Ceará.

Currículo lattes: <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.do?id=K4762786H5>

- *Endereço profissional:* Universidade Regional do Cariri, Departamento de Ciências Físicas e Biológicas. Rua Cel. Antonio Luiz Pimenta, 63105100, Crato, CE – Brasil

JUSTIFICATIVA

Avaliar os fatores que afetam a distribuição, riqueza e abundância de espécies é um importante objetivo de estudo da ecologia. Diferentes teorias e hipóteses buscam explicar tais processos, como a teoria neutra (Hubbel, 2001), teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur;

Wilson, 1967), hipótese do distúrbio intermediário (Connell, 1978) e teoria de nicho (Grinnell, 1917; Elton, 1927; Hutchins, 1957).

Segundo a teoria de nicho, a composição e persistência de espécies em uma comunidade é influenciada pela tolerância e preferência por condições ambientais (e.g. temperatura, umidade), disponibilidade de recursos e interações ecológicas (e.g. competição)(Grinnell, 1917; Elton, 1927; Hutchins, 1957; Hart; Usinowicz; Levine, 2017). Quando o ambiente é modificado, seja por ações naturais ou antrópicas, uma gama de mudanças nas condições locais e nas interconexões entre organismos tende a ocorrer (Valladares et al., 2015). Compreender como a distribuição de espécies e os serviços ecossistêmicos são afetados pelas mudanças de origem antropogênica é um importante foco de estudo para avaliar a ação dos impactos na resiliência ambiental, além de contribuir para a tomada de decisões voltadas à proteção do meio ambiente.

Durante muito tempo, a riqueza e abundância de espécies foram importantes métricas para a tomada de medidas relacionadas à conservação ambiental, entretanto, se quisermos compreender de forma mais ampla o efeito do impacto das ações humanas, devemos levar em consideração, além destas métricas, como as espécies estão organizadas (estrutura de rede), as funções que realizam (diversidade funcional) e as interações entre estas, trazendo um panorama mais amplo de como as mudanças antrópicas afetam o funcionamento do ambiente (Walker, 1992; Morris, 2010). Perturbações antrópicas causam mudanças no ambiente que implicam diretamente na diversidade e distribuição de espécies (e.g. Hewitt et al., 2010; Whitbeck et al., 2016). Vertebrados ectotérmicos podem ser fortemente afetados por tais mudanças, (e.g temperatura ambiental e heterogeneidade de habitat), deste modo, são considerados bons bioindicadores ambientais (Huey; Pianka, 1981; Pianka, 1973; Sinervo et al., 2010).

Neste trabalho buscamos avaliar como a diversidade funcional e as interações tróficas na assembleia de lagartos (Squamata: Lacertilia) são afetadas por mudanças antropogênicas no uso do solo. Contemplando estes diferentes eixos, buscamos compreender de forma mais ampla como as mudanças antrópicas afetam o funcionamento e a resiliência do ambiente (Walker,1992; Moris, 2010).

INTRODUÇÃO 1. PADRÕES DE RIQUEZA E DIVERSIDADE FUNCIONAL DA ASSEMBLEIA DE LAGARTOS (SQUAMATA: LACERTILIA) EM UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA

Diferentes visões buscam explicar como é determinada a composição de espécies de um dado local. A Teoria Neutra postula que as espécies apresentam equivalência em necessidades e habilidades competitivas, deste modo, a composição de uma comunidade é determinada prioritariamente por processos estocásticos (Hubbell, 2001). Já a teoria de nicho propõe que cada espécie apresenta exigências distintas quanto a condições ambientais e recursos. Tais exigências, associada às interações ecológicas (e.g. competição, predação) e capacidade de dispersão, relacionando-se dinamicamente e com diferentes forças, ajudarão a definir a composição de espécies (Grinnell, 1917; Elton, 1927; Hutchins, 1957; Soberon; Peterson 2005).

Atualmente a perda e fragmentação de habitat configuram-se como importantes distúrbios que ameaçam a biodiversidade (Leal et al., 2005). Em nível de paisagem, distúrbio pode ser considerado como “atividades ou eventos que degradam uma paisagem (e.g. remoção da biomassa plantas) ou habitat físico (e.g. degradação do solo)”(Graham et al., 2009). Tais mudanças na paisagem causam variações nas condições e recursos locais, impedindo a permanência ou melhorando as condições para espécies distintas, o que altera consecutivamente, medidas de diversidade, como riqueza, equitabilidade e diversidade funcional (DF) (Scott et al., 2006; Graham et al., 2009; Buckley; Jetz, 2009; Gonthier et al., 2014).

É previsto como resultado de distúrbios antropogênicos alterações ambientais como aumento na temperatura e homogeneização de ambientes naturais (Alsterberg et al., 2017). Diante de mudanças ambientais, os organismos podem, se possível, dispersar para locais mais adequados às suas necessidades ou ajustar-se ao novo ambiente através de plasticidade fisiológica, comportamental e adaptação, entretanto, diante de rápidas mudanças nem sempre tais ajustes são possíveis, levando à extinção de espécies (Sinervo et al., 2010). Mudanças antropogênicas, como transformação de áreas naturais em áreas agriculturáveis, desflorestamento, fragmentação do hábitat e alterações na temperatura podem afetar de forma importante a assembleia de diferentes grupos de animais (Sinervo et al., 2010; Almeida-Gomes; Rocha, 2014; Berriozabal-Islas, 2017).

Para lagartos, animais ectotérmicos, a temperatura pode restringir fortemente a capacidade de adquirir recursos (Huey 1982). É esperado, por exemplo, que com o aumento da temperatura global exceda-se nas próximas décadas a zona de tolerância térmica máxima para muitas espécies de lagartos. Estes podem responder comportamentalmente à possibilidade de sobreaquecimento através do deslocamento para refúgios onde a temperatura é mais tolerável, entretanto, mais tempo em abrigos faz com que os organismos deixem de investir em atividades

importantes para o seu desenvolvimento, como forrageamento, o que ao longo do tempo pode levar ao declínio de populações e consequente extinções (Sinervo et al., 2010). A redução na diversidade de habitats também tem se mostrado como um importante influente na diversidade de lagartos (Pianka, 1967). Ambientes que apresentam maior heterogeneidade ambiental disponibilizam maior diversidade de recursos e consequente fornecem mais nichos realizados (Bazzaz, 1975).

A redução na riqueza de espécies associada à modificação ambiental, entretanto, não segue necessariamente, um padrão gradual. Como postula a Hipótese do Distúrbio Intermediário o número de espécies de uma comunidade pode atingir o seu ápice em ambientes de distúrbio médio (especialmente em Florestas secas). Isto se deve, dentre outros fatores, à redução da densidade de espécies fortemente competitivas, presentes de forma predominante em estágios mais avançados de sucessão tardia, reduzindo a intensidade da competição e chances de exclusão competitiva (Connell, 1978; Bongers et al., 2009). Tal hipótese foi desenvolvida tendo em vista organismos sésseis (Plantas e corais), entretanto, o mesmo já foi constatado para grupos de animais (e.g. Mamíferos, Formigas - Vera; Rocha, 2006; Graham et al., 2009), apesar de que muitos conflitos ainda existem quanto à validação desta hipótese (Fox 2013; Sheil; Burslen, 2013).

Assim como a riqueza, a diversidade funcional em diferentes grupos taxonômicos pode ser afetada por variações antropogênicas (e.g. Aves - Subasinghe; Sumanapala, 2014; Almeida et al., 2016; Anuros – Riemman et al., 2017; Flynn et al., 2009; Lagartos - Berriozabal-Islas et al., 2017). A diversidade funcional (DF) é entendida como a função que os organismos desempenham no ambiente. A DF pode ser analisada em cada espécie por meio de traços funcionais, que são características que influenciam em processos ecossistêmicos, como produtividade e dinâmica de recursos (Tilman, 2001).

A complementaridade de nicho associada à distribuição de recursos tem sido proposta como um importante mecanismo para explicar a ligação entre diversidade e processos ecossistêmicos, e deste modo, para aferir traços funcionais às espécies (Petchey, 2003; Berriozabal-Isla, 2017; Riemann et al., 2017). Os recursos são divididos entre os animais de três principais formas, por seu tempo de atividade (padrão temporal), os lugares que exploram (padrão espacial) e os alimentos que consomem (padrão trófico) (Pianka, 1973). Características corpóreas (e.g. tamanho do corpo, biomassa), tipo de dieta (e.g. frugívoro, insetívoro, carnívoro, herbívoro), atividade de forrageamento (forrageador ativo, forrageador senta-e-espera), uso do habitat (e.g. saxícola, rupícola, arborícola, terrestre), período de atividade (diurno, noturno, crepuscular) estão dentre os traços funcionais aferidos a lagartos (Berriozabal-Isla, 2017).

Por meio da análise de traços funcionais podemos calcular índices para medidas de diversidade funcional, como riqueza funcional e uniformidade funcional (Tilman, 2001; Normam et al., 2005). Tais índices são interessantes por poder incluir distintos traços obtidos de uma mesma espécie (Normam et al., 2005). A riqueza funcional trata-se do espaço de nicho ocupado pelas espécies dentro de uma comunidade. Esta pode aumentar ou não concomitantemente à riqueza de espécies. A uniformidade funcional trata-se “do grau em que a biomassa de uma comunidade é distribuída no espaço de nicho para permitir a utilização efetiva de toda a gama de recursos disponíveis” (Normam et al., 2005). Uma baixa riqueza funcional indica que recursos potencialmente disponíveis para a comunidade não são utilizados, e uma menor uniformidade funcional que partes do espaço de nicho ocupados são subutilizados, o que contribui para a redução da produtividade e aumento na oportunidade de invasão (Normam et al., 2005; Petchey, 2003).

Em uma comunidade, espécies distintas podem desempenhar funcionalidades diferentes, entretanto, uma mesma função também pode ser realizada por diferentes espécies. Quando muitas espécies desempenham a mesma função no ambiente (redundância funcional), a extinção de uma delas pode não trazer grandes prejuízos à resiliência dos ecossistemas (Walker, 1991). A redundância funcional, entretanto, pode agir como uma proteção às mudanças ambientais, visto que espécies com função semelhante podem apresentar diferentes condições favoráveis para um desenvolvimento adequado (Fetzer et al., 2015). Quando apenas uma ou poucas espécies desempenham uma função específica, a extinção destas faz com que uma função do ecossistema naquele local seja perdida, causando prejuízos à estabilidade ecológica (Mouillot et al. 2013). A distribuição de espécies funcionalmente redundantes ou raras pode ser afetada por distúrbios ambientais (e.g. Almeida et al., 2016).

Estudos que abordem além de métricas de riqueza de espécies, como a diversidade funcional, são importantes para uma compreensão mais clara de como o funcionamento ambiental responde a perturbações antropogênicas. Tais formas de estudos ainda são carentes no Nordeste brasileiro (Arnan et al., 2018). A região apresenta clima semiárido, e possui como formação vegetal predominante a Caatinga (844,453 km², IBGE, 2004), apesar de áreas exceção, com vegetação de Cerrado e Mata Atlântica também serem encontradas (Moro et al., 2015). O Nordeste brasileiro é fortemente ameaçada por impactos ambientais (e.g. agricultura, criação de gado) e a perda e fragmentação do hábitat configuram-se dentre as principais ameaças à fauna silvestre (Leal et al., 2005). Deste modo, abordamos neste trabalho como a diversidade funcional da assembleia de lagartos em áreas distintas na região Nordeste do Brasil é afetada pela antropização.

INTRODUÇÃO 2. RESPOSTAS DE INTERAÇÕES TRÓFICAS NA ASSEMBLEIA DE LAGARTOS (SQUAMATA: LACERTILIA) EM UM GRADIENTE DE PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA

O uso de recursos alimentares é uma das dimensões pela qual os organismos partilham seu nicho (Elton, 1927). A captura e o consumo de alimentos são influenciados por aspectos como competição, estrutura do habitat, morfologia e comportamento dos predadores (Elton, 1927; Petren; Case, 1998). Mudanças ambientais de origem antropogênica afetam aspectos relevantes na obtenção e partição de recursos (e.g. habilidade competitiva e disponibilidade de recursos), resultando em perda de biodiversidade, redução da diversidade funcional e aumento na chance de invasão por espécies exóticas (Petren; Case, 1998; Wallgren, 2008; Riemman et al., 2017). Atualmente, a perda e fragmentação de habitat configuram-se como importantes ameaças à biodiversidade (Leal et al., 2005). Para efeitos de conservação e gestão ambiental é essencial compreender como tais alterações afetam as comunidades animais (Scott et al., 2006), e um importante mecanismo para expressar como as relações entre os organismos respondem a mudanças ambientais é por meio da análise de redes de interação.

As redes de interação abordam como as espécies interagem e são interdependentes entre si, contribuem para uma melhor compreensão da estabilidade e funcionamento de ecossistemas, assim como na extinção e persistência de espécies em uma comunidade (Dunne; Williams; Martinez, 2002; Morris, 2010). Para além de métricas de biodiversidade amplamente utilizadas, como riqueza de espécies, a estrutura de redes ao longo de gradientes ambientais nos traz diferentes perspectivas de como os organismos respondem a mudanças no habitat, visto que, mesmo que a riqueza de espécies permaneça constante diante das alterações, a estrutura de redes pode mudar (Tylianakis et al., 2007; Tylianakis; Morris, 2017). Dentre as formas de redes de interação conhecidas, estão compreendidas as redes mutualísticas, redes parasitas-hospedeiro e redes alimentares.

Redes alimentares abordam interações antagonísticas e indicam quais espécies se alimentam de quais outras e como energia e matéria fluem em uma comunidade. Distúrbios antropogênicos afetam a estrutura de comunidades, deste modo, a forma como as espécies se organizam troficamente também mudará (Morris, 2010). Lagartos (Lacertilia: Squamata) são bons modelos para testar a resposta de interações tróficas a gradientes de perturbação ambiental, pois apresentam forte resposta à modificação do habitat (Huey 1982; Pianka, 1967; Scott et al., 2006). Em resposta a distúrbios, redes alimentares podem mudar sua estrutura, afetando deste modo, sua robustez.

A robustez está relacionada à capacidade de uma rede se manter estável diante de perturbações e depende de aspectos que afetem sua estrutura, como a conectância (Dunne et al., 2002). Redes menos conectadas, com menos espécies, são mais fáceis de invadir (Baiser; Russell; Lockwood, 2010), assim, se a diversidade é afetada negativamente por mudanças antropogênicas, logo poderá afetar também a capacidade do ambiente em sofrer invasões. O efeito da perda de espécies na resiliência de um ecossistema, entretanto, pode ser diferente, dependendo de aspectos como funcionalidade e conectância (links/espécies²) das espécies perdidas (Montoya et al., 2006). Segundo Dunne et al. (2002) a perda prematura de espécies com muitas conexões tende a afetar de forma mais efetiva a extinção secundária de espécies que a perda de espécies menos conectadas. Espécies com muitas conexões (e.g. generalistas), entretanto, tendem a ser afetados mais tardiamente pela extinção, visto que, mesmo com a perda de algumas de suas presas, predadores generalistas tendem a sobreviver mais efetivamente à ação de distúrbios, devido a existência de opções paralelas para manutenção de sua dieta (Canning et al., 2017). Também acredita-se que a perda de espécies raras possa ter importante efeito na resiliência do ambiente, visto desempenharem muitas vezes funções ecológicas únicas (Mouillot et al. 2013). Uma abordagem abrangendo diversidade funcional e interações em rede são importantes para compreender de forma mais ampla como a diversidade em sua organização é afetada por mudanças ambientais (Walker, 1992).

De modo a compreender como as interações tróficas entre lagartos respondem à perturbação antrópica, e de forma a contribuir para a construção de informações adequadas para o gerenciamento de terras e conhecimento mais amplo do impacto ambiental na região Nordeste do Brasil, objetivamos avaliar como os padrões de estrutura em redes alimentares respondem a um gradiente de perturbação antrópica.

OBJETIVOS

Objetivo geral: Avaliar as respostas na diversidade e redes de interações alimentares a mudanças ambientais de origem antrópica, através da análise de um gradiente de perturbação.

Objetivos específicos:

Diversidade

- Avaliar padrões de riqueza em áreas com diferentes níveis de distúrbio antrópico.
- Avaliar como a equitabilidade responde a diferentes níveis de distúrbio antrópico.
- Testar a resposta de diferentes índices (diversidade funcional formulado por Petchey e Gaston (2002), riqueza funcional e uniformidade funcional) a diferentes níveis de distúrbio antrópico;
- Avaliar como a redundância funcional responde a diferentes níveis de distúrbio antrópico.

Redes de interação

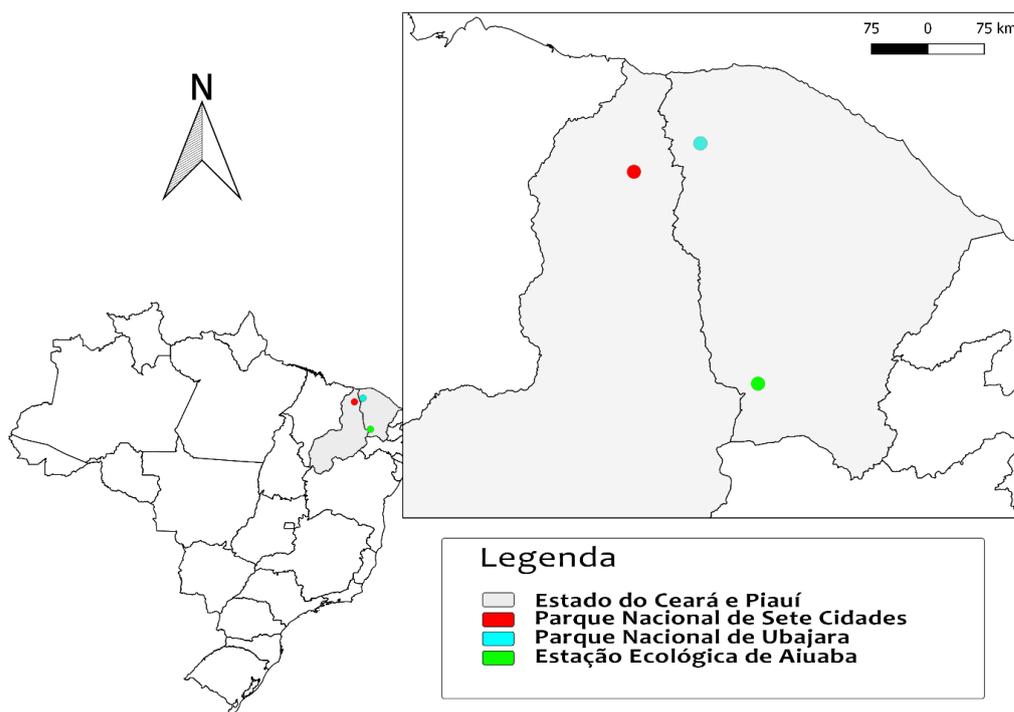
- Avaliar como a estrutura de rede, através da análise da conectância, responde a um gradiente de perturbação antrópico.
- Avaliar como a proporção de espécies generalistas responde a um gradiente de perturbação antrópico.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Três unidades de conservação (UC) e seus arredores serão amostrados: Estação Ecológica de Aiuaba (Ceará), Parque Nacional de Sete Cidades (Piauí), e Parque Nacional de Ubajara (Ceará), (Figura 1).

Figura 1. Localização das Unidades de Conservação amostradas no mapa do Brasil.



Fonte: Produzido por Frede Lima-Araujo

A Estação Ecológica de Aiuaba (área de 11,746,60 ha) está localizada ao Sul do estado do Ceará no município de Aiuaba, que apresente clima tropical quente-semiárido, pluviosidade média anual de 568,4 mm e temperatura média de 24 a 26 °C (Ipece - Aiuaba, 2017). A vegetação predominante na estação ecológica é Caatinga arbustiva-arbórea.

O Parque Nacional de Sete Cidades está localizado a norte do estado do Piauí, entre altitude de 100 e 290 metros, nos limites dos municípios de Piracuruca e Brasileira. O clima da região é classificado como sub-úmido e a vegetação predominante por formações de savana (Cerrado *strictu sensu* e Cerrado rupestre).

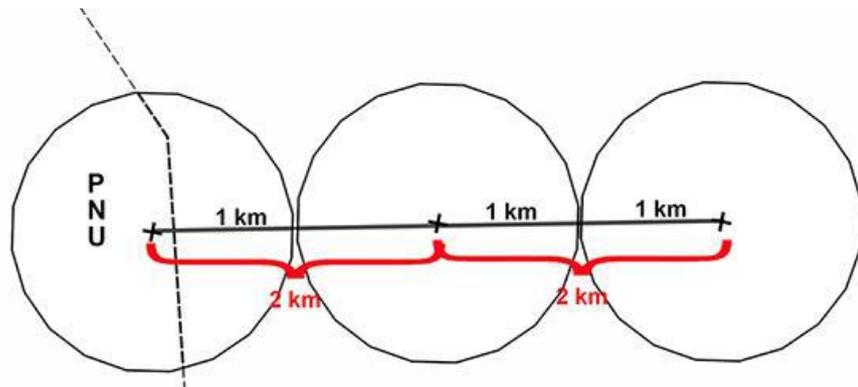
O Parque Nacional de Ubajara (área de 6271 ha) está localizado a noroeste do estado do Ceará nas dependências dos municípios de Tianguá, Ubajara e Frecheirinha. Sua vegetação predominante é de Floresta decídua sazonal em áreas de enconsta, entretanto outras fisionomias podem também ser encontradas, como Floresta sempre-verde em altitudes elevadas e Caatinga nas áreas mais baixas.

Delineamento amostral

Em cada unidade de conservação quatro transecções foram sorteadas, cada uma partindo de dentro da unidade (a 1 km da borda) em direção às áreas externas (até 5 km da borda da unidade de conservação). O Parque Nacional de Ubajara será uma exceção em relação às demais UCs, já que delimitamos 6 transecções, abrangendo as áreas úmidas em altitudes mais elevadas e secas em menores altitudes. As transecções em cada unidade estão a uma distância mínima de 3 km uma da outra, de modo a contribuir para a independência amostral.

Em cada transecção serão delimitadas três unidades de paisagem (uma abrangendo a UC e duas em seu entorno). Cada unidade de paisagem apresentará um raio de 1 km, estando os centros de cada uma equidistante 2 km (Figura 2). A unidade de paisagem que abrange a UC apresentará quatro pontos de amostragem, distribuídos ao longo do gradiente de perturbação antrópica (vegetação conservada, vegetação secundária fechada, vegetação secundária aberta e agricultura). A vegetação preservada dentro das UCs será nosso controle, visto ter sofrido menos ao longo dos anos com impactos ambientais em relação às paisagens do entorno. As outras duas unidades de paisagem serão compostas por três pontos de amostragem (vegetação secundária fechada, vegetação secundária aberta e agricultura). No total, uma transecção apresentará sete pontos de amostragem (uma área conservada dentro do parque, e as demais - vegetação secundária fechada, vegetação secundária aberta e agricultura, fora do parque). Cada ponto deve ter uma distância mínima de 500 metros um do outro. Essa distância é considerada adequada para manter a independência amostral em estudos com lagartos (Scott et al., 2006).

Figura 2 – Transecção ao longo de três unidades de paisagem, partindo-se do Parque Nacional de Ubajara (PNU) ao seu entorno.



Fonte da figura: Adaptado de - Chamada CNPq/ICMBio/FAPs nº18/2017, Anexo I

Todo o mapeamento, a classificação dos tipos de uso do solo e a demarcação dos pontos foram feitos através do software QGIS v2.18.19. Os tipos de uso do solo (vegetação secundária fechada, vegetação secundária aberta e agricultura) foram classificados levando em consideração o adensamento, coloração e altura da vegetação, posteriormente confirmadas no campo.

Coleta de dados e atividades previstas

A pesquisa abrange quatro expedições para cada uma das três UC's, totalizando doze expedições. A primeira expedição para cada UC já foi realizada entre maio e junho de 2018 e financiada por agentes públicos (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Chamada CNPq/ICMBio/FAPs nº18/2017) dentro do projeto “Conservação da biodiversidade em nível de paisagem: mudanças climáticas e distúrbios antropogênicos”. Por esta razão as fontes aqui solicitadas abrangem três excursões de um total de quatro. As primeiras expedições realizadas duraram aproximadamente dez dias por UC e compreenderam o período chuvoso. Deste modo, ainda são necessários aproximadamente noventa dias no campo para que as coletas sejam concluídas (uma expedição no período chuvoso e duas no período seco em cada UC).

Os dados serão coletados durante o período diurno (entre 8 e 17 horas). Permaneceremos 60 minutos em cada ponto e utilizaremos da busca ativa limitada por tempo como método de amostragem. Durante o tempo de busca exploraremos diferentes microhabitats utilizados por lagartos (solo, sobre troncos de árvores, sob cascas de árvores soltas, sob e dentro de troncos de árvore caídos, em rochas e na serapilheira). Para explorar a serapilheira utilizaremos de rastelos.

Quando avistados pela primeira vez, o habitat utilizado por cada indivíduo observado será anotado (e.g. folha de serapilheira, tronco caído, solo exposto, sobre rocha, sob

casca de árvore - Werneck et al., 2009). Os animais avistados serão identificados, contabilizados e alguns destes coletados (pelo menos 30 animais de cada espécie em cada paisagem). Após coletados, será registrado o comprimento rostro-cloacal (CRC) e comprimento da cauda (CC) de cada indivíduo com paquímetro digital (precisão 0,01 mm) e a massa, obtida com o uso de balança Pesola (precisão 0,1 g).

Análise da diversidade

Para cada paisagem (conservada, secundária ou agricultura), em cada parque estimaremos a riqueza esperada por meio de estimador baseado na abundância de espécies (Jackknife I) usando o EstimateS (Cowell, 2001). Os traços funcionais (tipo de forrageamento - ativo ou senta-e-espera), uso do hábitat (e.g saxícola, fossorial, terrestre, arbóreo), período de atividade (diurno, noturno, crepuscular) e dieta (e.g. insetívoro, herbívoro, onívoro), serão obtidos por meio de consulta à literatura e por obtenção de dados em campo (média da massa por espécie, média do CRC por espécie, uso do microhábitat (e.g. tronco caído, serapilheira, rocha).

Para avaliar as diferenças na riqueza e abundância média de espécies nos diferentes níveis de perturbação, como um todo e em cada UC individualmente, utilizaremos de uma ANOVA. A similaridade na riqueza entre paisagens foi acessada por meio do índice de Jaccard e a dissimilaridade na abundância por meio do índice de Bray-curtis. Para avaliar como a equitabilidade responde a cada nível de perturbação utilizaremos o Índice de Equitabilidade de Pielou:

$$J = \frac{H'}{H \max.}$$

Onde, J= Equabilidade de Pielou, H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver, H max = ln (S), S=número total de espécies amostradas. Os cálculos serão realizados no software R v.3.3.0 (R Core Team, 2016) por meio do pacote “vegan” com a função *diversity*.

A diversidade funcional será analisada através do índice proposto por Petchey e Gaston (2002), e calculado no pacote “picante”. A riqueza funcional será calculada utilizando-se do mesmo pacote, através do Índice de diversidade funcional à distância (*Distance-Based Functional Diversity – dbFD*) (Dimitriadou; Hornik, 2017). A redundância funcional será calculada com o uso do pacote “SYNCSA” por meio do índice da entropia quadrática de Rao (Rao’s quadratic entropy), “uma medida da diversidade baseada na proporção da abundância de espécies presentes em uma comunidade e alguma medida de dissimilaridade entre

eles”(Debastiane, 2018).

Análise da dieta e redes alimentares

Os espécimes serão eutanaziados com injeção letal de cloridato de lidocaína a 2% e em seguida necropsiados para análise da dieta. Para avaliar a dieta serão removidos o estômago e intestino dos animais. O conteúdo será analisado em microscópio estereoscópio e identificados até o nível de ordem. Em seguida a dieta será armazenada em álcool 70%. Os espécimes necropsiados serão fixados em formol 10%, conservados em álcool 70% e depositados na Coleção Herpetológica da Universidade Regional do Cariri (URCA-H).

Analisaremos a conectância (links/espécies²) e o grau de espécies generalistas para cada paisagem e em cada parque nas redes bipartidas. O grau de conectância será calculado no software Pajek, pelo caminho “Network>Info> General>Report>Density” (Mello et al., 2015). A proporção de espécies generalistas será calculada no software R v.3.3.0 (R Core Team, 2016), com o pacote “bipartite” através da função *degredistr* (Carsten et al, 2018).

Detalhamento da infraestrutura física e tecnológica a ser utilizada

Em nossa primeira coleta, com exceção da parte baixa do Parque Nacional, alojamentos foram disponibilizados pela direção de ambos os parques. Estes alojamentos são confirmados para as próximas coletas. Um veículo para locomoção é necessário para chegada às UC’s e aos pontos de amostragem. Necessitamos ainda de microscópio estereoscópio para a análise das dietas. Ambas necessidades foram inseridas no orçamento deste projeto.

RESULTADOS ESPERADOS E IMPACTOS PREVISTOS DO PROJETO

Através da abrangência de diferentes eixos e análises ecológicas contempladas neste projeto, esperamos compreender de forma mais integrada como a funcionalidade do ambiente e as interações entre os organismos são afetados por distúrbios antrópicos, e deste modo, avaliar de forma mais eficiente que medidas devem ser tomadas para a manutenção de um ambiente ecologicamente mais equilibrado. Este é um passo importante para o reconhecimento e uso de métricas que avaliem de forma mais eficiente o efeito da degradação ambiental sob o equilíbrio ambiental no Nordeste brasileiro, ainda carente desta forma de estudo, especialmente tendo animais como modelo, e a partir deste reconhecimento buscar medidas mais sustentáveis para o uso da terra e conservação da biodiversidade.

ORÇAMENTO

| Categoria de despesa | Descrição dos itens | Material será cedido para Instituição (Sim ou Não) | Quantidade | Unidade (un; litro; metro; dia; km) | Valor Unitário (R\$) | Valor Total (R\$) |
|-------------------------------------|--|---|-------------------|--|-----------------------------|--------------------------|
| Uso e consumo (descrever cada item) | Formaldeído (fixação do material científico) | Sim | 5 | litro | 20 | 100,00 |
| | Álcool etílico absoluto (preservação de tecido) | Sim | 3 | litro | 96 | 288,00 |
| | Tesoura ponta reta e fina (necropsia) | Sim | 2 | un | 44 | 88,00 |
| | Pinça reta, ponta fina (necropsia) | Sim | 4 | un | 20 | 80,00 |
| | Flaconete 5 ml de vidro, com batoque (preservar dieta) | Não | 300 | un | 0,8 | 240,00 |
| | Luvas descartáveis (procedimentos de laboratório) | Não | 2 | caixa | 23 | 46,00 |
| Serviço de Terceiros | Guia de campo | Não | 90 | dias | 40,00 | 3.600,00 |
| Viagens | Hospedagem (parte baixa do Parque Nacional de Ubajara) | Não | 15 | dias | 40,00 | 600,00 |
| | Alimentação (4 pessoas) | Não | 90 | dias | 50,00 | 4.500,00 |
| | Aluguel de carro | Não | 90 | dias | 100,00 | 9.000,00 |
| | Combustível | Não | 520 | litro | 4,50 | 2.340,00 |
| Equipamentos | Paquímetro digital (medir os espécimes) | Sim | 2 | un | 150 | 300,00 |

| | | | | | |
|--|-----|----|----|-----|------------------|
| Balança Pesola (precisão 0,1g e 1g)(pesagem dos espécimes) | Sim | 2 | un | 325 | 650,00 |
| Microscopio Yaxun Yx-ak04 40x (análise da dieta) | Sim | 1 | un | 650 | 650,00 |
| Placas de Petri (separação do conteúdo alimentar) | Sim | 10 | un | 10 | 100,00 |
| Bandeja inox | Sim | 4 | un | 25 | 100,00 |
| Bandeja de plástico | Sim | 4 | un | 20 | 80,00 |
| Caixa organizadora 50 litros | Sim | 1 | un | 50 | 50,00 |
| TOTAL | | | | | 22.812,00 |

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Diversity and Distribution of Lizards in Fragmented Atlantic Forest Landscape in Southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 48, n. 3, p. 423-429, 2014.
- ALMEIDA, S. M. et al. The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 6, p. 510–525, 2016.
- ALSTERBERG, C. et al. Habitat diversity and ecosystem multifunctionality — The importance of direct and indirect effects. p. 1–10, 2017.
- ARNAN, X. et al. Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. **Science of the Total Environment**, v. 631–632, p. 429–438, 2018.
- BAISER, B.; RUSSELL, G. J.; LOCKWOOD, J. L. Connectance determines invasion success via trophic interactions in model food webs. **Oikos**, v. 119, n. 12, p. 1970–1976, 2010.
- BAZZAZ, F. A. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois Author (s): F . A . Bazzaz Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1934981>. v. 56, n. 2, p. 485–488, 2008.
- BERRIOZABAL-ISLAS, C. et al. Effects of habitat disturbance on lizard functional diversity in a tropical dry forest of the pacific coast of Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 10, 2017.
- BONGERS, F. et al. The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. **Ecology Letters**, v. 12, n. 8, p. 798–805, 2009.
- BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Lizard community structure along environmental gradients. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 358–365, 2010.
- CANNING, A. D.; DEATH, R. G.; GARDNER, E. M. The effect of forest canopy and flood disturbance on New Zealand stream food web structure and robustness. **Austral Ecology**, p. 1–7, 2017.
- CARSTEN, F.; DORMANN, J. F.; BERND, G.. Pacote "bipartite". 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/bipartite/bipartite.pdf>
- COLWELL, R. K. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from

samples. Version 9. User's guide and application, 2011.

CONNELL, J. H.; SERIES, N.; MAR, N. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs High diversity of trees and corals is maintained. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 1978.

DEBASTIANI, V. J. Package 'syncsa'. 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/SYNCSA/SYNCSA.pdf>

DIMITRIADOU E.; HORNIK, K. Package 'cclust'. 2017. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/cclust/cclust.pdf>

DUNNE, J. A. Food-Web Structure and Network Theory : The Role of Connectance and Size. v. 99, n. 20, p. 12917–12922, 2002.

DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increase with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, p. 558–567, 2002.

ELTON, C. Animal Ecology. **London: Sedgwick and Jackson**, p. 1–15, 1927.

FETZER, I. et al. The extent of functional redundancy changes as species' roles shift in different environments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 48, p. 14888–14893, 2015.

FLYNN, D. F. B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, n. 1, p. 22–33, 2009.

GRINNEL, J. The niche-relationships of the California thrasher. **Auk**, v. 34, p. 427–433, 1917.

FOX, J. W. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 2, p. 86–92, 2013.

GONTHIER, D. J. et al. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1791, p. 20141358, 2014.

GRAHAM, J. H. et al. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 5, p. 866–877, 2009.

HUBBELL, S. P. 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, New Jersey. 396p.

HEWITT, J. et al. A latent threat to biodiversity: Consequences of small-scale heterogeneity loss. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1315–1323, 2010.

HUEY, R. B.; PIANKA, E. R. Ecological Consequences of Foraging Mode. **Ecology**, v. 62, n.

4, p. 991–999, 1981.

HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? **American Naturalist**, v. 93, p. 145-159, 1959.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. **Mapa de biomas do Brasil: primeira aproximação**. Rio de Janeiro. Accessed at <http://www.ibge.gov.br/>, 20 July 2014.

IPECE - INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. Perfil básico Municipal – Aiuaba 2017. Disponível em: http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2017/Aiuaba.pdf

LEAL, I.R.; SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. & LACHER JR., T.E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade** v. 1, p. 139-146,

MASON, N. W. H. et al. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.

MELLO, M. A. R.; MUYLAERT, R. L.; LARA, R.; PINHEIRO, R. F. P.; FERREIRA, G. M. F. **Guia para análises de redes ecológicas**. Belo Horizonte, 2016, 112p.

MONTOYA, J. M.; PIMM, S. L.; SOLÉ, R. V. Ecological networks and their fragility. **Nature**, v. 442, n. 7100, p. 259–264, 2006.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: A network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1558, p. 3709–3718, 2010.

MORO, M. F. et al. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguesia**, v. 66, n. 3, p. 717–743, 2015.

MOUILLOT, D. et al. Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. **PLoS Biology**, v. 11, n. 5, 2013.

PETCHEY, O. L. Integrating methods that investigate how complementary influences ecosystem functioning. **Oikos**, v. 101, p. 323–330, 2003.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402-411, 2002.

PETREN, K.; CASE, T. J. Habitat structure determines competition intensity and invasion success in gecko lizards. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, n. 20, p. 11739–11744, 1998.

PIANKA, E.R. On lizard species diversity: North American flatland deserts. **Ecology**, v. 48, n. 3, p. 333-351, 1967.

PIANKA, E.R. The structure of lizard communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 53-74, 1973.

RIEMANN, J. C. et al. Functional diversity in a fragmented landscape — Habitat alterations affect functional trait composition of frog assemblages in Madagascar. **Global Ecology and Conservation**, v. 10, p. 173–183, 2017.

SCOTT, D. M. et al. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. **Biological Conservation**, v. 127, n. 1, p. 72–87, 2006.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Defining and defending Connell's intermediate disturbance hypothesis: A response to Fox. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 10, p. 571–572, 2013.

SINERVO B.; MENDEZ-DE-LA-CRUZ, F., MILES D.B.; HEULIN B.; BASTIAANS, E.; VILLAGRÁN-SANTA C. M.; LARA-RESENDIZ, R.; MARTÍNEZ-MÉNDEZ, N.; CALDERÓN-ESPINOSA M.L.; MEZA-LÁZARO, R.N.; GADSDEN, H.; AVILA, L.J.; MORANDO, M.; DE LA RIVA, I.J.; SEPULVEDA, P.V.; ROCHA, C.F.D.; IBARGÜENGOYTÍA, N.; PUNTRIANO, C.A.; MASSOT, M.; LEPETZ, V.; OKSANEN, T.A.; CHAPPLE, D.G.; BAUER, A.M.; BRANCH, W.R.; CLOBERT, J.; SITES, J.W. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, v. 328, p. 894-899, 2010.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A.T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

SUBASINGHE, K. Biological and functional diversity of bird communities in natural and human modified habitats in Northern Flank of Knuckles Mountain Forest Range, Sri Lanka. **Biodiversitas, Journal of Biological Diversity**, v. 15, n. 2, p. 200–205, 2014.

TILMAN, D. Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity, Volume 3**, v. 3, p. 109–121, 2001.

TYLIANAKIS, J. M.; MORRIS, R. J. Ecological Networks Across Environmental Gradients. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. annurev-ecolsys-110316-022821, 2017.

VALLADARES, F. et al. Species coexistence in a changing world. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, n. October, p. 1–16, 2015.

VERA Y CONDE, C. F.; ROCHA, C. F. D. Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic rainforest area in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 4, p. 983–990, 2006.

WALKER, B. H. **Biodiversity and Ecological Redundancy Conservation Biology**, 1992.

WALLGREN, M. et al. Mammal community structure in relation to disturbance and resource gradients in southern Africa. **African Journal of Ecology**, v. 47, n. 1, p. 20–31, 2009.

WHITBECK, K. L. et al. Interactions between macroclimate, microclimate, and anthropogenic disturbance affect the distribution of aspen near its northern edge in Quebec: Implications for climate change related range expansions. **Forest Ecology and Management**, v. 368, p. 194–206, 2016.