UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

MARÍLIA ABERO SÁ DE BARROS

INTERAÇÕES ENTRE MORCEGOS E TURBINAS EÓLICAS NO AGRESTE DO RIO GRANDE DO NORTE, NORDESTE DO BRASIL

Recife
2019

MARÍLIA ABERO SÁ DE BARROS

INTERAÇÕES ENTRE MORCEGOS E TURBINAS EÓLICAS NO AGRESTE DO RIO GRANDE DO NORTE, NORDESTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Centro de Biociências da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Biologia Animal.

Área de concentração: Zoologia

Orientador: Profº. Dr. Enrico Bernard

Recife

2019

Catalogação na fonte:
Bibliotecária Claudina Queiroz, CRB4/1752

Barros, Marília Abero Sá de
Interações entre morcegos e turbinas eólicas no Agreste do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil / Marília Abero Sá de Barros - 2019.
265 folhas: il., fig., tab.

Orientador: Enrico Bernard
Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Recife, 2019.

Inclui referências.

1. Morcegos 2. Parques eólicos 3. Impacto ambiental
I. Bernard, Enrico (Orient.) II. Título

599.4 CDD (22.ed.) UFPE/CB-2019-374

MARÍLIA ABERO SÁ DE BARROS

INTERAÇÕES ENTRE MORCEGOS E TURBINAS EÓLICAS NO AGRESTE DO RIO GRANDE DO NORTE, NORDESTE DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Centro de Biociências da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Biologia Animal.

Aprovada em: 30/08/2019.

BANCA EXAMINADORA

Profº. Dr. Enrico Bernard (Orientador) Universidade Federal de Pernambuco	Profº. Dr. João Pedro Souza Alves (Examinador Interno) Universidade Federal de Pernambuco
Profª. Dra. Bruna Martins Bezerra (Examinadora Interna) Universidade Federal de Pernambuco	Profª. Dra. Maria João Ramos Pereira (Examinadora Externa) Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Profº. Dr. Diego Astúa de Moraes (Examinador Interno) Universidade Federal de Pernambuco	Profª. Dra. Luísa Rodrigues (Examinadora Externa) Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas/Portugal

À minha avó Mirian Simões Pires de Barros (*in memoriam*), uma mulher estudiosa que conhecia a luz natural das palavras – e através da névoa do tempo, com os fios dourados da memória, teceu até mim sua inspiração.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, ao meu orientador Dr. Enrico Bernard, pelo apoio e confiança durante todo o período do doutorado. A sua dedicação e responsabilidade como professor, suas ideias originais e produção científica de excelência em prol da conservação da natureza, sua constante disponibilidade em orientar e incentivar seus alunos e sua habilidade nata para solucionar problemas foram meus ensinamentos de todos os dias. Além disso, agradeço ao Enrico por ter sido um amigo em um momento difícil.

Aos meus colegas e ex-colegas do Laboratório de Ciência Aplicada à Conservação da Biodiversidade: Aída Otálora-Ardila, Ana Cláudia Jardelino, Carina Rodrigues, Carolina Goecking, Eder Barbier, Edson Leal, Emanuelle Souza, Fernanda Ito, Frederico Hintze, Jaire Marinho Torres, Jennifer de Souza Barros, Mariana Delgado-Jaramillo e Narjara Pimentel. Agradeço imensamente o acolhimento, a amizade e as interessantíssimas conversas, sobre a ciência e a vida, durante nosso convívio dentro e fora da universidade. Muito obrigada, Mariana, Fred e Eder, por terem me hospedado diversas vezes em suas casas em Recife. Agradeço, em especial, ao Fred, um colega com um coração enorme que me ajudou muito na parte da bioacústica, pela simples alegria de compartilhar seu conhecimento.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-graduação em Biologia Animal (PPGBA), especialmente aos coordenadores Dr. Ulisses Santos Pinheiro e Dra. Bruna Martins Bezerra, e ao assistente administrativo Manoel O. Guimarães Jr., pelos diversos auxílios e atendimentos prestados em relação às questões burocráticas da pós-graduação.

À Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de pós-graduação.

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), uma instituição de tradição e excelência no Brasil, pelo ensino público de qualidade, pela estrutura de suporte ao estudante e pela atmosfera plural do *Campus*.

À Caatinga, o maravilhoso bioma onde realizei meu trabalho de campo, pela oportunidade de conhecer mais uma face da exuberante natureza brasileira. A convivência com a sazonalidade de suas cores, seus insetos e suas matas brancas forjadas pelo sol e pelo vento foi uma experiência profunda que fez de mim uma pessoa melhor.

Aos meus pais, Jurandir Simões Pires de Barros e Sarita Abero Sá de Barros, por me incentivarem a estudar desde criança, e pelo apoio incondicional.

Ao meu marido, Frederico Horie Silva, por ter realizado um trabalho de campo exaustivo junto comigo durante 18 meses. Agradeço por ter acordado de madrugada para que

pudéssemos chegar ao parque eólico antes do sol nascer, para então passarmos o dia inteiro procurando carcaças sob um sol (e por vezes sob uma chuva) implacável. Agradeço também pelo auxílio e companhia nas diversas noites em claro capturando morcegos. Sua ajuda foi infinitamente valiosa para este doutorado, e seu companheirismo e seu amor são a melhor parte do meu mundo.

Entendo bem o sotaque das águas.
Dou respeito às coisas desimportantes
e aos seres desimportantes.
Prezo insetos mais que aviões.
Prezo a velocidade
das tartarugas mais que a dos mísseis.
Tenho em mim esse atraso de nascença.
Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância de ser feliz por isso.
Meu quintal é maior do que o mundo.
(DE BARROS, 2008, p. 45)

RESUMO

A energia eólica é uma importante fonte renovável cada vez mais explorada e utilizada no mundo. Em conjunto com este crescimento, veio a necessidade de investigar e minimizar possíveis efeitos negativos sobre a vida silvestre, como a morte de aves e morcegos por colisão com aerogeradores. O Brasil é atualmente o oitavo maior produtor mundial de energia eólica, mas interações entre morcegos e parques eólicos ainda são pouco conhecidas no país. A presente tese de doutorado examinou diferentes aspectos relacionados à avaliação do impacto de aerogeradores sobre morcegos no Brasil. Primeiramente, eu realizei uma análise das normativas estaduais quanto ao rigor do licenciamento ambiental de energia eólica no que se refere a morcegos. Em seguida, foram elaboradas diretrizes para auxiliar órgãos governamentais e consultores a melhorar estudos de impacto ambiental envolvendo aerogeradores e morcegos nos processos de licenciamento. Por fim, uma pesquisa de campo levantou os primeiros dados sobre morcegos em parques eólicos no estado do Rio Grande do Norte. Buscas por carcaças, amostragens acústicas, capturas com redes de neblina e experimentos de campo foram utilizados para investigar a eficiência do observador, remoção por carniceiros, composição de espécies, atividade e mortandade de morcegos em um complexo eólico com 34 aerogeradores. Os experimentos demonstraram que observadores conseguem encontrar 58% das carcaças de morcegos ao redor das turbinas, e que carcaças pequenas têm curto tempo de persistência (≈ 4 dias) no complexo eólico. Foram registradas mortes esporádicas de espécies abundantes (*Molossus molossus*, *Pteronotus gymnonotus* e *Artibeus planirostris*) e aparentemente raras (*Nyctinomops macrotis*) na área de estudo, e a taxa de fatalidade foi estimada em ≤ 4,7 morcegos/turbina/ano. Esta tese amplia a compreensão sobre a mortandade de morcegos em parques eólicos no contexto brasileiro, e apresenta informações que podem contribuir com avaliações de impacto ambiental e medidas de conservação da quiropterofauna.

Palavras-chave: Caatinga. Chiroptera. Conservação. Energia eólica. Estudo de Impacto Ambiental.

ABSTRACT

Wind energy is an important renewable source which is increasingly exploited and used in the world. Along with this growth, there is the need to investigate and minimize possible negative effects on wildlife, such as the death of birds and bats from collisions with wind turbines. Brazil is currently the eighth largest wind energy producer of the world, but interactions between bats and wind farms are still poorly known in the country. The present PhD Dissertation examined different aspects of impact assessment of wind turbines on bats in Brazil. Firstly, I analyzed the Brazilian state regulations focused on the rigor of the environmental licensing of wind energy when applied to bats. Subsequently, I established guidelines to assist government agencies and consultants in improving environmental impact studies involving wind turbines and bats in licensing processes. Finally, I conducted a field research to collect the first data on bats in wind farms in the state of Rio Grande do Norte. Carcass searches, acoustic surveys, mist-netting, and field trials were used to assess searcher efficiency, scavenger removal, bat species composition, activity and fatality of bats at a wind facility with 34 wind turbines. Trials demonstrated that searchers can find 58% of bat carcasses around turbines, and that small carcasses have short persistence times (≈ 4 days) at the wind farm. I recorded sporadic deaths of abundant (*Molossus molossus*, *Pteronotus gymnonotus* and *Artibeus planirostris*) and apparently rare species (*Nyctinomops macrotis*) in the study area, and the fatality rate was estimated to be ≤ 4.7 bats/turbine/year. This PhD Dissertation expands understanding on bat casualties at wind farms in the Brazilian context, and presents information that will contribute to environmental impact assessments and conservation measures for bat fauna.

Keywords: Caatinga. Chiroptera. Conservation. Environmental Impact Study. Wind energy.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 11

1.1 ORDEM CHIROPTERA 11

1.2 MORCEGOS E ENERGIA EÓLICA 14

1.3 MORCEGOS E ENERGIA EÓLICA NO BRASIL 17

1.4 APRESENTAÇÃO DA TESE 20

1.4.1 Licenciamento ambiental de parques eólicos: uma comparação entre os estados brasileiros quanto às avaliações de impacto sobre morcegos 21

1.4.2 Morcegos e parques eólicos: diretrizes para estudos de impacto ambiental no Brasil 21

1.4.3 Eficiência do observador em encontrar carcaças de morcegos em um parque eólico Neotropical 22

1.4.4 Remoção de pequenas carcaças por carniceiros em parques eólicos em uma floresta seca 22

1.4.5 Atividade e fatalidade de morcegos em parques eólicos em uma área semiárida no nordeste do Brasil 23

2 LICENCIAMENTO AMBIENTAL DE PARQUES EÓLICOS: UMA COMPARAÇÃO ENTRE OS ESTADOS BRASILEIROS QUANTO ÀS AVALIAÇÕES DE IMPACTO SOBRE MORCEGOS 35

3 MORCEGOS E PARQUES EÓLICOS: DIRETRIZES PARA ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL NO BRASIL 97

4 EFICIÊNCIA DO OBSERVADOR EM ENCONTRAR CARCAÇAS DE MORCEGOS EM UM PARQUE EÓLICO NEOTROPICAL 136

5 REMOÇÃO DE PEQUENAS CARCAÇAS POR CARNICEIROS EM PARQUES EÓLICOS EM UMA FLORESTA SECA 159

6 ATIVIDADE E FATALIDADE DE MORCEGOS EM PARQUES EÓLICOS EM UMA ÁREA SEMIÁRIDA NO NORDESTE DO BRASIL 193

7 CONCLUSÕES 230

REFERÊNCIAS 232

1 INTRODUÇÃO

1.1 ORDEM CHIROPTERA

A ordem Chiroptera (Chordata: Mammalia) é um dos grupos mais numerosos, diversos e amplamente distribuídos dentre os mamíferos. A última revisão taxonômica global da classe Mammalia apontou que, em 2005, havia pelo menos 1116 espécies de morcegos, o que corresponde a 20% das espécies de mamíferos atuais (WILSON; REEDER, 2005). Desde então, novas espécies de morcegos vêm sendo descobertas e descritas (e.g. KRUSKOP; EGER, 2008; MORATELLI; DIAS, 2015; REEDER *et al*., 2013), e bases de dados atualizadas indicam que a ordem Chiroptera apresenta atualmente 21 famílias e 1406 espécies ao longo de diversas regiões tropicais e temperadas ao redor do mundo (SIMMONS; CIRRANELLO, 2019). As espécies de morcegos variam consideravelmente em termos de tamanho, morfologia e especializações para diferentes hábitos e tipos de ambiente (NOWAK, 1994).

Os morcegos têm sido historicamente classificados em duas subordens, Megachiroptera e Microchiroptera, consideradas monofiléticas por estudos baseados principalmente em dados morfológicos (SMITH, 1976; SIMMONS, 1994; SIMMONS; GEISLER, 1998). Os megaquirópteros correspondem à família Pteropodidade (raposas-voadoras), com ocorrência restrita aos trópicos da África, Ásia e Oceania, enquanto os microquirópteros compreendem as demais famílias, sendo encontrados em todos os continentes exceto a Antártida (ALTRINGHAM, 1996). No entanto, com o advento de técnicas moleculares anteriormente indisponíveis, pesquisas realizadas a partir da década de 90 trouxeram novos *insights* em relação à evolução dos morcegos, contrariando esta tradicional subdivisão da ordem Chiroptera. Estes estudos encontraram evidências de que Megachiroptera e Microchiroptera não eram táxons monofiléticos, mas que megaquirópteros e alguns grupos de microquirópteros compartilham um ancestral comum (HUTCHEON; KIRSCH; PETTIGREW, 1998; SPRINGER *et al*., 2001; TEELING *et al*., 2002). A partir disso, tem sido proposta uma nova classificação taxonômica dividindo os morcegos nas subordens Yinpterochiroptera (família Pteropodidae e cinco famílias de microquirópteros) e Yangochiroptera (15 famílias restantes de microquirópteros) (SIMMONS; CIRRANELLO, 2019), o que tem sido amplamente suportado por dados moleculares, morfológicos e fósseis (LEI; DONG, 2016; TEELING; DOOL; SPRINGER, 2012; VAN DER BUSSCHE; HOOFER, 2004).

Morcegos são conhecidos por apresentarem duas características singulares: a capacidade de voo, única entre os mamíferos, e de usar ecolocalização, um sistema de orientação também observado em cetáceos (THOMAS; MOSS; VATER, 2004). A ecolocalização permite que os morcegos formem uma imagem acústica do ambiente ao seu redor a partir da emissão de sons de alta frequência e da detecção dos ecos refletidos pelos obstáculos (BRADBURY; VEHRENCAMP, 2011). Este sistema sensorial está presente em toda a ordem Chiroptera com exceção da família Pteropodidae, que apresenta um único gênero (*Rousettus*) capaz de ecolocalizar de forma rudimentar dentro de cavernas produzindo estalidos com a língua (ALTRINGHAM, 1996). Nos demais gêneros que apresentam ecolocalização, os sons são produzidos pela laringe e há uma série de adaptações complexas nos sistemas auditivo e neural para a recepção e processamento dos ecos (NEUWEILER, 2000; THOMAS; MOSS; VATER, 2004). Apesar do alcance limitado, a ecolocalização possibilita que morcegos evitem obstáculos e forrageiem independentemente das condições luminosas (FENTON, 2004; GRIFFIN; GALAMBOS, 1941). A evolução da ecolocalização e do voo tem sido alvo de controvérsia (ARITA; FENTON, 1997; DENZINGER; KALKO; JONES, 2004; TEELING *et al*., 2000; TEELING; JONES; ROSSITER, 2016), mas evidências indicam que ambas as adaptações apresentam origem muito antiga na história evolutiva dos morcegos (SIMMONS *et al*., 2008; THIAGAVEL *et al*., 2018; WANG *et al*., 2017).

O voo e a ecolocalização permitem que morcegos tenham alta mobilidade e ocupem nichos noturnos em uma ampla variedade de habitats. Em função disso, morcegos exploram diferentes tipos de recursos alimentares e apresentam grande diversidade ecológica na dieta e comportamento (NOWAK, 1994). A maioria (≈ 70%) das espécies se alimenta primariamente de insetos e outros artrópodes (ALTRINGHAM, 1996). Há morcegos insetívoros aéreos que caçam insetos em voo, em espaços abertos ou perto de bordas de vegetação e superfícies aquáticas, assim como morcegos que capturam presas sobre substratos (SCHNITZLER; KALKO, 2001). Há também um grande número de morcegos fitófagos, adaptados ao consumo de frutos, néctar e pólen de várias espécies vegetais (FLEMING, 1986; FLEMING; GEISELMAN; KRESS, 2009), e as interações morcego–planta moldaram a evolução e morfologia de ambos os táxons (TSCHAPKA; DRESSLER, 2002; VAN DER PIJL, 1982). Em menor frequência, há espécies carnívoras que, além de insetos, predam pequenos vertebrados, como peixes, anfíbios, répteis, aves, marsupiais, roedores e outros morcegos (CRAMER; WILLIG; JONES, 2001; GARDNER, 1977; HOOD; JONES JR., 1984). Finalmente, três espécies se alimentam exclusivamente de sangue de aves e mamíferos, das

quais duas ocasionalmente consomem sangue humano (GREENHALL *et al*., 1983; GREENHALL; SCHUTT JR., 1996; ITO; BERNARD; TORRES, 2016). Esta dieta altamente especializada requer um conjunto de adaptações anatômicas, sensoriais e comportamentais complexas (CARTER; WILKINSON, 2012; KURTEN; SCHMIDT, 1982; MOLLERACH; MANGIONE, 2004; SCHUTT JR.; SIMMONS, 2006) que fazem dos morcegos hematófagos um grupo único dentro da ordem Chiroptera.

Em virtude da alta diversidade ecológica, os morcegos prestam diferentes serviços aos ecossistemas, dentre os quais destacam-se o controle de insetos, dispersão de sementes e polinização (KUNZ *et al*., 2011). Morcegos consomem regularmente grandes quantidades de insetos; durante o período reprodutivo, um único indivíduo de *Tadarida brasiliensis* ingere em média 60% de sua massa corporal (≈ 7 g) em insetos por noite (KUNZ; WHITAKER; WADANOLI, 1995). Em conjunto, assembleias de morcegos limitam a abundância de insetos em áreas agrícolas e naturais, e também reduzem a taxa de herbivoria por artrópodes (KALKA; SMITH; KALKO, 2008; WILLIAMS-GUILLÉN; PERFECTO; VANDERMEER, 2008). Uma vez que morcegos são predadores de pragas da agricultura que atacam plantações de algodão, milho e arroz, a presença de morcegos insetívoros é capaz de evitar prejuízos econômicos de grandes magnitudes para produtores rurais (BOYLES *et al*., 2011; CLEVELAND *et al*., 2006; MAINE; BOYLES, 2015; PUIG-MONTSERRAT *et al*., 2015). Morcegos frugívoros também prestam um valioso serviço ambiental ao dispersar sementes de pelo menos 549 espécies de plantas na Região Neotropical (LOBOVA; GEISELMAN; MORI, 2009), sendo espécies-chave em redes de interações ecológicas (MELLO *et al*., 2015) e importantes agentes na restauração florestal (PEÑA-DOMENE *et al*., 2014). Além disso, morcegos nectarívoros promovem a polinização de 528 espécies vegetais ao redor do mundo, incluindo espécies de interesse econômico como agaves (*Agave* spp.), utilizadas na fabricação de tequila e outras bebidas alcóolicas, cactáceas que fornecem frutos (e.g. *Stenocereus* spp.) e bananas (*Musa* spp.) (KUNZ *et al*., 2011).

Os serviços ambientais prestados ao redor do mundo fazem dos morcegos um táxon globalmente relevante para a conservação da natureza. No entanto, morcegos são especialmente vulneráveis às mudanças antrópicas por apresentarem alta longevidade e baixa taxa de reprodução, o que que torna lenta a reposição de indivíduos em populações afetadas (VOIGT; KINGSTON, 2016). Há atualmente 186 espécies de morcegos ameaçadas de extinção (15% das 1261 espécies avaliadas) em nível global, além de 80 espécies quase ameaçadas (6%) e 234 espécies com dados insuficientes (18%) (IUCN, 2019). Conflitos entre morcegos e pessoas são frequentes e em muitos casos levam ao extermínio direto de

indivíduos e colônias em zonas urbanas e rurais, devido à imagem negativa do grupo na cultura popular e à associação com a raiva e outras doenças (JOHNSON; ARÉCHIGA-CEBALLOS; AGUILAR-SETIEN, 2014; MAHMOOD-UL-HASSAN; FAIZ-UR-REHMAN; SALIM, 2011; VOIGT *et al*., 2016). As principais ameaças sobre a quiropterofauna, porém, têm sido relacionadas ao aumento das populações humanas e da demanda por recursos naturais, que resultam na perda, modificação e perturbação de habitats e sítios de abrigos importantes para morcegos (MICKLEBURGH; HUTSON; RACEY, 2002). Além da alteração gradual das áreas adequadas para morcegos, a interferência humana tem, mais recentemente, provocado eventos de mortalidade múltipla destes animais nos quais vários indivíduos morrem em um curto período de tempo. A partir dos anos 2000, eventos deste tipo têm sido causados principalmente pela doença fúngica da síndrome do nariz-branco (*white-nose syndrome*) na América do Norte e pela operação de turbinas eólicas em todo o mundo (O'SHEA *et al*., 2016).

1.2 MORCEGOS E ENERGIA EÓLICA

O vento tem sido historicamente utilizado para gerar energia mecânica em moinhos e bombas d'água e, nas últimas quatro décadas, para produzir eletricidade em larga escala (BURTON *et al*., 2001). Os investimentos na produção de energia eólica começaram a aumentar de forma significativa na década de 70, quando uma crise mundial nos preços do petróleo trouxe aos países a necessidade de diversificar suas redes elétricas com outras fontes (BRUNT; SPOONER, 1998; KALDELLIS; ZAFIRAKIS, 2011; RÜDIGER, 2014). Desde então, avanços na tecnologia possibilitaram a redução dos custos e o aumento da produção de energia eólica, que atingiu o auge primeiramente na América do Norte nos anos 1980, e posteriormente na Europa e Ásia nos anos 1990 (ACKERMANN; SÖDER, 2002). Nos últimos 20 anos, a geração de energia eólica também aumentou consideravelmente na África e América Latina, integrando uma proporção cada vez maior da matriz energética de vários países (TOLMASQUIM, 2016) e tornando-se uma das fontes energéticas renováveis mais importantes do século XXI. Em 2001, as turbinas eólicas ao redor do mundo somavam aproximadamente 24 GW de capacidade instalada e, em 2018, este número passou para 591 GW – um aumento de quase 25 vezes em 17 anos (GWEC, 2018).

A energia eólica tem uma imagem pública positiva e tornou-se um símbolo de sustentabilidade na sociedade moderna pois, em contraste com outras formas de produção de energia, evita a emissão de CO_2 na atmosfera (DELARUE; LUICKX; D'HAESELEER,

2009). Frente à crescente preocupação global com as mudanças climáticas, a energia eólica tem um papel importante na necessária redução de sistemas energéticos baseados em hidrocarbonetos e priorização do uso de fontes renováveis. No entanto, a construção e operação de parques eólicos apresenta impactos sociais e ambientais (WALKER; SWIFT, 2015), que precisam ser compreendidos e mitigados. Assim como ocorre com outros tipos de empreendimento geralmente instalados em zonas rurais e ambientes naturais, a construção de parques eólicos pode alterar e/ou destruir habitats importantes para a vida silvestre (LOVICH; ENNEN, 2013). Há evidências de que aerogeradores podem reduzir a presença e alterar o comportamento de aves e mamíferos (COSTA *et al*.; 2018; PEARCE-HIGGINS *et al*., 2009; RABIN; COSS; OWINGS, 2006; THAKER; ZAMBRE; BHOSALE, 2018), embora isso nem sempre seja observado (ŁOPUCKI; MRÓZ, 2016; DE LUCAS; JANSS; FERRER, 2005; WALTER; LESLIE; JENKS, 2006). Porém, o impacto ambiental mais preocupante ocorre na fase de operação, quando as turbinas eólicas entram em movimento e oferecem risco de morte para vertebrados voadores. Nos últimos anos, muitos estudos têm demonstrado a mortandade de um grande número de aves e morcegos por colisão com turbinas eólicas em todo o mundo (SCHUSTER; BULLING; KÖPPEL, 2015).

As primeiras evidências sistemáticas do impacto de aerogeradores sobre a fauna de vertebrados alados apareceram nos anos 1980 na América do Norte, quando foram encontradas carcaças de aves em empreendimentos eólicos nos Estados Unidos (MCCRARY; MCKERNAN; SCHREIBER, 1986; ORLOFF; FLANNERY, 1992). Por esta razão, os estudos pioneiros a respeito do impacto de parques eólicos tiveram como foco o grupo das aves, e somente a partir de descobertas posteriores da presença de carcaças de morcegos estes passaram a ser igualmente contemplados pelas investigações (JOHNSON *et al*., 2003; OSBORN *et al*., 1996). Aves e morcegos são atingidos diretamente pelas pás em movimento ao se aproximar dos aerogeradores (HORN; ARNETT; KUNZ, 2008; MARQUES *et al*., 2014). Porém, diferentemente das aves, morcegos também podem sofrer barotrauma, um tipo de lesão tecidual, especialmente nos órgãos respiratórios, causada por mudanças bruscas de pressão ao redor das turbinas em rotação (BAERWALD *et al*., 2008; GRODSKY *et al*., 2011). A magnitude dos eventos de mortandade de morcegos difere substancialmente entre diferentes parques eólicos. No Canadá, por exemplo, há parques eólicos com mortandade nula de morcegos, enquanto em outros empreendimentos a taxa de fatalidade pode atingir valores de 10, 25 e até 103 morcegos/turbina/ano (ZIMMERLING; FRANCIS, 2016). Uma vez que usinas eólicas têm longa vida útil e são planejadas para operar continuamente durante 20 anos ou mais (DOLAN; HEATH, 2012), estas taxas de fatalidade podem ter efeitos cumulativos

preocupantes sobre as populações de morcegos (ARNETT; BAERWALD, 2013; FRICK *et al*., 2017; ROSCIONI *et al*., 2013).

O maior número de morcegos mortos por turbinas eólicas ao redor do mundo pertence à guilda dos insetívoros aéreos, com predominância de espécies das famílias Vespertilionidae e Molossidae (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015; DOTY; MARTIN, 2013; JOHNSON *et al*., 2004). Na América do Norte, as taxas de fatalidade mais altas são reportadas para morcegos migratórios, especialmente espécies que formam grandes colônias (*Tadarida brasiliensis*) no sul dos Estados Unidos e que se abrigam em árvores e folhagem (*Lasiurus cinereus*, *Lasiurus borealis* e *Lasionycteris noctivagans*) em todo o continente (ARNETT *et al*., 2008; PIORKOWSKI; O'CONNELL, 2010; THOMPSON *et al*., 2017). Já na Europa, tanto espécies residentes (e.g. *Pipistrellus pipistrellus*) como migratórias de longas distâncias (e.g. *Nyctalus leisleri*) parecem ser frequentemente afetadas (GEORGIAKAKIS *et al*., 2012; MARQUES *et al*., 2018; RYDELL *et al*., 2010a). Nessas regiões temperadas do hemisfério norte, as fatalidades concentram-se principalmente no final do verão e início do outono, o que coincide com movimentos sazonais de algumas espécies de morcegos e também de insetos que constituem presas potenciais (CAMINA, 2012; GRODSKY *et al*., 2012; RYDELL *et al*., 2010b). Além disso, a mortandade tende a aumentar em noites com baixa velocidade do vento e maior temperatura (AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012; RYDELL *et al*., 2010a; ARNETT *et al*., 2008), condições positivamente associadas à atividade de morcegos (CRYAN; BROWN, 2007; JOHNSON; GATES; ZEGRE, 2011; REYNOLDS, 2006).

Os primeiros casos de mortandade massiva de morcegos em parques eólicos surpreenderam e intrigaram a comunidade científica (COHN, 2008; WILLIAMS, 2004), uma vez que a ecolocalização permite a detecção de obstáculos com espessura $\leq 1{,}5$ mm (SÄNDIG; SCHNITZLER; DENZINGER, 2014; SÜMER; DENZINGER; SCHNITZLER, 2009) e que colisões de morcegos com prédios, torres e linhas de transmissão parecem ser ocasionais (TIMM, 1989; CRAWFORD; BAKER, 1981; MANVILLE, 2016). De fato, a fatalidade de morcegos em parques eólicos é um fenômeno complexo, cujas causas ainda não são totalmente compreendidas mesmo após uma década de estudos intensivos. Várias hipóteses têm sido formuladas para explicar por que morcegos se aproximam das turbinas a ponto de colidir e/ou sofrer barotrauma (KUNZ *et al*., 2007; CRYAN; BARCLAY, 2009), e alguns estudos têm trazido pistas a esse respeito. Filmagens em parques eólicos usando câmeras termais indicam que, aparentemente, morcegos se aproximam intencionalmente das turbinas e interagem ativamente com elas, exibindo diferentes comportamentos investigativos (HORN; ARNETT; KUNZ, 2008; CRYAN *et al*., 2014). Dessa forma, as fatalidades não

ocorrem inteiramente ao acaso, mas parecem resultar de uma probabilidade aumentada de colisão/barotrauma devido à atração dos morcegos pelos aerogeradores. Possíveis razões para essa atratividade permanecem pouco claras, mas especula-se que morcegos possam erroneamente interpretar aerogeradores como árvores ou estruturas verticais que potencialmente oferecem abrigo, local de escala durante as migrações, insetos e/ou parceiros de acasalamento (AHLÉN; BAAGØE; BACH, 2009; CRYAN, 2008; CRYAN *et al*., 2014; RYDELL *et al*., 2010b).

A falta de respostas conclusivas sobre as causas das fatalidades dificulta a elaboração de estratégias capazes de evitar ou mitigar a morte de morcegos em parques eólicos. Porém, algumas medidas de redução do impacto têm sido propostas com base na influência das características das turbinas e das condições climáticas sobre a mortandade de morcegos. O número de fatalidades de morcegos é maior em turbinas eólicas altas (> 65 m), possivelmente porque a altura destes aerogeradores se sobrepõe à altura de voo de morcegos durante a migração (BARCLAY; BAERWALD; GRUVER, 2007). Em função disso, sugere-se reduzir a altura das turbinas na construção de novos empreendimentos eólicos, assim como posicioná-las em áreas com baixa atividade migratória, como forma de diminuir a mortandade de morcegos (BARCLAY; BAERWALD; GRUVER, 2007; BAERWALD; BARCLAY, 2009). Além disso, manipulações no modo de operação dos aerogeradores, que resultem em uma redução do movimento das pás durante condições de baixa velocidade do vento, podem diminuir o número de fatalidades de 50 a 70% (BAERWALD *et al*., 2009). Outras medidas mitigatórias para empreendimentos em operação vêm sendo testadas, incluindo a verificação da eficácia de tecnologias repelentes com potencial de restringir o uso de áreas de parques eólicos por morcegos, como a emissão de radiações eletromagnéticas (NICHOLLS; RACEY, 2007, 2009) e ultrassons (ARNETT *et al*., 2013).

1.3 MORCEGOS E ENERGIA EÓLICA NO BRASIL

Apesar do impacto sobre morcegos e da ausência de ações mitigadoras amplamente testadas, a produção de energia eólica é um mercado em acelerada expansão com perspectivas de novas instalações contínuas em várias partes do mundo. Os países líderes na produção de energia eólica são a China e os EUA, que juntos são responsáveis por mais da metade da energia eólica atualmente gerada no mundo (> 308 GW) (GWEC, 2018). O Brasil apresenta grande potencial eólico (AMARANTE *et al*., 2001) e atualmente ocupa a 8ª posição no ranking mundial dos maiores produtores, com um grande número de usinas operando e sendo

construídas principalmente nas regiões Sul e Nordeste do país (ABEEÓLICA, 2018). Até o final de 2012, havia 108 parques eólicos e 2,5 GW de potência instalada no território brasileiro (ABEEÓLICA, 2012); seis anos depois, estes números quintuplicaram: haviam 583 parques eólicos com um total de 14,7 GW de capacidade no final de 2018 (ABEEÓLICA, 2018). Em virtude dos impactos ambientais documentados ao redor do mundo, este crescimento é uma ameaça potencial à conservação de morcegos que precisa ser investigada (BERNARD *et al*., 2012). No Brasil, quatro fatores potencializam o impacto de parques eólicos sobre morcegos e dificultam sua prevenção: (1) instalação de aerogeradores em locais com alta riqueza de morcegos, incluindo espécies ameaçadas e endêmicas; (2) conhecimento insatisfatório sobre interações entre morcegos e parques eólicos; (3) legislação e licenciamento ambientais pouco eficientes; e (4) colaboração limitada por parte de empreendedores e órgãos ambientais para desenvolver pesquisas e acessar dados gerados durante os processos de licenciamento.

O Brasil apresenta uma das maiores riquezas de morcegos do mundo, com a ocorrência de 182 espécies (13% de todas as espécies de morcegos) e nove famílias de Chiroptera (NOGUEIRA *et al*., 2018; SIMMONS; CIRRANELLO, 2019). Destas espécies, sete encontram-se ameaçadas de extinção, nas categorias Vulnerável (seis espécies) e Em Perigo (uma espécie) (ICMBIO, 2018). Ao longo do território brasileiro, existem 21 locais (áreas com dimensões de 1º de latitude × 1º de longitude) que apresentam simultaneamente alta riqueza de morcegos (≥ 10 espécies) e alto potencial eólico (≥ 300 W/m^2) (BERNARD *et al*., 2014). Além disso, há uma sobreposição ainda maior entre áreas apropriadas à instalação de aerogeradores e áreas com carência de informações sobre a quiropterofauna. Considerando as áreas com maior potencial eólico no Brasil, 226 locais (70% do total) também correspondem a áreas onde não há nenhuma informação sobre riqueza e ocorrência de morcegos (BERNARD *et al*., 2014). Estas lacunas de dados dificultam a previsão da ocorrência e magnitude de possíveis impactos de parques eólicos sobre a fauna de morcegos em grande parte do país. No entanto, a partir de modelagens de distribuição potencial de espécies, foi possível identificar que as regiões com maior densidade de turbinas eólicas no Brasil provavelmente concentram o maior número de espécies de morcegos ameaçadas e endêmicas (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo).

O conhecimento atual sobre padrões de fatalidade de morcegos em parques eólicos é baseado em estudos provenientes majoritariamente da América do Norte e Europa (e.g. ARNETT *et al*., 2008; BARCLAY; BAERWALD; GRUVER, 2007; RYDELL *et al*., 2010a). Informações para a Região Neotropical são escassas (mas veja RODRÍGUEZ-DURÁN;

FELICIANO-ROBLES, 2015), e os poucos estudos realizados no Brasil são restritos ao extremo sul do país (AMARAL, 2019; BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015). Estes estudos avaliaram a mortandade de morcegos em parques eólicos no estado do Rio Grande do Sul e, similarmente à América do Norte, observaram casos de colisão/barotrauma de espécies presumidamente migratórias (principalmente *Tadarida brasiliensis*, *Lasiurus cinereus* e *Lasiurus blossevillii*) e picos de fatalidade no final do verão e início do outono. Não há dados disponíveis sobre morcegos e turbinas eólicas para as regiões tropicais do Brasil, onde o clima, a composição de espécies e possivelmente os padrões de fatalidade diferem em relação às regiões temperadas da América do Norte, Europa e sul do Brasil. Além disso, a história natural de morcegos insetívoros aéreos, espécies alvo das avaliações de impacto de parques eólicos, é no geral pouco conhecida para o Brasil, havendo poucos dados sobre ocorrência, distribuição, status populacional e possíveis movimentos sazonais das espécies no país (BERNARD; AGUIAR; MACHADO, 2011; BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo; MUYLAERT *et al*., 2017; REIS *et al*., 2017).

Além da escassez de informações, as normativas brasileiras são excessivamente flexíveis e falham em considerar adequadamente a fauna de morcegos no licenciamento ambiental de energia eólica. A legislação federal que determina os procedimentos para o licenciamento de parques eólicos no Brasil (Resolução CONAMA Nº 462/2014; BRASIL, 2014) é vaga quanto às diretrizes para avaliação, monitoramento e mitigação do impacto sobre morcegos. Em contraste com legislações similares provenientes de Portugal, Estados Unidos e Canadá, a resolução brasileira não fornece instruções básicas sobre os métodos ou esforço amostral mínimo que devem ser adotados nos estudos de impacto ambiental (VALENÇA; BERNARD, 2015). Esta ausência de diretrizes dificulta a elaboração de avaliações de impacto de qualidade, a padronização entre diferentes estudos e a fiscalização por parte dos órgãos ambientais.

Por fim, a colaboração por parte das empresas empreendedoras e dos órgãos governamentais envolvidos no licenciamento ambiental de energia eólica é restrita. Pesquisadores frequentemente enfrentam dificuldades para obter autorização para acessar as áreas privadas dos empreendimentos e desenvolver pesquisas sobre parques eólicos e vida silvestre no Brasil. Consultores têm acesso facilitado aos parques eólicos e coletam dados para os estudos de impacto ambiental requeridos pelo licenciamento, mas enfrentam barreiras legais para divulgar estas informações em função de cláusulas de confidencialidade frequentemente incluídas nos contratos no mercado da consultoria ambiental. Os Estudos de Impacto Ambiental/Relatórios de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) e subsequentes relatórios

de monitoramento são públicos, mas são de difícil acesso uma vez que estão disponíveis apenas em versão impressa para consulta local nas sedes dos órgãos ambientais.

Neste contexto, para promover o avanço na compreensão e mitigação da ameaça representada pela expansão da matriz eólica para a conservação de morcegos no Brasil, as seguintes estratégias devem ser consideradas prioritárias: (1) realizar inventários em regiões que correspondem ao mesmo tempo a áreas de elevado potencial eólico e vazios amostrais para morcegos; (2) investir em pesquisas sobre interações entre morcegos e turbinas eólicas no Brasil, especialmente em zonas tropicais; (3) aperfeiçoar e detalhar as diretrizes para os estudos de impacto ambiental nas diferentes etapas do licenciamento; e (4) estreitar o relacionamento entre empreendedores, órgãos governamentais e comunidade científica, de modo a promover oportunidades para a realização e a publicação de pesquisas.

1.4 APRESENTAÇÃO DA TESE

A expansão acelerada do setor eólico em áreas sensíveis e a escassez de estudos, de legislação ambiental adequada e de colaboração entre diferentes partes interessadas da sociedade representam um cenário desfavorável à conservação de morcegos no Brasil. A presente tese de doutorado teve como objetivo levantar informações úteis para uma melhor compreensão do fenômeno da mortandade de morcegos em parques eólicos no contexto brasileiro, e para subsidiar a elaboração de medidas capazes de evitar ou minimizar possíveis ameaças à quiropterofauna. Para isso, foram examinados diferentes aspectos relacionados à avaliação do impacto de aerogeradores sobre morcegos, a partir da revisão de regulações governamentais e diretrizes técnico-científicas, e da coleta de dados em campo. O trabalho de campo obteve os primeiros dados sobre interações entre morcegos e parques eólicos no Rio Grande do Norte, atualmente o estado brasileiro com maior produção de energia eólica (ABEEÓLICA, 2018), em uma área localizada no bioma e na região com maior densidade de turbinas do país (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo).

A presente tese é composta por cinco capítulos; os dois primeiros correspondem a análises e propostas de protocolos de estudos de impacto ambiental envolvendo morcegos e energia eólica no Brasil, e os três últimos apresentam os dados inéditos obtidos na pesquisa de campo.

1.4.1 Licenciamento ambiental de parques eólicos: uma comparação entre os estados brasileiros quanto às avaliações de impacto sobre morcegos

- Justificativa: No Brasil, o licenciamento ambiental de parques eólicos é geralmente realizado em nível estadual, de forma que as exigências para a realização dos estudos de impacto podem variar entre diferentes estados. Avaliar as normativas estaduais utilizadas para licenciar parques eólicos é uma forma eficaz de verificar se os procedimentos adotados têm sido adequados para proteger a fauna de morcegos, e de identificar regiões onde as diretrizes precisam ser melhoradas.
- Objetivos: Obter, analisar e comparar as normativas dos estados brasileiros onde há parques eólicos em operação quanto às orientações e exigências para os estudos ambientais relativos à quiropterofauna; Identificar possíveis falhas em considerar adequadamente a fauna de morcegos durante os processos de licenciamento de energia eólica no Brasil; Subsidiar iniciativas futuras visando a melhoria das diretrizes para as avaliações de impacto.

1.4.2 Morcegos e parques eólicos: diretrizes para estudos de impacto ambiental no Brasil

- Justificativa: Pesquisas apontam que a legislação brasileira é vaga em relação às diretrizes para avaliações do impacto de parques eólicos sobre morcegos em comparação a normativas similares de outros países. A ausência de instruções precisas é prejudicial ao processo de licenciamento, uma vez que protocolos criteriosos melhoram a qualidade dos estudos de impacto ambiental e auxiliam os órgãos governamentais nas tarefas de análise e fiscalização dos empreendimentos.
- Objetivos: Elaborar um protocolo para estudos e programas de monitoramento de impactos de parques eólicos sobre morcegos no Brasil; Contribuir para a melhoria do licenciamento ambiental, subsidiando o trabalho de consultores, empreendedores e órgãos governamentais envolvidos no mercado da consultoria ambiental no país; Estabelecer um canal de diálogo entre a comunidade científica e as instituições envolvidas com licenciamento e conservação de morcegos brasileiros.

1.4.3 Eficiência do observador em encontrar carcaças de morcegos em um parque eólico Neotropical

- Justificativa: Avaliações do impacto de parques eólicos sobre morcegos são realizadas principalmente a partir de buscas regulares por carcaças ao redor das turbinas eólicas. No entanto, morcegos são pequenos, discretos e potencialmente pouco perceptíveis junto ao solo, sendo inevitável que algumas carcaças passem despercebidas pela equipe de busca. A eficiência do observador é uma importante variável que deve ser conhecida e considerada no cálculo da taxa de fatalidade no intuito de evitar que o impacto dos aerogeradores sobre morcegos seja subestimado.
- Objetivos: Verificar a eficiência dos observadores, ou seja, a proporção de carcaças em relação a um total que a equipe é capaz de detectar durante as buscas ao redor de turbinas eólicas localizadas na Caatinga potiguar; Testar se a eficiência dos observadores é influenciada pelo tipo de terreno/vegetação, estação do ano e tamanho da carcaça.

1.4.4 Remoção de pequenas carcaças por carniceiros em parques eólicos em uma floresta seca

- Justificativa: A remoção de carcaças por animais carniceiros (e.g. canídeos, aves de rapina, artrópodes) é um dos fatores que diminui a probabilidade de morcegos mortos por colisão com aerogeradores serem detectados em avaliações de impacto. A remoção de carcaças corresponde a um componente fundamental no estudo da mortandade de morcegos em empreendimentos eólicos, sendo uma variável determinante para que o número de fatalidades seja corretamente estimado.
- Objetivos: Verificar o tempo de permanência de carcaças de pequeno porte ao redor de turbinas eólicas na Caatinga do Rio Grande do Norte, nordeste do semiárido brasileiro; Verificar se a remoção de carcaças por carniceiros varia de acordo com o tipo de carcaça, tipo de terreno/vegetação e período do ano; Identificar a fauna de carniceiros da área de estudo.

1.4.5 Atividade e fatalidade de morcegos em parques eólicos em uma área semiárida no nordeste do Brasil

- Justificativa: A energia eólica encontra-se em acelerada expansão no Brasil mas informações sobre interações entre morcegos e aerogeradores são escassas, especialmente para a Região Nordeste onde está instalado o maior número de turbinas eólicas. Estudos sobre composição, atividade e fatalidade de morcegos em parques eólicos são necessários para elucidar padrões de mortandade, assim como a magnitude dos possíveis impactos, em regiões intensivamente exploradas para a produção de energia eólica no país.
- Objetivos: Verificar se há fatalidades de morcegos em um complexo eólico localizado no agreste do Rio Grande do Norte; Em caso positivo, estimar a taxa de fatalidade (morcegos/turbina/ano); Identificar a composição de espécies mortas pelos aerogeradores, comparando-a com a composição registrada para a área de estudo; Verificar se a atividade de morcegos apresenta padrões sazonais ou espaciais e/ou se está relacionada variáveis climáticas.

1.5 REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica – 2012**. São Paulo: ABEEólica, 2012.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica – 2018**. São Paulo: ABEEólica, 2018.

ACKERMANN, T.; SÖDER, L. An overview of wind energy-status 2002. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 6, n. 1-2, p. 67-127, 2002.

AHLÉN, I.; BAAGØE, H. J.; BACH, L. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1318-1323, 2009.

ALTRINGHAM, J. D. **Bats: Biology and Behaviour**. Oxford: Oxford University Press, 1996.

AMARAL, I. S. **Padrão temporal e a influência das condições climáticas e ambientais nas fatalidades de quirópteros em um complexo eólico no sul do Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2019.

AMARANTE, O. A. C.; BROWER, M.; ZACK, J.; SÁ, A. L. **Atlas do Potencial Eólico Brasileiro**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2001.

AMORIM, F.; REBELO, H.; RODRIGUES, L. Factors Influencing Bat Activity and Mortality at a Wind Farm in the Mediterranean Region. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 439-457, 2012.

ARITA, H. T.; FENTON, M. B. Flight and echolocation in the ecology and evolution of bats. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 12, n. 2, p. 53-58, 1997.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F. Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. *In*: ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. (ed.). **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. New York: Springer Science & Business Media, 2013. p. 435-456.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL, T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR., R. D. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

ARNETT, E. B.; HEIN, C. D.; SCHIRMACHER, M. R.; HUSO, M. M. P.; SZEWCZAK, J. M. Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. **PLOS One**, v. 8, n. 6, p. e65794, 2013.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1341-1349, 2009.

BAERWALD, E. F.; D'AMOURS, G. H.; KLUG, B. J.; BARCLAY, R. M. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. **Current Biology**, v. 18, n. 16, p. R695-R696, 2008.

BAERWALD, E. F.; EDWORTHY, J.; HOLDER, M.; BARCLAY, R. M. R. A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. **Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 7, p. 1077-1081, 2009.

BARCLAY, R. M. R; BAERWALD, E. F.; GRUVER, J. C. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. **Canadian Journal of Zoology**, v. 85, n. 3, p. 381-387, 2007.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; BRITO, D.; CRUZ-NETO, A. P.; GREGORIN, R.; MACHADO, R. B.; OPREA, M.; PAGLIA, A. P.; TAVARES, V. C. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. *In*: FREITAS, T. R. O.; VIEIRA, E. M. (ed.). **Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação, Vol II**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2012. p. 19-35.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? **Mammal Review**, v. 41, n. 1, p. 23-39, 2011.

BERNARD, E.; DELGADO-JARAMILLO, M. Morcegos e eólicas: modelagens de riqueza de espécies e risco de colisão atual no Brasil. *In*: CEMAVE – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES SILVESTRES (org.). **Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias 2017**. Brasília, CEMAVE/ICMBio. No prelo.

BERNARD, E.; PAESE, A.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. Blown in the wind: bats and wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12. n. 2, p. 106-111, 2014.

BOYLES, J. G.; CRYAN, P. M.; MCCRACKEN, G. F.; KUNZ, T. H. Economic importance of bats in agriculture. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 41-42, 2011.

BRADBURY, J. W.; VEHRENCAMP, S. L. **Principles of Animal Communication**. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 462, de 24 de julho de 2014**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA nº 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, n. 141, p. 96-100, 25 jul. 2014.

BRUNT, A.; SPOONER, D. The development of wind power in Denmark and the UK. **Energy & Environment**, v. 9, n. 3, p. 279-296, 1998.

BURTON, T.; SHARPE, D.; JENKINS, N.; BOSSANYI, E. **Wind Energy Handbook**. Chichester: John Wiley & Sons, 2001.

CAMINA, A. Bat fatalities at wind farms in northern Spain—lessons to be learned. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 205-212, 2012.

CARTER, G. G.; WILKINSON, G. S. Food sharing in vampire bats: reciprocal help predicts donations more than relatedness or harassment. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1753, p. 20122573, 2013.

CLEVELAND, C. J.; BETKE, M.; FEDERICO, P.; FRANK, J. D.; HALLAM, T. G.; HORN, J.; LÓPEZ JR., J. D.; MCCRACKEN, G. F.; MEDELLÍN, R. A.; MORENO-VALDEZ, A.; SANSONE, C. G.; WESTBROOK, J. K.; KUNZ, T. H. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 5, p. 238-243, 2006.

COHN, J. P. How Ecofriendly are wind farms? **BioScience**, v. 58, n. 7, p. 576-578, 2008.

COSTA G. F.; PAULA, J.; PETRUCCI-FONSECA F.; ÁLVARES F. The Indirect Impacts of Wind Farms on Terrestrial Mammals: Insights from the Disturbance and Exclusion Effects on Wolves (*Canis lupus*). *In*: MASCARENHAS, M.; MARQUES, A.; RAMALHO, R.; SANTOS, D.; BERNARDINO, J.; FONSECA, C. (ed.). **Biodiversity and Wind Farms in Portugal – Current Knowledge and Insights for an Integrated Impact Assessment Process**. Cham: Springer, 2018. p. 111-134.

CRAMER, M. J.; WILLIG, M. R.; JONES, C. *Trachops cirrhosus*. **Mammalian Species**, n. 656, p. 1-6, 2001.

CRAWFORD, R. L.; BAKER, W. W. Bats killed at a north Florida television tower: a 25-year record. **Journal of Mammalogy**, v. 62, n. 3, p. 651-652, 1981.

CRYAN, P. M. Mating behavior as a possible cause of bat fatalities at wind turbines. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 3, p. 845-849, 2008.

CRYAN, P. M.; BARCLAY, R. M. R. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1330-1340, 2009.

CRYAN, P. M.; BROWN, A. C. Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. **Biological Conservation**, v. 139, n. 1-2, p. 1-11, 2007.

CRYAN, P. M.; GORRESEN, P. M.; HEIN, C. D.; SCHIRMACHER, M. R.; DIEHL, R. H.; HUSO, M. M.; HAYMAN, D. T. S.; FRICKER, P. D.; BONACCORSO, F. J.; JOHNSON, D. H.; HEIST, K.; DALTON, D. C. Behavior of bats at wind turbines. **PNAS**, v. 111, n. 42, p. 15126-15131, 2014.

DELARUE, E. D.; LUICKX, P. J.; D'HAESELEER, W. D. The actual effect of wind power on overall electricity generation costs and CO2 emissions. **Energy Conversion and Management**, v. 50, n. 6, p. 1450-1456, 2009.

DE LUCAS, M.; JANSS, G. F. E.; FERRER, M. A bird and small mammal BACI and IG design studies in a wind farm in Malpica (Spain). **Biodiversity & Conservation**, v. 14, n. 13, p. 3289-3303, 2005.

DENZINZER, A.; KALKO, E. K. V.; JONES, G. Ecological and evolutionary aspects of echolocation in bats. *In*: THOMAS, J. A.; MOSS, C. F.; VATER, M. (ed.). **Echolocation in Bats and Dolphins**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004. p. 311-326.

DOLAN, S. L.; HEATH, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of utility-scale wind power: Systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, n. s1, p. S136-S154, 2012.

DOTY, A. C.; MARTIN, A. P. Assessment of bat and avian mortality at a pilot wind turbine at Coega, Port Elizabeth, Eastern Cape, South Africa. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 75-80, 2013.

FENTON, M. B. Aerial-Feeding Bats: Getting the Most Out of Echolocation. *In*: THOMAS, J. A.; MOSS, C. F.; VATER, M. (ed.). **Echolocation in Bats and Dolphins**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004. p. 350-355.

FLEMING, T. H. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. *In*: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Tasks for vegetation science, Vol. 15. Dordrecht: Springer, 1986. p. 105-118.

FLEMING, T. H.; GEISELMAN, C.; KRESS, W. J. The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. **Annals of Botany**, v. 104, n. 6, p. 1017-1043, 2009.

FRICK, W. F.; BAERWALD, E. F.; POLLOCK, J. F.; BARCLAY, R. M. R.; SZYMANSKI, J. A.; WELLER, T. J.; RUSSELL, A. F.; LOEB, S. C.; MEDELLIN, R. A.; MCGUIRE, L. P. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. **Biological Conservation**, v. 209, p. 172-177, 2017.

GARDNER, A. L. Feeding habits. *In*: BAKER, R. J.; JONES JR., J. K.; CARTER, D. C. (ed). **Biology of Bats of the New World Family Phyllostomidae, Part II**. Special Publications the Museum Texas Tech University. Lubbock: Texas Tech Press, 1977. p. 293-350.

GEORGIAKAKIS, P.; KRET, E.; CÁRCAMO, B.; DOUTAU, B.; KAFKALETOU-DIEZ, A.; VASILAKIS, D.; PAPADATOU, E. Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 459-468, 2012.

GREENHALL, A. M.; JOERMANN, G.; SCHMIDT, U.; SEIDEL, M. R. *Desmodus rotundus*. **Mammalian Species**, n. 202, p. 1-6, 1983.

GREENHALL, A. M.; SCHUTT, W. A. *Diaemus youngi*. **Mammalian Species**, n. 533, p. 1-7, 1996.

GRIFFIN, D. R.; GALAMBOS, R. The sensory basis of obstacle avoidance by flying bats. **Journal of Experimental Zoology**, v. 86, n. 3, p. 481-506, 1941.

GRODSKY, S. M.; BEHR, M. J.; GENDLER, A.; DRAKE, D.; DIETERLE, B. D.; RUDD, R. J.; WALRATH, N. L. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. **Journal of Mammalogy**, v. 92, n. 5, p. 917-925, 2011.

GRODSKY, S. M.; JENNELLE, C. S.; DRAKE, D.; VIRZI, T. Bat mortality at a wind-energy facility in southeastern Wisconsin. **Wildlife Society Bulletin**, v. 36, n. 4, p. 773-783, 2012.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report 2018 – April 2019**. Bruxelas: GWEC, 2019.

HOOD, C. S.; JONES JR., J. K. *Noctilio leporinus*. **Mammalian Species**, n. 216, p. 1-7, 1984.

HORN, J. W.; ARNETT, E. B.; KUNZ, T. H. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 123-132, 2008.

HUTCHEON, J. M.; KIRSCH, J. A.; PETTIGREW, J. D. Base-compositional biases and the bat problem. III. The question of microchiropteran monophyly. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences**, v. 353, n. 1368, p. 607-617, 1998.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. *In*: ICMBIO (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio, 2018. p. 1-622.

ITO, F.; BERNARD, E.; TORRES, R. A. What is for dinner? First report of human blood in the diet of the hairy-legged vampire bat *Diphylla ecaudata*. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 2, p. 509-515, 2016.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **IUCN Red List version 2019-2: Table 4a – Red List Category summary for all animal classes and orders**. Last updated: 18 July 2019. Disponível em: https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics. Acesso em: 20 jul. 2019.

JOHNSON, G. D.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D.; SHEPHERD, M. F.; SHEPHERD, D. A.; SARAPPO, S. A. Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. **The American Midland Naturalist**, v. 150, n. 2, p. 332-342, 2003.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

JOHNSON, J. B.; GATES, J. E.; ZEGRE, N. P. Monitoring seasonal bat activity on a coastal barrier island in Maryland, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, n. 1-4, p. 685-699, 2011.

JOHNSON, N.; ARÉCHIGA-CEBALLOS, N.; AGUILAR-SETIEN, A. Vampire bat rabies: ecology, epidemiology and control. **Viruses**, v. 6, n. 5, p. 1911-1928, 2014.

KALDELLIS, J. K.; ZAFIRAKIS, D. The wind energy (r) evolution: A short review of a long history. **Renewable Energy**, v. 36, n. 7, p. 1887-1901, 2011.

KALKA, M. B.; SMITH, A. R.; KALKO, E. K. V. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 71-71, 2008.

KRUSKOP, S. V.; EGER, J. L. A new species of tube-nosed bat *Murina* (Vespertilionidae, Chiroptera) from Vietnam. **Acta Chiropterologica**, v. 10, n. 2, p. 213-220, 2008.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; ERICKSON, W. P.; HOAR, A. R.; JOHNSON, G. D.; LARKIN, R. P.; STRICKLAND, M. D.; THRESHER, R. W; TUTTLE, M. D. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 6, p. 315-324, 2007.

KUNZ, T. H.; TORREZ, E. B.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 1-38, 2011.

KUNZ, T. H.; WHITAKER, J. O.; WADANOLI, M. D. Dietary energetics of the insectivorous Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*) during pregnancy and lactation. **Oecologia**, v. 101, n. 4, p. 407-415, 1995.

KÜRTEN, L.; SCHMIDT, U. Thermoperception in the common vampire bat (*Desmodus rotundus*). **Journal of Comparative Physiology**, v. 146, n. 2, p. 223-228, 1982.

LEI, M.; DONG, D. Phylogenomic analyses of bat subordinal relationships based on transcriptome data. **Scientific Reports**, v. 6, n. 27726, p. 1-8, 2016.

LOBOVA, T. A.; GEISELMAN, C. K.; MORI, S. A. **Seed Dispersal by Bats in the Neotropics**. Memoirs of the New York Botanical Garden, Vol. 1. New York: The New York Botanical Garden Press, 2009.

ŁOPUCKI, R.; MRÓZ, I. An assessment of non-volant terrestrial vertebrates response to wind farms—a study of small mammals. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 122, p. 1-9, 2016.

LOVICH, J. E.; ENNEN, J. R. Assessing the state of knowledge of utility-scale wind energy development and operation on non-volant terrestrial and marine wildlife. **Applied Energy**, v. 103, p. 52-60, 2013.

MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; FAIZ-UR-REHMAN; SALIM, M. Public perceptions about the fruit bats in two horticulturally important districts of Pakistan. **The Journal of Animal and Plant Sciences**, v. 21, n. 2, p. 135-141, 2011.

MAINE, J. J.; BOYLES, J. G. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 40, p. 12438-12443, 2015.

MANVILLE, A. M. Impacts to Birds and Bats Due to Collisions and Electrocutions from Some Tall Structures in the United States: Wires, Towers, Turbines, and Solar Arrays—State of the Art in Addressing the Problems. *In*: ANGELICI, F. (ed.). **Problematic Wildlife**. Cham: Springer, 2016. p. 415-442.

MARQUES, A. T.; MARQUES, A. T.; BATALHA, H.; RODRIGUES, S.; COSTA, H.; PEREIRA, M. J. R.; FONSECA, C.; MASCARENHAS, M.; BERNARDINO, J. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. **Biological Conservation**, v. 179, p. 40-52, 2014.

MARQUES, J.; RODRIGUES, S.; FERREIRA, R.; MASCARENHAS, M. Wind Industry in Portugal and Its Impacts on Wildlife: Special Focus on Spatial and Temporal Distribution on Bird and Bat Fatalities. *In*: MASCARENHAS, M.; MARQUES, A. T.; RAMALHO, R.; SANTOS, D.; BERNARDINO, J.; FONSECA, C. (ed.). **Biodiversity and Wind Farms in Portugal – Current Knowledge and Insights for an Integrated Impact Assessment Process**. Cham: Springer, 2018. p. 1-22.

MCCRARY, M. D.; MCKERNAN, R. L.; SCHREIBER, R. W. **San Gorgonio wind resource area: impacts of commercial wind turbine generators on birds, 1985 data report**. Rosemead: Southern California Edison, 1986.

MELLO, M. A. R.; RODRIGUES, F. A.; COSTA, L. D. F.; KISSLING, W. D.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; MARQUITTI, F. M. D.; KALKO, E. K. V. Keystone species in seed dispersal networks are mainly determined by dietary specialization. **Oikos**, v. 124, n. 8, p. 1031-1039, 2015.

MICKLEBURGH, S. P.; HUTSON, A. M.; RACEY, P. A. A review of the global conservation status of bats. **Oryx**, v. 36, n. 1, p. 18-34, 2002.

MOLLERACH, M. I.; MANGIONE, S. Adaptaciones morfológicas de la lengua de *Desmodus rotundus rotundus* (Chiroptera: Phyllostomidae) en función de la alimentación. **Mastozoología Neotropical**, v. 11, n. 2, p. 203-209, 2004.

MORATELLI, R.; DIAS, D. A new species of nectar-feeding bat, genus *Lonchophylla*, from the Caatinga of Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae). **ZooKeys**, v. 514, p. 73-91, 2015.

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; ESBÉRARD, C. E. L.; MELLO, M. A. R.; GARBINO, G. S. T.; VARZINCZAK, L. H.; FARIA, D.; WEBER, M. D. M.; ROGERI, P. K.; REGOLIN, A. L.; OLIVEIRA, H. F. M.; COSTA, L. M.; BARROS, M. A. S.; SABINO-SANTOS JR., G.; MORAIS, M. A. C.; KAVAGUTTI, V. S.; PASSOS, F. C.; MARJAKANGAS, E.-L.; MAIA, F. G. M.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. ATLANTIC BATS: a data set of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v. 98, n. 12, p. 3227-3227, 2017.

NEUWEILER, G. **The Biology of Bats**. Oxford: Oxford University Press, 2000.

NICHOLLS, B.; RACEY, P. A. Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines? **PLOS One**, v. 2, n. 3, p. e297, 2007.

NICHOLLS, B.; RACEY, P. A. The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats—a possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. **PLOS One**, v. 4, n. 7, p. e6246, 2009.

NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P.; GARBINO, G. S. T.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. **Updated checklist of Brazilian bats: version 2018.1**. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil (CLMB), Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (SBEQ), 2018. Disponível em: http://www.sbeq.net/updatelist. Acesso em 01 jul. 2019.

NOWAK, R. M. **Walker's Bats of the World**. Baltimore/London: The Johns Hopkins University Press, 1994.

ORLOFF, S.; FLANNERY, A. **Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas: 1989–1991**. Sacramento: Report to California Energy Commission, 1992.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; DIETER, C. D.; USGAARD, R. E. Bat collisions with wind turbines in southwestern Minnesota. **Bat Research News**, v. 37, n. 4, p. 105-108, 1996.

O'SHEA, T. J.; CRYAN, P. M.; HAYMAN, D. T.; PLOWRIGHT, R. K.; STREICKER, D. G. Multiple mortality events in bats: a global review. **Mammal Review**, v. 46, n. 3, p. 175-190, 2016.

PEARCE-HIGGINS, J. W.; STEPHEN, L.; LANGSTON, R. H.; BAINBRIDGE, I. P.; BULLMAN, R. The distribution of breeding birds around upland wind farms. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1323-1331, 2009.

PEÑA-DOMENE, M.; MARTINEZ-GARZA, C.; PALMAS-PEREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E.; HOWE, H. F. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **PLOS One**, v. 9, n. 8, p. e104656, 2014.

PIORKOWSKI, M. D.; O'CONNELL, T. J. Spatial pattern of summer bat mortality from collisions with wind turbines in mixed-grass prairie. **The American Midland Naturalist**, v. 164, n. 2, p. 260-270, 2010.

PUIG-MONTSERRAT, X.; TORRE, I.; LÓPEZ-BAUCELLS, A.; GUERRIERI, E.; MONTI, M. M.; RÀFOLS-GARCÍA, R.; FERRER, X.; GISBERT, D.; FLAQUER, C. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 237-245, 2015.

RABIN, L. A.; COSS, R. G.; OWINGS, D. H. The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). **Biological Conservation**, v. 131, n. 3, p. 410-420, 2006.

REEDER, D. M.; HELGEN, K. M.; VODZAK, M. E.; LUNDE, D. P.; EJOTRE, I. A new genus for a rare African vespertilionid bat: insights from South Sudan. **ZooKeys**, v. 285, p. 89-115, 2013.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; BATISTA, C. B.; LIMA, I. P.; PEREIRA, A. D. **História natural dos morcegos brasileiros – Chave de identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017.

REYNOLDS, D. S. Monitoring the potential impact of a wind development site on bats in the northeast. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 5, p. 1219-1227, 2006.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FELICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

ROSCIONI, F.; RUSSO, D.; DI FEBBRARO, M.; FRATE, L.; CARRANZA, M. L.; LOY, A. Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 8, p. 1821-1835, 2013.

RÜDIGER, M. The 1973 oil crisis and the designing of a Danish energy policy. **Historical Social Research/Historische Sozialforschung**, v. 39, n. 4 (150), p. 94-112, 2014.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010a.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 6, p. 823-827, 2010b.

SÄNDIG, S.; SCHNITZLER, H.-U.; DENZINGER, A. Echolocation behaviour of the big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in an obstacle avoidance task of increasing difficulty. **Journal of Experimental Biology**, v. 217, n. 16, p. 2876-2884, 2014.

SCHNITZLER, H. U.; KALKO, E. K. Echolocation by Insect-Eating Bats. **Bioscience**, v. 51, n. 7, p. 557-569, 2001.

SCHUSTER, E.; BULLING, L.; KÖPPEL, J. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 300-331, 2015.

SCHUTT JR., W. A.; SIMMONS, N. B. Quadrupedal bats: form, function, and evolution. *In*: ZUBAID, A.; MCCRACKEN, G. F.; KUNZ, T.H. (ed.). **Functional and evolutionary ecology of bats**. Oxford: Oxford University Press, 2006. p. 145-159.

SIMMONS, N. B. The case for chiropteran monophyly. **American Museum Novitates**, n. 3103, p. 1-54, 1994.

SIMMONS, N. B.; CIRRANELLO, A. L. **Bat Species of the World: A taxonomic and geographic database**. New York: American Museum of Natural History, 2019. Disponível em: www.batnames.org. Accesso em: 23 jul. 2019.

SIMMONS, N. B.; GEISLER, J. H. Phylogenetic relationships of *Icaronycteris*, *Archaeonycteris*, *Hassianycteris*, and *Palaeochiropteryx* to extant bat lineages, with comments on the evolution of echolocation and foraging strategies in Microchiroptera. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 235, p. 1-182, 1998.

SIMMONS, N. B.; SEYMOUR, K. L.; HABERSETZER, J.; GUNNELL, G. F. Primitive Early Eocene bat from Wyoming and the evolution of flight and echolocation. **Nature**, v. 451, p. 818-822, 2008.

SMITH, J. D. Chiropteran Evolution. *In*: BAKER, R. J.; JONES JR., J. K.; CARTER, D. C. (ed.). **Biology of bats of the new world family Phyllostomatidae, Part I**. Lubbock: Special Publications of the Museum Texas Tech University N. 10, 1976. p. 49-69.

SPRINGER, M. S.; TEELING, E. C.; MADSEN, O.; STANHOPE, M. J.; DE JONG, W. W. Integrated fossil and molecular data reconstruct bat echolocation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 11, p. 6241-6246, 2001.

SÜMER, S.; DENZINGER, A.; SCHNITZLER, H.-U. Spatial unmasking in the echolocating Big Brown Bat, *Eptesicus fuscus*. **Journal of Comparative Physiology A**, v. 195, n. 5, p. 463-472, 2009.

TEELING, E. C.; DOOL, S.; SPRINGER, M. S. Phylogenies, fossils and functional genes: The evolution of echolocation in bats. *In*: GUNNELL, G. F.; SIMMONS, N. B. (ed.). **Evolutionary History of Bats: Fossils, Molecules, and Morphology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. p. 1-21.

TEELING, E. C.; JONES, G.; ROSSITER, S. J. Phylogeny, Genes, and Hearing: Implications for the Evolution of Echolocation in Bats. *In*: FENTON M.; GRINNELL, A.; POPPER A.; FAY, R. (ed.). **Bat Bioacoustics**. Springer Handbook of Auditory Research, Vol. 54. New York: Springer, 2016. p. 25-54.

TEELING, E. C.; MADSEN, O.; VAN DEN BUSSCHE, R. A.; DE JONG, W. W.; STANHOPE, M. J.; SPRINGER, M. S. Microbat paraphyly and the convergent evolution of a key innovation in Old World rhinolophoid microbats. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 3, p. 1431-1436, 2002.

TEELING, E. C.; SCALLY, M.; KAO, D. J.; ROMAGNOLI, M. L.; SPRINGER, M. S.; STANHOPE, M. J. Molecular evidence regarding the origin of echolocation and flight in bats. **Nature**, v. 403, n. 6766, p. 188-192, 2000.

THAKER, M.; ZAMBRE, A.; BHOSALE, H. Wind farms have cascading impacts on ecosystems across trophic levels. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 12, p. 1854, 2018.

THIAGAVEL, J.; CECHETTO, C.; SANTANA, S. E.; JAKOBSEN, L.; WARRANT, E. J.; RATCLIFFE, J. M. Auditory opportunity and visual constraint enabled the evolution of echolocation in bats. **Nature Communications**, v. 9, n. 98, p. 1-10, 2018.

THOMAS, J. A.; MOSS, C. F.; VATER, M. **Echolocation in Bats and Dolphins**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004.

THOMPSON, M.; BESTON, J. A.; ETTERSON, M.; DIFFENDORFER, J. E.; LOSS, S. R. Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States. **Biological Conservation**, v. 215, p. 241-245, 2017.

TIMM, R. M. Migration and molt patterns of red bats, *Lasiurus borealis* (Chiroptera: Vespertilionidae), in Illinois. **Bulletin of the Chicago Academy of Sciences**, v. 14, n. 3, p. 1-7, 1989.

TOLMASQUIM, M. T. (coord.). **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética, 2016.

TSCHAPKA, M.; DRESSLER, S. Chiropterophily: On bat-flowers and flower-bats. **Curtis's Botanical Magazine**, v. 19, n. 2, p. 114-125, 2002.

VALENÇA, R. B.; BERNARD, E. Another blown in the wind: bats and the licensing of wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 117-122, 2015.

VAN DEN BUSSCHE, R. A.; HOOFER, S. R. Phylogenetic relationships among recent chiropteran families and the importance of choosing appropriate out-group taxa. **Journal of Mammalogy**, v. 85, n. 2, p. 321-330, 2004.

VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. 3. ed. Berlin/Heidelberg/New York: Springer-Verlag, 1969.

VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. Bats in the Anthropocene. *In*: VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. (ed.). **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 1-9.

VOIGT, C. C.; PHELPS, K. L.; AGUIRRE, L. F.; SCHOEMAN, M. C.; VANITHARANI, J.; ZUBAID, A. Bats and buildings: the conservation of synanthropic bats. *In*: VOIGT, C. C.;

KINGSTON, T. (ed.). **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 427-462.

WALKER, R. P.; SWIFT, A. **Wind Energy Essentials – Societal, Economic, and Environmental Impacts**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2015.

WALTER, W. D.; LESLIE, D. M.; JENKS, J. A. Response of Rocky Mountain elk (*Cervus elaphus*) to wind-power development. **The American Midland Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 363-376, 2006.

WANG, Z.; ZHU, T.; XUE, H.; FANG, N.; ZHANG, J.; ZHANG, L.; PANG, J.; TEELING, E. C.; ZHANG, S. Prenatal development supports a single origin of laryngeal echolocation in bats. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 0021, p. 1-5, 2017.

WILLIAMS, W. When blade meets bat. **Scientific American**, v. 290, n. 2, p. 20-21, 2004.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 70-70, 2008.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (ed.). **Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2005.

ZIMMERLING, J. R.; FRANCIS, C. M. Bat mortality due to wind turbines in Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1360-1369, 2016.

2 LICENCIAMENTO AMBIENTAL DE PARQUES EÓLICOS: UMA COMPARAÇÃO ENTRE OS ESTADOS BRASILEIROS QUANTO ÀS AVALIAÇÕES DE IMPACTO SOBRE MORCEGOS

2.1 RESUMO

A energia eólica é uma importante e competitiva fonte alternativa de eletricidade cuja produção vem crescendo no Brasil na última década. Há atualmente ≈ 580 parques eólicos em operação no país, com 14 GW de potência instalada, e mais de 200 novas usinas eólicas encontram-se em fase de construção. Como todo empreendimento de geração de energia, parques eólicos são fonte de possíveis impactos sobre o meio ambiente e estão sujeitos a licenciamento ambiental. No Brasil, a maioria dos parques eólicos abrange um ou mais municípios dentro do mesmo estado e são, portanto, licenciados no âmbito estadual, cujos procedimentos e exigências podem variar. Apresentamos aqui uma análise da qualidade do licenciamento nos 13 estados com turbinas eólicas em operação no país, considerando impactos sobre morcegos. Para isso, (1) avaliamos as normas legais adotadas pelos estados para o licenciamento ambiental de energia eólica; (2) analisamos as diretrizes para os estudos ambientais nos dois cenários mais comuns, *i.e.* licenciamento padrão *vs*. simplificado; e (3) comparamos os estados brasileiros considerando o nível de exigência das normas e diretrizes para avaliações de impacto. Apenas 1/3 dos estados apresentam normativas próprias para o licenciamento de energia eólica atualizadas em relação à legislação federal. Na maioria dos casos, as diretrizes são vagas e falham em solicitar dados importantes para uma avaliação adequada dos impactos sobre morcegos. Esta deficiência é mais grave no licenciamento simplificado, que em 2/3 dos estados sequer menciona a necessidade de amostrar morcegos durante a fase de pré-instalação. Embora precisem de maior detalhamento, Bahia, Rio Grande do Sul e Minas Gerais foram, respectivamente, os estados com as melhores diretrizes para consideração dos morcegos no licenciamento de energia eólica. Recomendamos que os estados brasileiros melhorem a qualidade e padronizem seus procedimentos de licenciamento ambiental com base nas diretrizes nacionais e internacionais disponíveis.

Palavras-chave: Chiroptera. Direito ambiental. Energia eólica. Estudo de Impacto Ambiental. Relatório Ambiental Simplificado.

2.2 INTRODUÇÃO

Nos últimos dez anos, o Brasil passou a investir massivamente na geração de eletricidade a partir dos ventos (ABEEÓLICA, 2017). Por ser uma fonte renovável livre de emissões de CO_2 na atmosfera, a energia eólica é considerada uma energia "verde". Apesar disso, efeitos negativos sobre a vida silvestre indicam que, ao menos sob o ponto de vista da biodiversidade, os impactos ambientais da energia eólica têm sido subestimados (e.g. FRICK *et al*., 2017; PEARCE-HIGGINS *et al*., 2009; THAKER; ZAMBRE; BHOSALE, 2018). Muitas espécies de vertebrados voadores podem colidir com os aerogeradores (THAXTER *et al*., 2017), especialmente aves de rapina (DREWITT; LANGSTON, 2006), aves marinhas (FURNESS; WADE; MASDEN, 2013) e morcegos insetívoros (ARNETT *et al*., 2016). Morcegos são especialmente vulneráveis porque ao se aproximarem das turbinas eólicas as pás em movimento causam rápidas mudanças de pressão do ar que causam ferimentos ou morte por hemorragia interna (barotrauma; BAERWALD *et al*., 2008). Além do risco de colisão e barotrauma, parques eólicos podem implicar em redução do uso de habitat por morcegos ao redor das turbinas (MILLON *et al*., 2018; MINDERMAN *et al*., 2017) e em interferência na conectividade da paisagem utilizada como corredores de deslocamento por morcegos (RODRIGUES *et al*., 2015; ROSCIONI *et al*., 2014).

Apesar dos vários tipos de impactos ambientais associados à construção e operação de parques eólicos ao redor do mundo, a produção de energia eólica tem sido frequentemente dispensada de processos rigorosos de licenciamento ambiental pela legislação brasileira (VALENÇA; BERNARD, 2012). Uma das primeiras normas legais a regular os processos de licenciamento ambiental no Brasil exigia que usinas geradoras de eletricidade (> 10 MW), independente da fonte primária, fossem licenciadas através da elaboração de um Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) (Resolução CONAMA nº 1/1986; BRASIL, 1986). Como incentivo ao aumento da produção energética no país, no entanto, no início dos anos 2000 foi autorizada a realização de um procedimento simplificado para o licenciamento de usinas eólicas e outras fontes de energia consideradas de baixo impacto ambiental (Resolução CONAMA nº 279/2001; BRASIL, 2001). Este procedimento estipulava prazos máximos mais curtos para tramitação do processo (≤ 60 dias) e a elaboração de um Relatório Ambiental Simplificado (RAS) para avaliação dos impactos ambientais. A expansão do setor eólico no Brasil desde então levou, em 2014, à publicação de uma nova normativa para regulamentar o licenciamento ambiental especificamente de parques eólicos no país (Resolução CONAMA nº 462/2014; BRASIL, 2014). Esta resolução passou a exigir

novamente a elaboração de EIA/RIMA, mas apenas para empreendimentos localizados em ecossistemas protegidos por lei ou em áreas de alta relevância biológica ou sociocultural. Desta forma, grande parte dos parques eólicos continuam sendo licenciados através de RAS no Brasil (M.A.S. Barros, Observação pessoal).

Independentemente do tipo de licenciamento, os estudos ambientais (EIA/RIMA ou RAS) são realizados com base nas orientações de um Termo de Referência emitido pelo órgão licenciador (MMA, 2009). Uma vez que a maioria dos parques eólicos no Brasil abrange a área de um ou mais municípios em um mesmo estado, o licenciamento de energia eólica é geralmente competência da esfera estadual – embora possam em casos específicos ser licenciados pelo governo federal ou municipal (BRASIL, 1997). Os Termos de Referência são então elaborados pelos órgãos ambientais estaduais para cada projeto, podendo apresentar variações quanto às diretrizes e conteúdo mínimo solicitado para os estudos. Valença e Bernard (2015) avaliaram o licenciamento ambiental brasileiro de parques eólicos no âmbito federal e em dois estados com produção expressiva de energia eólica, Bahia e Rio Grande do Sul, e concluíram que as diretrizes são insuficientes para avaliar adequadamente o impacto de empreendimentos eólicos sobre morcegos. Esta situação é preocupante considerando que o Brasil apresenta alta riqueza de morcegos e a ocorrência de várias famílias com alto risco de colisão com turbinas eólicas (THAXTER *et al*., 2017). Os morcegos de hábito insetívoro aéreo, responsáveis pelas maiores taxas de fatalidade em parques eólicos (AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012; ARNETT *et al*., 2008; BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015), correspondem a 48% das espécies que ocorrem no Brasil (NOGUEIRA *et al*., 2018). Estes morcegos são pouco conhecidos em termos de ocorrência (e.g. HINTZE; BARBIER; BERNARD, 2016a), distribuição (e.g. MUYLAERT *et al*., 2017) e movimentos sazonais (e.g. ESBÉRARD; MOREIRA, 2006) no país.

Apresentamos aqui uma análise da qualidade do licenciamento estadual de energia eólica no Brasil, analisando normativas e Termos de Referência adotados em todos os 13 estados que apresentam turbinas eólicas em operação no país. Nossos objetivos foram: (1) avaliar as normativas adotadas para o licenciamento ambiental de energia eólica, verificando os tipos de estudos ambientais previstos em cada estado; (2) avaliar e comparar os Termos de Referência utilizados pelos estados para orientar os estudos ambientais quanto aos seus níveis de exigência; e (3) comparar os estados brasileiros quanto ao rigor e a qualidade das diretrizes para as avaliações de impacto ambiental durante o licenciamento de parques eólicos.

2.3 MÉTODOS

Nós identificamos 14 estados brasileiros que apresentam parques eólicos em operação em seus territórios consultando a base de dados online da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2018). Destes estados, São Paulo não teve empreendimentos eólicos licenciados na esfera estadual, e foi portanto excluído da presente análise – o único parque eólico operando em seu território foi licenciando no âmbito federal, o que foi confirmado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Em seguida, os 13 estados restantes foram contatados para a obtenção de informações relacionadas ao licenciamento ambiental. As solicitações foram encaminhadas através dos sites institucionais de cada estado via Serviço Eletrônico de Informações ao Cidadão (e-SIC), conforme previsto pela Lei de Acesso à Informação (LAI) (BRASIL, 2011). Foram realizados dois pedidos de informação com conteúdo idêntico para todos os estados; o primeiro pedido solicitou as normativas utilizadas pelo órgão ambiental para o licenciamento ambiental de forma geral e de empreendimentos eólicos, e o segundo solicitou os termos de referência contendo as diretrizes para EIA/RIMA e/ou RAS (Material suplementar 1). Nossos pedidos de informação foram atendidos via e-SIC por 12 dos estados, exceto o Piauí, que respondeu apenas parcialmente nossas solicitações via LAI e não enviou os Termos de Referência utilizados pela secretaria estadual, mesmo quando solicitados diretamente ao órgão. Para o Piauí, nós obtivemos o Termo de Referência para EIA/RIMA com consultores, mas não tivemos sucesso em obter um Termo de Referência adotado para RAS. Quando as respostas recebidas oriundas dos estados não foram satisfatórias ou claras, as dúvidas foram esclarecidas a partir de pedidos de recurso e novas solicitações de acesso à informação via e-SIC e, em poucos casos, por e-mail e contato telefônico diretamente com o órgão ambiental do estado. Todas as comunicações foram realizadas entre março e outubro de 2018.

As informações e documentos recebidos foram analisados a partir de um questionário composto por 40 perguntas norteadoras binárias, com as possibilidades de “sim” ou “não” como resposta. As perguntas foram elaboradas com o objetivo de verificar se as normativas e diretrizes fornecem instruções precisas para a coleta de dados das avaliações de impacto ambiental, com ênfase na fauna de morcegos. O questionário divide-se em três partes, sendo as dez primeiras perguntas (1–10) sobre as normativas referentes ao licenciamento ambiental estadual, as quinze perguntas subsequentes (11–25) sobre o Termo de Referência para o EIA/RIMA, e as quinze últimas (26–40) sobre o Termo de Referência para RAS ou processo simplificado equivalente (Material suplementar 2). Para uma análise do desempenho dos

estados quanto à precisão e qualidade das normativas/diretrizes para os estudos ambientais, nós atribuímos um ponto para cada vez que a resposta foi “sim” às perguntas do questionário (e nenhum ponto quando a reposta foi “não” ou “não se aplica”). Os pontos foram então somados para cada estado, e foi gerado um valor percentual representando a frequência do número de respostas afirmativas ao questionário. A percentagem foi calculada sobre um valor total de 36, considerando que dentre as 40 questões havia quatro pares de perguntas mutuamente exclusivas (pares 1–2, 4–6, 11–13 e 26–28; Material suplementar 2).

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Normativas estaduais

Dos 13 estados que licenciaram parques eólicos, a maioria (todos exceto a Paraíba) apresenta normativas próprias para regular o licenciamento ambiental de forma geral, porém uma proporção menor (oito estados) apresenta normativas ou estudos técnicos específicos para o licenciamento de energia eólica (Tabela 1). Na ausência de normativas estaduais, todos os estados, com exceção de Pernambuco, adotam a Resolução CONAMA nº 462/2014, última resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente elaborada para definir os procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos eólicos no Brasil – surpreendentemente, o estado de Pernambuco licencia parques eólicos com base em uma normativa ultrapassada do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução CONAMA nº 279/2001) (Material suplementar 3). A normativa utilizada pelos estados é mais recente que a Resolução CONAMA nº 462/2014 em apenas três estados (Ceará, Rio Grande do Sul e Santa Catarina) (Tabela 1), embora dois outros estados (Bahia e Paraná) tenham sinalizado em suas respostas às solicitações de informação que suas normativas estão em revisão para se adequarem à normativa federal vigente (Material suplementar 3).

2.4.2 Tipos de estudos ambientais

A maioria dos estados (todos exceto Pernambuco e Santa Catarina) utiliza normativas que preveem a realização de EIA/RIMA para o licenciamento ambiental de parques eólicos (Tabela 1). No entanto, em todos os casos o EIA/RIMA é recomendado apenas para o licenciamento de parques eólicos considerados passíveis de causar alto impacto ambiental. As situações de exigibilidade de EIA/RIMA variam entre os estados, mas frequentemente

incluem empreendimentos: (1) considerados de grande porte (e.g. potência > 10 MW nos estados do Rio de Janeiro e Paraná, > 30 MW no Piauí, > 100 MW no Rio Grande do Sul, > 150 MW no Ceará); (2) localizados em áreas sensíveis à conservação da biodiversidade (e.g. dunas, áreas úmidas, vegetação primária e secundária na Mata Atlântica, zona de amortecimento de unidades de conservação, áreas importantes para aves migratórias ou áreas com espécies ameaçadas/endêmicas nos estados da Paraíba, Rio Grande do Norte, Sergipe e Minas Gerais); (3) que alterem significativamente o ambiente (e.g. empreendimentos *offshore* ou que precisem remover populações locais, suprimir > 60% da vegetação ou intervir em unidades de conservação ou cavidade subterrânea, no estado do Maranhão; empreendimentos passíveis de causar significativa degradação do meio ambiente, no estado da Bahia) (Material suplementar 3). Todos os 13 estados analisados preveem realização de RAS (ou processo simplificado equivalente), tanto como único instrumento ambiental para o licenciamento de parques eólicos (em Pernambuco e Santa Catarina) como para as situações em que a exigência de EIA/RIMA não se aplica (todos os demais estados) (Material suplementar 3).

2.4.3 Termos de Referência para os estudos ambientais

Dentre os 11 estados que preveem a realização de EIA/RIMA, sete apresentam Termo de Referência próprio para elaboração deste estudo; e dentre todos os 13 estados que licenciam parques eólicos via RAS, sete estados apresentam Termo de Referência para a elaboração do relatório. Nos demais casos, são utilizados Termos de Referência federais contidos em resoluções do CONAMA (Material suplementar 4 e 5). Em apenas três estados, o Termo de Referência estadual para EIA/RIMA e/ou RAS é parte integrante de normativa ou encontra-se facilmente acessível ao público por estar disponível online no site institucional (Material suplementar 4 e 5).

2.4.4 Diretrizes para o trabalho de campo

Em todos os 11 Termos de Referência para EIA/RIMA analisados, as diretrizes recomendam a coleta de dados primários (*i.e.* em campo) para a realização do diagnóstico ambiental (Figura 1A), especialmente na área de influência direta do empreendimento (Material suplementar 4). Nos Termos de Referência para RAS, esta recomendação está especificada em um menor número de estados (62%) (Figura 1A). Apenas alguns poucos estados fornecem instruções sobre duração do estudo, períodos do ano a serem amostrados e

esforço amostral mínimo, e em todos os casos estas instruções estão presentes com maior frequência nos Termos de Referência para o EIA/RIMA do que para o RAS (Figura 1A). No total, apenas três estados (Piauí, Minas Gerais e Rio Grande do Sul) recomendam que o EIA/RIMA e/ou o RAS devem ter duração mínima de um ano hidrológico, quatro estados (Bahia, Piauí, Minas Gerais e Rio Grande do Sul) recomendam que as amostragens devem ser realizadas nos períodos secos e chuvosos, e dois estados (Bahia e Paraná) recomendam a realização de pelo menos duas campanhas de coleta de dados em diferentes estações (Material suplementar 4 e 5).

2.4.5 Diretrizes para a amostragem de morcegos

Todos os estados exigem a amostragem de vertebrados voadores no EIA/RIMA, enquanto nove estados apresentam a mesma exigência nas diretrizes do RAS (Figura 1B). Esta diferença é ainda maior quanto à exigência de incluir os morcegos nos estudos ambientais, mencionada novamente em todos os Termos de Referência para EIA/RIMA mas em menos de um terço dos Termos de Referência para RAS (Figura 1B). Informações específicas a serem levantadas sobre a quiropterofauna são solicitadas por todos os estados em suas diretrizes para EIA/RIMA, mas por apenas três estados (Bahia, Rio Grande do Sul e Santa Catarina) nas diretrizes para RAS (Figura 1B). As informações sobre morcegos solicitadas em um maior número de Termos de Referência são “altura de voo”, “tipos de abrigos preferenciais”, “status de ocorrência”, “riqueza de espécies” e “hábitos alimentares”, além de outros 16 tipos diferentes de informações (Figura 2). Nenhum dos estados solicita explicitamente a obtenção de níveis ou índices de atividade de morcegos na área como subsídio às avaliações de impacto do EIA/RIMA ou do RAS (Figura 1B).

2.4.6 Métodos para a amostragem de morcegos

Apenas dois estados (Bahia e Piauí) apresentam sugestões de métodos para amostrar morcegos, apenas nos Termos de Referência para EIA/RIMA (Figura 1C). Em ambos os casos, a realização de amostragens acústicas está entre os métodos citados (Figura 1C), em conjunto com busca ativa por abrigos e capturas com redes de neblina (Material suplementar 4). Em três estados (Bahia, Ceará e Minas Gerais), o Termo de Referência para EIA/RIMA recomenda o monitoramento de morcegos nas fases de instalação e operação do parque eólico; inesperadamente, esta recomendação é mais frequente nos Termos de Referência para

RAS, estando presente em seis estados (Figura 1C). Os Termos de Referência, no entanto, apenas mencionam a necessidade de elaborar um programa de monitoramento de quirópteros em seções referentes aos planos de controle e acompanhamento dos impactos ambientais e medidas mitigadoras do projeto, sem especificar possíveis objetivos ou métodos recomendados para os programas (Material Suplementar 4 e 5). Desta forma, nenhum Termo de Referência recomenda a realização de buscas por carcaças de morcegos (ou aves) durante a fase de operação do empreendimento (Figura 1C).

2.4.7 Avaliação qualitativa das normativas

A Bahia foi o estado com maior número de respostas afirmativas (72%) às perguntas do questionário, obtendo melhor pontuação qualitativa das diretrizes para as avaliações de impacto de parques eólicos sobre morcegos (Figura 3). Em seguida está o Rio Grande do Sul (58%), seguido por Minas Gerais (50%). Os demais estados responderam afirmativamente a 39–44% das questões, exceto Santa Catarina e Pernambuco, onde o número de respostas "sim" foi inferior a 30% do total (28 e 14%, respectivamente) (Figura 3).

2.5 DISCUSSÃO

O Brasil é atualmente o 8º maior produtor mundial de energia eólica (GWEC, 2017) e concentra a função de licenciamento ambiental de empreendimentos eólicos principalmente no âmbito estadual. Apesar disso, apenas 1/3 dos estados brasileiros com geradores eólicos em operação apresentam normativas próprias específicas e devidamente atualizadas em relação às normativas federais para regular as atividades de licenciamento de energia eólica. Com poucas exceções, a Resolução CONAMA nº 462/2014 ainda é a normativa mais amplamente utilizada pelos estados para este propósito, tanto como único instrumento como em conjunto com as normas estaduais, que por serem anteriores à resolução federal podem ser utilizadas somente nos pontos em que estão de acordo com ela. Este é um panorama desfavorável para a conservação de morcegos no Brasil, uma vez que esta normativa já foi analisada em um estudo anterior e suas diretrizes foram consideradas insuficientes para avaliar adequadamente o impacto de turbinas eólicas sobre a quiropterofauna (VALENÇA; BERNARD, 2015).

Além de apresentar uma legislação ambiental desatualizada e pouco direcionada ao licenciamento de energia eólica, os estados brasileiros vêm utilizando Termos de Referência

com diretrizes vagas para as avaliações de impacto ambiental. Embora mais da metade dos estados apresentem modelos próprios de Termos de Referência, nossos resultados indicam que houve pouco avanço em relação às recomendações estipuladas na Resolução CONAMA nº 462/2014 para considerar a fauna de morcegos nos estudos ambientais (veja VALENÇA; BERNARD, 2015). Neste sentido, as principais deficiências nas diretrizes para EIA/RIMA e RAS são: (1) escassez de instruções gerais para a coleta de dados em campo, como duração total do estudo, períodos de amostragem e esforço amostral mínimo; (2) carência de informações-chave a serem levantadas sobre a quiropterofauna na pré-instalação para evitar ou minimizar o risco de impacto negativo sobre o grupo; e (3) ausência de instruções para monitoramento dos impactos previstos durante a instalação e operação do parque eólico.

A recomendação de realizar pelo menos duas campanhas de trabalho de campo em estações diferentes, de forma a representar um ano hidrológico, é uma exigência básica e essencial que deve constar em todos os Termos de Referência para EIA/RIMA e RAS – e não apenas em alguns poucos. Já a quantidade de tipos diferentes de informações requeridas sobre morcegos é excessiva; elas são em parte imprecisas, pouco apropriadas para o táxon em questão e desnecessárias para prever impactos de turbinas eólicas sobre morcegos, enquanto informações mais relevantes para este objetivo não são mencionadas. Localizar as áreas com alta atividade de morcegos e evitá-las como alternativa locacional dos aerogeradores é a primeira providência para prevenir mortes por colisão/barotrauma ou outros impactos negativos no futuro (BAERWALD; BARCLAY, 2009; KATZNER *et al*., 2016; RODRIGUES *et al*., 2015). Por esta razão, sugerimos substituir a solicitação de informações como "abundância", "comportamento sazonal", "sítios de deslocamento", "áreas de circulação" e "locais de importância" pelo termo mais específico "atividade", parâmetro amplamente utilizado para analisar uso de habitat por morcegos insetívoros (e.g. BARROS; PESSOA; RUI, 2014; DIAS-SILVA *et al*., 2018; HINTZE *et al*., 2016b).

Por fim, em contraste com estados/províncias de outros países (e.g. CALIFORNIA, 2007; CANTABRIA, 2014; ONTARIO, 2011), os Termos de Referência brasileiros apresentam diretrizes para os estudos ambientais apenas da fase de pré-instalação, falhando tanto em recomendar como em orientar programas de monitoramento dos impactos sobre morcegos durante a instalação e operação do parque eólico. Sem um protocolo mínimo para avaliação dos impactos nas fases em que podem ocorrer, não há garantia de que as medidas adotadas para evitá-los tenham tido sucesso e, em caso negativo, de que os impactos sejam mitigados ou em último caso compensados. Por isso, é fundamental que os Termos de Referência estaduais apresentem propostas para os monitoramentos dos impactos da

instalação e, principalmente, operação do parque eólico sobre a fauna silvestre, incluindo no mínimo buscas por carcaças de morcegos e aves que são os táxons com maior potencial de serem afetados. As diretrizes mínimas para os programas de monitoramento de vertebrados voadores poderiam constar em Termos de Referência específicos para a obtenção Licença de Instalação (LI) e Licença de Operação (LO), ou no próprio Termo de Referência para Licença Prévia (LP) como condicionantes para a obtenção das próximas licenças.

2.5.1 Relatório Ambiental Simplificado: graves deficiências

Embora os Termos de Referência analisados sejam falhos e precisem melhorar quanto às diretrizes para avaliar os impactos sobre morcegos, as deficiências são de longe mais graves no caso do RAS. O processo simplificado de licenciamento de parques eólicos em seu atual formato desconsidera a fauna de morcegos. Apenas quatro dos 13 estados brasileiros analisados solicitam avaliação de impacto sobre morcegos no diagnóstico ambiental do RAS, e dentre os que solicitam, nenhum sugere monitoramento acústico nem qualquer outro método específico para amostrar morcegos. Isto é preocupante, visto que grande parte dos parques eólicos no Brasil não se enquadram nos critérios elegíveis para EIA/RIMA e são licenciados via processo simplificado. A premissa de que empreendimentos grandes ou localizados em ecossistemas frágeis ou conservados tendem a causar maior impacto ambiental é plausível (veja BOLÍVAR-CIMÉ *et al*., 2016 e ROELEKE *et al*., 2016), porém parques eólicos pequenos ou em áreas alteradas não necessariamente são seguros para a fauna de morcegos. O número de mortes de morcegos por colisão/barotrauma pode variar geograficamente dentro de um mesmo parque eólico (BAERWALD; BARCLAY, 2011), podendo em alguns casos concentrar-se em apenas um ou poucos aerogeradores (ARAUJO; COELHO; LESSA, 2014; PIORKOWSKI; O'CONNELL, 2010) – de forma que empreendimentos pequenos não estão isentos de impacto sobre a quiropterofauna. Além disso, parques eólicos localizados em ambientes degradados também podem apresentar taxas significativas de mortandade de morcegos, como foi observado em regiões com predominância de pastagens e plantações agrícolas no sul do Brasil (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015) e no norte dos Estados Unidos (JOHNSON *et al*., 2014), onde dezenas de morcegos foram mortos por ano.

É provável que o risco de fatalidade esteja diretamente associado ao nível de sobreposição entre os locais de instalação dos aerogeradores e as áreas de rotas de migração ou de deslocamento diário de morcegos na região (ARNETT; BAERWALD, 2013), o que independe do porte do empreendimento ou da qualidade do habitat. Por isso, a investigação

dos impactos potenciais sobre morcegos desde a pré-instalação dificilmente é dispensável, especialmente em um país como o Brasil onde a riqueza de espécies e diversidade de morcegos é alta (NOGUEIRA *et al*., 2018) e os padrões de mortandade em parques eólicos pouco conhecidos. Programas de monitoramento de quirópteros nas fases subsequentes do licenciamento foram solicitados com maior frequência nas diretrizes para RAS em comparação ao EIA/RIMA, porque a normativa federal (Resolução CONAMA nº 462/2014), utilizada por vários estados na ausência de Termos de Referência próprios, menciona a quiropterofauna na seção de medidas mitigadoras apenas no Termo de Referência para o relatório simplificado (BRASIL, 2014) – talvez para compensar a ausência de cobrança de estudos sobre a quiropterofauna na fase de pré-instalação.

Para garantir que a quiropterofauna seja devidamente considerada no processo de licenciamento ambiental de parques eólicos no Brasil, sugerimos fortemente que os órgãos ambientais estaduais exijam a realização de EIA/RIMA para todos os projetos. Esta alternativa parece mais viável do que adequar as diretrizes para RAS de modo a incluir os componentes mínimos necessários à avaliação de impacto sobre morcegos, o que possivelmente descaracterizaria o processo simplificado previsto na legislação. Além de ter um prazo para análise da solicitação das licenças (≤ 60 dias) inferior ao necessário para uma avaliação adequada dos impactos sobre morcegos (BRASIL, 2014), o procedimento simplificado de licenciamento ambiental (RAS) tem sido considerado ineficiente para evitar e compensar impactos sociais da implantação de parques eólicos sobre comunidades litorâneas locais afetadas no nordeste do Brasil (GORAYEB *et al*., 2018).

2.5.2 A situação dos estados quanto ao licenciamento

O estado da Bahia apresentou as melhores diretrizes quanto ao licenciamento de parques eólicos porque manteve um nível de exigência relativamente alto tanto nas diretrizes para EIA/RIMA como para RAS; ambos os Termos de Referência apresentaram um número maior de instruções específicas para a avaliação de impacto sobre morcegos em relação aos outros estados avaliados. A Bahia respondeu afirmativamente a 79% das perguntas do questionário referentes ao EIA/RIMA e a 64% das perguntas referentes ao RAS, em contraste com os demais estados onde a proporção de respostas “sim” para estas seções variou de 36–64% e 7–57%, respectivamente. Além disso, há um aspecto qualitativo importante: a Bahia foi um dos únicos estados (junto com o Piauí) que sugere métodos específicos, incluindo monitoramento acústico, para amostragem de morcegos durante o EIA/RIMA.

Morcegos insetívoros aéreos, que caçam suas presas em espaços abertos como a maioria dos molossídeos e vespertilionídeos, são o grupo mais frequentemente morto por turbinas eólicas ao redor do mundo (RYDELL *et al*., 2010; THOMPSON *et al*., 2017), incluindo a Região Neotropical (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015; RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). O método mais eficiente para acessar a presença e atividade desta guilda de morcegos em uma área é registrar os sinais de ecolocalização com detectores acústicos (PARSONS; SZEWCZAK, 2009), razão pela qual este é um dos principais métodos recomendados para avaliar o impacto de parques eólicos sobre morcegos (RAMOS PEREIRA *et al*., 2017; RELCOM, 2016; RODRIGUES *et al*., 2015). Desta forma, as diretrizes para EIA/RIMA do estado da Bahia, embora pouco detalhadas, estão alinhadas às recomendações nacionais e internacionais para os estudos de impacto ambiental da energia eólica sobre a vida silvestre. Esta é uma boa notícia, visto que a Bahia é atualmente o segundo maior produtor de energia eólica no Brasil e sua fauna de morcegos ainda é pouco conhecida nas regiões de maior potencial eólico (BERNARD *et al*., 2014), embora seja provavelmente rica devido à concentração de cavidades subterrâneas nestes locais (CECAV, 2009).

Além da Bahia, apenas os estados do Rio Grande do Sul e Minas Gerais tiveram pontuação ≥ 50% na qualidade das diretrizes para as avaliações de impacto ambiental. A quantidade de instruções mínimas para EIA/RIMA e RAS foi no geral similar à observada nos Termos de Referência dos outros estados, mas o Rio Grande do Sul e Minas Gerais tiveram o diferencial de apresentar estudos técnicos voltados aos aspectos ambientais da geração de energia eólica no contexto de seus territórios (BENCKE; DOTTO; MÄHLER JR., 2017; FEAM, 2013; FEPAM, 2014a; FEPAM, 2014b). Além disso, Minas Gerais é o único estado que preza pela transparência do processo de licenciamento ambiental ao disponibilizar os Termos de Referência para EIA/RIMA e RAS no site institucional da secretaria de meio ambiente (SEMAD, 2018) mesmo que estes documentos não sejam parte integrante de normativa estadual. A alta pontuação de Minas Gerais é surpreendente, uma vez que o estado apresenta uma única usina eólica em operação com menos de 1 MW de potência instalada (ANEEL, 2018).

Santa Catarina e Pernambuco, estados que ficaram nas últimas posições em nossa avaliação, obtiveram baixa pontuação nas diretrizes para estudos de impacto porque exigem apenas estudos simplificados ao invés de EIA/RIMA para o licenciamento de parques eólicos. O estado de Santa Catarina previa a elaboração de EIA/RIMA para este propósito até meados de 2017, quando foi publicada a Resolução CONSEMA nº 98/2017 substituindo o EIA/RIMA por um Estudo Ambiental Simplificado (EAS) no caso do licenciamento de parques eólicos

de médio e grande porte (> 10 MW; SANTA CATARINA, 2017). Quando ainda era exigido, o EIA/RIMA precisava seguir um Termo de Referência para o Monitoramento da Fauna (Instrução Normativa FATMA nº 53/2015), cujo conteúdo para avaliação de impacto sobre quirópteros é mais completo do que a maioria das diretrizes para EIA/RIMA analisadas no presente estudo. Este material solicita, embora de forma pouco detalhada, o registro da presença e atividade de morcegos utilizando detectores de ultrassons, captura com redes de neblina, busca por vestígios e buscas por carcaças (SANTA CATARINA, 2015). Infelizmente, o monitoramento de morcegos nos moldes deste Termo de Referência não é mais obrigatório, embora possa ser voluntariamente solicitado pelo órgão ambiental para a obtenção de Licença de Instalação (LI) de empreendimentos não sujeitos a EIA/RIMA. Apesar disso, o Termo de Referência para EAS adotado por Santa Catarina manteve a necessidade de incluir a fauna de morcegos no processo simplificado de licenciamento ambiental, exigência observada em menos de um terço dos estados analisados.

Em contraste, Pernambuco tem licenciado parques eólicos com base em uma resolução federal desatualizada (Resolução CONAMA nº 279/2001), cujo Termo de Referência para RAS apresenta diretrizes muito concisas que solicitam a descrição dos prováveis impactos ambientais sem mencionar morcegos ou outros grupos específicos da fauna (BRASIL, 2001). Embora sua capacidade instalada de energia eólica ainda seja pouco expressiva em comparação a outros estados do nordeste do Brasil, Pernambuco precisa melhorar seu processo de licenciamento ambiental de forma a cumprir, no mínimo, as exigências da Resolução CONAMA nº 462/2014 que incluem os morcegos nos estudos ambientais (BRASIL, 2014).

2.5.3 Conclusões

O presente estudo demonstrou que o licenciamento ambiental estadual, esfera responsável por licenciar a maior parte dos empreendimentos eólicos no Brasil, é falho para garantir a previsão e prevenção de possíveis impactos sobre morcegos. Isso acontece porque uma parte dos estados não apresenta normativas ou Termos de Referência estaduais e adota uma resolução federal insuficiente para avaliar o impacto sobre morcegos (VALENÇA; BERNARD, 2015), enquanto outra parte dos estados baseia seus procedimentos de licenciamento ambiental em documentos próprios mas igualmente pouco específicos em relação à consideração da fauna de morcegos nos estudos ambientais. Embora os estados brasileiros variem quanto ao nível de exigência para o licenciamento de parques eólicos, em

maior ou menor grau estão faltando instruções importantes para a amostragem de morcegos em todos os casos. Este problema é consideravelmente pior no cenário do processo simplificado, que em muitos casos sequer menciona a necessidade de avaliar a fauna de morcegos durante a pré-instalação, embora solicite o levantamento de informações sobre o grupo das aves nesta mesma fase – o que demonstra que o Brasil reproduz a ideia ultrapassada de que a avifauna é o único ou principal táxon afetado pela operação de turbinas eólicas, percepção dominante nos primórdios das avaliações de impacto ambiental de parques eólicos até os primeiros eventos de mortandade de morcegos serem documentados na década de 90 (OSBORN *et al*., 1996; JOHNSON *et al*., 2003).

Em função desta série de fragilidades, é necessário que os estados brasileiros, especialmente aqueles com alta produção de energia eólica, melhorem seus sistemas de licenciamento ambiental neste setor. Em um país de extenso território como o Brasil, normativas com menor abrangência geográfica têm a vantagem de trazer exigências adaptadas às necessidades ambientais de cada estado para proteger os táxons sensíveis à implantação de parques eólicos (e.g. colônias grandes de morcegos em cavernas ou áreas urbanas, aves ou morcegos migratórios e/ou localmente ameaçados de extinção). Dessa forma, os estados devem investir na elaboração de normativas estaduais onde ainda não existem, e na ampliação e detalhamento das diretrizes existentes para as avaliações de impacto sobre morcegos em todas as fases do empreendimento. Para isso, os estados podem se basear nas "Diretrizes para estudos de impacto de parques eólicos sobre morcegos no Brasil", documento em português recentemente disponibilizado pela Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros com o objetivo de subsidiar e padronizar estas avaliações de impacto no país (BARROS *et al*., 2017; veja Capítulo 2). Estimar o impacto de parques eólicos sobre morcegos não é uma tarefa simples e está sujeita a falhas (LINTOTT *et al*., 2016), mas o Brasil deve adotar procedimentos mais claros e transparentes de licenciamento ambiental aumentando a quantidade, qualidade e padronização das diretrizes utilizadas por seus estados para as avaliações de impacto sobre a fauna – o que também é uma preocupação em outros países (PARISÉ; WALKER, 2017). A energia eólica é uma importante e competitiva fonte alternativa de eletricidade que precisa ser incentivada no Brasil, cabendo aos órgãos licenciadores a responsabilidade de promover o equilíbrio entre a exploração de recursos naturais e a proteção à biodiversidade.

2.6 AGRADECIMENTOS

A Patrício Adriano da Rocha pelo envio de Termo de Referência utilizado nesta pesquisa; à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de pós-graduação concedida à Marília A. S. Barros; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade concedida a Enrico Bernard. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001.

2.7 REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica 2017**. São Paulo: ABEEólica, 2017.

AMORIM, F.; REBELO, H.; RODRIGUES, L. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 439-457, 2012.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Banco de Informações de Geração – BIG, 2018**. Disponível em: http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/GeracaoTipoFase.asp; Acesso em: 12 nov. 2018.

ARAUJO, D.; COELHO, H.; LESSA, V. Delimitação de áreas de exclusão para implantação de aerogeradores, como método preventivo de impactos, a partir da identificação de abrigos de morcegos, Bahia, Brasil. *In*: Congreso Latinoamericano y del Caribe de Murciélagos, I, 2014, Quito. **Libro de Resúmenes**. Quito: RELCOM, 2014. p. 247-248.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F. Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. *In*: ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. (ed.). **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. New York: Springer Science & Business Media, 2013. p. 435-456.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F.; MATHEWS, F.; RODRIGUES, L.; RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; RYDELL, J.; VILLEGAS-PATRACA, R.; VOIGT, C. C. 2016. Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. *In*: VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. (ed.). **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 295-323.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL, T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR., R. D. Patterns of Bat

Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1341-1349, 2009.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 75, n. 5, p. 1103-1114, 2011.

BAERWALD, E. F.; D'AMOURS, G. H.; KLUG, B. J.; BARCLAY, R. M. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. **Current Biology**, v. 18, n. 16, p. R695-R696, 2008.

BARROS, M. A. S.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J.; RUI, A. M.; FALCÃO, F. C.; LUZ, J. L. **Diretrizes para estudos de impacto de parques eólicos sobre morcegos no Brasil – Versão 2017**. Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros, 2017. Disponível em: http://www.sbeq.net/licenciamento. Acesso em: 12 nov. 2018.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BARROS, M. A. S.; PESSOA, D. M. A.; RUI, A. M. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2, p. 153-161, 2014.

BENCKE, G. A.; DOTTO, J. C. P.; MÄHLER JR., J. K. F. **Proposta de critérios de exigibilidade de EIA/RIMA e de consulta à gestão do Parque Nacional da Lagoa do Peixe em processos de licenciamento ambiental de empreendimentos eólicos com potencial interferência sobre aves migratórias**. Porto Alegre: Museu de Ciências Naturais/Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2017.

BERNARD, E.; PAESE, A.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. Blown in the wind: bats and wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12. n. 2, p. 106-111, 2014.

BOLÍVAR-CIMÉ, B.; BOLÍVAR-CIMÉ, A.; CABRERA-CRUZ, S. A.; MUÑOZ-JIMÉNEZ, Ó.; VILLEGAS-PATRACA, R. Bats in a tropical wind farm: species composition and importance of the spatial attributes of vegetation cover on bat fatalities. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 4, p. 1197-1208, 2016.

BRASIL. **Lei nº 12.527, de 18 de novembro de 2011**. Regula o acesso a informações previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei nº 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei nº 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei nº 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, n. 221-A Edição Extra, p. 1-4, 18 nov. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, p. 2548-2549, 17 fev. 1986.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, n. 247, p. 30841-30843, 22 dez. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 279, de 27 de junho de 2001**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, n. 125-E, p. 165-166, 29 jun. 2001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 462, de 24 de julho de 2014**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA nº 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, n. 141, p. 96-100, 25 jul. 2014.

CALIFORNIA – CALIFORNIA ENERGY COMMISSION AND CALIFORNIA DEPARTMENT OF FISH AND GAME. **California Guidelines for Reducing Impacts to Birds and Bats from Wind Energy Development – Commission Final Report**. Sacramento: California Energy Commission, 2007.

CANTABRIA – CONSEJERÍA DE INNOVACIÓN, INDUSTRIA, TURISMO Y COMERCIO, DIRECCIÓN GENERAL DE INNOVACIÓN E INDUSTRIA, GOBIERNO DE CANTABRIA. **Plan de Sostenibilidad Energética de Cantabria 2014-2020 – Directrices técnicas y ambientales para la regulación del desarrollo de los parques eólicos derivados del plan**. Santander: Gobierno de Cantabria, 2014.

CECAV – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE CAVERNAS (BRASIL). **Mapa das Províncias Espeleológicas do Brasil**. Brasília: Núcleo de Geoprocessamento CECAV/ICMBio, 2009.

DIAS-SILVA, L.; DUARTE, G. T.; ALVES, R.; RAMOS PEREIRA, M. J. R.; PAGLIA, A. Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: The importance of gallery forests and karst areas. **Mammalian Biology**, v. 88, p. 52-63, 2018.

DREWITT, A. L.; LANGSTON, R. H. Assessing the impacts of wind farms on birds. **Ibis**, v. 148, p. 29-42, 2006.

ESBÉRARD, C. E. L.; MOREIRA, S. C. Second record of *Lasiurus ega* (Gervais) (Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae) over the south atlantic. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1A, p. 185-186, 2006.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (MINAS GERAIS). **Utilização da energia eólica no Estado de Minas Gerais: aspectos técnicos e o meio ambiente**. Belo Horizonte: FEAM, 2013.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (RIO GRANDE DO SUL). **Compilação de estudos, metodologias, dados técnicos e conclusões como subsídios as diretrizes ambientais para implantação de empreendimentos eólicos no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM, 2014a.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (RIO GRANDE DO SUL). **Diretrizes e Condicionantes para licenciamento ambiental nas regiões com potencial eólico do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM, 2014b.

FRICK, W. F.; BAERWALD, E. F.; POLLOCK, J. F.; BARCLAY, R. M. R.; SZYMANSKI, J. A.; WELLER, T. J.; RUSSELL, A. F.; LOEB, S. C.; MEDELLIN, R. A.; MCGUIRE, L. P. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. **Biological Conservation**, v. 209, p. 172-177, 2017.

FURNESS, R. W.; WADE, H. M.; MASDEN, E. A. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. **Journal of Environmental Management**, v. 119, p. 56-66, 2013.

GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C.; MEIRELES, A. J. A.; MENDES, J. S. Wind power gone bad: Critiquing wind power planning processes in northeastern Brazil. **Energy Research & Social Science**, v. 40, p. 82-88, 2018.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual market update 2017**. Brussels: GWEC, 2017.

HINTZE, F.; BARBIER, E.; BERNARD, E. Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of Reserva Biológica de Saltinho (Atlantic Forest), in Brazil, revealed by echolocation. **Check List**, v. 12, n. 4, p. 1925, 2016a.

HINTZE, F.; DURO, V.; CARVALHO, J. C.; EIRA, C.; RODRIGUES, P. C.; VINGADA, J. Influence of reservoirs created by small dams on the activity of bats. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 2, p. 395-408, 2016b.

JOHNSON, G. D.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D.; SHEPHERD, M. F.; SHEPHERD, D. A. Mortality of Bats at a Large-scale Wind Power Development at Buffalo Ridge, Minnesota. **American Midland Naturalist**, v. 150, n. 2, p. 332-342, 2003.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

KATZNER, T.; BENNETT, V.; MILLER, T.; DUERR, A.; BRAHAM, M.; HALE, A. Wind energy development: methods for assessing risks to birds and bats pre-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 42-52, 2016.

LINTOTT, P. R.; RICHARDSON, S. M.; HOSKEN, D. J.; FENSOME, S. A.; MATHEWS, F. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. **Current Biology**, v. 26, n. 21, p. R1135-R1136, 2016.

MILLON, L.; COLIN, C.; BRESCIA, F.; KERBIRIOU, C. Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. **Ecological Engineering**, v. 112, p. 51-54, 2018.

MINDERMAN, J.; GILLIS, M. H.; DALY, H. F.; PARK, K. J. Landscape-scale effects of single-and multiple small wind turbines on bat activity. **Animal Conservation**, v. 20, n. 5, p. 455-462, 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (BRASIL). **Programa Nacional de Capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental**. Brasília: MMA, 2009.

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; ESBÉRARD, C. E. L.; MELLO, M. A. R.; GARBINO, G. S. T.; VARZINCZAK, L. H.; FARIA, D.; WEBER, M. D. M.; ROGERI, P. K.; REGOLIN, A. L.; OLIVEIRA, H. F. M.; COSTA, L. M.; BARROS, M. A. S.; SABINO-SANTOS JR., G.; MORAIS, M. A. C.; KAVAGUTTI, V. S.; PASSOS, F. C.; MARJAKANGAS, E.-L.; MAIA, F. G. M.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. ATLANTIC BATS: a data set of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v. 98, n. 12, p. 3227-3227, 2017.

NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P.; GARBINO, G. S. T.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. **Updated checklist of Brazilian bats: version 2018.1**. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil (CLMB), Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (SBEQ), 2018. Disponível em: http://www.sbeq.net/updatelist. Acesso em 12 nov. 2019.

ONTARIO – ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES. **Bats and Bat Habitats: Guidelines for Wind Power Projects, Second Edition**. Peterborough: Queen's Printer for Ontario, 2011.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; DIETER, C. D.; USGAARD, R. E. Bat collisions with wind turbines in southwestern Minnesota. **Bat Research News**, v. 37, n. 4, p. 105-108, 1996.

PARISÉ, J.; WALKER, T. R. Industrial wind turbine post-construction bird and bat monitoring: A policy framework for Canada. **Journal of Environmental Management**, v. 201, p. 252-259, 2017.

PARSONS, S.; SZEWCZAK, J.M. Detecting, Recording, and Analyzing the Vocalizations of Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 91-111.

PEARCE-HIGGINS, J. W.; STEPHEN, L.; LANGSTON, R. H.; BAINBRIDGE, I. P.; BULLMAN, R. The distribution of breeding birds around upland wind farms. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1323-1331, 2009.

PIORKOWSKI, M. D.; O'CONNELL, T. J. Spatial pattern of summer bat mortality from collisions with wind turbines in mixed-grass prairie. **The American Midland Naturalist**, v. 164, n. 2, p. 260-269, 2010.

RAMOS PEREIRA, M. J.; BARROS, M. A. S; CHAVES, T. S.; RUI, A. M.; DOTTO, J. C.; BRAUN, A.; BARBOSA, J.; BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; KINDEL, A.; SANA, D.

A. Guidelines for consideration of bats in environmental impact assessment of wind farms in Brazil: a collaborative governance experience from Rio Grande do Sul. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 3, p. 232-255, 2017.

RELCOM – RED LATINOAMERICANA Y DEL CARIBE PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS MURCIÉLAGOS. **Lineamientos de evaluación de impacto ambiental sobre murciélagos por plantas de energía eólica em Latinoamérica y el Caribe**. Villa de Leyva: RELCOM, 2016.

RODRIGUES, L.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M.-J.; KARAPANDŽA, B.; KOVAČ, D.; KERVYN, T.; DEKKER, J.; KEPEL, A.; BACH, P.; COLLINS, J.; HARBUSCH, C.; PARK, K.; MICEVSKI, B.; MINDERMAN, J. **Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014**. Eurobats Publication Series N. 6. Bonn: UNEP/EUROBATS Secretariat, 2015.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FELICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

ROELEKE, M.; BLOHM, T.; KRAMER-SCHADT, S.; YOVEL, Y.; VOIGT, C. C. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. **Scientific Reports**, v. 6, n. 28961, p. 1-9, 2016.

ROSCIONI, F.; REBELO, H.; RUSSO, D.; CARRANZA, M. L.; DI FEBBRARO, M.; LOY, A. A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 5, p. 891-903, 2014.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). **Portaria nº 3, de 05 de janeiro de 2015**. Atualiza a Instrução Normativa – IN 01, relativa ao Comércio de Combustíveis Líquidos e Gasosos e a Instrução Normativa – IN 53, relativa à Produção de Energia Eólica. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, n. 19.978, p. 11-18, 12 jan. 2015.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Resolução nº 98, de 5 de maio de 2017**. Aprova, nos termos do inciso XIII, do art. 12, da Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009, a listagem das atividades sujeitas ao licenciamento ambiental, define os estudos ambientais necessários e estabelece outras providências. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, n. 20.568, p. 16-29, 6 jul. 2017.

SEMAD – SECRETÁRIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (MINAS GERAIS). **Termos de Referência**. Disponível em: http://www.meioambiente.mg.gov.br/regularizacao-ambiental/termos-de-referencia. Acesso em: 12 nov. 2018.

THAKER, M.; ZAMBRE, A.; BHOSALE, H. Wind farms have cascading impacts on ecosystems across trophic levels. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 12, p. 1854, 2018.

THAXTER, C. B.; BUCHANAN, G. M.; CARR, J.; BUTCHART, S. H.; NEWBOLD, T.; GREEN, R. E.; TOBIAS, J. A.; FODEN, W. B.; O'BRIEN, S.; PEARCE-HIGGINS, J. W. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 284, n. 1862, p. 20170829, 2017.

THOMPSON, M.; BESTON, J. A.; ETTERSON, M.; DIFFENDORFER, J. E.; LOSS, S. R. Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States. **Biological Conservation**, v. 215, p. 241-245, 2017.

VALENÇA, R. B.; BERNARD, E. Another blown in the wind: bats and the licensing of wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 117-122, 2015.

Tabela 1 – Estados brasileiros que licenciaram parques eólicos em seu território e apresentam normativas próprias para o licenciamento ambiental em geral; normativas ou estudos técnicos específicos para o licenciamento de energia eólica; normativas atualizadas em relação à normativa federal vigente para o licenciamento de empreendimentos eólicos (Resolução CONAMA nº 462/2014); e normativas que preveem a realização de Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) para o licenciamento de parques eólicos no estado. Os dados foram obtidos através de solicitações de acesso à informação aos órgãos estaduais entre março e outubro de 2018. Símbolos: ✓ = sim; × = não.

Estado	Órgão ambiental	Normativa para licenciamento ambiental?	Normativa ou estudo técnico para energia eólica?	Normativa posterior à resolução federal vigente?	Prevê EIA/RIMA?
Região Nordeste					
Bahia	Instituto Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA)	✓	✓	×	✓
Ceará	Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE)	✓	✓	✓	✓
Maranhão	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA)	✓	✓	×	✓
Paraíba	Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA)	×	×	×	✓
Pernambuco	Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH)	✓	×	×	×
Piauí	Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR)	✓	✓	×	✓
Rio Grande do Norte	Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA)	✓	×	×	✓

Tabela 1 – (continuação)

Estado	Órgão ambiental	Normativa para licenciamento ambiental?	Normativa ou estudo técnico para energia eólica?	Normativa posterior à resolução federal vigente?	Prevê EIA/RIMA?
Região Nordeste					
Sergipe	Administração Estadual do Meio Ambiente (ADEMA)	✓	×	×	✓
Região Sudeste					
Minas Gerais	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD)	✓	✓	×	✓
Rio de Janeiro	Instituto Estadual do Ambiente (INEA)	✓	×	×	✓
Região Sul					
Paraná	Instituto Ambiental do Paraná (IAP)	✓	✓	×	✓
Rio Grande do Sul	Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM)	✓	✓	✓	✓
Santa Catarina	Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (IMA)	✓	✓	✓	×

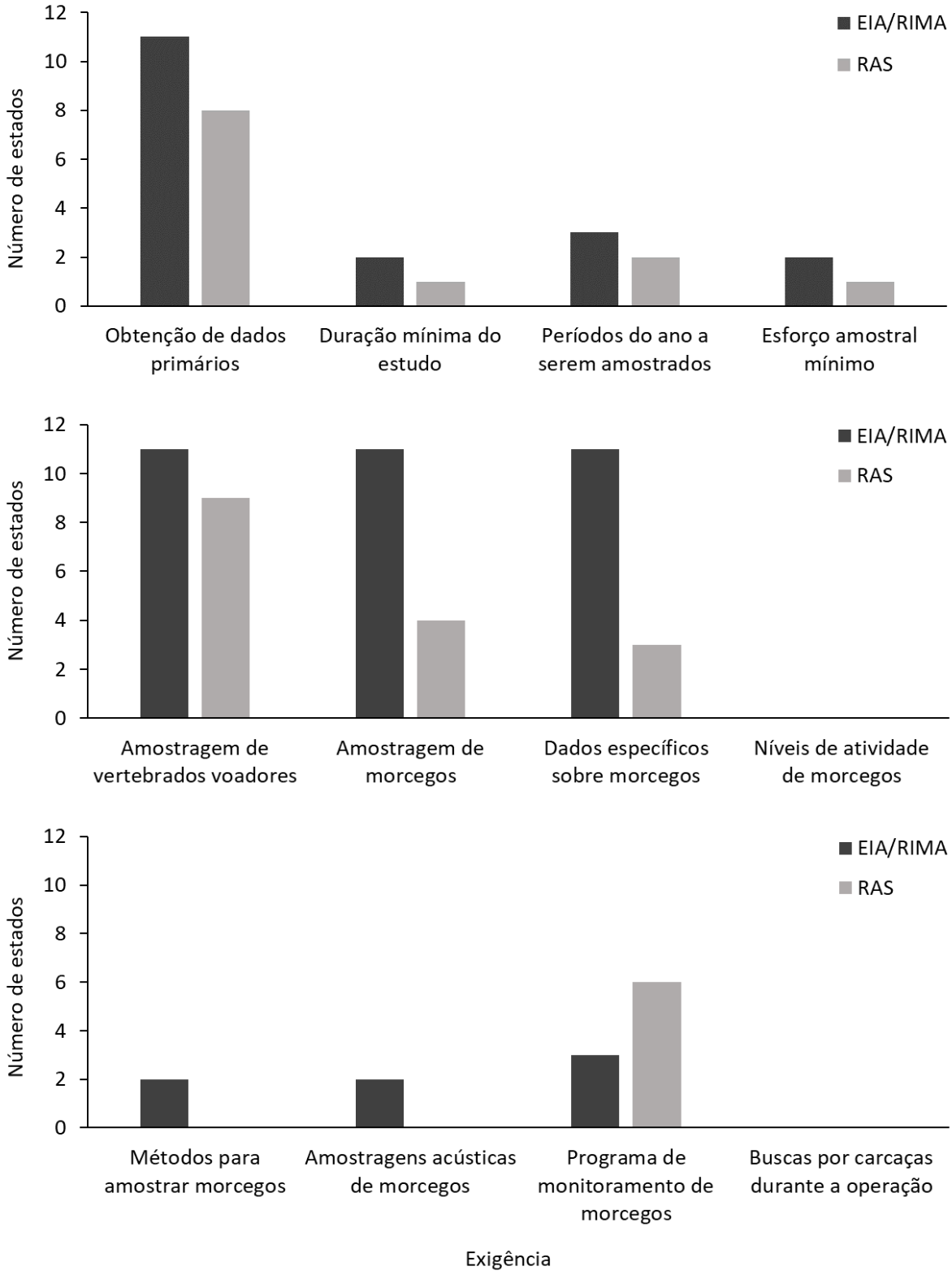


Figura 1 – Exigências contidas (ou ausentes) nos Termos de Referência para Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) e Relatório Ambiental Simplificado (RAS) requeridos para o licenciamento ambiental de parques eólicos nos estados brasileiros, com ênfase nas instruções gerais para a coleta de dados do diagnóstico ambiental (A) e nas diretrizes para avaliação de impacto sobre a fauna de morcegos (B e C). Os Termos de Referência analisados (n = 24) foram obtidos através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão (e-SIC) disponíveis nos sites governamentais (conforme previsto pela Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

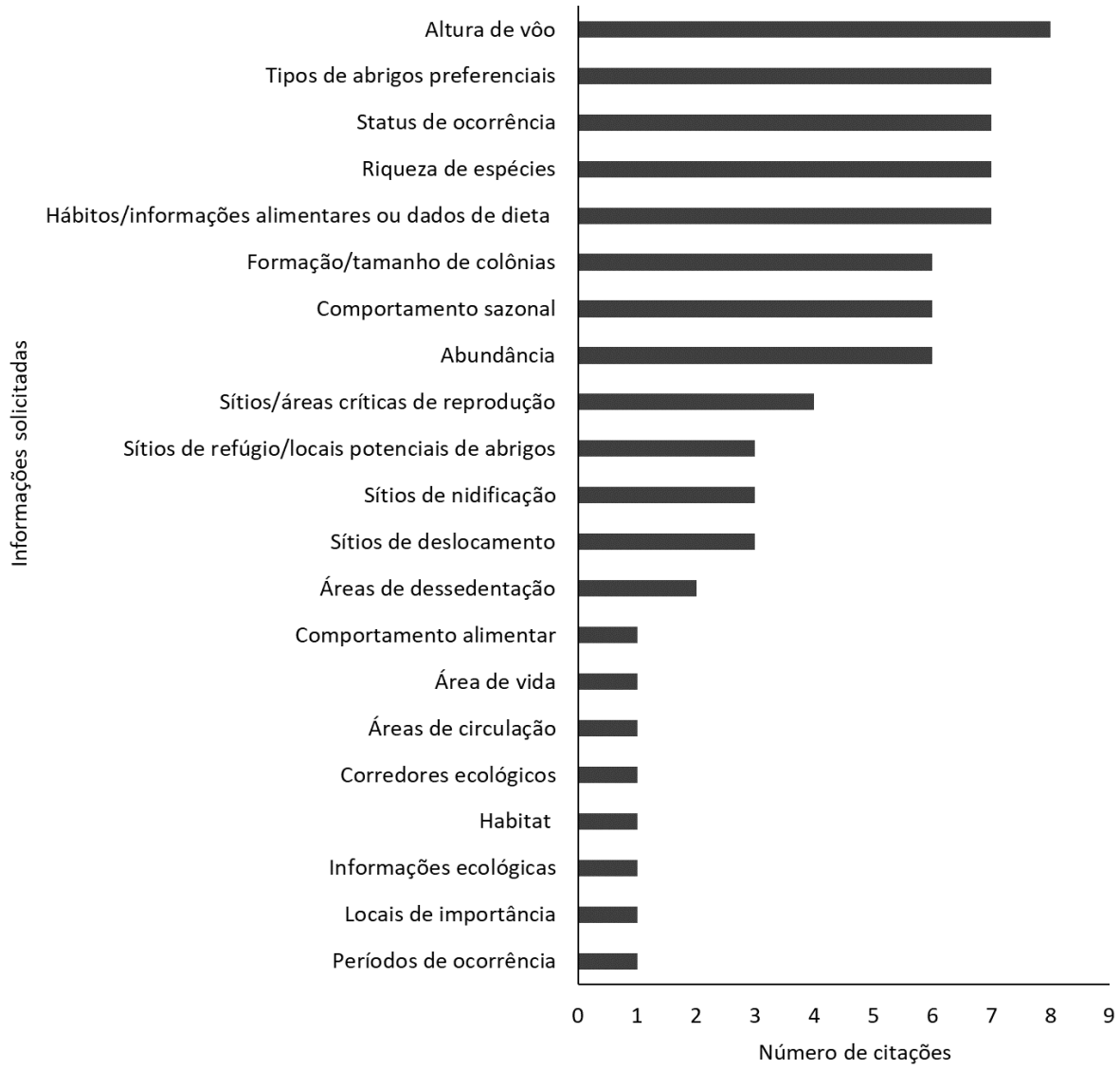


Figura 2 – Informações solicitadas para a avaliação do impacto de parques eólicos sobre morcegos nas diretrizes dos Termos de Referência para Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) e Relatório Ambiental Simplificado (RAS) requeridos para o licenciamento de energia eólica em 13 estados brasileiros. Os Termos de Referência analisados (n = 24) foram obtidos através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão (e-SIC) disponíveis nos sites governamentais (conforme previsto pela Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

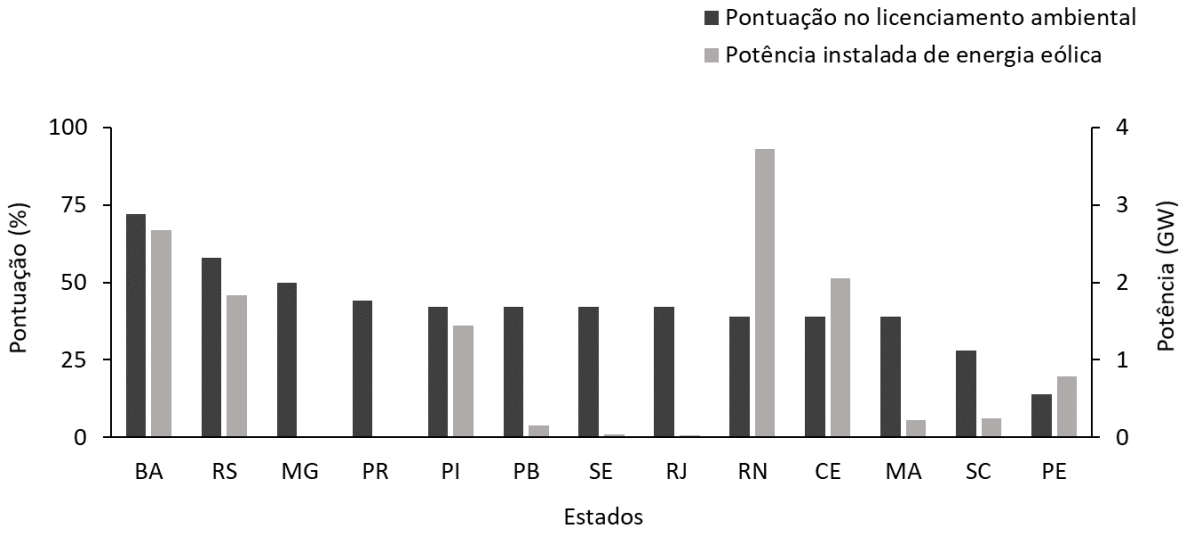


Figura 3 – Pontuação (%) dos estados brasileiros na avaliação do nível de exigência dos procedimentos para o licenciamento ambiental de energia eólica com ênfase nos estudos de impacto sobre morcegos, e potência instalada e número de parques eólicos (indicado pelos números acima das colunas) em cada estado (Fonte: ANEEL 2018). As normativas analisadas foram obtidas através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão (e-SIC) disponíveis nos sites governamentais (conforme previsto pela Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

Material Suplementar 1 – Conteúdo dos dois pedidos de informação encaminhados para 14 estados brasileiros com parques eólicos em operação em seu território (Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo e Sergipe). Os pedidos foram enviados através dos serviços eletrônicos de informações ao cidadão disponíveis nos sites governamentais (Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

Solicitação	Conteúdo
(1) Licenciamento de Energia Eólica – Normativas	1- Existem normativas estaduais para o licenciamento ambiental no geral? Se sim, quais são? Se não, quais normativas de outros níveis (e.g. federais) são adotadas/utilizadas pelo estado para os processos de licenciamento? 2- Existem normativas estaduais específicas para o licenciamento ambiental de parques eólicos no estado? Se sim, quais são? Se não, quais normativas de outros níveis (e.g. federais) são adotadas/utilizadas pelo estado para o licenciamento de energia eólica? Solicito uma cópia digitalizada de todas as normativas sobre licenciamento ambiental, no geral e/ou de parques eólicos, utilizadas pelo estado – tanto as normas legais estaduais como quaisquer outras adotadas pelo estado.
(2) Licenciamento de Energia Eólica – Termos de Referência	1- Existem TRs estaduais para a elaboração de EIA/RIMA (Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental) e/ou RAS (Relatório Ambiental Simplificado) requeridos para o licenciamento ambiental de parques eólicos no estado? 2- No caso da inexistência de TRs, há algum documento estadual equivalente? 3- Ainda no caso da inexistência de TRs estaduais, há TRs (ou documentos equivalentes) de outros âmbitos/níveis (e.g. documentos federais, internacionais etc) adotados/utilizados pelo estado para o licenciamento de parques eólicos? Em caso positivo, solicito uma cópia digitalizada dos TRs ou documentos similares, conforme discriminado abaixo: 1- TR (ou documento equivalente) para EIA/RIMA; 2- TR (ou documento equivalente) para RAS. Podem ser TRs modelos comumente utilizados pelo estado ou, no caso de inexistência de TRs modelos, TRs emitidos/utilizados pelo órgão ambiental especificamente para algum empreendimento, mas que o órgão ambiental considere representativo do que é geralmente solicitado para o licenciamento de energia eólica no estado. Solicito que os documentos enviados sejam os mais recentes possíveis.

Material Suplementar 2 – Lista de perguntas norteadoras elaboradas para avaliar normativas e termos de referência referentes ao processo de licenciamento ambiental de energia eólica dos 13 estados brasileiros que licenciaram parques eólicos em seu território (Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Sergipe). Os documentos analisados foram obtidos através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão disponíveis nos sites governamentais (Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

Nº	Pergunta
	Licenciamento ambiental estadual
(1)	Existem normativas estaduais para o licenciamento ambiental de forma geral?
(2)	Se não, há normativas de outros níveis (e.g. federais) adotadas pelo estado para o licenciamento ambiental?
(3)	O estado licenciou parque eólicos em seu território?
(4)	Existem normativas estaduais específicas para o licenciamento ambiental de energia eólica?
(5)	Existem documentos/estudos técnicos sobre o licenciamento ambiental de energia eólica no estado?
(6)	Não havendo normativa estadual, há normativas de outros níveis (e.g. federais) adotadas pelo estado para o licenciamento de energia eólica?
(7)	A(s) normativa(s) utilizada(s) é(são) posterior(es) à normativa federal vigente (Resolução CONAMA nº 462/2014)?
(8)	A(s) normativa(s) utilizada(s) prevê(em) realização de EIA?
(9)	Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?
(10)	A(s) normativa(s) utilizada(s) prevê(em) licenciamento através de RAS ou processo simplificado equivalente?

Material Suplementar 2 – (continuação)

Nº	Pergunta
	Termo de Referência (TR) para Estudo de Impacto Ambiental (EIA)
(11)	Existe TR estadual (ou documento equivalente) para a elaboração de EIA para o licenciamento ambiental de parques eólicos no estado?
(12)	Se sim, o TR é parte integrante de normativa estadual ou de fácil acesso ao público (encontra-se disponível online no site institucional)?
(13)	Não havendo TR estadual, há TR (ou documento equivalente) de outro âmbito adotado pelo estado para o EIA?
(14)	O TR recomenda a coleta de dados primários para o diagnóstico ambiental?
(15)	Se sim, há recomendação sobre duração do período de estudo?
(16)	Há recomendação sobre os períodos do ano nos quais devem ser realizadas as amostragens?
(17)	Há recomendação sobre o esforço amostral mínimo (número ou frequência das campanhas de coleta de dados primários)?
(18)	O TR adotado exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?
(19)	Se sim, inclui a fauna de morcegos?
(20)	Há informações específicas a serem levantadas sobre a quiropterofauna?
(21)	Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade (ou parâmetro equivalente) na área?
(22)	Há método(s) sugerido(s) para amostragem de morcegos?
(23)	Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?
(24)	O TR recomenda o monitoramento de morcegos nas fases de instalação e operação do parque eólico?
(25)	Se sim, há a recomendação de realizar buscas por carcaças para estimar a mortandade?

Material Suplementar 2 – (continuação)

Nº	Pergunta
	Termo de Referência (TR) para Relatório Ambiental Simplificado (RAS)
(26)	Existe TR estadual para a elaboração de RAS (ou processo simplificado equivalente) para o licenciamento ambiental de parques eólicos no estado?
(27)	Se sim, o TR é parte integrante de normativa estadual ou de fácil acesso ao público (encontra-se disponível online no site institucional)?
(28)	Não havendo TR estadual, há TR (ou documento equivalente) de outro âmbito adotado pelo estado para o RAS?
(29)	O TR recomenda a coleta de dados primários para o diagnóstico ambiental?
(30)	Se sim, há recomendação sobre duração do período de estudo?
(31)	Há recomendação sobre os períodos do ano nos quais devem ser realizadas as amostragens?
(32)	Há recomendação sobre o esforço amostral mínimo (número ou frequência das campanhas de coleta de dados primários)?
(33)	O TR adotado exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?
(34)	Se sim, inclui a fauna de morcegos?
(35)	Há informações específicas a serem levantadas sobre a quiropterofauna?
(36)	Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade (ou parâmetro equivalente) na área?
(37)	Há método(s) sugerido(s) para amostragem de morcegos?
(38)	Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?
(39)	O TR recomenda o monitoramento de morcegos nas fases de instalação e operação do parque eólico?
(40)	Se sim, há a recomendação de realizar buscas por carcaças para estimar a mortandade?

Material Suplementar 3 – Comparação dos estados do Brasil que apresentam parques eólicos em operação em seu território quanto aos procedimentos para o licenciamento ambiental de energia eólica. As informações e documentos analisados foram obtidos através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão disponíveis nos sites governamentais (Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

Estado	1–Há normativa estadual para licenciamento?	2–Se não, há normativa federal para licenciamento?	3–Há licenciamento estadual de parques eólicos?	4–Há normativa estadual para licenciamento de energia eólica?	5–Documento/estudo técnico estadual sobre energia eólica?
Região Nordeste					
Bahia	Sim (Decreto Estadual nº 14.024/2012)	Não se aplica	Sim	Sim (Resolução CEPRAM nº 4.180/2011)	Não
Ceará	Sim (Resolução COEMA nº 10/2015; Instrução Normativa SEMACE nº 4/2013)	Não se aplica	Sim	Sim (Resolução COEMA nº 3/2016; Resolução COEMA nº 5/2018; Instrução Normativa SEMACE nº 2/2014)	Não
Maranhão	Sim (Lei Estadual nº 5.405/1992; Decreto Estadual nº 13.494/1993; Lei Estadual nº 9.412/2011)	Não se aplica	Sim	Sim (Portaria SEMA nº 74/2013)	Não
Paraíba	Não	Sim (Resolução CONAMA nº 237/1997; Lei Complementar Federal nº 140/2011)	Sim	Não	Não
Pernambuco	Sim (Lei Estadual nº 14.249/2010)	Não se aplica	Sim	Não	Não

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	1–Há normativa estadual para licenciamento?	2–Se não, há normativa federal para licenciamento?	3–Há licenciamento estadual de parques eólicos?	4–Há normativa estadual para licenciamento de energia eólica?	5–Documento/estudo técnico estadual sobre energia eólica?
Piauí	Sim (Lei Estadual nº 4854/1996; Resolução CONSEMA nº 10/2009)	Não se aplica	Sim	Sim (Resolução CONSEMA nº 10/2009)	Não
Rio Grande do Norte	Sim (Lei Complementar Estadual nº 272/2004; Lei Complementar Estadual nº 336/2006; Lei Complementar Estadual nº 380/2008; Lei Complementar Estadual nº 558/2015)	Não se aplica	Sim	Não	Não
Sergipe	Sim (Resolução CEMA nº 6/2008)	Não se aplica	Sim	Não	Não
Região Sudeste					
Minas Gerais	Sim (Resolução COPAM nº 1/1992; Deliberação Normativa COPAM nº 217/2017; Deliberação Normativa COPAM nº 222/2018)	Não se aplica	Sim	Não	Sim (FEAM, 2013)
Rio de Janeiro	Sim (Lei Estadual nº 1356/1988; Decreto	Não se aplica	Sim	Não	Não

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	1–Há normativa estadual para licenciamento?	2–Se não, há normativa federal para licenciamento?	3–Há licenciamento estadual de parques eólicos?	4–Há normativa estadual para licenciamento de energia eólica?	5–Documento/estudo técnico estadual sobre energia eólica?
	Estadual nº 44.820/ 2014; Resolução CONEMA nº 69/2015; Resolução INEA nº 136/2016)				
São Paulo	Sim (Decreto Estadual nº 8468/1976; Decreto Estadual nº 62.973/2017)	Não se aplica	Não (foram licenciados no âmbito federal)	Não se aplica	Não se aplica
Região Sul					
Paraná	Sim (Resolução CEMA nº 65/2008)	Não se aplica	Sim	Sim (Resolução SEMA/IAP nº 9/2010)	Não
Rio Grande do Sul	Sim (Resolução CONSEMA nº 372/2018)	Não se aplica	Sim	Sim (Portaria FEPAM nº 118/2014; Portaria FEPAM nº 121/2014; Portaria FEPAM nº 61/2015; Portaria FEPAM nº 14/2018)	Sim (Bencke *et al*., 2017; FEPAM, 2014a; FEPAM, 2014b)
Santa Catarina	Sim (Decreto Estadual nº 2.955/2010; Instrução Normativa IMA nº 65/2018; Resolução	Não se aplica	Sim	Sim (Portaria FATMA nº 3/2015; Resolução CONSEMA nº 98/2017)	Não

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	1–Há normativa estadual para licenciamento?	2–Se não, há normativa federal para licenciamento?	3–Há licenciamento estadual de parques eólicos?	4–Há normativa estadual para licenciamento de energia eólica?	5–Documento/estudo técnico estadual sobre energia eólica?
	CONSEMA nº 98/2017)				

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
Região Nordeste					
Bahia	Não se aplica	Não (mas está em revisão)	Sim (para empreendimentos passíveis de causar significativa degradação do meio ambiente)	Sim	Sim (em princípio em todas as situações, exceto para empreendimentos sujeitos a EIA)
Ceará	Não se aplica	Sim	Sim (para empreendimentos localizados em dunas, áreas úmidas, Mata Atlântica, zona costeira, zona de amortecimento de unidades de conservação, áreas utilizadas por aves migratórias, locais que impliquem em inviabilização/remoção de comunidades, áreas com espécies ameaçadas/endêmicas; para empreendimentos de porte excepcional, *i.e.* > 150 MW)	Sim	Sim (para as situações em que a exigência de EIA não se aplica)

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
Maranhão	Não se aplica	Não	Sim (quando houver remoção de população, supressão > 60% da vegetação, intervenção em unidade de conservação ou cavidade subterrânea, ou aerogeradores *offshore*)	Não	Sim (em princípio em todas as situações, exceto para empreendimentos sujeitos a EIA)
Paraíba	Sim (Resolução CONAMA nº 462/2014)	Não se aplica	Sim (para empreendimentos localizados em dunas, áreas úmidas, Mata Atlântica, zona costeira, zona de amortecimento de unidades de conservação, áreas utilizadas por aves migratórias, locais que impliquem em inviabilização/remoção de comunidades, áreas com espécies ameaçadas/endêmicas)	Sim	Sim (para empreendimentos considerados de baixo impacto ambiental pelo órgão licenciador, considerando o porte, a localização e o baixo potencial poluidor da atividade)
Pernambuco	Sim (Resolução	Não	Não	Não se aplica	Sim (em princípio em

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
	CONAMA nº 279/2001)				todas as situações)
Piauí	Não se aplica	Não	Sim (para empreendimentos de pequeno porte, *i.e.* área ≤ 10 ha ou capacidade ≤ 10 MW, e grande potencial de impacto ambiental; para empreendimentos de grande porte, *i.e.* área > 30 ha ou capacidade > 30 MW, e pequeno potencial de impacto ambiental; para empreendimentos de grande porte e médio potencial de impacto ambiental ou médio porte, *i.e.* área entre 10–30 ha e capacidade entre 10–30 MW, e grande potencial de impacto ambiental; para empreendimentos de grande porte e grande	Sim	Sim (para empreendimentos de pequeno porte, *i.e.* área ≤ 10 ha ou capacidade ≤ 10 MW, e médio potencial de impacto ambiental; e para empreendimentos de médio porte, *i.e.* área entre 10–30 ha e capacidade instalada entre 10–30 MW, e pequeno potencial de impacto ambiental; para empreendimentos de médio porte e médio potencial de impacto ambiental exige-se "Plano de Controle Ambiental")

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
			potencial de impacto ambiental)		
Rio Grande do Norte	Sim (Resolução CONAMA nº 462/2014)	Não se aplica	Sim (para empreendimentos localizados em dunas, áreas úmidas, Mata Atlântica, zona costeira, zona de amortecimento de unidades de conservação, áreas utilizadas por aves migratórias, locais que impliquem em inviabilização/remoção de comunidades, áreas com espécies ameaçadas/endêmicas)	Sim	Sim (para empreendimentos considerados de baixo impacto ambiental pelo órgão licenciador, considerando o porte, a localização e o baixo potencial poluidor da atividade)
Sergipe	Sim (Resolução CONAMA nº 462/2014)	Não se aplica	Sim (para empreendimentos localizados em dunas, áreas úmidas, Mata Atlântica, zona costeira, zona de amortecimento de unidades de	Sim	Sim (para empreendimentos considerados de baixo impacto ambiental pelo órgão licenciador, considerando o porte, a localização e o baixo

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
			conservação, áreas utilizadas por aves migratórias, locais que impliquem em inviabilização/remoção de comunidades, áreas com espécies ameaçadas/endêmicas)		potencial poluidor da atividade)
Região Sudeste					
Minas Gerais	Sim (Resolução CONAMA nº 462/2014)	Não se aplica	Sim (para empreendimentos localizados em dunas, áreas úmidas, Mata Atlântica, zona costeira, zona de amortecimento de unidades de conservação, áreas utilizadas por aves migratórias, locais que impliquem em inviabilização/remoção de comunidades, áreas com espécies ameaçadas/endêmicas)	Sim	Sim (para empreendimentos considerados de baixo impacto ambiental pelo órgão licenciador, considerando o porte, a localização e o baixo potencial poluidor da atividade)

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
Rio de Janeiro	Sim (Resolução CONAMA nº 279/2001; Resolução CONAMA nº 462/2014; Decreto Federal nº 8.437/2015)	Não se aplica	Sim (para empreendimentos com potência > 10 MW)	Sim	Sim (para empreendimentos com potência entre 1–10 MW; para empreendimentos com potência < 1 MW exige-se "Estudos Ambientais")
São Paulo	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica
Região Sul					
Paraná	Não se aplica	Não (mas está em revisão)	Sim (para empreendimentos com potência > 10 MW)	Sim	Sim (para empreendimentos com potência ≤ 10 MW)
Rio Grande do Sul	Não se aplica	Sim	Sim (para empreendimentos com porte grande a excepcional, *i.e.* > 100 MW; para empreendimentos localizados nos ambientes descritos pela Resolução CONAMA nº 462/2014; para	Sim	Sim (para empreendimentos eólicos com potência < 100 MW localizados em áreas de muito baixa e baixa sensibilidade ambiental)

Material Suplementar 3 – (continuação)

Estado	6–Há normativa federal para licenciamento de energia eólica?	7– Normativa utilizada é posterior à Resolução CONAMA nº 462/2014?	8– A normativa utilizada prevê realização de EIA?	9– Nas situações previstas, a realização de EIA é mandatória?	10– A normativa utilizada prevê realização de RAS?
			empreendimentos localizados em áreas de alta e média sensibilidade ambiental, áreas de proteção permanente, banhados, Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, áreas capazes de afetar saúde e segurança pública, atividades sócio-econômicas, biota, condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e qualidade dos recursos ambientais)		
Santa Catarina	Não se aplica	Sim	Não	Não se aplica	Sim (para empreendimentos de médio porte, *i.e.* 10–30 MW, e grande porte, *i.e.* > 10 MW; para pequeno porte, *i.e.* 0,1–10 MW, exige-se “Relatório Ambiental Prévio”)

Material Suplementar 4 – Comparação dos estados do Brasil que licenciaram parques eólicos em seu território quanto ao Termo de Referência (TR) que contém as diretrizes para o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), com ênfase na fauna de morcegos. As informações e documentos analisados foram obtidos através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão disponíveis nos sites governamentais (Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

Estado	11–Há TR estadual para a elaboração de EIA?	12–Se sim, o TR é parte integrante de normativa ou disponível online?	13–Se não, há TR de outro âmbito para o EIA?	14–O TR recomenda a coleta de dados primários?	15–Há recomendação sobre duração do período de estudo?
Região Nordeste					
Bahia	Sim	Sim (Resolução CEPRAM nº 4180/2011)	Não se aplica	Sim (para a área de influência direta)	Não
Ceará	Sim	Não	Não se aplica	Sim (para a área de influência direta)	Não
Maranhão	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta)	Não
Paraíba	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta)	Não
Pernambuco	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica
Piauí	Sim*	Não*	Não se aplica*	Sim*	Sim (duração mínima de um ano hidrológico)*
Rio Grande do Norte	Sim	Não	Não se aplica	Sim (para a área de influência direta)	Não
Sergipe	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução	Sim (para a área de influência direta)	Não

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	11–Há TR estadual para a elaboração de EIA?	12–Se sim, o TR é parte integrante de normativa ou disponível online?	13–Se não, há TR de outro âmbito para o EIA?	14–O TR recomenda a coleta de dados primários?	15–Há recomendação sobre duração do período de estudo?
			CONAMA nº 462/2014)		
Região Sudeste					
Minas Gerais	Sim	Sim (disponível online em SEMAD, 2018)	Não se aplica	Sim (para as áreas de influência direta e indireta)	Sim (duração mínima de um ano hidrológico)
Rio de Janeiro	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta)	Não
Região Sul					
Paraná	Sim	Não	Não se aplica	Sim	Não
Rio Grande do Sul	Sim	Não	Não se aplica	Sim (para a área diretamente afetada e área de influência direta)	Não
Santa Catarina	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica

*Termo de Referência não enviado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR) do Piauí; informações extraídas de um Termo de Referência obtido com profissionais da consultoria ambiental.

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	16–Há recomendação sobre os períodos do ano das amostragens?	17–Há recomendação sobre número/frequência das campanhas?	18–Exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?	19–Se sim, inclui a fauna de morcegos?	20–Há informações a serem levantadas sobre os morcegos?
Região Nordeste					
Bahia	Sim (período chuvoso e período seco)	Sim (pelo menos duas campanhas, uma no período chuvoso e outra no seco)	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (identificação e mapeamento dos sítios de reprodução, refúgio, nidificação, deslocamento, dessedentação, áreas de circulação e/ou pouso de aves e quirópteros; identificação de espécies, status de ocorrência, hábito alimentar, altura de vôo, formação e tamanho das colônias, tipos de abrigos preferenciais, abundância)
Ceará	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (habitat)
Maranhão	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (estudo e mapeamento de comportamento sazonal)
Paraíba	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (estudo e mapeamento de

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	16–Há recomendação sobre os períodos do ano das amostragens?	17–Há recomendação sobre número/frequência das campanhas?	18–Exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?	19–Se sim, inclui a fauna de morcegos?	20–Há informações a serem levantadas sobre os morcegos?
					comportamento sazonal)
Pernambuco	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica
Piauí	Sim (período chuvoso e período seco)*	Não*	Sim (aves e quirópteros)*	Sim*	Sim (riqueza de espécies, períodos de ocorrência, status de ocorrência, abundância, informações alimentares, altura de vôo, formação e tamanho de colônias, tipos de abrigos preferenciais)*
Rio Grande do Norte	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (áreas críticas para reprodução, deslocamento, refúgio, nidificação e dessedentação; estudo e mapeamento de comportamento sazonal)
Sergipe	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (estudo e mapeamento de comportamento sazonal)
Região Sudeste					

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	16–Há recomendação sobre os períodos do ano das amostragens?	17–Há recomendação sobre número/frequência das campanhas?	18–Exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?	19–Se sim, inclui a fauna de morcegos?	20–Há informações a serem levantadas sobre os morcegos?
Minas Gerais	Sim (período chuvoso e período seco)	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (riqueza de espécies, status de ocorrência, abundância, informações alimentares, altura de vôo, formação e tamanho de colônias, tipos de abrigo preferenciais)
Rio de Janeiro	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (estudo e mapeamento de comportamento sazonal)
Região Sul					
Paraná	Não	Sim (pelo menos duas campanhas que apresentem diferenças significativas no clima)	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (riqueza de espécies, status de ocorrência, abundância, informações alimentares, reprodutivas e ecológicas, altura de vôo, tipos de abrigo preferenciais, área de vida)
Rio Grande do Sul	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (estudo e mapeamento de comportamento sazonal;

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	16–Há recomendação sobre os períodos do ano das amostragens?	17–Há recomendação sobre número/frequência das campanhas?	18–Exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?	19–Se sim, inclui a fauna de morcegos?	20–Há informações a serem levantadas sobre os morcegos?
					deslocamentos preferenciais, distribuição de altura de voo, sítios de reprodução, nidificação e refúgio)
Santa Catarina	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica

*Termo de Referência não enviado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR) do Piauí; informações extraídas de um Termo de Referência obtido com profissionais da consultoria ambiental.

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	21–Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade na área?	22– Há métodos sugeridos para amostrar morcegos?	23–Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?	24–Há recomendação de monitorar morcegos na instalação e operação?	25–Se sim, há recomendação de fazer buscas por carcaças?
Região Nordeste					
Bahia	Não	Sim (monitoramento bioacústico, redes de neblina e busca ativa por abrigos diurnos)	Sim	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Ceará	Não	Não	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Maranhão	Não	Não	Não se aplica	Não	Não se aplica
Paraíba	Não	Não	Não se aplica	Não	Não se aplica
Pernambuco	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica
Piauí	Não*	Sim (monitoramento bioacústico, busca ativa e redes de neblina em áreas de ocorrência de cavernas)*	Sim*	Não (apenas programa de monitoramento da fauna)*	Não se aplica*
Rio Grande do Norte	Não	Não	Não se aplica	Não (apenas plano de monitoramento de	Não se aplica

Material Suplementar 4 – (continuação)

Estado	21–Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade na área?	22– Há métodos sugeridos para amostrar morcegos?	23–Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?	24–Há recomendação de monitorar morcegos na instalação e operação?	25–Se sim, há recomendação de fazer buscas por carcaças?
				fauna/avifauna)	
Sergipe	Não	Não	Não se aplica	Não	Não se aplica
Região Sudeste					
Minas Gerais	Não	Não	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Rio de Janeiro	Não	Não	Não se aplica	Não	Não se aplica
Região Sul			Não se aplica		Não se aplica
Paraná	Não	Não	Não se aplica	Não (apenas programa de monitoramento de fauna)	Não se aplica
Rio Grande do Sul	Não	Não	Não se aplica	Não (apenas programa de monitoramento de fauna)	Não se aplica
Santa Catarina	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica

*Termo de Referência não enviado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR) do Piauí; informações extraídas de um Termo de Referência obtido com profissionais da consultoria ambiental.

Material Suplementar 5 – Comparação dos estados do Brasil que licenciaram parques eólicos em seu território quanto ao Termo de Referência (TR) que contém as diretrizes para o Relatório Ambiental Simplificado (RAS) ou processo equivalente, com ênfase na fauna de morcegos. As informações e documentos analisados foram obtidos através de solicitações aos órgãos ambientais estaduais via serviços eletrônicos de informações ao cidadão disponíveis nos sites governamentais (Lei Federal nº 12.527/2011), entre março e outubro de 2018.

Estado	26–Há TR estadual para a elaboração de RAS?	27–Se sim, o TR é parte integrante de normativa ou disponível online?	28–Se não, há TR de outro âmbito para o RAS?	29–O TR recomenda a coleta de dados primários?	30–Há recomendação sobre duração do período de estudo?
Região Nordeste					
Bahia	Sim	Sim (Resolução CEPRAM nº 4180/2011)	Não se aplica	Sim (para a área de influência direta)	Não
Ceará	Sim	Não	Não se aplica	Não	Não se aplica
Maranhão	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta, mas apenas na inexistência de dados secundários)	Não
Paraíba	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta, mas apenas na inexistência de dados secundários)	Não
Pernambuco	Não	Não se aplica	Sim (Termo de referência na Resolução CONAMA nº 279/2001)	Não	Não se aplica
Piauí	*	*	*	*	*
Rio Grande do Norte	Sim	Não	Não se aplica	Sim (para a área de influência direta)	Não

Material Suplementar 5 – (continuação)

Estado	26–Há TR estadual para a elaboração de RAS?	27–Se sim, o TR é parte integrante de normativa ou disponível online?	28–Se não, há TR de outro âmbito para o RAS?	29–O TR recomenda a coleta de dados primários?	30–Há recomendação sobre duração do período de estudo?
Sergipe	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta, mas apenas na inexistência de dados secundários)	Não
Região Sudeste					
Minas Gerais	Sim	Sim (disponível online em SEMAD, 2018)	Não se aplica	Não	Não se aplica
Rio de Janeiro	Não	Não se aplica	Sim (Termo de Referência na Resolução CONAMA nº 462/2014)	Sim (para a área de influência direta, mas apenas na inexistência de dados secundários)	Não
Região Sul					
Paraná	Sim	Não	Não se aplica	Sim	Não
Rio Grande do Sul	Sim	Não	Não se aplica	Sim (para a área de influência direta)	Sim (duração mínima de um ano hidrológico)
Santa Catarina	Sim	Sim (Instrução Normativa FATMA nº 53/2015)	Não se aplica	Não	Não se aplica

*Termo de Referência não enviado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR) do Piauí.

Material Suplementar 5 – (continuação)

Estado	31–Há recomendação sobre os períodos do ano das amostragens?	32–Há recomendação sobre número/frequência das campanhas?	33–Exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?	34–Se sim, inclui a fauna de morcegos?	35–Há informações a serem levantadas sobre os morcegos?
Região Nordeste					
Bahia	Sim (período chuvoso e período seco)	Sim (pelo menos duas campanhas, uma no período chuvoso e outra no seco)	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (identificar espécies, status de ocorrência, hábito alimentar, altura de vôo, formação e tamanho das colônias, tipos de abrigos preferenciais)
Ceará	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica	Não se aplica
Maranhão	Não	Não	Sim (aves)	Não	Não se aplica
Paraíba	Não	Não	Sim (aves)	Não	Não se aplica
Pernambuco	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica	Não se aplica
Piauí	*	*	*	*	*
Rio Grande do Norte	Não	Não	Sim (aves)	Não	Não se aplica
Sergipe	Não	Não	Sim (aves)	Não	Não se aplica
Região Sudeste					
Minas Gerais	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica	Não se aplica
Rio de Janeiro	Não	Não	Sim (aves)	Não	Não se aplica

Material Suplementar 5 – (continuação)

Estado	31–Há recomendação sobre os períodos do ano das amostragens?	32–Há recomendação sobre número/frequência das campanhas?	33–Exige avaliação de impacto sobre vertebrados voadores?	34–Se sim, inclui a fauna de morcegos?	35–Há informações a serem levantadas sobre os morcegos?
Região Sul					
Paraná	Não	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Não
Rio Grande do Sul	Sim (período chuvoso e período seco)	Não	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (mapeamento dos locais de importância para quirópteros, locais potenciais de abrigos; riqueza de espécies, status de ocorrência, abundância, informações alimentares, altura de vôo, formação e tamanho de colônias, tipos de abrigo preferenciais; corredores ecológicos)
Santa Catarina	Não se aplica	Não se aplica	Sim (aves e quirópteros)	Sim	Sim (riqueza de espécies, status de ocorrência, abundância, dados de dieta, comportamento alimentar, altura de vôo, formação e tamanho de colônias, tipos de abrigo preferenciais)

*Termo de Referência não enviado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR) do Piauí.

Material Suplementar 5 – (continuação)

Estado	36–Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade na área?	37– Há métodos sugeridos para amostrar morcegos?	38–Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?	39–Há recomendação de monitorar morcegos na instalação e operação?	40–Se sim, há recomendação de fazer buscas por carcaças?
Região Nordeste					
Bahia	Não	Não	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Ceará	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica
Maranhão	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Paraíba	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Pernambuco	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica
Piauí	*	*	*	*	*
Rio Grande do Norte	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica

Material Suplementar 5 – (continuação)

Estado	36–Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade na área?	37– Há métodos sugeridos para amostrar morcegos?	38–Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?	39–Há recomendação de monitorar morcegos na instalação e operação?	40–Se sim, há recomendação de fazer buscas por carcaças?
Sergipe	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Região Sudeste					
Minas Gerais	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Não	Não se aplica
Rio de Janeiro	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não
Região Sul					
Paraná	Não se aplica	Não	Não se aplica	Não (apenas programa de monitoramento de fauna)	Não se aplica
Rio Grande do Sul	Não	Não	Não se aplica	Sim (programa de monitoramento de quirópteros a ser elaborado e apresentado no relatório)	Não

Material Suplementar 5 – (continuação)

Estado	36–Se sim, pede a obtenção de níveis de atividade na área?	37– Há métodos sugeridos para amostrar morcegos?	38–Se sim, a realização de amostragens acústicas está entre eles?	39–Há recomendação de monitorar morcegos na instalação e operação?	40–Se sim, há recomendação de fazer buscas por carcaças?
Santa Catarina	Não	Não	Não se aplica	Não	Não se aplica

*Termo de Referência não enviado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMAR) do Piauí.

MATERIAL SUPLEMENTAR – REFERÊNCIAS

BAHIA. **Decreto nº 14.024, de 6 de junho de 2012**. Aprova o Regulamento da Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que instituiu a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, e da Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Salvador: Diário Oficial do Estado, 7 jun. 2012.

BAHIA. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEPRAM). **Resolução nº 4.180, de 29 de abril de 2011**. Aprova a Norma Técnica NT–01/2011 e seus Anexos, que dispõe sobre o Processo de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos de Geração de Energia Elétrica a partir de fonte eólica no Estado da Bahia. Salvador: Diário Oficial do Estado, 5 mai. 2011.

BENCKE, G. A.; DOTTO, J. C. P.; MÄHLER JR., J. K. F. **Proposta de critérios de exigibilidade de EIA/RIMA e de consulta à gestão do Parque Nacional da Lagoa do Peixe em processos de licenciamento ambiental de empreendimentos eólicos com potencial interferência sobre aves migratórias**. Porto Alegre: Museu de Ciências Naturais/Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2017. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/Documentos_e_PDFs/Eolica/criterios_lagoa_peixe%201.pdf. Acesso em: 12 nov. 2018.

BRASIL. **Decreto nº 8.437, de 22 de abril de 2015**. Regulamenta o disposto no art. 7º, caput, inciso XIV, alínea "h", e parágrafo único, da Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011, para estabelecer as tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será de competência da União. Brasília: Diário Oficial da União, 23 abr. 2015.

BRASIL. **Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011**. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília: Diário Oficial da União, 9 dez. 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.527, de 18 de novembro de 2011**. Regula o acesso a informações previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei nº 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei nº 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei nº 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 18 nov. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, 22 dez. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 279, de 27 de junho de 2001**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, 29 jun. 2001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 462, de 24 de julho de 2014**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA nº 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 25 jul. 2014.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). **Instrução Normativa nº 2, de 28 de agosto de 2014**. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 8 set. 2014.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). **Instrução Normativa nº 4, de 26 de dezembro de 2013**. Estabelece normas e procedimentos a serem seguidos pela SEMACE nas diversas etapas e fases do licenciamento ambiental dos empreendimentos, obras ou atividades utilizadores de recursos ambientais, potencial ou efetivamente poluidoras, bem como aqueles que causem, sob qualquer forma, degradação ambiental. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 30 dez. 2013.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 3, de 3 de março de 2016**. Dispõe sobre os critérios e procedimentos simplificados para a implantação de sistemas de micro e minigeração distribuída de energia elétrica, a partir de fontes renováveis. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 7 abr. 2016.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 5, de 12 de julho de 2018**. Dispõe sobre a simplificação e atualização dos procedimentos, critérios e parâmetros aplicados aos processos de licenciamento e autorização ambiental no âmbito da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE para os empreendimentos de geração de energia elétrica por fonte eólica no estado do Ceará. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 30 jul. 2018.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 10, de 11 de junho de 2015**. Dispõe sobre a atualização dos procedimentos, critérios, parâmetros e custos aplicados aos processos de licenciamento e autorização ambiental no âmbito da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 7 jul. 2015.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (MINAS GERAIS). **Utilização da energia eólica no Estado de Minas Gerais: aspectos técnicos e o meio ambiente**. Belo Horizonte: FEAM, 2013. Disponível em: http://www.feam.br/images/stories/2013/comunicado%20tcnico%202%20gemuc%20-%20vf_.pdf. Acesso em: 12 nov. 2018.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (RIO GRANDE DO SUL). **Compilação de estudos, metodologias, dados técnicos e conclusões como subsídios as diretrizes ambientais para implantação de empreendimentos eólicos no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM, 2014a. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/Documentos_e_PDFs/Eolica/ANEXO%20II%20-%20COMPILA%C3%87%C3%83O%20ver22-12.pdf. Acesso em: 12 nov. 2018.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (RIO GRANDE DO SUL). **Diretrizes e condicionantes para licenciamento ambiental nas regiões com potencial eólico do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM,

2014b. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/Documentos_e_PDFs/Eolica/ANEXO%20I%20-%20DIRETRIZES%20ver22-12.pdf. Acesso em: 12 nov. 2018.

MARANHÃO. **Decreto nº 13.494, de 12 de novembro de 1993**. Regulamenta o Código de Proteção do Meio Ambiente do Estado do Maranhão (Lei 5.405/92). São Luís: Diário Oficial do Estado, 24 nov. 1993.

MARANHÃO. **Lei nº 5.405, de 8 de abril de 1992**. Institui o Código de Proteção de Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Estadual de Meio Ambiente e o uso adequado dos recursos naturais do Estado do Maranhão. São Luís: Diário Oficial do Estado, 24 abr. 1992.

MARANHÃO. **Lei nº 9.412, de 13 de julho de 2011**. Regulamenta a Compensação Ambiental no âmbito do Estado do Maranhão. São Luís: Diário Oficial do Estado, 18 jul. 2011.

MARANHÃO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA). **Portaria nº 74, de 12 de junho de 2013**. São Luís: Diário Oficial do Estado, 19 jun. 2013.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Deliberação Normativa nº 217, de 6 de dezembro de 2017**. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locacionais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário Oficial do Estado, 8 dez. 2017.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Deliberação Normativa nº 222, de 23 de maio de 2018**. Define critérios para o licenciamento ambiental estadual de que trata o art. 4º B, da Lei nº 15.979, de 13 de janeiro de 2006. Belo Horizonte: Diário Oficial do Estado, 30 mai. 2018.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Resolução nº 1, de 5 de outubro de 1992**. Belo Horizonte: Diário Oficial do Estado, 8 out. 1992.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMA); Instituto Ambiental do Paraná (IAP). **Resolução nº 9, de 3 de novembro de 2010**. Dá nova redação a Resolução Conjunta SEMA/IAP nº 5/2010, estabelecendo procedimentos para licenciamentos de unidades de geração, transmissão e distribuição de energia elétrica no Estado do Paraná. Curitiba: Diário Oficial do Estado, 8 nov. 2010.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Resolução nº 65, de 1 de julho de 2008**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece critérios e procedimentos a serem adotados para as atividades poluidoras, degradadoras e/ou modificadoras do meio ambiente e adota outras providências. Curitiba: Diário Oficial do Estado, 8 jul. 2008.

PERNAMBUCO. **Lei nº 14.249, de 17 de dezembro de 2010**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, e dá outras providências. Recife: Diário Oficial do Estado, 18 dez. 2010.

PIAUÍ. **Lei nº 4.854, de 10 de julho de 1996**. Dispõe sobre a política de meio ambiente do Estado do Piauí e dá outras providências. Teresina: Diário Oficial do Estado, 12 jul. 1996.

PIAUÍ. Conselho Estadual do Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano (CONSEMA). **Resolução nº 10, de 25 de novembro de 2009**. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial de impacto ambiental, de empreendimentos e atividades modificadoras do meio ambiente passíveis de declaração de baixo impacto ou de licenciamento ambiental no nível estadual, determina estudos ambientais compatíveis com o potencial de impacto ambiental e dá outras providências. Teresina: Diário Oficial do Estado, 15 jan. 2010.

RIO DE JANEIRO. **Decreto nº 44.820, de 2 de junho de 2014**. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental – SLAM e dá outras providências. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 3 jun. 2014.

RIO DE JANEIRO. **Lei nº 1.356, de 3 de outubro de 1988**. Dispõe sobre os procedimentos vinculados à elaboração, análise e aprovação dos estudos de impacto ambiental. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 5 out. 1988.

RIO DE JANEIRO. Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONEMA). **Resolução nº 69, de 16 de dezembro de 2015**. Estabelece procedimento simplificado para o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos de baixo impacto ambiental no âmbito do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 12 jan. 2016.

RIO DE JANEIRO. Instituto Estadual do Ambiente (INEA). **Resolução nº 136, de 15 de janeiro de 2016**. Estabelece procedimento simplificado para o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos de baixo impacto ambiental no âmbito do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 19 jan. 2016.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 272, de 3 de março de 2004**. Regulamenta os artigos 150 e 154 da Constituição Estadual, revoga as Leis Complementares Estaduais nº 140, de 26 de janeiro de 1996, e nº 148, de 26 de dezembro de 1996, dispõe sobre a Política e o Sistema Estadual do Meio Ambiente, as infrações e sanções administrativas ambientais, as unidades estaduais de conservação da natureza, institui medidas compensatórias ambientais, e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 17 abr. 2004.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 336, de 12 de dezembro de 2006**. Altera a Lei Complementar Estadual nº 272, de 03 de março de 2004 e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 13 dez. 2006.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 380, de 26 de dezembro de 2008**. Altera a Lei Complementar Estadual nº 272, de 03 de março de 2004, modifica o nome do Instituto de Defesa do Meio Ambiente do RN e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 27 dez. 2008.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 558, de 22 de dezembro de 2015**. Altera a Lei Complementar Estadual nº 272, de 3 março de 2004, e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 23 dez. 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 14, de 1 de fevereiro de 2018**. Introduz alteração na Portaria FEPAM nº 118/2014, que dispõe acerca da regulamentação do art. 3º da resolução CONAMA 462/2014 e estabelece os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia a partir da fonte eólica, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 9 fev. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 61, de 28 de maio de 2015**. Dispõe sobre os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia eólica, no Rio Grande do Sul, e estabelece o índice exigível na aplicação de recursos financeiros das respectivas medidas compensatórias. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 2 jun. 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 118, de 1 de dezembro de 2014**. Dispõe acerca da regulamentação do art. 3º da resolução CONAMA 462/2014 e estabelece os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia a partir da fonte eólica, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 4 dez. 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 121, de 9 de dezembro de 2014**. Altera a redação do parágrafo 2º do artigo 3º da Portaria FEPAM nº 118/2014 que dispõe acerca da regulamentação do art. 3º da resolução CONAMA 462/2014 e estabelece os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia a partir da fonte eólica, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 12 dez. 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Resolução nº 372, de 22 de fevereiro de 2018**. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 2 mar. 2018.

SANTA CATARINA. **Decreto nº 2.955, de 20 de janeiro de 2010**. Estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental a ser seguido pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA, inclusive suas Coordenadorias Regionais – CODAMs, e estabelece outras providências. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 20 jan. 2010.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). **Portaria nº 3, de 5 de janeiro de 2015**. Atualiza a Instrução Normativa – IN 01, relativa ao Comércio de Combustíveis Líquidos e Gasosos e a Instrução Normativa – IN 53, relativa à Produção de Energia Eólica. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 12 jan. 2015.

SANTA CATARINA. Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA). **Portaria nº 278, de 14 de dezembro de 2018**. Aprova a instituição do Enunciado IMA 02, que visa "Estabelecer o conteúdo mínimo para a apresentação ao IMA do Plano de Encerramento de atividades e empreendimentos licenciáveis". Atualiza as Instruções Normativas IN 03, relativa ao Parcelamento do Solo; IN 04, relativa a Atividades Industriais; IN 06, relativa a

Condomínios, Atividade de Hotelaria e Complexos Turísticos e de Lazer; IN 65, relativa a Atividades Diversas e IN 69, relativa a Criação de Animais Confinados. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 18 dez. 2018.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina (CONSEMA). **Resolução nº 98, de 5 de maio de 2017**. Aprova, nos termos do inciso XIII, do art. 12, da Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009, a listagem das atividades sujeitas ao licenciamento ambiental, define os estudos ambientais necessários e estabelece outras providências. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 6 jul. 2017.

SÃO PAULO. **Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Diário Oficial do Estado, 9 set. 1976.

SÃO PAULO. **Decreto nº 62.973, de 28 de novembro de 2017**. Dá nova redação a dispositivos do Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, e a dispositivos do Decreto nº 47.400, de 4 de dezembro de 2002, que regulamenta disposições da Lei nº 9.509, de 20 de março de 1997, referentes ao licenciamento ambiental. São Paulo: Diário Oficial do Estado, 29 nov. 2017.

SEMAD – SECRETÁRIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (MINAS GERAIS). **Termos de Referência**. Disponível em: http://www.meioambiente.mg.gov.br/regularizacao-ambiental/termos-de-referencia. Acesso em: 12 nov. 2018.

SERGIPE. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Resolução nº 6, de 29 de julho de 2008**. Dispõe sobre procedimentos administrativos do licenciamento ambiental, critérios de enquadramento e tipificação de atividades e empreendimentos potencialmente causadores de degradação ambiental e fixação de custos operacionais e de análise das Licenças Ambientais e Autorizações. Aracaju: Diário Oficial do Estado, 13 ago. 2008.

3 MORCEGOS E PARQUES EÓLICOS: DIRETRIZES PARA ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL NO BRASIL

3.1 RESUMO

A energia eólica é uma das fontes que mais cresce no Brasil e milhares de aerogeradores já estão em operação no país, com outros milhares com instalação prevista para os próximos anos. Embora necessária, há evidências que a produção de energia eólica pode impactar negativamente os morcegos. Frente à magnitude do número de parques e aerogeradores, o país precisa de um sistema de licenciamento ambiental eficiente que assegure a compatibilização da geração de eletricidade com a conservação da biodiversidade. Entretanto, as normativas atuais para o licenciamento ambiental de energia eólica no Brasil têm falhas e precisam ser melhoradas. Este capítulo apresenta um conjunto de sugestões que compõem um protocolo mínimo para a realização de estudos e monitoramentos de impacto envolvendo morcegos e parques eólicos no Brasil. As diretrizes foram elaboradas de acordo com as perguntas que necessitam ser respondidas nas três fases do licenciamento ambiental: Licença Prévia (pré-construção), Licença de Instalação (construção) e Licença de Operação (pós-construção). O protocolo apresenta dois componentes principais: (1) monitoramento de médio/longo prazo da composição de espécies e atividade de morcegos durante a pré-instalação, instalação e operação; e (2) monitoramento da mortandade de morcegos durante a operação das turbinas eólicas. Para o primeiro componente, indicamos a realização de amostragens acústicas, capturas com redes de neblina (opcional) e buscas por colônias e, para o segundo, buscas regulares por carcaças ao redor dos aerogeradores, testes de eficiência do observador e experimentos de remoção de carcaças por carniceiros. Estas diretrizes representam um primeiro esforço no sentido de contribuir para a melhoria das avaliações de impacto ambiental, auxiliando consultores, empreendedores e órgãos governamentais envolvidos no licenciamento de energia eólica no Brasil.

Palavras-chave: Avaliação de impacto. Chiroptera. Energias renováveis. Metodologia. Licenciamento ambiental.

3.2 INTRODUÇÃO

A energia eólica é uma importante e necessária fonte de eletricidade para o Brasil. Entretanto, como todas as formas de produção de eletricidade, ela não está isenta de impactos sobre a biodiversidade. Pesquisas conduzidas em várias partes do planeta apontam que a fauna alada, e em especial os morcegos, podem ser afetados pela geração eólica (ARNETT *et al*., 2008; CHOU *et al*., 2017; SCHUSTER; BULLING; KÖPPEL, 2015). Potencialmente, a instalação de parques eólicos pode resultar em perda ou alteração dos habitats locais para morcegos (RODRIGUES *et al*., 2015), e também em interferência na conectividade da paisagem em uma escala mais ampla (ROSCIONI *et al*., 2014). Porém, o impacto mais preocupante ocorre durante a operação, quando morcegos podem morrer por colisão ou barotrauma, ferimentos no sistema respiratório decorrentes de mudanças de pressão ao redor das turbinas (ROLLINS *et al*., 2012). Fatalidades de morcegos já foram documentadas para o Brasil (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015), onde o rápido aumento na produção nacional de energia eólica torna o impacto potencial de aerogeradores um dos principais fatores capazes de afetar a conservação de morcegos em curto e médio prazo (BERNARD *et al*., 2012). De fato, os poucos dados disponíveis apontam a morte de mais de 300 morcegos ao longo de três anos em um empreendimento eólico de grande porte no sul do país (BARROS *et al*., 2015).

Em função das possíveis altas taxas de mortandade, os morcegos constituem um grupo chave nos estudos de impacto ambiental exigidos durante o processo de licenciamento de novos parques eólicos. No Brasil, diferentes tipos de estudos ambientais são realizados de acordo com diretrizes contidas em termos de referência (TRs) elaborados pelos órgãos licenciadores (MMA, 2009). O licenciamento ambiental pode ser realizado em nível federal, estadual ou municipal, de acordo com critérios baseados principalmente na localização e dimensão dos impactos potenciais do empreendimento (BRASIL, 1997). Uma vez que poucos empreendimentos localizam-se em áreas de competência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (e.g. regiões transfronteiriças, unidades de conservação federais, terras indígenas ou mais de um estado), e a maior parte dos municípios não se encontram estruturalmente capacitados para realizar licenciamento ambiental, a maioria dos empreendimentos tem sido licenciada pelos órgãos ambientais estaduais (MMA, 2009). Como resultado, os TRs emitidos para cada processo de

licenciamento podem variar entre os diferentes estados brasileiros em termos de orientações e exigências quanto ao conteúdo e abrangência dos estudos ambientais.

Neste contexto, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou em 2014 uma resolução com o objetivo de estabelecer procedimentos para o licenciamento de empreendimentos eólicos em superfície terrestre no Brasil, propondo TRs para a elaboração dos estudos de impacto ambiental (Resolução CONAMA nº 462/2014; BRASIL, 2014). Porém, esse documento foi considerado pouco preciso em relação ao nível de detalhamento das instruções para avaliação, monitoramento e mitigação do impacto de parques eólicos sobre a fauna de quirópteros em uma análise comparativa com legislações de outros países (VALENÇA; BERNARD, 2015). Dentre sete legislações avaliadas (incluindo as de Portugal, dos estados americanos da Pensilvânia e Califórnia, e das províncias canadenses de Ontário e Alberta), a brasileira é a única que não especifica diretrizes básicas como duração, métodos e esforço amostral a serem empregados nos estudos durante as diferentes etapas do licenciamento (VALENÇA; BERNARD, 2015).

O Brasil é um país com dimensões continentais, alta produção de energia eólica (GWEC, 2017) e alta diversidade de morcegos (NOGUEIRA *et al*., 2014), mas os padrões de mortandade de morcegos causada por aerogeradores ainda são pouco conhecidos no país (e.g. BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015). A inexistência de um protocolo técnico criterioso compromete a qualidade das avaliações de impacto de parques eólicos sobre morcegos e a comparação entre estudos de diferentes regiões brasileiras. Assim, reconhecendo a importância da fonte eólica na matriz energética brasileira, e considerando que é possível e necessário melhorar os processos de licenciamento ambiental, aqui é apresentado um protocolo para avaliações de impacto envolvendo morcegos e parques eólicos no Brasil. O presente documento é uma parceria entre o Laboratório de Ciência Aplicada à Conservação da Biodiversidade (Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Pernambuco) e a Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros, que estabeleceram um grupo de trabalho específico sobre este tema (Comitê de Licenciamento Ambiental; veja BARROS *et al*., 2018). Após a pesquisa e a análise de documentos de vários países, foi produzido um protocolo com métodos, técnicas e esforços que os membros deste grupo de trabalho consideram mínimos para uma correta avaliação dos possíveis impactos ambientais de parques eólicos sobre a fauna de morcegos do Brasil.

Nesta iniciativa pioneira, buscou-se através da disponibilização de forma ampla e irrestrita deste documento o estabelecimento de um canal de diálogo entre pesquisadores,

consultores, gestores ambientais, empreendedores e órgãos governamentais envolvidos nos processos de geração e transmissão de eletricidade no Brasil. O objetivo principal é contribuir para a melhoria dos processos de licenciamento ambiental no país, de forma a permitir que a produção de eletricidade e a conservação da fauna de morcegos e de seus importantes serviços ecológicos possam conviver de forma sustentável em território nacional. Neste cenário, a elaboração destas diretrizes visa: (1) aumentar a eficácia dos estudos de impacto ambiental em evitar, minimizar ou mitigar o efeito negativo da instalação/operação de aerogeradores sobre as populações de morcegos; (2) promover um nível mínimo de padronização entre os diferentes estudos, de forma a aumentar a comparabilidade das informações resultantes; (3) subsidiar o levantamento de dados necessários para preencher lacunas de informação sobre a interação entre morcegos e parques eólicos no contexto brasileiro; e (4) facilitar a fiscalização dos trabalhos de consultoria ambiental por parte dos órgãos ambientais.

3.3 MÉTODOS E LITERATURA DE SUPORTE

O primeiro passo para a elaboração do desenho amostral de um estudo de natureza descritiva ou diagnóstica é a definição precisa de seus objetivos, de modo a garantir que os dados coletados sejam relevantes (KOTHARI, 2004). De forma geral, os objetivos das avaliações e monitoramentos durante o processo de licenciamento são antecipar e prevenir possíveis impactos ambientais. Portanto, devem ser identificados os impactos potenciais e as possíveis medidas para evitá-los, minimizá-los ou, em último caso, compensá-los em cada fase da implantação do empreendimento (e.g. planejamento, construção, atividade) (PESTE *et al*., 2015). O principal impacto potencial de um parque eólico sobre a fauna de morcegos é o risco de morte por colisão e/ou barotrauma com turbinas eólicas (SCHUSTER; BULLING; KÖPPEL, 2015). Entretanto, podem ocorrer também impactos indiretos como perturbação (e.g. ruído, modificação de ecos refletidos pelas pás em movimento que poderiam dificultar a ecolocalização), alteração ou perda de habitats utilizados como área de forrageio, abrigo e/ou rota de deslocamento diário ou de migração (LONG; FLINT; LEPPER, 2010; ROSCIONI *et al*., 2014; RODRIGUES *et al*., 2015), que possivelmente resultam em menor atividade de morcegos nas proximidades de turbinas eólicas (MILLON *et al*., 2018; MINDERMAN *et al*. 2017).

Uma vez identificados os impactos potenciais diretos e indiretos de parques eólicos sobre morcegos e possíveis formas de evitá-los, foram definidas quais informações precisam

ser levantadas e os métodos básicos necessários para obtê-las durante o trabalho de campo. Estas recomendações basearam-se em uma ampla revisão das informações disponíveis na literatura científica, especialmente de artigos com enfoque metodológico (e.g. BERNARDINO *et al*., 2013; HUSO *et al*., 2016; KATZNER *et al*., 2016; KORNER-NIEVERGELT *et al*., 2015; KUNZ *et al*., 2007a; PESTE *et al*., 2015; PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014; REYES *et al*., 2016) e de padrões gerais de mortandade de morcegos em parques eólicos (e.g. ARNETT *et al*., 2008; BAERWALD; BARCLAY, 2011; BARCLAY; BAERWALD; GRUVER, 2007; CRYAN *et al*., 2014; CRYAN; BARCLAY, 2009; FERREIRA *et al*., 2015; RYDELL *et al*., 2010a; VOIGT *et al*., 2012). Além disso, foram consultadas várias diretrizes para estudos de impacto ambiental propostas para diferentes regiões ao redor do mundo, como o estado brasileiro do Rio Grande do Sul (RAMOS PEREIRA *et al*., 2017), Chile (SAG, 2015), América Latina e Caribe (RELCOM, 2016), províncias canadenses de Ontário (ONTARIO, 2011) e Alberta (ALBERTA, 2011), Portugal (ICNF, 2017), Espanha (ATIENZA *et al*., 2012), Reino Unido (JONES *et al*., 2009) e Europa (RODRIGUES *et al*., 2015).

As diretrizes foram divididas em três seções de acordo com o sistema brasileiro de licenciamento. O licenciamento ambiental no Brasil é realizado pela emissão de licenças que "estabelecem as condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas pelo empreendedor, pessoa física ou jurídica, para localizar, instalar, ampliar e operar empreendimentos ou atividades utilizadoras dos recursos ambientais consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou aquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental" (MMA, 2009). Estas licenças são emitidas para cada fase da atividade ou empreendimento, em um processo que apresenta três etapas básicas: (1) Licença Prévia, (2) Licença de Instalação e (3) Licença de Operação (Resolução CONAMA nº 237/1997; BRASIL, 1997). O principal instrumento do processo de licenciamento brasileiro é a elaboração de um Estudo de Impacto Ambiental (EIA), com o objetivo de realizar um diagnóstico ambiental e uma análise dos impactos potenciais do projeto, e de propor medidas mitigadoras e programas de monitoramento dos impactos durante a implantação e operação do empreendimento. Desta forma, foram elaboradas diretrizes para a elaboração do EIA e também para os programas de monitoramento posteriores, contemplando todas as fases do licenciamento ambiental (pré-instalação, instalação e pós-instalação). Considerando tanto os impactos diretos como indiretos associados ao processo de construção de um parque eólico, as

diretrizes aqui propostas e o programa de avaliação de impacto como um todo são compostos por dois componentes (Figura 1):

(1) Levantamento e monitoramento da composição de espécies e da atividade de morcegos (a ser desenvolvido em todas as fases do licenciamento) – Necessário para prever os impactos diretos e indiretos do parque eólico sobre os morcegos, e posteriormente para verificar e acompanhar a ocorrência de possíveis efeitos destes impactos na ocorrência e atividade de morcegos na área. Este é um estudo de médio prazo do tipo "antes-e-depois", a partir do levantamento de informações sobre as populações residentes e/ou migratórias a serem comparadas entre as diferentes fases do licenciamento ambiental.

(2) Monitoramento da mortandade de morcegos por colisão/barotrauma com turbinas eólicas (a ser desenvolvido na fase de operação) – Fundamental para verificar a ocorrência e a dimensão dos casos de mortandade direta por colisão e/ou barotrauma com os aerogeradores, que poderão subsidiar a proposição de medidas mitigatórias para a área de estudo.

3.4 LICENÇA PRÉVIA (FASE DE PRÉ-CONSTRUÇÃO)

A Licença Prévia (LP) é "concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade aprovando sua localização e concepção, atestando a viabilidade ambiental e estabelecendo os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases de sua implementação" (BRASIL, 1997). Nesta fase, é necessário levantar dados para verificar se os impactos previstos sobre a quiropterofauna são pequenos ou aceitáveis o suficiente para admitir a construção do parque eólico na localização proposta. Uma vez que o empreendimento seja considerado viável, a principal decisão disponível no sentido de evitar ou minimizar possíveis impactos sobre morcegos é a localização dos aerogeradores e estruturas associadas. Uma vez que morcegos apresentam preferência por determinados tipos de habitat como área de forrageio, abrigo e deslocamentos diários ou sazonais (BARROS; PESSOA; RUI, 2014; ELMORE; MILLER; VILELLA, 2004; MORRIS; MILLER; KALCOUNIS-RUEPPELL, 2010), estas zonas devem ser identificadas e evitadas para a construção das turbinas eólicas (Figura 2), a fim de minimizar o risco de fatalidade e a perda ou alteração de habitats relevantes para a quiropterofauna (BAERWALD; BARCLAY, 2009; ROSCIONI *et al*., 2014).

Além disso, os estudos necessários para a obtenção da LP constituem a primeira etapa de uma avaliação de médio prazo dos impactos indiretos previstos de um determinado parque eólico sobre morcegos. Considerando a necessidade de avaliar a ocorrência e mitigar possíveis impactos negativos ao longo das fases subsequentes do empreendimento, também é necessário levantar informações sobre as populações residentes e/ou migratórias de morcegos que serão comparadas com os dados obtidos durante a instalação e operação do parque eólico. Desta forma, além de indicar o melhor posicionamento de aerogeradores e estruturas de suporte, os dados obtidos durante a pré-instalação servirão para testar a ocorrência de flutuações nos padrões de composição e atividade de morcegos ao longo do tempo na área de estudo. Possíveis variações nestes parâmetros na área antes, durante e depois da construção de um parque eólico serão indicativas da ocorrência de impacto sobre o grupo.

3.4.1 Componente 1: Monitoramento da composição e da atividade de morcegos

3.4.1.1 Objetivos gerais

A fase de pré-instalação constitui a primeira etapa do programa de avaliação de impacto, que resultará na elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Esta fase tem como objetivos gerais:

(1) Prever os possíveis impactos diretos (mortandade) e indiretos (alteração/destruição de habitat) provenientes da construção e operação do parque eólico sobre os morcegos;
(2) Com base nos impactos previstos, verificar a viabilidade do empreendimento;
(3) Indicar as alternativas locacionais para os aerogeradores e estruturas associadas que tendem a minimizar a ocorrência de impactos (diretos e indiretos);
(4) Construir um banco de dados sobre presença e atividade de morcegos na área de estudo, que deverá ser comparado às fases de construção e operação para analisar os efeitos das obras e atividade do parque eólico sobre a fauna de morcegos.

3.4.1.2 Objetivos específicos

Para embasar as previsões e decisões relacionadas aos objetivos gerais, o EIA deve identificar e apresentar:

(1) A lista de espécies de morcegos com ocorrência na área, especialmente aquelas com risco de mortandade por turbinas eólicas ou especialmente sensíveis a alterações de habitat;
(2) Os habitats relevantes para morcegos, incluindo áreas de forrageio, rotas de deslocamento entre áreas de abrigo e alimentação, rotas ou escalas de eventos migratórios (se apropriado), e áreas de abrigo diurno e congregações de morcegos;
(3) Os períodos do ano e as respectivas condições climáticas associadas a eventos de grande atividade de morcegos.

O levantamento dessas informações fornecerá os primeiros indícios sobre a probabilidade de a instalação de um parque eólico resultar em impactos negativos sobre a quiropterofauna, e servirá de subsídio para a proposição de medidas mitigatórias e programas de monitoramento subsequentes.

3.4.1.3 Métodos

Além da obtenção de dados secundários em fontes apropriadas (e.g. literatura científica, documentos governamentais, mapas locais, dados internos da empresa de consultoria etc), dados primários devem ser coletados em campo durante pelo menos um ano antes do início das obras. Tanto nas regiões brasileiras temperadas onde há quatro estações bem definidas (verão, outono, inverno e primavera) como nas regiões tropicais onde há principalmente duas estações (estação chuvosa e seca), o intervalo máximo entre as campanhas de coleta de dados deve ser de três meses com no mínimo uma campanha por estação.

Para evitar que alterações nos padrões de ocorrência, abundância e atividade das espécies de morcegos sejam incorretamente associadas à construção/operação do parque eólico nas comparações com as próximas fases do monitoramento, recomendamos monitorar uma ou mais área(s) controle(s) nas proximidades do empreendimento, que apresente os mesmos tipos de habitat e vegetação (RODRIGUES *et al*., 2015). Tanto no parque eólico como na área controle, deve-se dedicar atenção especial à escolha dos locais de amostragem, que devem ser selecionados de forma que possam ser mantidos ao longo dos próximos cinco anos (tempo aproximado de duração do monitoramento), a fim de assegurar a comparabilidade entre as diferentes fases do licenciamento.

As amostragens devem ser realizadas necessariamente em noites não chuvosas e preferencialmente durante as fases escuras da lua e, uma vez que morcegos podem reduzir a

atividade durante a chuva (VOIGT *et al*., 2011) e apresentar fobia lunar (ESBÉRARD, 2007). Para atingir os três objetivos específicos do EIA, *i.e.* identificar as espécies, locais e períodos do ano com maior atividade de morcegos na área do parque eólico, a coleta de dados em campo deve utilizar, conjuntamente, três métodos: amostragens acústicas, capturas de morcegos com redes de neblina (se apropriado) e buscas por abrigos. Estes métodos são complementares, pois apresentam viés para a detecção de diferentes táxons de quirópteros e portanto aumentam a probabilidade de que um maior número de espécies seja registrado para a área de influência do parque eólico.

3.4.1.3.1 Monitoramento acústico

No hemisfério norte, a maioria das espécies de morcegos que morrem em parques eólicos são insetívoros aéreos caçadores de espaços abertos (ARNETT *et al*., 2008; CAMINA, 2012), *i.e.* morcegos que forrageiam em alturas elevadas acima do solo ou dossel (SCHNITZLER; KALKO, 2001). Informações para os Neotrópicos são mais escassas, mas o mesmo padrão já foi observado no Brasil (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015) e em outros países latinoamericanos (ESCOBAR *et al*., 2015; RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). A necessidade de gravar morcegos ocorre porque, em função da altura de voo e da eficiência da ecolocalização, este grupo de morcegos é pouco capturado em redes de neblina, mas possuem vocalizações de alta intensidade e podem ser facilmente registrados com detectores de morcegos. Redes funcionam bem para capturar morcegos frugívoros e nectarívoros, que voam mais baixo junto à vegetação, e possivelmente em função disso não morrem (ou morrem em menor frequência) em parques eólicos. Dessa forma, o uso de redes e de detectores de morcegos é complementar, uma vez que cada método é eficiente para amostrar diferentes grupos de morcegos. Porém, gravações das vocalizações de morcegos são ainda mais importantes do que o uso de redes de neblina quando se trata de estudos de impacto de parques eólicos, pois os morcegos insetívoros aéreos são o grupo que apresenta maior potencial de ser impactado pelos aerogeradores. Além disso, amostragens acústicas de morcegos apresentam duas vantagens adicionais: são um método não invasivo e requerem baixo esforço durante o trabalho em campo.

Devem ser realizadas gravações das vocalizações de morcegos com a utilização de detectores de ultrassons (ver PARSONS; SZEWCZAK, 2009), em todos os tipos de habitats relevantes para morcegos na área de influência do parque eólico. Habitats relevantes correspondem principalmente aos locais com presença de vegetação arbórea e de corpos d'água, tanto naturais como artificiais (e.g. florestas, grupos/linhas de árvores "quebra-vento", rios, lagoas, áreas alagadas), ambientes que geralmente apresentam alta atividade de morcegos (BARROS; PESSOA; RUI, 2014; HINTZE *et al*., 2016a; LUMSDEN; BENNETT, 2005). Recomendamos a realização de monitoramento acústico passivo: devem ser selecionados pontos fixos, representativos dos tipos de habitat que se deseja amostrar, onde detectores de morcegos serão instalados para que permaneçam gravando ao longo da noite. Este método apresenta as vantagens de ser mais econômico em termos de logística e permitir amostragens de maior duração – em contraste com técnicas de monitoramento ativo nas quais o consultor percorre transectos na área de estudo.

Em cada noite, devem ser utilizados no mínimo dois detectores de morcegos operando simultaneamente, durante pelo menos 12 horas a partir do horário do por do sol, de forma a amostrar dois pontos diferentes por noite. As amostragens acústicas devem ser realizadas não apenas no nível do solo, mas também na altura de alcance das pás dos aerogeradores que serão instalados. Para isso, detectores automatizados devem ser acoplados às torres meteorológicas que sempre estão presentes na área (ou alternativamente em balões de hélio ou drones etc), a alturas que incluam a área de rotação das pás das turbinas eólicas (ver KUNZ *et al*., 2007a; RODRIGUES *et al*., 2015). As amostragens acústicas devem contemplar a altura das turbinas porque a composição de espécies e os níveis de atividade de morcegos variam entre diferentes alturas (COLLINS; JONES, 2009). Uma vez que as colisões ocorrem na altura das pás em movimento, amostragens com detectores de ultrassons apenas no nível do solo podem não representar a situação da atividade de morcegos em alturas superiores (> 30 m) e tendem a subestimar os impactos potenciais associados à implantação de parques eólicos (KUNZ *et al*., 2007a).

As vocalizações devem ser gravadas no modo *frequency division*, *zero-crossing*, *time expansion*, ou *full spectrum*, que possibilitam a identificação taxonômica das chamadas de ecolocalização. O modo *full spectrum* (gravação direta sem transformação dos ultrassons) é preferível, pois gera gravações de alta resolução e facilita a identificação taxonômica correta das chamadas de ecolocalização. As chamadas devem ser identificadas até o menor nível taxonômico possível (espécie, gênero ou família) com a utilização de programas de análise de

som e bibliografia de referência (e.g; JUNG; KALKO; VON HELVERSEN, 2007; JUNG; MOLINARI; KALKO, 2014; LÓPEZ-BAUCELLS *et al*., 2016; MACÍAS; MORA; GARCÍA, 2006; WILLIAMS-GUILLÉN; PERFECTO, 2011). Um instrumento útil para a identificação dos sinais de ecolocalização dos estudos de impacto ambiental foi recentemente publicado por Arias-Aguilar *et al*. (2018); este artigo disponibiliza uma chave ilustrada de identificação acústica dos morcegos brasileiros. Não é recomendado que a identificação das espécies seja feita unicamente por classificação automática dos sinais com o uso de softwares (e.g. Kaleidoscope Pro, SonoChiro), uma vez que as taxas de acerto na identificação de espécies da fauna brasileira de morcegos são muito baixas (8–25%) (HINTZE *et al*., 2016b). A supervisão e validação das identificações taxonômicas por pessoal qualificado são obrigatórias.

A partir das chamadas de ecolocalização devem ser obtidos índices de atividade de morcegos. Estes índices devem ser apresentados como um determinado parâmetro que represente atividade de morcegos por uma unidade temporal (e.g. minutos, noites) ou espacial (e.g. ponto de amostragem, tipo de habitat). Parâmetros comumente utilizados como *proxy* de atividade incluem número de sequências contendo pelo menos dois pulsos de ecolocalização, conhecidas como "passagens de morcegos" (e.g. BAERWALD; BARCLAY, 2009; JOHNSON *et al*., 2004; SILVA *et al*., 2017), número de pulsos individuais de ecolocalização (e.g. FARROW; BRODERS, 2011; GORRESEN *et al*., 2008; HINTZE *et al*., 2016a), número de ocorrências de morcegos em intervalos de tempo pré-estabelecidos (e.g. HOURIGAN *et al*., 2010; MACSWINEY *et al*., 2009; WELCH; FORDYCE; SIMBERLOFF, 2016), ou ainda número ou tamanho de arquivos contendo chamadas de ecolocalização (e.g. BRODERS, 2003; LENTINI *et al*., 2012; SLOUGH; JUNG, 2008). A escolha dos parâmetros fica a critério do consultor, desde que a definição do índice de atividade e a justificativa para sua adoção sejam claramente apresentados no estudo de impacto ambiental. Porém, a fim de facilitar a padronização e comparação entre diferentes estudos realizados ao longo do Brasil, sugerimos que o índice de atividade seja calculado de acordo com Miller (2001), que considera a soma do número de vezes em que um morcego foi registrado em blocos que correspondem a intervalos de um minuto ao longo do período de amostragem. Este índice dispensa a necessidade de contar arquivos, pulsos ou passagens de morcegos e é menos subjetivo em relação à tradicional contagem de *bat passes*, cuja definição pode ser ausente ou pouco precisa (e.g. AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012; JOHNSON; GATES; ZEGRE, 2011; WELLIG *et al*., 2018), ou variar entre estudos, que utilizam diferentes

critérios para separar sequências consecutivas de pulsos de ecolocalização em dois ou mais *bat passes* (e.g. JOHNSON *et al*., 2004; MILLON *et al*., 2015; WELLER; BALDWIN, 2012).

O relatório de impacto ambiental deve apresentar índices de atividade geral (com base nas chamadas de fase de busca e/ou aproximação) e também de atividade de forrageio (com base nas chamadas terminais) (veja ilustrações dessas fases em ALTRINGHAM, 1996). Para este último, devem ser identificadas, entre as chamadas de ecolocalização, a ocorrência de sequências terminais (*feeding buzzes*) emitidas pelos morcegos logo antes de capturar uma presa (GRIFFIN; WEBSTER; MICHAEL, 1960) ou beber água (GRIFFITHS, 2013). Da mesma forma que o índice de atividade geral, o índice de atividade de forrageio pode ser apresentado como o número de *feeding buzzes* por uma unidade de tempo ou espaço (minutos, noite, ponto etc; e.g. DIAS-SILVA *et al*., 2018), ou como número de blocos de 1 min de amostragem contendo *feeding buzzes* (utilizando o índice de Miller, 2001) – as unidades de medida devem ser as mesmas escolhidas para calcular e apresentar o índice de atividade geral. Ambos os índices de atividade (atividade geral e atividade de forrageio) devem ser apresentados para a área do parque eólico como um todo e também para cada tipo de habitat individualmente, com o objetivo de comparar as diferentes áreas de interesse quanto ao uso do espaço por morcegos.

Em regiões com ocorrência potencial de espécies migratórias, como o sul do Brasil, deve ser considerada a realização de monitoramentos acústicos intensivos na altura de rotação das turbinas durante os supostos períodos de migração (geralmente final do verão/início do outono; ARNETT *et al*., 2008). Uma vez que morcegos em atividade migratória frequentemente se deslocam ao longo de elementos lineares na paisagem, como linhas costeiras, bordas de floresta, canais, vales de rios e topos de cadeias montanhosas (AHLÉN; BAAGØE; BACH, 2009; FURMANKIEWICZ; KUCHARSKA, 2009; RODRIGUES *et al*., 2015), estações automáticas de gravações de chamadas de ecolocalização devem ser preferencialmente montadas nessas áreas. Aumentos repentinos no número de passagens de morcegos (*bat passes*) em noites ou horários específicos, assim como a ausência de fases terminais nas chamadas de ecolocalização (*feeding buzzes*) que indicam atividade de forrageio, sugerem atividade de morcegos migratórios (BAERWALD; BARCLAY, 2009; RODRIGUES *et al*., 2015).

3.4.1.3.2 Capturas com redes de neblina

A utilização de redes de neblina consiste no método mais clássico de amostrar morcegos, e permite a obtenção de uma série de informações valiosas sobre os indivíduos capturados, como sexo, idade, massa corporal e condição reprodutiva (KUNZ; HODGKISON; WEISE, 2009). Além disso, é um método muito eficiente para a captura de morcegos frugívoros e nectarívoros da família Phyllostomidae, e de espécies que forrageiam em estratos relativamente baixos de forma geral (e.g. BERNARD; FENTON, 2002). Em contraste com insetívoros aéreos, morcegos filostomídeos apresentam vocalizações de alta frequência e baixa intensidade que dificilmente são registradas por detectores de ultrassons (KALKO, 2002), a menos que passem a uma distância muito curta do microfone. Embora a maioria dos morcegos que morrem em parques eólicos corresponda a espécies insetívoras caçadoras aéreas, fatalidades de morcegos frugívoros e nectarívoros da família Phyllostomidae também podem ocorrer na Região Neotropical (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015; RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). Além disso, filostomídeos são sensíveis a alterações no habitat (FENTON *et al*., 1992) e ameaçados de extinção no país (ICMBIO, 2018). Uma vez que há poucas informações sobre interações entre morcegos e turbinas eólicas no Brasil, especialmente para as regiões tropicais do país onde estão sendo implantados muitos parques eólicos em áreas com alta diversidade e abundância de filostomídeos, recomendamos o uso de redes de neblina para o registro destes nos EIAs. Porém, como capturas com redes de neblina geralmente tem mais sucesso em ambientes florestais úmidos e tropicais (e.g. Amazônia, Mata Atlântica, Pantanal; ALHO *et al*., 2011; BERNARD; FENTON, 2002; ESBÉRARD, 2003), o uso deste método é opcional. Em parques eólicos localizados em áreas com riqueza e/ou abundância de morcegos filostomídeos possivelmente reduzida, como biomas predominantemente abertos (e.g. Cerrado), secos (e.g. Caatinga) e/ou temperados (e.g. Pampa), o uso de redes de neblina para registrar morcegos pode ser dispensado desde que devidamente justificado no relatório de impacto ambiental.

Devem ser realizadas capturas com redes de neblina (ver KUNZ; HODGKISON; WEISE, 2009) em áreas potenciais para atividade de morcegos, que geralmente correspondem a locais nas proximidades de vegetação e corpos d’água como trilhas, clareiras, bordas de floresta, pomares, áreas úmidas e margens de rios, córregos, lagos,

açudes, paredões rochosos, áreas urbanas ou concentrações de construções humanas. Os pontos de amostragem devem contemplar os diferentes tipos de habitat do empreendimento eólico.

Em cada noite, devem ser utilizadas pelo menos 10 redes de neblina (cada uma com área mínima de 25 m^2), abertas por no mínimo seis horas a partir do horário do por do sol. O esforço amostral deve ser calculado e apresentado de acordo com Straube e Bianconi (2002), ou seja, multiplicando-se os seguintes fatores: a área total das redes (altura × comprimento × número de redes por noite) pelo tempo total de exposição (número de horas de exposição por noite × número de noites).

Os critérios de identificação das espécies (material de consulta, chaves dicotômicas, ou outro material de suporte), bem como o responsável pela identificação, devem ser claramente apresentados no relatório de impacto ambiental. Além disso, para cada espécie capturada, obrigatoriamente um ou mais indivíduos (conforme licença emitida pelo órgão ambiental responsável) devem ser coletados e tombados em uma coleção científica pública como material testemunho. A instituição de destinação e os números de depósito devem ser apresentados.

3.4.1.3.3 Buscas por colônias

A busca e localização de abrigos é um método complementar ao monitoramento acústico e às capturas com redes de neblina, pois aumenta a probabilidade de registrar espécies-chave para EIAs de parques eólicos sobre morcegos. Este método apresenta viés para espécies gregárias que se abrigam em locais relativamente acessíveis a consultores (e.g. construções, árvores ocas, cavernas e furnas com aberturas próximas ao nível do solo), o que, pelo menos em algumas regiões, aumenta a chance de detecção de algumas espécies raramente registradas (e.g. espécies cavernícolas na Região Nordeste) e de espécies com alto risco de mortandade por turbinas eólicas (e.g. molossídeos e vespertilionídeos na Região Sul). Além disso, as buscas por abrigos são necessárias para localizar pontos de congregação de morcegos na região do parque eólico. A confirmação da presença de colônias na área de influência do empreendimento representa uma informação de alta relevância, uma vez que a proximidade entre abrigos e turbinas eólicas pode influenciar o risco de mortandade de morcegos por colisão (PIORKOWSKI; O'CONNELL, 2010). No nordeste do Brasil, em uma área de

Caatinga no estado da Bahia, foi observado um pico de mortandade (103 indivíduos mortos em um único evento) de morcegos das espécies *Nyctinomops auripinosus*, *Nyctinomops laticaudatus*, *Nyctinomops macrotis* e *Lasiurus ega*, cujas carcaças foram encontradas ao redor de apenas um aerogerador localizado a cerca de 500 metros de um paredão rochoso utilizado como abrigo (ARAUJO; COELHO; LESSA, 2014).

Os principais abrigos potenciais para morcegos na região do empreendimento eólico devem ser identificados. Abrigos potenciais para quirópteros incluem construções humanas (e.g. casas, galpões, postes e pontes), árvores e arbustos (ocos, cascas e folhagem) e formações rochosas em geral (e.g. cavernas, grutas, fendas entre pedras). A busca por abrigos pode ser feita por diferentes maneiras, mas complementares: (1) por meio de vistorias na área durante o trabalho de campo do EIA; (2) a partir de entrevistas com moradores, agentes públicos ou funcionários que conheçam a região e possam apontar a existência de abrigos e colônias de morcegos; e (3) por consultas à literatura científica e mapas referentes à região em busca de menção à existência de registros de colônias de morcegos ou de abrigos potenciais.

Uma vez que construções, cavernas e paredões de rocha frequentemente correspondem a sítios de abrigo de colônias grandes de morcegos, todos os centros de habitação humana, cavidades e formações rochosas localizados até 3 km ao redor do empreendimento devem ser necessariamente vistoriados. A ênfase deve ser dada à busca por colônias significativas de morcegos, aqui definidas como abrigos que contenham dezenas de indivíduos. Nos abrigos localizados, especialmente naqueles com presença confirmada de colônias através da observação direta de morcegos ou vestígios (e.g. fezes, odor, vocalizações), devem ser realizadas capturas, usando redes de neblina, armadilhas harpa ou puçás, para identificação da(s) espécie(s). Se possível, é recomendada a contagem do número de indivíduos no interior do abrigo ou na rota de saída dos morcegos ao anoitecer (enquanto as condições de luminosidade permitirem), para uma estimativa mais aproximada do tamanho da colônia. Assim como no caso das amostragens com redes de neblina, é obrigatória a coleta de um ou mais indivíduos de cada espécie como material testemunho, a serem tombados em uma coleção científica pública (a instituição de destino e os números de tombo devem constar no relatório de impacto ambiental).

3.5 LICENÇA DE INSTALAÇÃO (FASE DE CONSTRUÇÃO)

A Licença de Instalação (LI) "autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes, da qual constituem motivo determinante" (BRASIL, 1997). O principal objetivo nesta fase é avaliar se houve ou está havendo algum tipo de impacto sobre a quiropterofauna decorrente do processo de construção dos aerogeradores e da infraestrutura associada (Figura 3). Para isso, os dados obtidos durante o EIA na área de estudo (parque eólico) e área(s) controle(s) devem ser comparados com os dados coletados durante a fase instalação. Caso haja evidência de impactos, o relatório deve propor medidas de mitigação a serem adotadas o mais breve possível (ver possíveis medidas de conservação em Peste et al. 2015). Além disso, é necessário dar continuidade ao trabalho de campo iniciado na pré-instalação, com o objetivo de gerar dados comparáveis entre as diferentes fases do licenciamento. Assim, o segundo objetivo desta fase é adquirir informações para serem comparadas não apenas com a fase anterior (pré-instalação), mas também com a fase seguinte (operação).

3.5.1 Componente 1: Monitoramento da composição e da atividade de morcegos

3.5.1.1 Objetivos gerais

Nesta etapa, recomendamos a realização de um monitoramento de instalação como requisito à obtenção da LI, que apresenta os objetivos gerais de:

(1) Verificar se o processo de construção do parque eólico influenciou (negativa ou positivamente) a presença e/ou os níveis de atividade de morcegos na área de estudo, comparando-se os padrões de composição de espécies e atividade observados nesta fase com os da fase anterior (pré-implantação);
(2) Obter dados que deverão ser comparados à próxima fase (operação) do parque eólico.

3.5.1.2 Objetivos específicos

Similarmente ao EIA da pré-instalação, os objetivos específicos são monitorar:

(1) A composição de espécies de morcegos presentes na área do empreendimento;

(2) Os níveis de atividade e a composição de espécies nos diferentes tipos de habitat utilizados por morcegos como zona de forrageio, rota de deslocamento/migração;
(3) Os níveis de atividade de morcegos ao longo dos diferentes períodos do ano e as condições climáticas associadas.

3.5.1.3 Métodos

O monitoramento da instalação deve ser realizado desde o início até o fim das obras de construção do empreendimento. Durante este período, dados primários devem ser coletados em campo com frequência mínima trimestral (intervalo entre as campanhas ≤ 3 meses), nos mesmos períodos do ano amostrados na fase de pré-instalação. Para isso, deve ser utilizado o mesmo protocolo metodológico da fase de pré-instalação (EIA), incluindo a manutenção das mesmas áreas de estudo, métodos (amostragens acústicas, capturas com redes de neblina e monitoramento de abrigos) e esforço amostral (ver seção “Licença Prévia”).

3.6 LICENÇA DE OPERAÇÃO (FASE DE PÓS-CONSTRUÇÃO)

A Licença de Operação (LO) “autoriza a operação da atividade ou empreendimento, após a verificação do efetivo cumprimento do que consta das licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação” (BRASIL, 1997). Esta fase apresenta dois componentes que devem ser simultaneamente realizados na área de estudo (Figura 4). Primeiramente, para avaliar possíveis respostas da fauna de quirópteros aos processos de instalação e operação do parque eólico, em termos de ocorrência, atividade e uso de abrigos na região, o monitoramento de operação dará continuidade aos estudos que vêm sendo desenvolvidos ao longo das fases de pré-instalação e instalação. Este primeiro componente também será útil para levantar informações sobre a presença e atividade das espécies na área, que poderão ser comparados aos dados de mortandade de morcegos a fim de melhor compreender possíveis fatores associados a este fenômeno no parque eólico estudado. Além disso, a fase de operação do parque eólico traz consigo a necessidade de avaliar o maior impacto direto que turbinas eólicas podem causar na fauna de morcegos: a mortandade de indivíduos por colisão e/ou barotrauma com aerogeradores. No caso de o número de mortes ser considerado alto ou preocupante, no geral ou para alguma espécie em particular, medidas mitigatórias devem ser desenvolvidas e executadas (veja diferentes

possibilidades em ARNETT *et al*., 2013; BAERWALD *et al*., 2009; NICHOLLS; RACEY, 2009).

3.6.1 Componente 1: Monitoramento da composição e da atividade de morcegos

3.6.1.1 Objetivos gerais

O monitoramento de operação dará continuidade aos estudos que vêm sendo desenvolvidos ao longo das fases anteriores, com os objetivos de:

(1) Avaliar se a operação dos aerogeradores influenciou negativa ou positivamente na presença e/ou nos níveis de atividade de morcegos na área de estudo, comparando-se os padrões de composição de espécies e atividade observados nesta fase com os das duas fases anteriores (pré-implantação e instalação);
(2) Verificar se possíveis eventos de mortandade de morcegos por colisão/barotrauma com aerogeradores (dados obtidos no Componente 2, a seguir), encontram-se relacionados aos níveis de atividade de morcegos na área de estudo.

3.6.1.2 Objetivos específicos

Assim como na fase anterior (Instalação), este componente tem os objetivos de monitorar:

(1) A composição de espécies de morcegos presentes na área do empreendimento;
(2) Os níveis de atividade e a composição de espécies nos diferentes tipos de habitat utilizados por morcegos (para forrageio, deslocamento diário, migração e/ou abrigo);
(3) Os níveis de atividade de morcegos em diferentes períodos do ano e condições climáticas.

3.6.1.3 Métodos

O monitoramento deve ser realizado durante um período mínimo de três anos, iniciando concomitantemente com a operação dos primeiros aerogeradores na área de estudo. Para este componente, deve ser realizada pelo menos uma campanha de trabalho de campo a cada três meses (intervalo entre as campanhas $\leq$ 3 meses), contemplando os mesmos períodos do ano amostrados nas fases anteriores (pré-instalação e instalação). Para garantir a

comparabilidade entre as fases, este componente deve ser executado seguindo as mesmas diretrizes (áreas de estudo, métodos e esforço amostral) estabelecidas para os monitoramentos de pré-instalação e instalação (ver seções “Licença Prévia” e “Licença de Instalação”).

3.6.2 Componente 2: Monitoramento da mortandade de morcegos

3.6.2.1 Objetivos gerais

Assim que os aerogeradores entrarem em operação, os consultores devem dar início a este segundo componente da avaliação de impacto, com o objetivo de:

(1) Realizar um diagnóstico sobre a ocorrência de mortandade de morcegos em parques eólicos na área de estudo.

3.6.2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos do segundo componente da avaliação de impacto são:

(1) Verificar se há evidência de mortandade de morcegos por colisão/barotrauma com turbinas eólicas na área de estudo (presença de indivíduos mortos ao redor dos aerogeradores);
(2) Em caso positivo, estimar a taxa de fatalidade (número de indivíduos mortos/turbina/ano) e identificar as espécies, períodos do ano e locais com maior mortandade de morcegos;
(3) Verificar se a mortandade de morcegos por colisão/barotrauma com aerogeradores encontra-se relacionada aos níveis de atividade de morcegos na área de estudo (dados obtidos no Componente 1, ver seção anterior).

3.6.2.3 Métodos

O monitoramento da mortandade de morcegos deve ter duração mínima de três anos consecutivos (ONTARIO, 2011; RODRIGUES *et al*., 2015), a partir do início da operação dos aerogeradores. Para o monitoramento das fatalidades de morcegos por colisão/barotrauma com turbinas eólicas, devem ser realizadas buscas periódicas por carcaças ao redor dos aerogeradores e experimentos para corrigir os valores observados quanto à eficiência do observador e à remoção por animais carniceiros. Atualmente há vários métodos e estimadores

disponíveis na literatura que permitem estimar a taxa de fatalidade com base nestas três variáveis (número de carcaças encontradas, eficiência do observador e taxa de remoção por carniceiros) (BERNARDINO *et al*., 2013; BISPO *et al*., 2012; HUSO, 2011; HUSO *et al*., 2015; HUSO *et al*., 2016; KORNER-NIEVERGELT *et al*., 2011; KORNER-NIEVERGELT *et al*., 2013; KORNER-NIEVERGELT *et al*., 2015; PÉRON *et al*., 2013; SMALLWOOD, 2007; ONTARIO, 2011). A fórmula utilizada deve ser claramente apresentada e justificada nos relatórios de impacto ambiental do monitoramento da operação.

3.6.2.3.1 Buscas por carcaças

A realização de buscas por carcaças constitui o componente mais importante do monitoramento de operação. Embora casos de fatalidades de morcegos em parques eólicos venham sendo amplamente reportados ao redor do mundo, informações básicas como espécies, épocas do ano e condições climáticas mais frequentemente associadas a eventos de mortandade ainda são escassas para o Brasil. Eventos de mortandade de morcegos em parques eólicos podem ser espacialmente e temporalmente restritos (BAERWALD; BARCLAY, 2011; PIORKOWSKI; O'CONNELL, 2010), e as carcaças dos morcegos que morrem podem permanecer pouco tempo na área devido à remoção por animais carniceiros (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Além disso, é difícil encontrar 100% das carcaças presentes na área, havendo sempre uma proporção de carcaças que não serão contabilizadas por algum grau de ineficiência dos observadores (PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014). Em função disso, para aumentar a chance de encontrar carcaças (caso presentes), as buscas no monitoramento da operação devem ser realizadas a intervalos relativamente curtos (de preferência ≤ 1 semana) em uma amostra numérica e qualitativamente representativa do empreendimento.

Devem ser realizadas buscas periódicas por carcaças ao redor dos aerogeradores. O desenho amostral das buscas pode variar de acordo com o tamanho e outras características do empreendimento. Se possível, devem ser monitorados todos os aerogeradores que compõem o parque ou complexo eólico. Em parques eólicos pequenos (número de aerogeradores ≤ 10), todos os aerogeradores devem ser necessariamente vistoriados em buscas de carcaças (ONTARIO, 2011). No caso de empreendimentos de grande porte (número de aerogeradores ≥ 11), um grupo de turbinas pode ser selecionado para buscas a intervalos regulares. O

número de turbinas monitoradas nunca deve ser menor do que 10 e deve representar pelo menos 30% do número total de aerogeradores do parque eólico (ONTARIO, 2011). Esta amostra de aerogeradores deve ser espacialmente representativa do empreendimento como um todo, sendo selecionada de modo a contemplar todos os tipos de habitats e elementos da paisagem do parque eólico.

A frequência das campanhas de buscas por carcaças deve ser preferencialmente semanal (RELCOM, 2016), nunca sendo superior a 28 dias. As buscas podem ser conduzidas por observadores humanos somente ou por equipes que contem com o auxílio de cães treinados. A utilização de cães é recomendada sempre que possível, especialmente em terrenos de baixa visibilidade, com vegetação alta e densa, onde a proporção de carcaças encontradas por cães (61-68%) é significativamente superior à encontrada por observadores humanos (16-22%) (ARNETT, 2006).

A área de busca a ser percorrida deve incluir um raio de pelo menos 50 metros ao redor da turbina eólica (RODRIGUES *et al*., 2015), distância dentro da qual a maioria (98,5%) das carcaças de morcegos tende a ser encontrada (HULL; MUIR, 2010). Os observadores devem vistoriar a área de busca percorrendo transectos, que podem ser lineares (dentro de um polígono de 100 × 100 m delimitado ao redor do aerogerador; ver Barros et al. 2015) ou, em áreas livres de obstáculos, espirais (segurando uma corda com 50 m de comprimento presa à base da turbina; ver detalhes em BAERWALD; BARCLAY, 2009). Todas as carcaças encontradas devem ser obrigatoriamente coletadas e tombadas em uma coleção científica pública.

3.6.2.3.2 Experimentos de eficiência do observador

Considerando que os sistemas sensoriais animais (e.g. visão, olfato) são limitados, é virtualmente impossível que os observadores, sejam eles humanos ou cães, sempre encontrem todas as carcaças presentes na área de busca. Experimentos para testar a eficiência dos observadores têm a função de verificar qual a proporção de carcaças detectadas por determinada equipe em determinada área, para que este fator seja levado em consideração no cálculo das taxas estimadas de mortandade de morcegos e aves em parques eólicos.

Devem ser realizados experimentos para verificar a eficiência dos observadores, sejam eles humanos ou equipes que utilizam cães treinados. Para realizar os experimentos, um avaliador (se possível, um membro externo à equipe de buscas) deve posicionar um determinado número de carcaças de morcegos (ou modelos que as representem morfologicamente) ao redor dos aerogeradores a serem vistoriados. Logo após as buscas pela equipe, deve ser verificada a percentagem de carcaças-teste encontradas em relação ao total. Se forem utilizadas carcaças verdadeiras de morcegos ou outros animais para os testes, estas devem ser discretamente marcadas (e.g. cortes/furos nos pelos, orelhas ou patágio) para evitar que sejam confundidas com casos reais de mortandade (ONTARIO, 2011). Experimentos de eficiência do observador devem ser realizados para todos os membros da equipe de buscas, preferencialmente sem que estes estejam cientes de que estão sendo testados.

A eficiência dos observadores varia entre parques eólicos, e tipos de terreno/cobertura vegetal (ARNETT, 2006). Por esta razão, devem ser executados experimentos em todos os tipos de habitat do parque eólico que influenciem a visibilidade (ou detecção por olfato, no caso de cães), preferencialmente na proporção em que ocorrem dentro das áreas de buscas por carcaças. Além disso, recomendamos a repetição dos testes pelo menos uma vez a cada estação (verão, primavera, outono e inverno, em regiões subtropicais, e estações seca e chuvosa, em regiões tropicais), devido à influência da época do ano na altura e densidade de vegetação. Os experimentos devem ser repetidos a cada ano ou sempre que a equipe de consultores for alterada, de forma a considerar possíveis variações anuais na visibilidade das áreas de busca, na composição da equipe e na eficiência de um mesmo observador de acordo com seu tempo de experiência.

3.6.2.3.3 Experimentos de remoção de carcaças por carniceiros

Animais mortos servem de recurso alimentar para vários seres vivos, desde bactérias e fungos até artrópodes e vertebrados. Em função disso, as carcaças podem se tornar extremamente deterioradas, se decompor ou serem removidas da área durante o intervalo entre as buscas em um mesmo aerogerador. Assim como a eficiência do observador, o tempo de permanência de carcaças é um fator crucial a ser levado em consideração na estimativa da fatalidade de morcegos em parques eólicos, e deve ser estimado nos empreendimentos monitorados.

Devem ser realizados experimentos para verificar a taxa de remoção de carcaças por animais carniceiros (e.g. insetos, canídeos, répteis, aves de rapina). Para isso, morcegos mortos (ou animais que os substituam, como pintinhos e camundongos) devem ser dispostos ao redor dos aerogeradores, sendo diariamente monitorados para verificar quanto tempo permanecem na área até serem removidos por carniceiros. O experimento deve se estender até a completa deterioração ou desaparecimento das carcaças, ou por pelo menos 20 dias consecutivos (o que acontecer antes). O número de carcaças que deve ser utilizado para o experimento varia de acordo com o tamanho do parque eólico; porém, para evitar saturação de recursos para carniceiros que podem gerar dados subestimados de níveis de remoção, o número de carcaças não deve ultrapassar um ou dois indivíduos por turbina em cada experimento. Para simular a mortandade de morcegos que são animais noturnos, as carcaças devem ser posicionadas logo antes do anoitecer, preferencialmente por consultores utilizando luvas e botas para evitar a contaminação com odores humanos que podem influenciar os resultados (ONTARIO, 2011). Da mesma forma que os testes de eficiência do observador, as carcaças experimentais devem ser discretamente marcadas (e.g. cortes/furos nos pelos, orelhas ou patágio), mesmo que tenham sido posicionadas em turbinas diferentes das que são regularmente vistoriadas nas buscas, de modo que sempre possam ser identificadas como carcaças-teste.

As carcaças-teste devem ser distribuídas dentro da mesma área delimitada para as buscas regulares por carcaças, ao longo de todos os tipos de habitat e terreno que ocorrem no empreendimento (na mesma proporção em que estes habitats estão representados dentro das áreas de busca). Os experimentos devem ser realizados pelo menos uma vez a cada estação do ano (verão, primavera, outono e inverno, em regiões subtropicais, e estações seca e chuvosa, em regiões tropicais), e devem ser repetidos a cada ano de monitoramento. Isso justifica-se pela influência de variações anuais e sazonais nos níveis de remoção de carcaças, devido a possíveis flutuações na disponibilidade de recursos e na composição e abundância de espécies da fauna de carniceiros da região.

3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Elaborar um protocolo para os estudos de impacto ambiental no Brasil não é uma tarefa simples. O Brasil apresenta um extenso território de 8.516.000 km² muito variável em termos de geografia, fitofisionomia e uso da terra. Os parques eólicos atualmente em operação

localizam-se principalmente ao longo da costa leste do país (ANEEL, 2019), em áreas semiáridas de Caatinga no nordeste, em regiões úmidas originalmente cobertas por florestas tropicais (Mata Atlântica) no sudeste e sul, e em regiões frias e predominantemente campestres dos Campos Sulinos no extremo sul do país. Estes biomas são completamente diferentes em termos de geomorfologia, clima, ecossistemas e composição da fauna de morcegos, razão pela qual não é possível definir um desenho amostral único e detalhado para a elaboração de EIAs de parques eólicos em todas estas regiões. Desta forma, o presente protocolo deve ser utilizado como um guia para o estabelecimento do conteúdo e do esforço amostral mínimo que os TRs devem exigir para a elaboração dos EIAs e programas de monitoramentos da quiropterofauna em parques eólicos no Brasil. As recomendações aqui apresentadas podem e devem ser mais detalhadas e específicas de forma a melhor se adaptarem às necessidades e peculiaridades de cada empreendimento eólico proposto.

Nosso protocolo é composto por dois componentes básicos: (1) um estudo de médio/longo prazo com o objetivo de avaliar a composição de espécies e os níveis de atividade de morcegos na área do parque eólico durante a pré-instalação, instalação e operação do parque eólico; e (2) um estudo com o objetivo de avaliar a mortandade de morcegos por colisão/barotrauma com os aerogeradores. Ambos os componentes são fundamentais para gerar informações capazes de esclarecer os aspectos ecológicos e comportamentais que permeiam as interações entre morcegos e turbinas eólicas no Brasil e subsidiar medidas mitigatórias eficazes. Informações básicas sobre o impacto de parques eólicos sobre morcegos são escassas no país, e há atualmente duas principais lacunas no conhecimento sobre o tema que necessitam ser preenchidas: a falta de dados comparativos consistentes sobre a quiropterofauna entre as fases de pré-instalação e operação dos parques eólicos, e a escassez de informações sobre os padrões na mortandade de morcegos no Brasil.

A ausência de associação entre as avaliações de pré e pós-construção é uma lacuna de informações global (KUNZ *et al*., 2007b), que dificulta a compreensão e prevenção do impacto de parques eólicos sobre morcegos. Recentemente, um estudo concluiu que as avaliações de impacto ambiental realizadas em parques eólicos no Reino Unido não têm sido eficazes em prever os riscos sobre a fauna de morcegos e que, nos casos em que efeitos negativos foram previstos, as medidas mitigatórias adotadas foram insuficientes para evitá-los (LINTOTT *et al*., 2016). Em parte, isso pode ocorrer porque a ausência de atividade de morcegos na fase de pré-instalação somente implica em baixo impacto do parque eólico se a hipótese de que morcegos podem ser atraídos pelo empreendimento for falsa. No entanto, há

evidências de que morcegos localizam e aproximam-se ativamente de aerogeradores, possivelmente por confundirem estes com árvores de grande porte onde frequentemente buscam recursos como abrigo, alimento e/ou interações sociais com coespecíficos (CRYAN *et al*., 2014). Além disso, a falta de sucesso dos estudos de impacto ambiental evidentemente pode ser resultado de trabalhos de campo com esforço amostral insuficiente ou inadequado, que falham em reproduzir a realidade da atividade de morcegos no tempo e no espaço (LINTOTT *et al*., 2016). Desta forma, o sucesso das avaliações de impacto no futuro depende da realização de programas de monitoramento a médio-longo prazo com a obtenção de dados e parâmetros ecológicos e comportamentais acurados (e.g. composição de espécies e atividade de morcegos), capazes de elucidar possíveis respostas da fauna de morcegos aos processos de instalação e operação de parques eólicos.

Em contraste com a Região Neotropical, os padrões de mortandade de morcegos em parques eólicos são relativamente bem conhecidos para as regiões temperadas do hemisfério norte. Na América do Norte, a maioria dos morcegos que morrem em parques eólicos são espécies migratórias que se abrigam em folhagem (ARNETT *et al*., 2008), enquanto na Europa, além de espécies migratórias, pode haver também picos de mortandade de espécies residentes e localmente abundantes em algumas regiões (RYDELL *et al*., 2010a). No Brasil, no entanto, os únicos dados atualmente disponíveis na literatura científica são provenientes do Rio Grande do Sul e sugerem um padrão semelhante ao norte-americano, com predominância de espécies insetívoras presumidamente migratórias, incluindo espécies que se abrigam em folhas de árvores (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015). Não há informações para as demais regiões do Brasil, que diferem da Região Sul por apresentarem clima predominantemente tropical e elevada riqueza de morcegos, incluindo muitas espécies fitófagas e onívoras (família Phyllostomidae) e insetívoras (famílias Furipteridae, Thyropteridae e Natalidae) ausentes nas regiões subtropicais do país (GARCIA *et al*., 2014; PASSOS *et al*.; 2010). A falta de conhecimento é um fator limitante para a predição adequada de riscos para a quiropterofauna associados à implantação de parques eólicos no Brasil, e a condução de monitoramentos da mortandade de morcegos na fase de operação é essencial para que possíveis padrões na mortandade possam ser investigados e melhor conhecidos no país.

A mortandade de morcegos em parques eólicos é um fenômeno recente, complexo e ainda pouco compreendido. Provavelmente, é explicado por mais de uma hipótese (RYDELL *et al*., 2010b), e requer diferentes soluções de acordo com o local e o grupo de morcegos

envolvidos. O Brasil apresenta uma das maiores riquezas de morcegos do mundo, e há uma grande sobreposição entre as áreas que apresentam alto potencial eólico e áreas onde a fauna de morcegos é totalmente desconhecida (BERNARD *et al*., 2014). A condução de EIAs e programas de monitoramento de alta qualidade é uma necessidade urgente para levantarmos informações e lidarmos com esta ameaça à quiropterofauna em nosso próprio contexto regional. Este protocolo constitui um primeiro esforço neste sentido, visando aumentar a eficácia das avaliações de impacto, possibilitar um nível mínimo de padronização entre diferentes estudos ambientais, e subsidiar processos de tomada de decisões baseados em evidências no país. À medida que novos estudos e avaliações forneçam informações adicionais sobre as interações entre morcegos e parques eólicos no Brasil, este documento deve ser revisado e atualizado.

3.8 AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de pós-graduação concedida à Marília A. S. Barros; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade concedida a Enrico Bernard. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001.

3.9 REFERÊNCIAS

AHLÉN, I.; BAAGØE, H. J.; BACH, L. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1318-1323, 2009.

ALBERTA (CANADA). **Wildlife Guidelines for Alberta Wind Energy Projects – Wildlife Land Use Guidelines**. Edmonton: Fish & Wildlife Division Sustainable Resource Development/Government of Alberta, 2011.

ALHO, C. J. R.; FISCHER, E.; OLIVEIRA-PISSINI, L. F.; SANTOS, C. F. Bat-species richness in the Pantanal floodplain and its surrounding uplands. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 311-320, 2011.

ALTRINGHAM, J. D. **Bats: Biology and Behaviour**. New York: Oxford University Press, 1996.

AMORIM, F.; REBELO, H.; RODRIGUES, L. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 439-457, 2012.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico – SIGEL**. Brasília, ANEEL, 2019. Disponível em: https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html. Acesso em: 01 jul. 2019.

ARAUJO, D.; COELHO, H.; LESSA, V. Delimitação de áreas de exclusão para implantação de aerogeradores, como método preventivo de impactos, a partir da identificação de abrigos de morcegos, Bahia, Brasil. *In*: Congreso Latinoamericano y del Caribe de Murciélagos, I, 2014, Quito. **Libro de Resúmenes**. Quito: RELCOM, 2014. p. 247-248.

ARIAS-AGUILAR, A.; HINTZE, F.; AGUIAR, L. M. S.; RUFRAY, V.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J. Who's calling? Acoustic identification of Brazilian bats. **Mammal Research**, v. 63, n. 3, p. 231-253, 2018.

ARNETT, E. B. A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 5, p. 1440-1445, 2006.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL, T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR., R. D. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

ARNETT, E. B.; HEIN, C. D.; SCHIRMACHER, M. R.; HUSO, M. M. P.; SZEWCZAK, J. M. Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. **PLOS One**, v. 8, n. 6, p. e65794, 2013.

ATIENZA, J. C.; MARTÍN FIERRO, I.; INFANTE, O.; VALLS, J.; DOMÍNGUEZ, J. **Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)**. Madrid: SEO/BirdLife, 2011.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1341-1349, 2009.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 75, n. 5, p. 1103-1114, 2011.

BAERWALD, E. F.; EDWORTHY, J.; HOLDER, M.; BARCLAY, R. M. R. A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. **Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 7, p. 1077-1081, 2009.

BARCLAY, R. M. R.; BAERWALD, E. F.; GRUVER, J. C. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. **Canadian Journal of Zoology**, v. 85, n. 3, p. 381-387, 2007.

BARROS, M. A. S.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J.; RUI, A. M.; FALCÃO, F. C.; LUZ, J. L. **Comitê de Licenciamento Ambiental – Grupo Eólicas, SBEQ 2018.v1**. Disponível em: www.sbeq.net/licenciamento. Acesso em: 06 set. 2018.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BARROS, M. A. S.; PESSOA, D. M. A.; RUI, A. M. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2. p. 153-161, 2014.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; BRITO, D.; CRUZ-NETO, A. P.; GREGORIN, R.; MACHADO, R. B.; OPREA, M.; PAGLIA, A. P.; TAVARES, V. C. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. *In*: FREITAS, T. R. O.; VIEIRA, E. M. (ed.). **Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação, Vol II**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2012. p. 19-35.

BERNARD, E.; FENTON, M. B. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 80, n. 6, p. 1124-1140, 2002.

BERNARD, E.; PAESE, A.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. Blown in the wind: Bats and wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 106-111, 2014.

BERNARDINO, J.; BISPO, R.; COSTA, H.; MASCARENHAS, M. Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 63-74, 2013.

BISPO, R.; BERNARDINO, J.; MARQUES, T. A.; PESTANA, D. Modeling carcass removal time for avian mortality assessment in wind farms using survival analysis. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 20, n. 1, p. 147-165, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, n. 247, p. 30841-30843, 22 dez. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 462, de 24 de julho de 2014**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA nº 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, n. 141, p. 96-100, 25 jul. 2014.

BRODERS, H. G. Another quantitative measure of bat species activity and sampling intensity considerations for the design of ultrasonic monitoring studies. **Acta Chiropterologica**, v. 5, n. 2, p. 235-241, 2003.

CAMINA, A. Bat fatalities at wind farms in northern Spain—Lessons to be learned. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 205-212, 2012.

CHOU, C. H.; HSIEH, T. Y.; LIU, W. T.; CHOU, T. C.; HUANG, Y. P.; RYDELL, J. Bat fatalities at wind farms in Taiwan. **Mammal Study**, v. 42, n. 2. p. 121-124, 2017.

COLLINS, J.; JONES, G. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. **Acta Chiropterologica**, v. 11, n. 2, p. 343-350, 2009.

CRYAN, P. M.; BARCLAY, R. M. R. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1330-1340, 2009.

CRYAN, P. M.; GORRESEN, P. M.; HEIN, C. D.; SCHIRMACHER, M. R.; DIEHL, R. H.; HUSO, M. M.; HAYMAN, D. T. S.; FRICKER, P. D.; BONACCORSO, F. J.; JOHNSON, D. H.; HEIST, K.; DALTON, D. C. Behavior of bats at wind turbines. **PNAS**, v. 111, n. 42, p. 15126-15131, 2014.

DIAS-SILVA, L.; DUARTE, G. T.; ALVES, R.; RAMOS PEREIRA, M. J. R.; PAGLIA, A. Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: The importance of gallery forests and karst areas. **Mammalian Biology**, v. 88, p. 52-63, 2018.

ELMORE, L. W.; MILLER, D. A.; VILELLA, F. J. Selection of diurnal roosts by red bats (*Lasiurus borealis*) in an intensively managed pine forest in Mississippi. **Forest Ecology and Management**, v. 199, n. 1, p. 11-20, 2004.

ESBÉRARD, C. E. L. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 5, n. 2, p. 189-204, 2003.

ESBÉRARD, C. E. L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. **Iheringia Série Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 81-85, 2007.

ESCOBAR, L. E.; JUAREZ, C.; MEDINA-VOGEL, G.; GONZALEZ, C. M. First Report on Bat Mortalities on Wind Farms in Chile/Primer reporte de mortalidad de murciélagos en Granjas Eólicas en Chile. **Gayana**, v. 79, n. 1, p. 11-17, 2015.

FARROW, L. J.; BRODERS, H. G. Loss of forest cover impacts the distribution of the forest-dwelling tri-colored bat (*Perimyotis subflavus*). **Mammalian Biology–Zeitschrift Für Säugetierkunde**, v. 76, n. 2, p. 172-179, 2011.

FENTON, M. B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; ADKINS, B. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 440-446, 1992.

FERREIRA, D.; FREIXO, C.; CABRAL, J. A.; SANTOS, R.; SANTOS, M. Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. **Ecological Informatics**, v. 28, p. 7-18, 2015.

FURMANKIEWICZ, J.; KUCHARSKA, M. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1310-1317, 2009.

GARCIA, A. C. L.; LEAL, E. S. B.; ROHDE, C.; CARVALHO-NETO, F. G.; MONTES, M. A. The bats of northeastern Brazil: a panorama. **Animal Biology**, v. 64, n. 2, p. 141-150, 2014.

GORRESEN, P. M.; MILES, A. C.; TODD, C. M.; BONACCORSO, F. J.; WELLER, T. J. Assessing bat detectability and occupancy with multiple automated echolocation detectors. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 1, p. 11-17, 2008.

GRIFFIN, D. R.; WEBSTER, F. A.; MICHAEL, C. R. The echolocation of flying insects by bats. **Animal Behaviour**, v. 8, n. 3-4, p. 141-154, 1960.

GRIFFITHS, S. R. Echolocating bats emit terminal phase buzz calls while drinking on the wing. **Behavioural Processes**, v. 98, p. 58-60, 2013.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual Market Update 2017**. Brussels: GWEC, 2017.

HINTZE, F.; ARIAS-AGUILLAR, A.; AGUIAR, L. M. S.; RAMOS PEREIRA, M. J.; BERNARD, E. Uma nota de precaução sobre a identificação automática de chamados de ecolocalização de morcegos no Brasil. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, n. 77, p. 163-171, 2016b.

HINTZE, F.; DURO, V.; CARVALHO, J. C.; EIRA, C.; RODRIGUES, P. C.; VINGADA, J. Influence of reservoirs created by small dams on the activity of bats. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 2, p. 395-408, 2016b.

HOURIGAN, C. L.; CATTERALL, C. P.; JONES, D.; RHODES, M. The diversity of insectivorous bat assemblages among habitats within a subtropical urban landscape. **Austral Ecology**, v. 35, n. 8, p. 849-857, 2010.

HULL, C. L.; MUIR, S. Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. **Australasian Journal of Environmental Management**, v. 17, n. 2, p. 77-87, 2010.

HUSO, M. M. P. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. **Environmetrics**, v. 22, n. 3, p. 318-329, 2011.

HUSO, M. M. P.; DALTHORP, D.; DAIL, D.; MADSEN, L. Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. **Ecological Applications**, v. 25, n. 5, p. 1213-1225, 2015.

HUSO, M.; DALTHORP, D.; MILLER, T. J.; BRUNS, D. Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates post-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 62-70, 2016.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. *In*: ICMBIO (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio, 2018. p. 1-622.

ICNF – INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS. **Diretrizes para a consideração de morcegos em programas de monitorização de Parques Eólicos em Portugal continental (Revisão 2017)**. Lisboa: ICNF, 2017.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

JOHNSON, J. B.; GATES, J. E.; ZEGRE, N. P. Monitoring seasonal bat activity on a coastal barrier island in Maryland, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, n. 1-4, p. 685-699, 2011.

JONES, G.; COOPER-BOHANNON, R.; BARLOW, K.; PARSONS, K. **Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain – Scoping and method development report**. Bristol/London: University of Bristol & Bat Conservation Trust, 2009.

JUNG, K.; KALKO, E. K. V.; VON HELVERSEN, O. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. **Journal of Zoology**, v. 272, n. 2, p. 125-137, 2007.

JUNG, K.; MOLINARI, J.; KALKO, E. K. V. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). **PLOS One**, v. 9, n. 1, p. e85279, 2014.

KALKO, E. K. V. Neotropical leaf-nosed bats (Phyllostomidae): "Whispering" bats as candidates for acoustic surveys? *In*: BRIGHAM, R. M.; KALKO, E. K. V.; JONES, G.; PARSONS, S.; LIMPENS, H. J. G. A. (ed.). **Bat echolocation research: tools, techniques and analysis**. Austin: Bat Conservation International, 2002. p.63-69.

KATZNER, T.; BENNETT, V.; MILLER, T.; DUERR, A.; BRAHAM, M.; HALE, A. Wind energy development: methods for assessing risks to birds and bats pre-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 42-52, 2016.

KORNER-NIEVERGELT, F.; BEHR, O.; BRINKMANN, R.; ETTERSON, M. A.; HUSO, M. M.; DALTHORP, D.; KORNER-NIEVERGELT, P.; ROTH, T.; NIERMANN, I. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass—a tutorial. **Wildlife Biology**, v. 21, n. 1, p. 30-43, 2015.

KORNER-NIEVERGELT, F.; BRINKMANN, R.; NIERMANN, I.; BEHR, O. Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. **PLOS One**, v. 8, n. 7, p. e67997, 2013.

KORNER-NIEVERGELT, F.; KORNER-NIEVERGELT, P.; BEHR, O.; NIERMANN, I.; BRINKMANN, R.; HELLRIEGEL, B. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. **Wildlife Biology**, v. 17, n. 4, p. 350-363, 2011.

KOTHARI, C. R. **Research methodology: Methods and techniques**. New Delhi: New Age International, 2004.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; COOPER, B. M.; ERICKSON, W. P.; LARKIN, R. P.; MABEE, T.; MORRISON, M. L.; STRICKLAND, M. D.; SZEWCZAK, J. M. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2449-2486, 2007a.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; ERICKSON, W. P.; HOAR, A. R.; JOHNSON, G. D.; LARKIN, R. P.; STRICKLAND, M. D.; THRESHER, R. W; TUTTLE, M. D. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 6, p. 315-324, 2007b.

KUNZ, T. H.; HODGKISON, R.; WEISE, C. D. Methods of Capturing and Handling Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 3-35.

LENTINI, P. E.; GIBBONS P.; FISCHER, J.; LAW, B.; HANSPACH, J.; MARTIN, T. G. Bats in a Farming Landscape Benefit from Linear Remnants and Unimproved Pastures. **PLOS One**, v. 7, n. 11, p. e48201, 2012.

LINTOTT, P. R.; RICHARDSON, S. M.; HOSKEN, D. J.; FENSOME, S. A.; MATHEWS, F. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. **Current Biology**, v. 26, n. 1, p. R1119–R1136, 2016.

LONG, C. V.; FLINT, J. A.; LEPPER, P. A. Wind turbines and bat mortality: Doppler shift profiles and ultrasonic bat-like pulse reflection from moving turbine blades. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 128, n. 4, p. 2238-2245, 2010.

LÓPEZ-BAUCELLS, A.; ROCHA, R.; BOBROWIEC, P.; BERNARD, E.; PALMEIRIM, J.; MEYER, C. **Field guide to Amazonian bats**. Manaus: Editora INPA, 2016.

LUMSDEN, L. F.; BENNETT, A. F. Scattered trees in rural landscapes: foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 205-222, 2005.

MACÍAS, S.; MORA, E. C.; GARCÍA, A. Acoustic identification of mormoopid bats: a survey during the evening exodus. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 2, p. 324-330, 2006.

MACSWINEY, G.; CRISTINA, M.; CIMÉ, B. B.; CLARKE, F. M.; RACEY, P. A. Insectivorous bat activity at cenotes in the Yucatan Peninsula, Mexico. **Acta Chiropterologica**, v. 11, n. 1, p. 139-147, 2009.

MILLER, B. W. A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. **Acta Chiropterologica**, v. 3, n. 1, p. 93-105, 2001.

MILLON, L.; COLIN, C.; BRESCIA, F.; KERBIRIOU, C. Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. **Ecological Engineering**, v. 112, p. 51-54, 2018.

MILLON, L.; JULIEN, J. F.; JULLIARD, R.; KERBIRIOU, C. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 250-257, 2015.

MINDERMAN, J.; GILLIS, M. H.; DALY, H. F.; PARK, K. J. Landscape-scale effects of single-and multiple small wind turbines on bat activity. **Animal Conservation**, v. 20, n. 5, p. 455-462, 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (BRASIL). **Programa Nacional de Capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental**. Brasília: MMA, 2009.

MORRIS, A. D.; MILLER, D. A.; KALCOUNIS-RUEPPELL, M. C. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 1, p. 26-34, 2010.

NICHOLLS, B.; RACEY, P. A. The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats—a possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. **PLOS One**, v. 4, n. 7, p. e6246, 2009.

NOGUEIRA, M. R.; DE LIMA, I. P.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. **Check List**, v. 10, n. 4, p. 808-821, 2014.

ONTARIO – ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES. **Bats and Bat Habitats: Guidelines for Wind Power Projects, Second Edition**. Peterborough: Queen's Printer for Ontario, 2011.

PARSONS, S.; SZEWCZAK, J.M. Detecting, Recording, and Analyzing the Vocalizations of Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 91-111.

PASSOS, F. C.; MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; KAKU-OLIVEIRA, N. Y.; MUNSTER, L. C. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia Série Zoologia**, v. 100, n. 1, p. 25-34, 2010.

PÉRON, G.; HINES, J. E.; NICHOLS, J. D.; KENDALL, W. L.; PETERS, K. A.; MIZRAHI, D. S. Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 902-911, 2013.

PESTE, F.; PAULA, A.; DA SILVA, L. P.; BERNARDINO, J.; PEREIRA, P.; MASCARENHAS, M.; COSTA, H.; VIEIRA, J.; BASTOS, C.; FONSECA, C.; RAMOS PEREIRA, M. J. How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 51, p. 10-22, 2015.

PETERS, K. A.; MIZRAHI, D. S.; ALLEN, M. C. Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. **Journal of Fish and Wildlife Management**, v. 5, n. 2, p. 330-339, 2014.

PIORKOWSKI, M. D.; O'CONNELL, T. J. Spatial pattern of summer bat mortality from collisions with wind turbines in mixed-grass prairie. **The American Midland Naturalist**, v. 164, n. 2, p. 260-269, 2010.

RAMOS PEREIRA, M. J.; BARROS, M. A. S; CHAVES, T. S.; RUI, A. M.; DOTTO, J. C.; BRAUN, A.; BARBOSA, J.; BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; KINDEL, A.; SANA, D. A. Guidelines for consideration of bats in environmental impact assessment of wind farms in Brazil: a collaborative governance experience from Rio Grande do Sul. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 3, p. 232-255, 2017.

RELCOM – RED LATINOAMERICANA Y DEL CARIBE PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS MURCIÉLAGOS. **Lineamientos de evaluación de impacto ambiental sobre murciélagos por plantas de energía eólica em Latinoamérica y el Caribe**. Villa de Leyva: RELCOM, 2016.

REYES, G. A.; RODRIGUEZ, M. J.; LINDKE, K. T.; AYRES, K. L.; HALTERMAN, M. D.; BOROSKI, B. B.; JOHNSTON, D. S. Searcher efficiency and survey coverage affect precision of fatality estimates. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1488-1496, 2016.

RODRIGUES, L.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M.-J.; KARAPANDŽA, B.; KOVAČ, D.; KERVYN, T.; DEKKER, J.; KEPEL, A.; BACH, P.; COLLINS, J.; HARBUSCH, C.; PARK, K.; MICEVSKI, B.; MINDERMAN, J. **Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014**. Eurobats Publication Series N. 6. Bonn: UNEP/EUROBATS Secretariat, 2015.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FELICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

ROLLINS, K. E.; MEYERHOLZ, D. K.; JOHNSON, G. D.; CAPPARELLA, A. P.; LOEW, S. S. A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury? **Veterinary Pathology Online**, v. 49, n. 2, p. 362-371, 2012.

ROSCIONI, F.; REBELO, H.; RUSSO, D.; CARRANZA, M. L.; DI FEBBRARO, M.; LOY, A. A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 5, p. 891-903, 2014.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010a.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 6, p. 823-827, 2010b.

SAG – SERVICIO AGRÍCOLA Y GANADERO (CHILE). **Guía para la evaluación del impacto ambiental de proyectos eólicos y de líneas de transmisión eléctrica en aves silvestres y murciélagos**. 1 ed. Santiago: Ministerio de Agricultura, 2015.

SCHNITZLER, H.-U.; KALKO, E. K. V. Echolocation by insect-eating bats. **BioScience**, v. 51, n. 7, p. 557-569, 2001.

SCHUSTER, E.; BULLING, L.; KÖPPEL, J. Consolidating the state of knowledge: A synoptical review of wind energy's wildlife effects. **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 300-331, 2015.

SILVA, C.; CABRAL, J. A.; HUGHES, S. J.; SANTOS, M. A modelling framework to predict bat activity patterns on wind farms: An outline of possible applications on mountain ridges of North Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 337-349, 2017.

SLOUGH, B. G.; JUNG, T. S. Observations on the natural history of bats in the Yukon. **Northern Review**, v. 29, p. 127-150, 2008.

SMALLWOOD, K. S. Estimating wind turbine-caused bird mortality. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2781-2791, 2007.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2014.

VALENÇA, R. B.; BERNARD, E. Another blown in the wind: bats and the licensing of wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 117-122, 2015.

VILLEGAS-PATRACA, R.; MACÍAS-SÁNCHEZ, S.; MACGREGOR-FORS, I.; MUÑOZ-ROBLES, C. Scavenger removal: bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. **Acta Oecologica**, v. 43, p. 121-125, 2012.

VOIGT, C. C.; POPA-LISSEANU, A. G.; NIERMANN, I.; KRAMER-SCHADT, S. The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international regulations. **Biological Conservation**, v. 153, p. 80-86, 2012.

VOIGT, C. C.; SCHNEEBERGER, K.; VOIGT-HEUCKE, S. L.; LEWANZIK, D. Rain increases the energy cost of bat flight. **Biology Letters**, v. 7, n. 5, p. 793-795, 2011.

WELCH, J. N.; FORDYCE, J. A.; SIMBERLOFF, D. S. Indirect impacts of invaders: A case study of the Pacific sheath-tailed bat (*Emballonura semicaudata rotensis*). **Biological Conservation**, v. 201, p. 146-151, 2016.

WELLER, T. J.; BALDWIN, J.A. Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. **Journal of Wildlife Management**, v. 76, n. 3, p. 619-631, 2012.

WELLIG, S. D.; NUSSLÉ, S.; MILTNER, D.; KOHLE, O.; GLAIZOT, O.; BRAUNISCH, V.; OBRIST, M. K.; ARLETTAZ, R. Mitigating the negative impacts of tall wind turbines on bats: Vertical activity profiles and relationships to wind speed. **PLOS One**, v. 13, n. 3, p. e0192493, 2018.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I. Ensemble composition and activity levels of insectivorous bats in response to management intensification in coffee agroforestry systems. **PLOS One**, v. 6, n. 1, p. e16502, 2011.

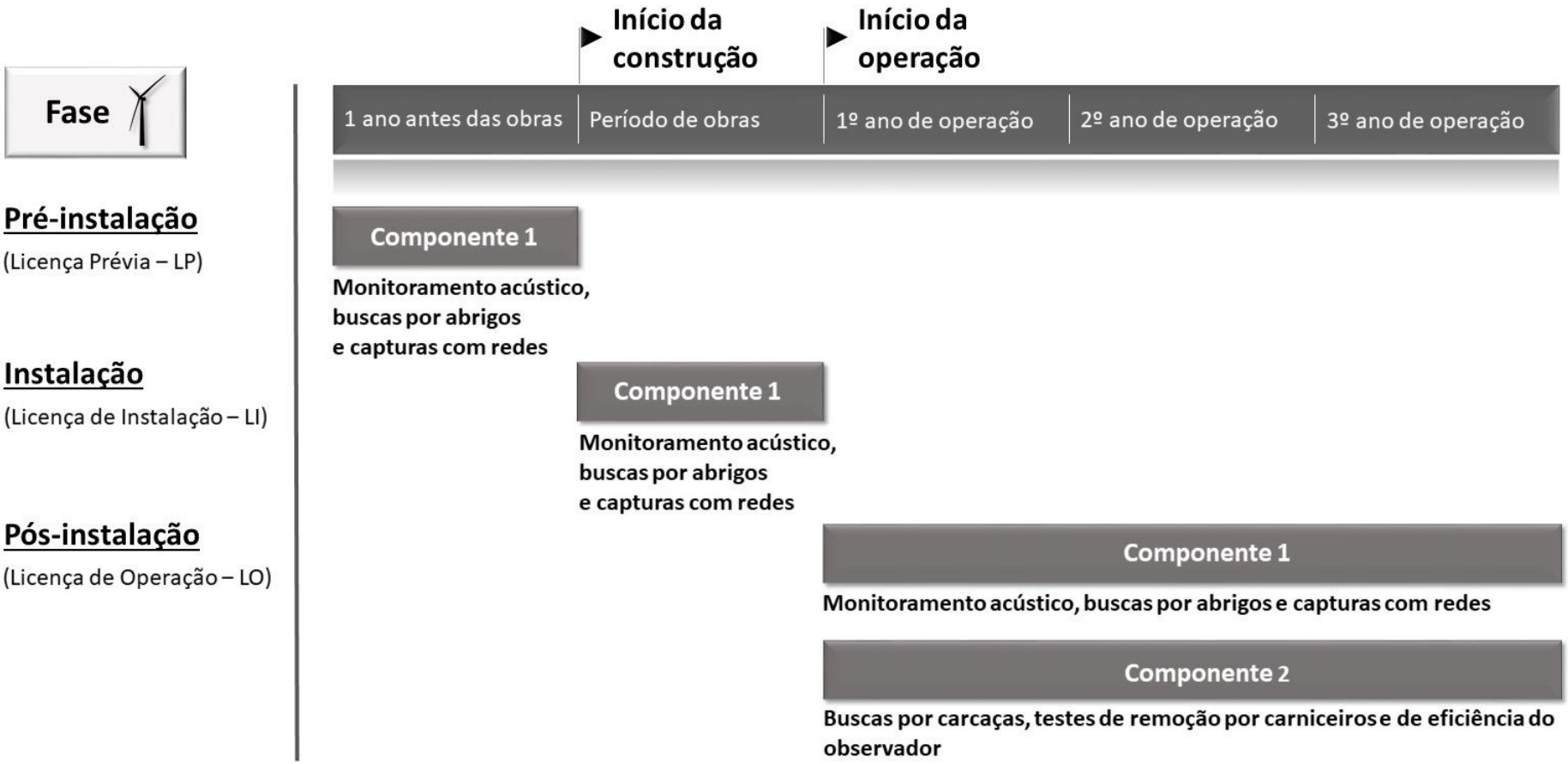


Figura 1 – Componentes e fases de uma proposta de monitoramento e avaliação de impactos de parques eólicos sobre morcegos para o Brasil.

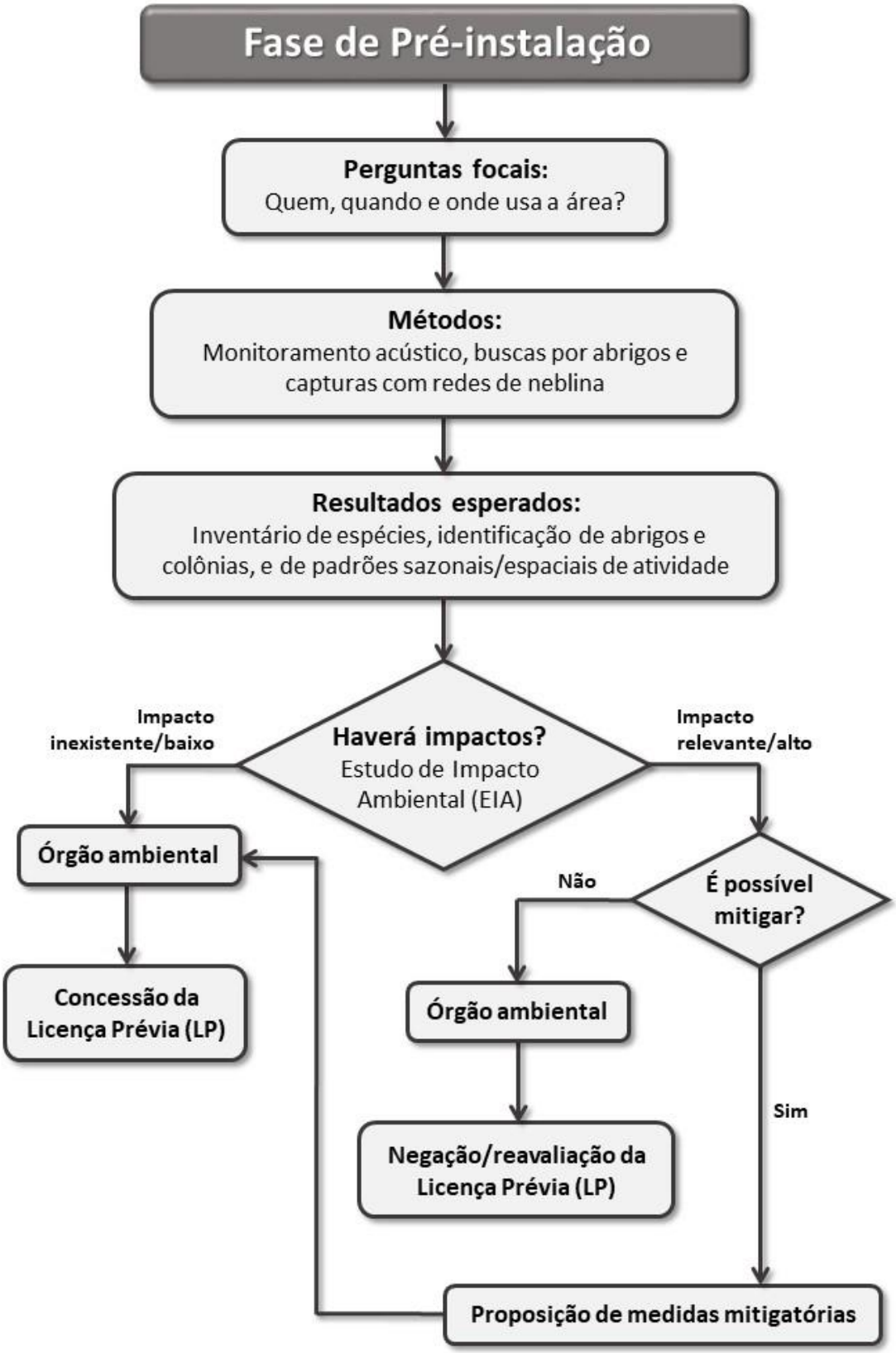


Figura 2 – Árvore de decisões para a Fase de Pré-Instalação de uma proposta de monitoramento e avaliação de impactos de parques eólicos sobre morcegos para o Brasil.

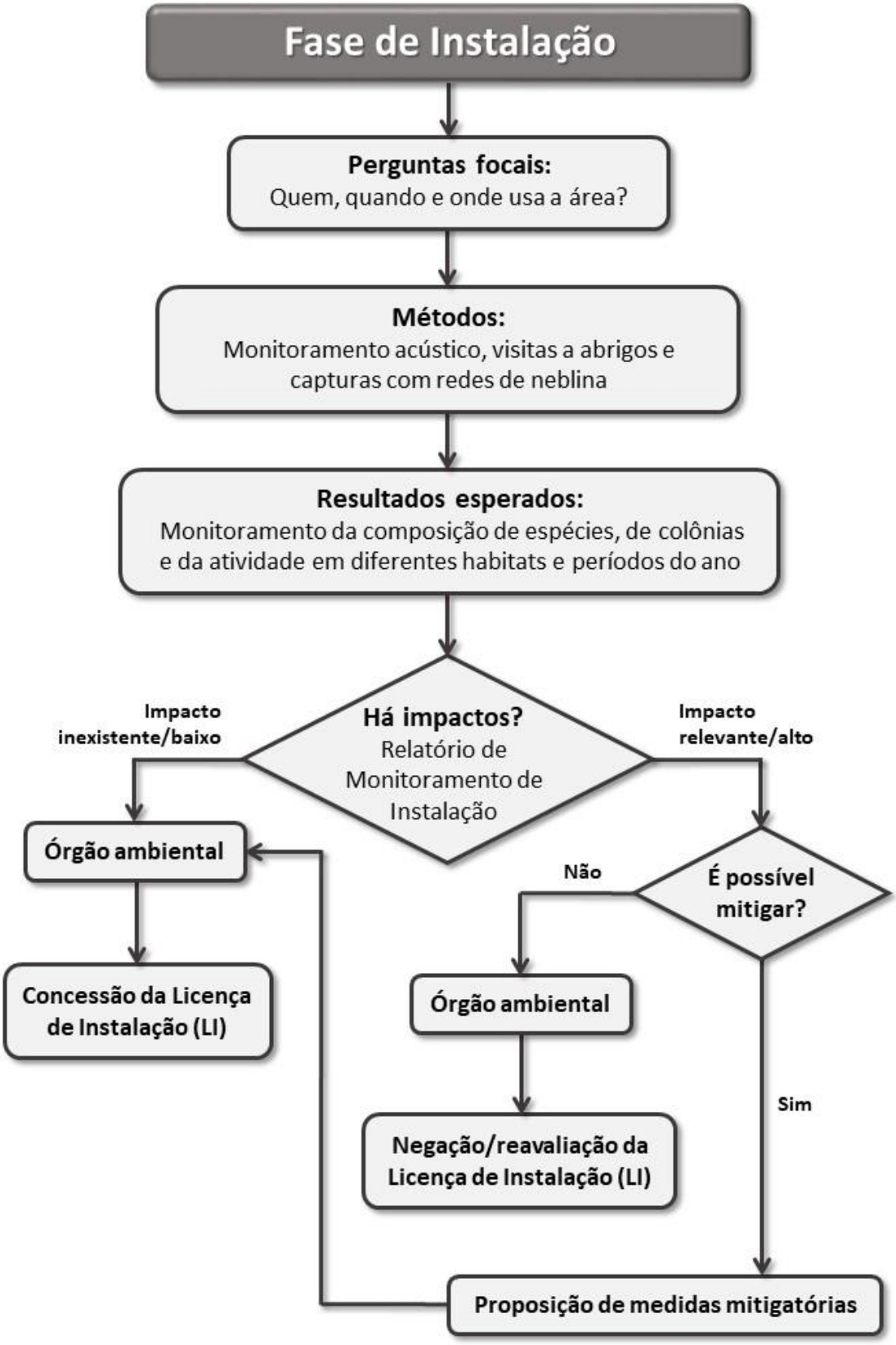


Figura 3 – Árvore de decisões para a Fase de Instalação de uma proposta de monitoramento e avaliação de impactos de parques eólicos sobre morcegos para o Brasil.

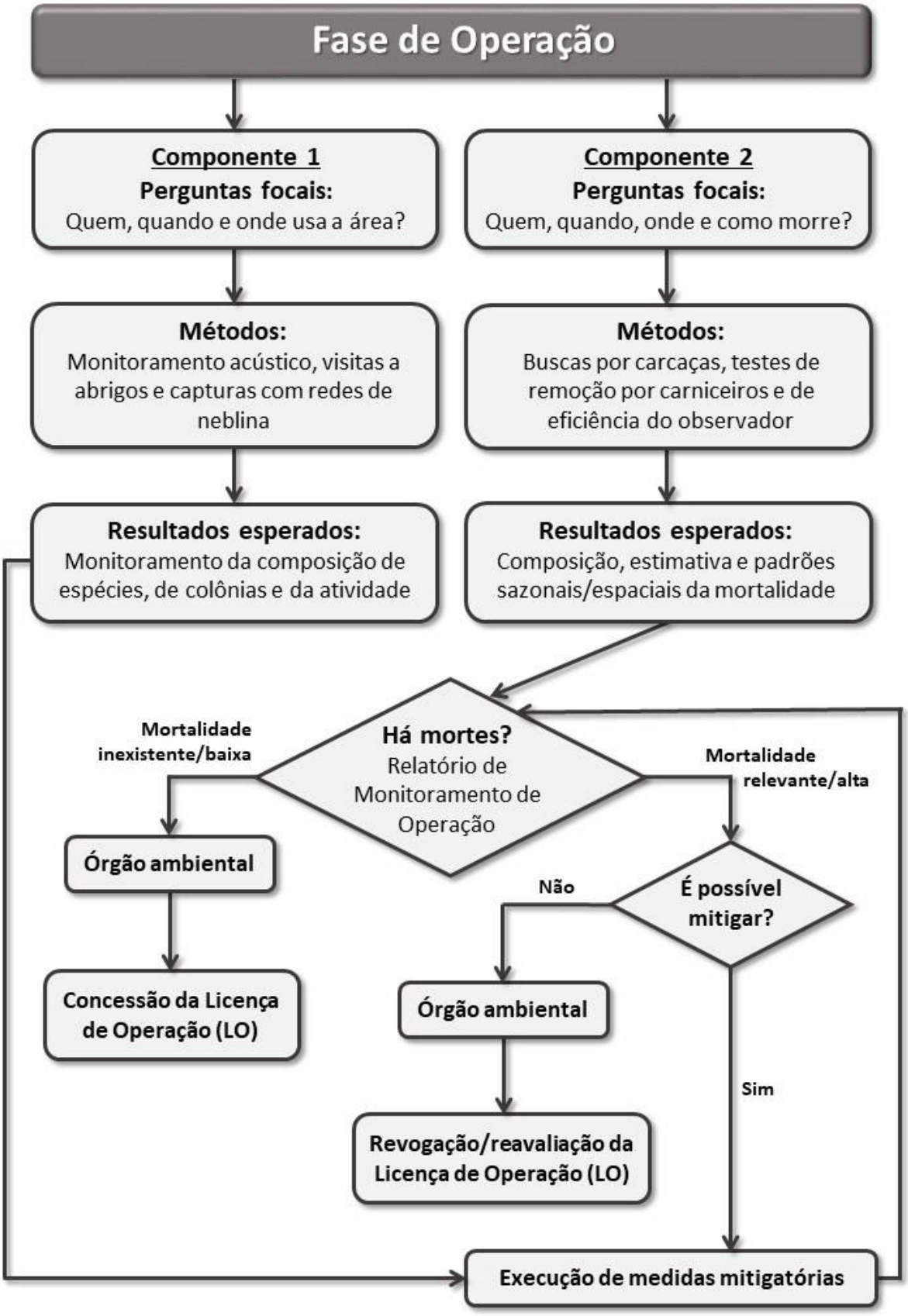


Figura 4 – Árvore de decisões para a Fase de Operação de uma proposta de monitoramento e avaliação de impactos de parques eólicos sobre morcegos para o Brasil.

4 EFICIÊNCIA DO OBSERVADOR EM ENCONTRAR CARCAÇAS DE MORCEGOS EM UM PARQUE EÓLICO NEOTROPICAL

4.1 RESUMO

A mortandade de morcegos por causa da instalação de parques eólicos tem sido documentada em vários países. Avaliações sobre a magnitude destas mortes dependem essencialmente de buscas periódicas por carcaças ao redor de aerogeradores. No entanto, raramente todas as carcaças presentes na área são detectadas pela equipe de busca, de modo que os estudos de impacto ambiental precisam quantificar e considerar o viés da eficiência do observador nas estimativas da fatalidade. Estudos deste tipo são escassos em países Neotropicais, onde a energia eólica experimenta um *boom* e frequentemente instala-se em áreas com alta riqueza de espécies. Neste estudo, investigamos diferentes fatores que influenciam a eficiência do observador em encontrar carcaças de morcegos ao redor de 34 turbinas eólicas, de março de 2017 a janeiro de 2018, em uma área de floresta seca no nordeste do Brasil. Nós testamos as predições de que a eficiência do observador varia de acordo com o tipo de vegetação, estação do ano e tamanho da carcaça. No total, os observadores mostraram 58% de eficiência (n = 120 carcaças). Um modelo de regressão logística revelou que o tipo de vegetação e o tamanho da carcaça foram previsores significativos da probabilidade de uma carcaça ser encontrada, e que o tipo de vegetação apresentou o maior efeito previsor. A eficiência do observador foi mais alta em áreas com vegetação esparsa ou baixa (estradas de brita e terrenos com vegetação herbácea), para morcegos médios e grandes (15−25 g) e, em áreas predominantemente arbustivas, durante a estação seca. Estes resultados enfatizam a importância de incluir testes e controle da eficiência do observador em estudos de impacto ambiental de parques eólicos em regiões tropicais. O desenho experimental deve considerar a utilização de carcaças de diferentes tamanhos, bem como as diferentes variáveis ambientais que representem espacial e sazonalmente a área de estudo.

Palavras-chave: Avaliação de impacto ambiental. Caatinga. Chiroptera. Estimativa de fatalidade. Energia eólica.

4.2 INTRODUÇÃO

Morcegos correspondem a cerca de um quinto das espécies de mamíferos atuais e são amplamente distribuídos ao redor do mundo (WILSON; REEDER, 2005). Estes animais apresentam grande mobilidade e ocupam uma grande variedade de nichos ecológicos, prestando valiosos serviços ambientais aos ecossistemas e populações humanas como dispersão de pólen e sementes, e controle de populações de insetos incluindo pragas agrícolas (KUNZ *et al*., 2011). Apesar de sua importância ecológica, espécies de morcegos têm sido historicamente ameaçadas pela perda/alteração de habitat e destruição de abrigos (MICKLEBURGH; HUTSON; RACEY, 2002) e, mais recentemente, por ações humanas específicas, tais como a construção de parques eólicos (SCHUSTER; BULLING; KÖPPEL, 2015). Na última década, estudos reportando a morte de morcegos por colisão com turbinas eólicas têm sido frequentemente publicados para diferentes regiões da América do Norte e Europa (e.g. AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012; ARNETT *et al*., 2008; LEHNERT *et al*., 2014) e, mais recentemente, para países do hemisfério sul (e.g. BARROS; MAGALHÃES, RUI, 2015; DOTY; MARTIN, 2013; HULL; CAWTHEN, 2013). Esta causa de mortandade é considerada significativa e turbinas eólicas foram responsáveis pela maioria dos eventos de mortalidade múltipla (≥ 10 indivíduos mortos em um mesmo local dentro de no máximo um ano) reportados para morcegos no mundo, especialmente depois dos anos 2000 (O'SHEA *et al*., 2016). Estes eventos de mortandade constituem uma séria ameaça à conservação de morcegos, pois têm o potencial de causar declínios populacionais significativos em poucas décadas e de aumentar o risco de extinção de algumas espécies (FRICK *et al*., 2017).

Para avaliar o impacto da geração de energia eólica sobre a fauna de morcegos, consultores ambientais e pesquisadores monitoram periodicamente a área ao redor das turbinas eólicas em buscas por carcaças, que são recolhidas e quantificadas. Para produzir resultados confiáveis, estes estudos de impacto ambiental devem levar em consideração duas principais fontes de viés: o número de carcaças perdidas (1) por terem sido removidas por carniceiros entre os dias de busca, e (2) por não terem sido detectadas pela equipe de observadores durante o trabalho de campo (RAMOS PEREIRA *et al*., 2017). Desta forma, no intuito de evitar que o impacto seja subestimado, a eficiência do observador (*i.e.* proporção de carcaças que a equipe é capaz de encontrar em determinada área) é uma importante variável que deve ser conhecida e incluída no cálculo da taxa de fatalidade de morcegos em turbinas eólicas (número de mortes/turbina ou MW por ano; e.g. HUSO *et al*., 2016). Além de gerar

estimativas de impacto mais precisas, a correção das taxas de fatalidade em relação aos valores de eficiência do observador (e de remoção por carniceiros) permite a comparação entre diferentes estudos e a análise de padrões de mortandade de morcegos causada por turbinas em escalas regionais mais amplas (e.g. ARNETT *et al*., 2008; RYDELL *et al*., 2010). A falha em contemplar estes vieses pode prejudicar a comparabilidade de um estudo com outras avaliações de impacto nacionais ou internacionais (e.g. CAMINA, 2012).

A eficiência do observador em encontrar carcaças de pequeno porte no geral ao redor de turbinas eólicas varia amplamente entre diferentes empreendimentos. A proporção de carcaças encontradas por observadores (morcegos, aves, ratos e/ou camundongos utilizados nos experimentos) em 64 diferentes parques eólicos no Canadá, por exemplo, variou de 30 a 100%, sendo maior que 50% na maioria das usinas (ZIMMERLING; FRANCIS, 2016). Estas diferenças são esperadas porque a eficácia em encontrar carcaças depende das condições de visibilidade do substrato, associadas aos tipos de uso da terra e vegetação locais (e.g. GRODSKY; JENNELLE; DRAKE, 2013; JOHNSON *et al*., 2004; PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014). Para carcaças de morcegos, a eficiência do observador em parques eólicos pode ser 80% menor em terrenos com baixa visibilidade em relação a terrenos onde a visibilidade é considerada alta (SMALLWOOD, 2013). Uma vez que a presença, a altura e a densidade da vegetação podem sofrer mudanças sazonais, é possível que a eficiência do observador também flutue ao longo do ano em função de alterações no habitat que afetem a visibilidade das áreas de busca (RODRIGUES *et al*., 2015). Além das características do substrato (e suas possíveis variações sazonais), o tamanho da carcaça também tem um grande impacto na eficiência do observador: quanto maior a massa corporal, maior a probabilidade de uma carcaça ser detectada em estudos de mortandade de fauna (BARRIENTOS *et al*., 2018; PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014). Outros fatores que influenciam a eficácia em encontrar carcaças incluem o nível de experiência dos observadores (PONCE *et al*., 2010; mas veja SCHUTGENS; SHAW; RYAN, 2014), o uso de cães treinados nas buscas (REYES *et al*., 2016) e a distância entre a carcaça e a turbina eólica (ARNETT, 2006).

De forma geral, padrões de mortandade de morcegos em parques eólicos são mais conhecidos para as zonas temperadas do hemisfério norte, especialmente na Europa e América do Norte (e.g. ARNETT; BAERWALD, 2013). Este viés de informações é preocupante se considerarmos que a geração de energia eólica experimenta um *boom* em alguns países tropicais (GWEC, 2018), países estes caracterizados por uma alta riqueza de espécies. Nos poucos estudos que reportam casos de mortandade de morcegos para os Neotrópicos, resultados de experimentos de eficiência do observador são ausentes (BARROS;

MAGALHÃES; RUI, 2015; ESCOBAR *et al*., 2015) ou pouco detalhados (RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). O Brasil é um país recordista em biodiversidade, abrigando mais de 180 espécies de morcegos (NOGUEIRA *et al*., 2018), e é também o oitavo maior produtor mundial de energia eólica (GWEC, 2018). No início de 2019, haviam 587 parques eólicos produzindo 14,8 GW no país (ABEEÓLICA, 2019). Entretanto, o licenciamento ambiental de parques eólicos no Brasil é deficiente, e a legislação em vigor não cobra maior rigor na busca por carcaças para a correta avaliação do real impacto dos parques eólicos sobre sua fauna alada, e em especial sua quiropterofauna (VALENÇA; BERNARD, 2015).

De forma a preencher lacunas de informações e apontar caminhos para a melhoria dos padrões e processos ambientais associados a uma importante fonte de geração de energia elétrica, apresentamos o primeiro estudo com enfoque em eficiência do observador em encontrar carcaças de morcegos na região Neotropical. Nosso objetivo foi avaliar a eficiência dos observadores ao redor de turbinas eólicas em um ambiente de floresta tropical seca no nordeste do Brasil, verificando se o tipo de vegetação, estação e tamanho da carcaça são previsores significativos da probabilidade de uma carcaça ser encontrada. Neste estudo testamos as seguintes predições: (1) se a presença, altura e densidade da vegetação afetam a visibilidade da área de busca, então a eficiência do observador será maior em áreas onde a vegetação é ausente ou esparsa, menor nos terrenos cobertos por vegetação arbustiva, e intermediária nos terrenos onde a vegetação é herbácea; (2) considerando a sazonalidade das florestas tropicais secas, que perdem total ou parcialmente as folhas durante a estação seca, então a eficiência do observador será maior durante este período em comparação à estação chuvosa; e (3) se carcaças maiores são mais fáceis de serem visualmente detectadas, então a eficiência do observador será maior para as espécies de morcego com maior massa corporal.

4.3 MÉTODOS

4.3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em um complexo eólico no município de João Câmara (5°23’53” S, 35°50’51” O), estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. Esta região apresenta clima semiárido (tipo BSh de acordo com os critérios de Köppen 1936; ALVARES *et al*., 2013), e está inserida nos domínios do bioma Caatinga, uma floresta tropical sazonalmente seca (SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017). A temperatura média anual é

24,7°C (temperatura máxima média: 33,0°C; temperatura mínima média: 21,0°C), e a umidade relativa média é de 70% (IDEMA, 2008). A precipitação anual é de aproximadamente 660 mm, marcadamente sazonal, com concentração de chuvas entre março e junho (IDEMA, 2008). Em 2017, porém, o período de chuvas foi prolongado e estendeu-se até julho (Figura 1).

O complexo eólico é formado por três parques eólicos com nove aerogeradores e um parque com sete aerogeradores, totalizando 34 turbinas eólicas com 80 m de altura, pás com 42 m de comprimento e 2,3 MW de capacidade. Os parques eólicos localizam-se em uma propriedade particular para criação de gado bovino, a uma altitude variando entre 210–320 m acima do nível do mar. A cobertura vegetal predominante apresenta pequeno porte, sendo composta principalmente por herbáceas e gramíneas em conjunto com arbustos que variam em tamanho e densidade de acordo com a área. Em menor frequência, há a ocorrência de árvores isoladas (especialmente cajueiros e palmeiras), e de fragmentos de vegetação densa e contínua de Caatinga arbórea-arbustiva (1 a 6 metros de altura) em algumas partes da propriedade.

4.3.2 Experimentos de eficiência do observador

Os experimentos de eficiência do observador foram realizados de março de 2017 a janeiro de 2018. Durante este período, todas as 34 turbinas eólicas foram mensalmente vistoriadas (uma vez a cada 28 dias) por uma dupla treinada de biólogos (M. A. S. Barros e F. H. Silva). Para isso, a equipe de busca percorreu transectos lineares dentro de um quadrado de 100 × 100 m delimitado ao redor da turbina eólica, uma vez que a maioria das carcaças de morcegos tende a cair a uma distância máxima de 50 m da base do aerogerador (HULL; MUIR, 2010). Em seis aerogeradores, parte dessa área de 10.000 m^2 ao redor da torre era coberta por vegetação arbórea-arbustiva densa e alta (altura ≥ 3 m), o que impossibilitava a equipe de percorrer o terreno; nestes casos, a área de busca foi menor (variando entre 2500 e 8500 m^2). Os transectos foram percorridos simultaneamente por ambos os observadores, de modo que cada um cobria metade da área do polígono (5000 m^2). Cada observador realizava a busca sempre na mesma metade de cada área (metade oeste: M. A. S. Barros; metade leste: F. H. Silva). As buscas tiveram início aproximadamente 30-60 min após o nascer do sol, e a primeira turbina do dia a ser vistoriada foi aleatoriamente sorteada para evitar possíveis influências do horário na probabilidade de localizar carcaças, em função de variações na luminosidade e da possibilidade de carcaças serem removidas por carniceiros ao longo do dia.

O tempo médio de busca por carcaças nos aerogeradores com área de busca completa (10.000 m^2) foi 36 min (variação: 30−52 min), e 20 min (variação: 10−36 min) nos aerogeradores com área de busca incompleta (< 10.000 m^2). Durante o período do experimento de eficiência do observador, o esforço total de busca foi de 228 horas, ao longo de 48 dias e 11 meses, e cada turbina foi vistoriada 12 vezes (seis na estação seca e seis na chuvosa).

Como carcaças-teste foram utilizados morcegos coletados na área de estudo, mortos por deslocamento cervical, fixados em formaldeído e preservados em álcool 70% (Autorização SISBIO/ICMBio Nº 53169-2; Processo CEUA/UFPE Nº 14/2016). Foram utilizados morcegos de seis diferentes espécies (dois indivíduos por espécie): *Glossophaga soricina* (massa média dos indivíduos coletados = 10 g), *Molossus molossus* (14 g), *Carollia perspicillata* (17 g), *Sturnira lilium* (22 g), *Platyrrhinus lineatus* (26 g) e *Artibeus planirostris* (45 g). Estas espécies são abundantes na área do complexo eólico (M. A. S. Barros, dados não publicados) e diferem quanto ao tamanho, coloração e outros aspectos morfológicos, de modo a dificultar que os observadores formassem uma imagem de busca única. Foram considerados como morcegos pequenos as espécies com menos de 15 g (*G. soricina* e *M. molossus*), médios as espécies com massa corporal entre 15 e 25 g (*C. perspicillata* e *S. lilium*) e grandes as espécies com mais de 25 g (*A. planirostris* e *P. lineatus*). Todas as carcaças foram marcadas com cortes nas orelhas e unhas para evitar que fossem confundidas com casos reais de mortandade. Ao final de cada teste, as carcaças foram recolhidas e novamente armazenadas em álcool 70% para serem reutilizadas nas próximas sessões experimentais.

Assim que os experimentos de eficiência começaram, os observadores sabiam que podiam estar sendo testados a qualquer momento, sem no entanto saber os locais e as datas dos testes, nem o número de carcaças experimentais a serem encontradas. De manhã, antes do início da primeira seção de busca por carcaças do dia, cada pesquisador saía sozinho de carro e percorria o complexo eólico para colocação de carcaças-teste na área de busca que seria vistoriada pelo outro observador no mesmo dia. Nesta saída, o número de carcaças-teste podia variar de zero a duas, de forma que quem seria testado não sabia se e nem quantas carcaças-testes haviam sido usadas. Os observadores agiram desta maneira ao longo de toda a duração do estudo, independentemente de haver carcaças experimentais a serem encontradas pelo outro pesquisador naquela data. O pesquisador posicionava então a carcaças-teste de morcego ao redor dos aerogeradores, e a coordenada geográfica do local era obtida e salva em um aparelho de GPS individual (Garmin Etrex 10). Ao final da busca, o pesquisador que havia posicionado as carcaças-teste verificava se estas haviam ou não sido encontradas pelo

observador testado. Em casos onde não foi possível localizar a carcaça-teste ao final da busca – seja porque ela foi removida por carniceiros, ou por possíveis falhas da equipe – aquele teste foi anulado e repetido em outra ocasião. Os aerogeradores e datas dos testes de eficiência foram aleatoriamente selecionados por cada observador (para testar o outro) utilizando programas de randomização. Em função desta distribuição temporal aleatória das carcaças experimentais, houve alguns dias em que não havia carcaças para serem encontradas por um dos observadores testados (embora os dias sem carcaças-teste a serem encontradas nunca tenham coincidido para ambos os observadores). O primeiro observador (M. A. S. Barros) foi testado, i.e. teve carcaças para serem encontradas, em 42 dias diferentes, e o segundo (F. H. Silva) em 45 dias.

Para testar possíveis influências do tipo de terreno e vegetação na eficiência do observador, classificamos a área no entorno imediato dos aerogeradores em três categorias. As categorias foram baseadas na altura e na densidade do tipo de vegetação predominante e refletem, de um modo simplificado, as diferenças entre as áreas ao redor de diferentes aerogeradores em termos de visibilidade de carcaças de pequeno porte. A área correspondente a cada categoria de vegetação dentro do polígono de 100 × 100 m delimitado ao redor da base de cada turbina eólica foi medida utilizando a função “calcular áreas” de um aparelho de GPS (Garmin eTrex 10). As categorias de terreno e vegetação foram: (1) vegetação ausente/esparsa (28% da área total, considerando os polígonos de 1 ha ao redor de todos os aerogeradores), que correspondeu às estradas de acesso e ao pátio de manobras presente ao lado dos aerogeradores, ambos cobertos por brita e por vegetação rasteira esparsa que cresce entre as pedras (Figura 2A e 2B); (2) vegetação herbácea (24% da área total), em áreas onde o terreno de solo natural exposto era parcialmente coberto por vegetação baixa, tanto ervas como gramíneas com altura máxima aproximada de 10 cm na estação seca e 30 cm na chuvosa, além de arbustos esparsos (Figura 2C e 2D); e (3) vegetação arbustiva (48% da área total), caracterizada pela presença de uma maior densidade de arbustos (> 1 arbusto de 50 cm de altura/m^2), volumosos na estação chuvosa mas parcial ou totalmente desprovidos de folhas durante os períodos secos, ocorrendo em conjunto com vegetação herbácea com as mesmas características da categoria anterior (Figura 2E e 2F).

Para simular casos reais de morte de morcegos por colisão/barotrauma com turbinas eólicas na área, as carcaças foram distribuídas em todos os tipos de terreno/vegetação na mesma proporção em que estes ocorrem dentro dos polígonos de 100 × 100 m onde foram realizadas as buscas, *i.e.* 34 carcaças (28% do total) na vegetação ausente/esparsa, 30 carcaças (24%) na vegetação herbácea e 56 carcaças (48%) na vegetação arbustiva. Uma vez que

carcaças de morcegos tendem a cair frequentemente mais próximas ao aerogerador, as carcaças-teste foram posicionadas em diferentes categorias de distância em relação à base da torre proporcionalmente às distâncias em que são encontradas em campo, considerando a distribuição espacial aproximada observada para morcegos em Hull e Muir (2010) (Bluff Point Wind Farm, Austrália). Dessa forma, 40 carcaças (≈ 33% do total) foram posicionadas a 1−10 m da turbina eólica, 34 carcaças (≈ 28%) a 11−20 m, 26 carcaças (≈ 22%) a 21−30 m, 14 carcaças (≈ 12%) a 31−40 m, e seis carcaças (≈ 5%) a 41−50 m.

O número amostral total foi de 120 carcaças-teste, igualmente distribuídas entre observadores (60 carcaças por observador, sendo 10 de cada espécie), estações (60 carcaças na estação chuvosa e 60 na estação seca) e categorias de tamanho (40 morcegos pequenos, 40 morcegos médios e 40 morcegos grandes). Nós alocamos as carcaças de cada classe de vegetação homogeneamente entre os observadores e estações, assim como as carcaças de diferentes tamanhos em cada categoria de vegetação dentro de cada estação.

4.3.3 Análises estatísticas

Para verificar se a eficiência do observador variou de acordo com o tipo de vegetação, estação do ano e tamanho da carcaça, realizamos testes Qui-quadrado de Pearson. Além disso, utilizamos análise de resíduos como *post hoc* nos casos em que havia mais de dois grupos comparados entre si; para identificar o grupo cuja frequência desviou significativamente do esperado, comparamos os valores dos resíduos ajustados aos valores críticos da distribuição normal a um nível de significância de 0,05 ($z = \pm 1{,}96$). Finalmente, utilizamos um teste de regressão logística binária (método "enter"; $\alpha = 0{,}05$) para verificar se as variáveis independentes testadas (vegetação, estação e tamanho da carcaça) são previsores significativos da probabilidade de uma carcaça ser encontrada e, em caso positivo, identificar as variáveis com maior efeito previsor (através da comparação dos valores de Razão de Chances). Para gerar um valor único de Razão de Chances para cada variável independente, nós consideramos as classes de vegetação e tamanho da carcaça como variáveis categóricas ordinais, em ordem crescente de visibilidade do terreno (vegetação arbustiva = 1; vegetação herbácea = 2; e vegetação ausente/esparsa = 3) e de tamanho (morcegos pequenos = 1; morcegos médios = 2; e morcegos grandes = 3). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa IBM SPSS Statistics (International Business Machines Corporation, Statistical Package for the Social Sciences, Version 24). Como o desempenho dos dois

observadores foi semelhante (M. A. S. Barros: 57%; F. H. Silva: 58%), os dados de ambos foram agrupados em todas as análises.

4.4 RESULTADOS

No total, os observadores encontraram 58% (n = 120) das carcaças de morcegos na área de estudo. A eficiência do observador variou significativamente entre os tipos de vegetação ($\chi^2(2) = 20{,}332$, $p < 0{,}001$), e foi mais de duas vezes maior em terrenos com vegetação ausente/esparsa (85%; resíduo ajustado = 3,9) do que em áreas com vegetação arbustiva (38%; resíduo ajustado = –4,1) (Figura 3A). A eficiência na vegetação herbácea (63%) não desviou-se significativamente da frequência esperada (resíduo ajustado = 0,7). Este resultado (eficiência do observador na vegetação ausente/esparsa > vegetação herbácea > vegetação arbustiva) se manteve dentro de cada estação (Figura 3B) e dentro de cada categoria de tamanho (Figura 3C), porém a diferença entre os tipos de vegetação foi significativa apenas na estação chuvosa (estação chuvosa: $\chi^2(2) = 17{,}008$, $p < 0{,}001$; estação seca: $\chi^2(2) = 5{,}477$, $p = 0{,}079$) e para morcegos grandes (morcegos pequenos: $\chi^2(2) = 5{,}926$, $p = 0{,}054$; morcegos médios: $\chi^2(2) = 5{,}671$, $p = 0{,}062$; morcegos grandes: $\chi^2(2) = 13{,}659$, $p = 0{,}001$). Na estação chuvosa, a eficiência do observador foi maior do que a frequência esperada na vegetação ausente/esparsa (resíduo ajustado = 3,7), menor do que a esperada na vegetação arbustiva (resíduo ajustado = –3,6), e estatisticamente similar à esperada na vegetação herbácea (resíduo ajustado = 0,3). Similarmente, para o grupo de morcegos grandes a eficiência do observador foi significativamente maior do que a esperada na vegetação ausente/esparsa (resíduo ajustado = 2,5), menor do que a esperada na vegetação arbustiva (resíduo ajustado = –3,7), e similar à esperada na vegetação herbácea (resíduo ajustado = 1,6).

A proporção de carcaças encontradas pelos observadores foi similar entre a estação chuvosa (50%) e a seca (65%) ($\chi^2(1) = 2{,}762$, $p = 0{,}070$) (Figura 4A). Tal similaridade também foi observada nas buscas realizadas em terrenos com vegetação ausente/esparsa ($\chi^2(1) = 0{,}234$, $p = 0{,}500$) e herbácea ($\chi^2(1) = 1{,}292$, $p = 0{,}225$) (Figura 4B), e dentro das três categorias de tamanho das carcaças (morcegos pequenos: $\chi^2(1) = 3{,}750$, $p = 0{,}053$; morcegos médios: $\chi^2(1) = 0{,}107$, $p = 0{,}500$; morcegos grandes: $\chi^2(1) = 0{,}476$; $p = 0{,}366$) (Figura 4C). No entanto, houve variação sazonal significativa quando as buscas foram realizadas em terrenos cobertos por vegetação arbustiva ($\chi^2(1) = 3{,}733$; $p = 0{,}048$), onde a eficiência do observador durante a estação chuvosa (25%) foi metade da eficiência observada na estação seca (50%) (Figura 2B).

A eficiência do observador variou entre carcaças de diferentes tamanhos ($\chi^2(2) = 7{,}980$, $p = 0{,}020$), sendo menor para morcegos pequenos (40%; resíduo ajustado = –2,7) e maior para morcegos grandes (70%; resíduo ajustado = 2,0) (Figura 5A). A proporção de carcaças encontradas para morcegos médios (63%) não desviou significativamente da frequência esperada (resíduo ajustado = 0,8). A diferença na eficiência do observador em encontrar carcaças de diferentes tamanhos não foi significativa dentro de cada categoria de vegetação isoladamente (vegetação ausente/esparsa: $\chi^2(2) = 5{,}493$, $p = 0{,}100$; vegetação herbácea: $\chi^2(2) = 5{,}455$, $p = 0{,}089$; vegetação arbustiva: $\chi^2(2) = 2{,}754$, $p = 0{,}308$) (Figura 5B) nem dentro da estação seca ($\chi^2(2) = 1{,}758$, $p = 0{,}470$), mas foi significativa na estação chuvosa ($\chi^2(2) = 7{,}600$, $p = 0{,}034$) (Figura 5C). Nesta estação, a eficiência do observador foi abaixo da esperada para morcegos pequenos (resíduo ajustado = –2,7), e similar à esperada para morcegos médios (resíduo ajustado = 1,1) e grandes (resíduo ajustado = 1,6).

O modelo de regressão logística contendo as três variáveis independentes foi significativo ($\chi^2(3) = 35{,}429$, $p < 0{,}001$; R^2 Nagelkerke = 0,343). O tipo de vegetação e o tamanho da carcaça foram previsores significativos da probabilidade de uma carcaça ser encontrada (tipo de vegetação: $\chi^2(1) = 19{,}606$, $p < 0{,}001$; tamanho da carcaça: $\chi^2(1) = 9{,}337$; $p = 0{,}002$), e o tipo de vegetação apresentou maior efeito previsor (OR = 3,659; 95% C.I. = 2,061—6,494) em comparação ao tamanho (OR = 2,362; 95% C.I. = 1,361—4,098). A variável estação não foi um previsor estatisticamente significativo da chance de encontrar carcaças durante as buscas, embora tenha se aproximado da significância ($\chi^2(1) = 3{,}663$, $p = 0{,}056$).

4.5 DISCUSSÃO

Este é um estudo pioneiro sobre eficiência do observador em parques eólicos com enfoque em carcaças de morcegos, trazendo as primeiras informações detalhadas sobre este tema para a região Neotropical. Observamos que a probabilidade de uma carcaça ser encontrada durante as buscas foi influenciada principalmente pelo tipo de cobertura/vegetação do terreno e, em menor grau, pelo tamanho da carcaça. A eficiência do observador foi reduzida em áreas com vegetação mais alta e densa, especialmente na estação chuvosa, e para carcaças de morcegos pequenos (< 15 g), de modo que espécies diferentes de morcegos apresentam probabilidade desigual de serem detectadas em monitoramentos de carcaças em turbinas eólicas. Além disso, a proporção de carcaças encontradas foi significativamente

menor na estação chuvosa, embora apenas nas áreas predominantemente arbustivas. Estes resultados reforçam a relação positiva entre eficiência do observador e condição de visibilidade, e fornecem evidência de que, pelo menos em certas condições, a estação pode afetar a eficiência do observador em encontrar carcaças.

De modo geral, a proporção de carcaças encontradas está dentro do esperado, não sendo especialmente baixa nem alta em comparação a empreendimentos eólicos em outros países. Considerando experimentos de eficiência do observador que utilizaram apenas carcaças ou modelos de morcegos (ao invés de camundongos ou aves como substitutos), a eficiência aqui observada (58%) foi inferior à observada em um estudo realizado em uma região tropical na América Central (70%; RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015), e intermediária em relação à variação na eficiência obtida em dez diferentes estudos conduzidos em zonas temperadas do hemisfério norte, sendo cinco na América do Norte (25–78%; ARNETT *et al*., 2008; BAERWALD; BARCLAY, 2009) e cinco na Europa (21–84%; RYDELL *et al*., 2010). Carcaças podem ter maior probabilidade de serem detectadas sobre o solo nu (PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014). O solo relativamente exposto (apenas esparsamente coberto por vegetação), típico de grande parte da Caatinga e acentuado pela presença de gado em nossa área de estudo, certamente é um dos fatores que possibilita uma visibilidade razoável do terreno por parte dos observadores. Por outro lado, a ocorrência de vegetação esparsa (de coloração predominantemente cinza na estação seca e verde no período de chuvas) cria um mosaico heterogêneo sobre o solo arenoso e dificulta a discriminação visual de alvos isolados como pequenas carcaças sobre este plano de fundo. Acreditamos que a combinação destes dois fatores resultou em um valor mediano (ligeiramente superior a 50%) de eficiência do observador em encontrar carcaças de morcegos.

A primeira predição proposta – de que presença, altura e densidade da vegetação afetam a eficiência do observador – foi corroborada. O tipo de cobertura do terreno foi a variável que mais influenciou a eficiência dos observadores em nossa área de estudo. Os observadores foram capazes de encontrar mais do que o dobro do número de carcaças em terrenos com vegetação ausente/esparsa em relação às áreas arbustivas – diferença ainda maior (> 3 vezes) na estação chuvosa. Este resultado é esperado e está de acordo com o observado em vários estudos que testaram a influência do tipo de cobertura na eficiência do observador (e.g. SMALLWOOD, 2013). Similarmente ao nosso estudo, os observadores apresentaram alta eficiência (77%) em encontrar carcaças/modelos de morcegos sobre o pátio de brita ao redor de turbinas eólicas no norte dos Estados Unidos (JOHNSON *et al*., 2004).

Neste mesmo trabalho, a eficiência do observador foi quase quatro vezes menor (20%) em outros tipos de cobertura como campos de cultivo (soja e milho), pastagens e pradarias naturais. A proporção de carcaças de morcegos encontradas por observadores humanos ao redor de aerogeradores também pode ser consideravelmente (2−3 vezes) maior em terrenos com alta visibilidade em regiões de floresta no leste dos Estados Unidos (59% e 22% em áreas com alta e baixa visibilidade, respectivamente; ARNETT, 2006), e de charnecas e terras aráveis no Reino Unido (27% e 15% em áreas com alta e muito baixa visibilidade, respectivamente; MATHEWS *et al*., 2013). Desta forma, nossos resultados, em conjunto com outros dados disponíveis na literatura, reforçam a relação diretamente proporcional entre eficiência do observador e condição de visibilidade do terreno (geralmente associada a uma menor altura e/ou densidade da vegetação) em vários tipos de ambientes ao redor do mundo.

Cerca de 80% dos aerogeradores operando no Brasil estão inseridos na Caatinga (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo), uma floresta tropical seca que experimenta mudanças sazonais marcantes na vegetação, caracterizada, salvo poucas exceções, pela perda total das folhas das árvores e arbustos durante a estação seca (MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997). Diferentemente do que esperávamos, a estação não teve um efeito previsor significativo na probabilidade de encontrar carcaças em nosso modelo de regressão logística. Porém, nós detectamos uma variação sazonal drástica nas buscas conduzidas em áreas de vegetação arbustiva, onde a eficiência do observador caiu para a metade durante a estação chuvosa neste tipo de vegetação. De fato, nas áreas com dominância de arbustos o ciclo sazonal de queda/formação de folhas tem um impacto muito mais pronunciado na visibilidade do terreno. Nas estradas/pátios de brita a vegetação era muito escassa para que as variações sazonais fizessem diferença na capacidade de enxergar possíveis carcaças-teste e, diferente do previsto, o aumento na altura da vegetação herbácea durante as chuvas não foi grande o suficiente para prejudicar a eficiência dos observadores de forma significativa. Neste contexto, a fenologia (influenciada pela estação) afetou a eficiência do observador em uma categoria específica de vegetação dentro do complexo eólico estudado. Este efeito sazonal, porém, foi diluído, não sendo observado para o empreendimento como um todo (*i.e.* considerando todos os tipos de terreno/vegetação conjuntamente) porque este habitat não foi o único ou o dominante dentro das áreas de busca – em apenas metade (48%) da área dentro dos polígonos de busca a vegetação era predominantemente arbustiva. Em contraste com nossos dados, avaliações de mortandade de fauna em parques eólicos e outros tipos de empreendimento ao redor do mundo não observaram efeito significativo da estação sobre a eficiência do observador (BARRIENTOS *et al*., 2018; OSBORN *et al*., 2000;

SMALWOOD, 2013). Desse modo, o presente estudo traz evidências de que o período do ano pode ser uma variável importante na eficiência dos observadores em encontrar carcaças, especialmente carcaças de pequeno porte (morcegos) em ambientes com acentuadas variações no volume da vegetação ao longo do ano.

O tamanho da carcaça foi a segunda variável com maior influência sobre a eficiência da equipe. O valor de Razão de Chances (> 1) do modelo de regressão logística indica que conforme o tamanho da carcaça aumenta, a chance de detecção aumenta. Estudos realizados em diferentes regiões dos Estados Unidos também verificaram que carcaças maiores apresentam maior probabilidade de ser detectadas por observadores, tanto para grupos de espécies de aves (OSBORN *et al*., 2000; REYES *et al*., 2016; SMALLWOOD, 2007) como para diferentes espécies de aves e morcegos conjuntamente (PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014). De fato, um estudo que compilou e analisou um grande volume de dados sobre eficiência do observador ao redor do mundo verificou que o tamanho foi a variável com maior influência sobre a detecção de carcaças (BARRIENTOS *et al*., 2018). Em contraste com nossos resultados, este mesmo estudo concluiu que o habitat foi uma variável menos influente. Nosso estudo utilizou apenas espécies de morcegos com diferenças pequenas (≤ 35 g) na massa corporal, razão pela qual o tamanho das carcaças teve menor influência sobre a eficiência do observador do que o tipo de vegetação. Apesar disso, demonstramos que mesmo diferenças sutis no tamanho podem afetar a eficiência do observador em encontrar carcaças de morcegos ao redor de turbinas eólicas, e que fatalidades de espécies pequenas (< 15 g), como muitos morcegos insetívoros neotropicais, apresentam menor probabilidade de serem registradas em avaliações de impacto. A dificuldade de encontrar morcegos pequenos ao redor das turbinas eólicas foi especialmente pronunciada na estação chuvosa, quando o maior volume da vegetação atrapalha a detecção de pequenas carcaças sobre o substrato.

Nossos dados suportam as seguintes conclusões: (1) observadores humanos são capazes de encontrar < 60% das carcaças de morcegos ao redor de aerogeradores em florestas tropicais sazonalmente secas do nordeste do Brasil; (2) a eficiência do observador varia de acordo com o tipo de terreno, sendo alta (> 80%) em estradas/pátios de brita e baixa (< 40%) em áreas predominantemente arbustivas; (3) a estação influencia a probabilidade de detectar carcaças de morcegos em áreas de busca com alta densidade de arbustos decíduos, onde a eficiência do observador na estação seca é o dobro da observada na estação chuvosa; e (4) a eficiência do observador é significativamente reduzida para carcaças de morcegos com massa corporal inferior a 15 g. Estes achados contribuem para preencher lacunas de conhecimento sobre a influência de diferentes fatores sobre a eficiência do observador em uma região de

floresta seca com alta concentração de parques eólicos no Brasil. Como a eficácia em detectar visualmente carcaças de pequeno porte ao redor de aerogeradores depende das características específicas de cada área de estudo, futuras pesquisas deverão explorar como estas e outras variáveis afetam a eficiência do observador em outros tipos de habitats tropicais.

4.5.1 Implicações para estudos de impacto ambiental

A proporção de carcaças perdidas por falha na detecção dos observadores (≈ 40%) demonstra que este viés tem impacto na taxa final de fatalidade de morcegos em parques eólicos e deve ser considerado nos estudos de impacto ambiental. A calibração da taxa de fatalidade a partir da eficiência do observador (assim como da remoção por carniceiros; e.g. veja uma revisão de estimadores em HUSO *et al*., 2016) também é importante para gerar dados comparáveis que podem contribuir para uma melhor compreensão dos padrões de mortandade de morcegos em turbinas eólicas no contexto dos Neotrópicos. Para gerar resultados representativos, recomendamos que os experimentos utilizem carcaças de morcegos de diferentes tamanhos (incluindo espécies pequenas) e contemplem todas as estações. No nordeste do Brasil, a maioria dos parques eólicos estão situados em áreas de Caatinga arbórea-arbustiva onde a eficiência do observador tem alto potencial de variar sazonalmente.

4.6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Msc. Frederico Horie Silva (Secretaria Municipal de Educação e Cultura de Parnamirim/Rio Grande do Norte) pela participação no trabalho de campo, e ao Dr. Felipe Nalon Castro (Departamento de Fisiologia e Comportamento, Universidade Federal do Rio Grande do Norte) pelo auxílio na análise estatística. Agradecemos o Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco (PPGBA/UFPE) pelo financiamento parcial do presente estudo; à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de pós-graduação concedida à Marília A. S. Barros; e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade concedida a Enrico Bernard. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001.

4.7 REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Números ABEEólica – Fevereiro de 2019**. São Paulo: ABEEólica, 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMORIM, F.; REBELO, H.; RODRIGUES, L. Factors Influencing Bat Activity and Mortality at a Wind Farm in the Mediterranean Region. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 439-457, 2012.

ARNETT, E. B. A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 5, p. 1440-1445, 2006.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F. Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. *In*: ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. (ed.). **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. New York: Springer Science & Business Media, 2013. p. 435-456.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL, T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR., R. D. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1341-1349, 2009.

BARRIENTOS, R.; MARTINS, R. C.; ASCENSÃO, F.; D'AMICO, M.; MOREIRA, F.; BORDA-DE-ÁGUA, L. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. **Biological Conservation**, v. 222, p. 146-153, 2018.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BERNARD, E.; DELGADO-JARAMILLO, M. Morcegos e eólicas: modelagens de riqueza de espécies e risco de colisão atual no Brasil. *In*: CEMAVE – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES SILVESTRES (org.). **Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias 2017**. Brasília, CEMAVE/ICMBio. No prelo.

CAMINA, A. Bat fatalities at wind farms in northern Spain—lessons to be learned. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 205-212, 2012.

DOTY, A. C.; MARTIN, A. P. Assessment of bat and avian mortality at a pilot wind turbine at Coega, Port Elizabeth, Eastern Cape, South Africa. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 75-80, 2013.

ESCOBAR, L. E.; JUAREZ, C.; MEDINA-VOGEL, G.; GONZALEZ, C. M. First Report on Bat Mortalities on Wind Farms in Chile/Primer reporte de mortalidad de murciélagos en Granjas Eólicas en Chile. **Gayana**, v. 79, n. 1, p. 11-17, 2015.

FRICK, W. F.; BAERWALD, E. F.; POLLOCK, J. F.; BARCLAY, R. M. R.; SZYMANSKI, J. A.; WELLER, T. J.; RUSSELL, A. F.; LOEB, S. C.; MEDELLIN, R. A.; MCGUIRE, L. P. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. **Biological Conservation**, v. 209, p. 172-177, 2017.

GRODSKY, S. M.; JENNELLE, C. S.; DRAKE, D. Bird mortality at a wind-energy facility near a wetland of international importance. **The Condor**, v. 115, n. 4, p. 700-711, 2013.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual Market Update 2017**. Bruxelas: GWEC, 2018.

HULL, C. L.; CAWTHEN, L. Bat fatalities at two wind farms in Tasmania, Australia: bat characteristics, and spatial and temporal patterns. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 5-15, 2013.

HULL, C. L.; MUIR, S. Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. **Australasian Journal of Environmental Management**, v. 17, n. 2, p. 77-87, 2010.

HUSO, M.; DALTHORP, D.; MILLER, T. J.; BRUNS, D. Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates post-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 62-70, 2016.

IDEMA – INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. **Perfil do Seu Município – João Câmara, Vol. 10**. Natal: IDEMA, 2008.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

KUNZ, T. H.; TORREZ, E. B.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 1-38, 2011.

LEHNERT, L. S.; KRAMER-SCHADT, S.; SCHÖNBORN, S.; LINDECKE, O.; NIERMANN, I.; VOIGT, C. C. Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. **PLOS One**, v. 9, n. 8, p. e103106, 2014.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, northeastern Brazil. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 57-68, 1997.

MATHEWS, F.; SWINDELLS, M.; GOODHEAD, R.; AUGUST, T. A.; HARDMAN, P.; LINTON, D. M.; HOSKEN, D. J. Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: A blinded randomized trial. **Wildlife Society Bulletin**, v. 37, n. 1, p. 34-40, 2013.

MICKLEBURGH, S. P.; HUTSON, A. M.; RACEY, P. A. A review of the global conservation status of bats. **Oryx**, v. 36, n. 1, p. 18-34, 2002.

NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P.; GARBINO, G. S. T.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. **Updated checklist of Brazilian bats: version 2018.1**. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil (CLMB), Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (SBEQ), 2018. Disponível em: http://www.sbeq.net/updatelist. Acesso em 01 jul. 2019.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; USGAARD, R. E.; DIETER, C. D.; NEIGER, R. D. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. **The American Midland Naturalist**, v. 143, n. 1, p. 41-53, 2000.

O'SHEA, T. J.; CRYAN, P. M.; HAYMAN, D. T.; PLOWRIGHT, R. K.; STREICKER, D. G. Multiple mortality events in bats: a global review. **Mammal Review**, v. 46, n. 3, p. 175-190, 2016.

PETERS, K. A.; MIZRAHI, D. S.; ALLEN, M. C. Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. **Journal of Fish and Wildlife Management**, v. 5, n. 2, p. 330-339, 2014.

PONCE, C.; ALONSO, J. C.; ARGANDOÑA, G.; GARCÍA FERNÁNDEZ, A.; CARRASCO, M. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. **Animal Conservation**, v. 13, n. 6, p. 603-612, 2010.

RAMOS PEREIRA, M. J.; BARROS, M. A. S; CHAVES, T. S.; RUI, A. M.; DOTTO, J. C.; BRAUN, A.; BARBOSA, J.; BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; KINDEL, A.; SANA, D. A. Guidelines for consideration of bats in environmental impact assessment of wind farms in Brazil: a collaborative governance experience from Rio Grande do Sul. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 3, p. 232-255, 2017.

REYES, G. A.; RODRIGUEZ, M. J.; LINDKE, K. T.; AYRES, K. L.; HALTERMAN, M. D.; BOROSKI, B. B.; JOHNSTON, D. S. Searcher efficiency and survey coverage affect precision of fatality estimates. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1488-1496, 2016.

RODRIGUES, L.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M.-J.; KARAPANDŽA, B.; KOVAČ, D.; KERVYN, T.; DEKKER, J.; KEPEL, A.; BACH, P.; COLLINS, J.; HARBUSCH, C.; PARK, K.; MICEVSKI, B.; MINDERMAN, J. **Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014**. Eurobats Publication Series N. 6. Bonn: UNEP/EUROBATS Secretariat, 2015.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FELICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010.

SCHUSTER, E.; BULLING, L.; KÖPPEL, J. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 300-331, 2015.

SCHUTGENS, M.; SHAW, J. M.; RYAN, P. G. Estimating scavenger and search bias for collision fatality surveys of large birds on power lines in the Karoo, South Africa. **Ostrich**, v. 85, n. 1, p. 39-45, 2014.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga − The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017.

SMALLWOOD, K. S. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. **Wildlife Society Bulletin**, v. 37, n. 1, p. 19-33, 2013.

SMALLWOOD, K. S. Estimating wind turbine-caused bird mortality. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2781-2791, 2007.

VALENÇA, R. B.; BERNARD, E. Another blown in the wind: bats and the licensing of wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 117-122, 2015.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (ed.). **Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2005.

ZIMMERLING, J. R.; FRANCIS, C. M. Bat mortality due to wind turbines in Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1360-1369, 2016.

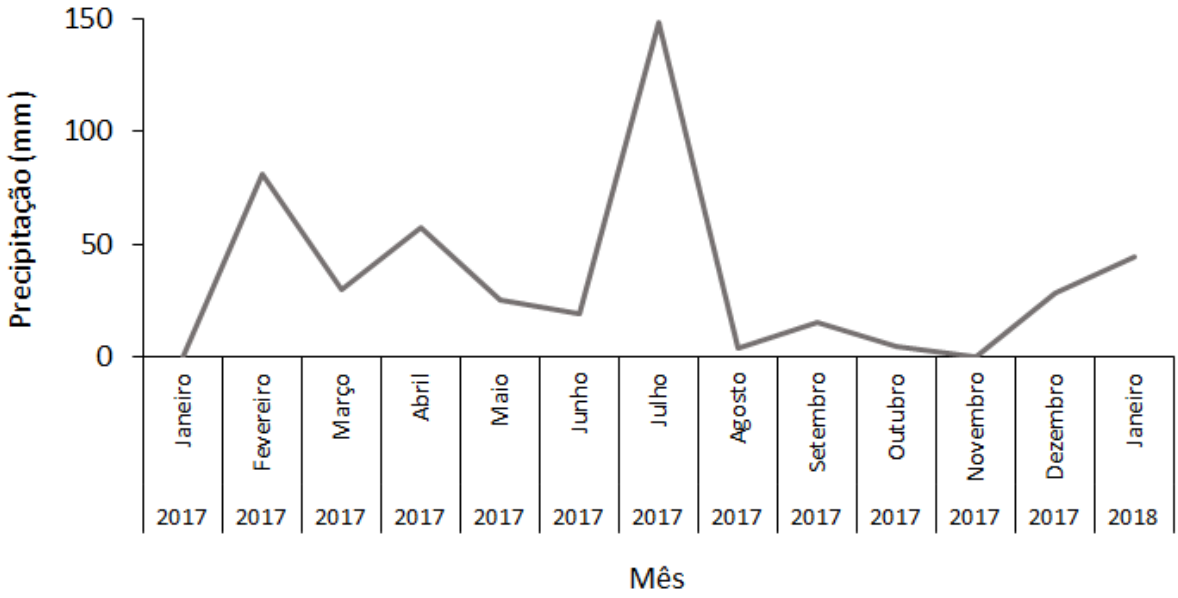


Figura 1 – Precipitação mensal média (mm) no município de João Câmara (estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil), de janeiro de 2017 a janeiro de 2018. Fonte: Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN).

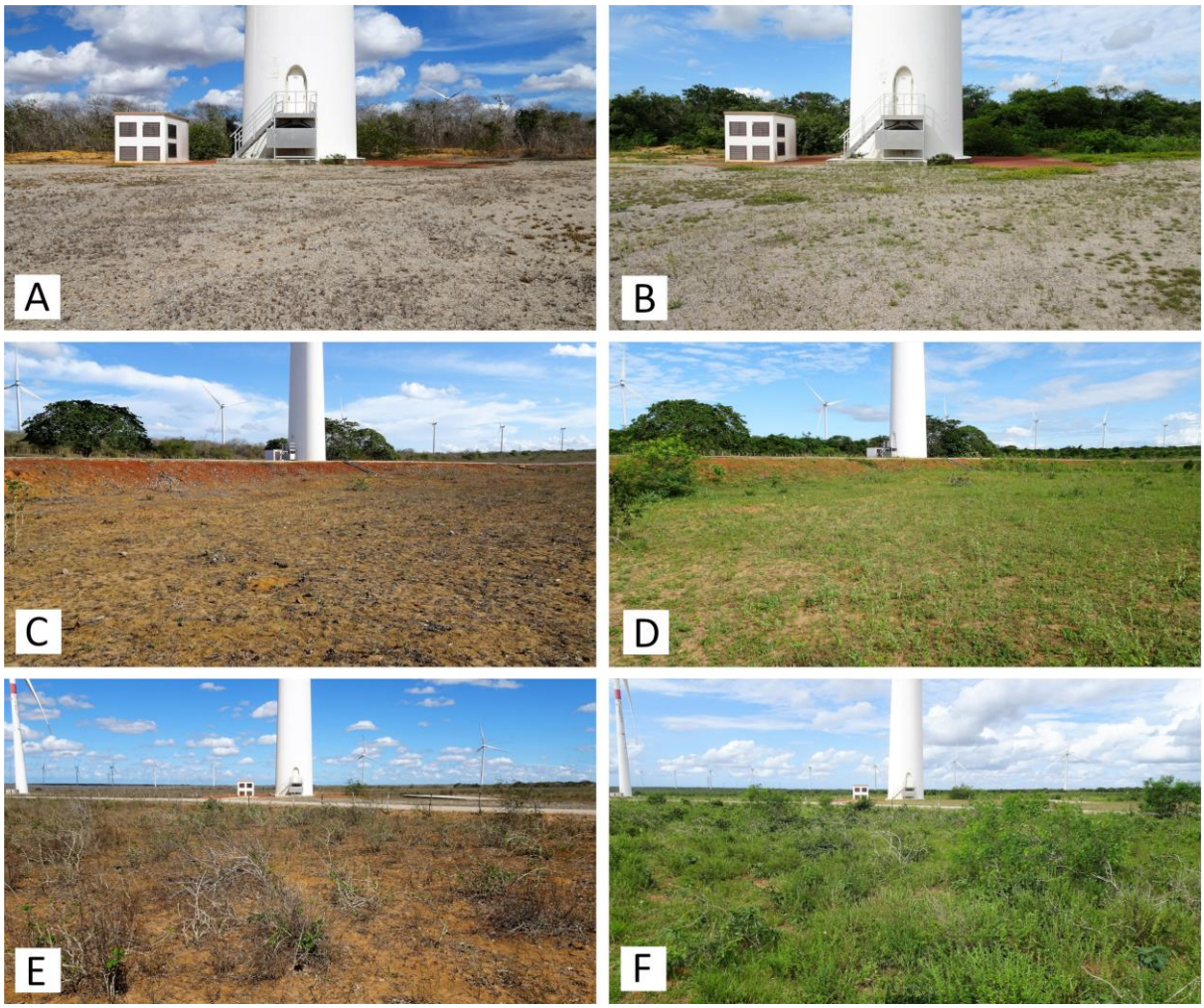


Figura 2 – Tipos de terreno/vegetação observados na área do entorno (100 × 100 m) dos aerogeradores em um complexo eólico em área de Caatinga (floresta tropical sazonalmente seca) no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil: estrada de brita parcialmente coberta por vegetação rasteira esparsa na estação seca (A) e chuvosa (B); terreno de solo natural exposto parcialmente coberto por vegetação rasteira (principalmente herbáceas e gramíneas) na estação seca (C) e chuvosa (D); e solo natural exposto parcialmente coberto por vegetação arbustiva (> 1 arbusto de 50 cm de altura/m2), parcial ou totalmente desprovida de folhas durante a estação seca (E) e mais volumosa na estação chuvosa (F).

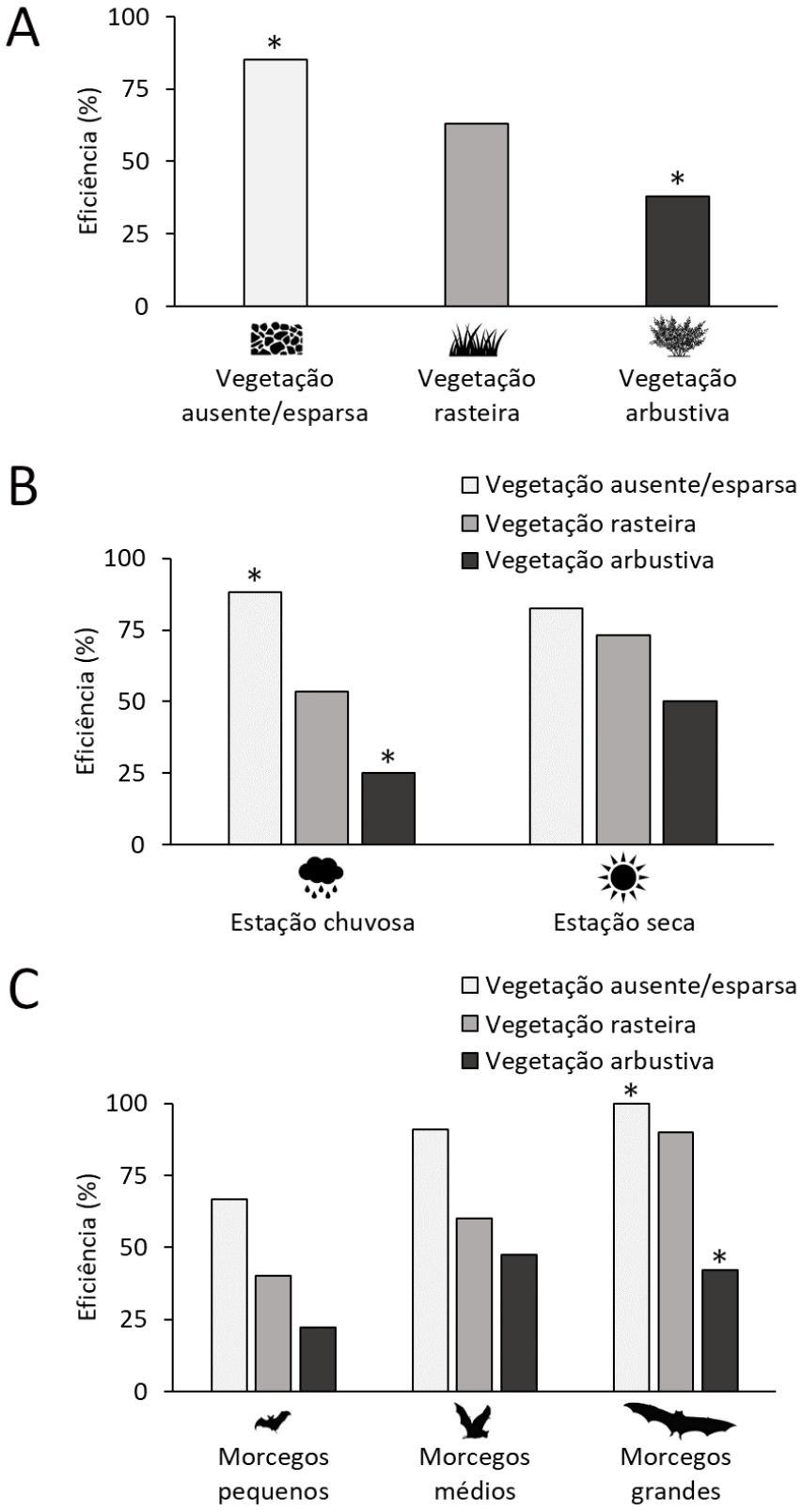


Figura 3 – Eficiência de uma dupla de observadores na detecção de carcaças de morcegos (n = 120) posicionadas ao redor de aerogeradores sobre diferentes tipos de terreno/vegetação no geral (A), dentro de cada estação (B), e para carcaças de diferentes tamanhos (C) (morcegos pequenos: < 15 g; médios: 15–25 g; grandes: > 25 g). Asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas em relação à frequência esperada ($\alpha = 0,05$). Os experimentos de eficiência do observador foram conduzidos em uma área de Caatinga (floresta tropical sazonalmente seca) no nordeste do Brasil, de março de 2017 a janeiro de 2018.

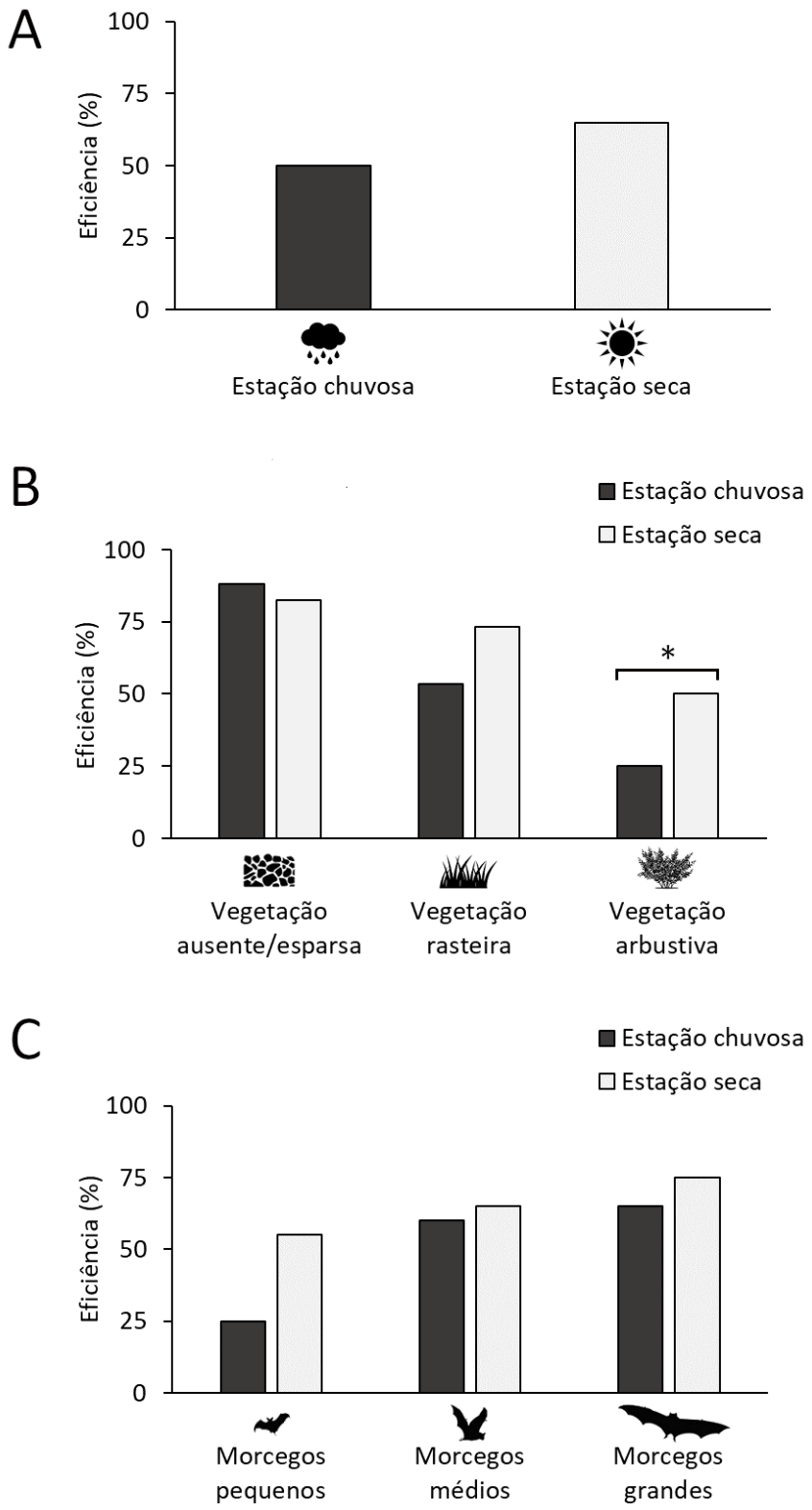


Figura 4 – Eficiência de uma dupla de observadores na detecção de carcaças de morcegos (n = 120) posicionadas ao redor de aerogeradores em diferentes estações no geral (A), em cada tipo de terreno/vegetação (B), e para carcaças de diferentes tamanhos (C) (morcegos pequenos: < 15 g; médios: 15–25 g; grandes: > 25 g). Asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os pares (α = 0,05). Os experimentos de eficiência do observador foram conduzidos em uma área de Caatinga (floresta tropical sazonalmente seca) no nordeste do Brasil, de março de 2017 a janeiro de 2018.

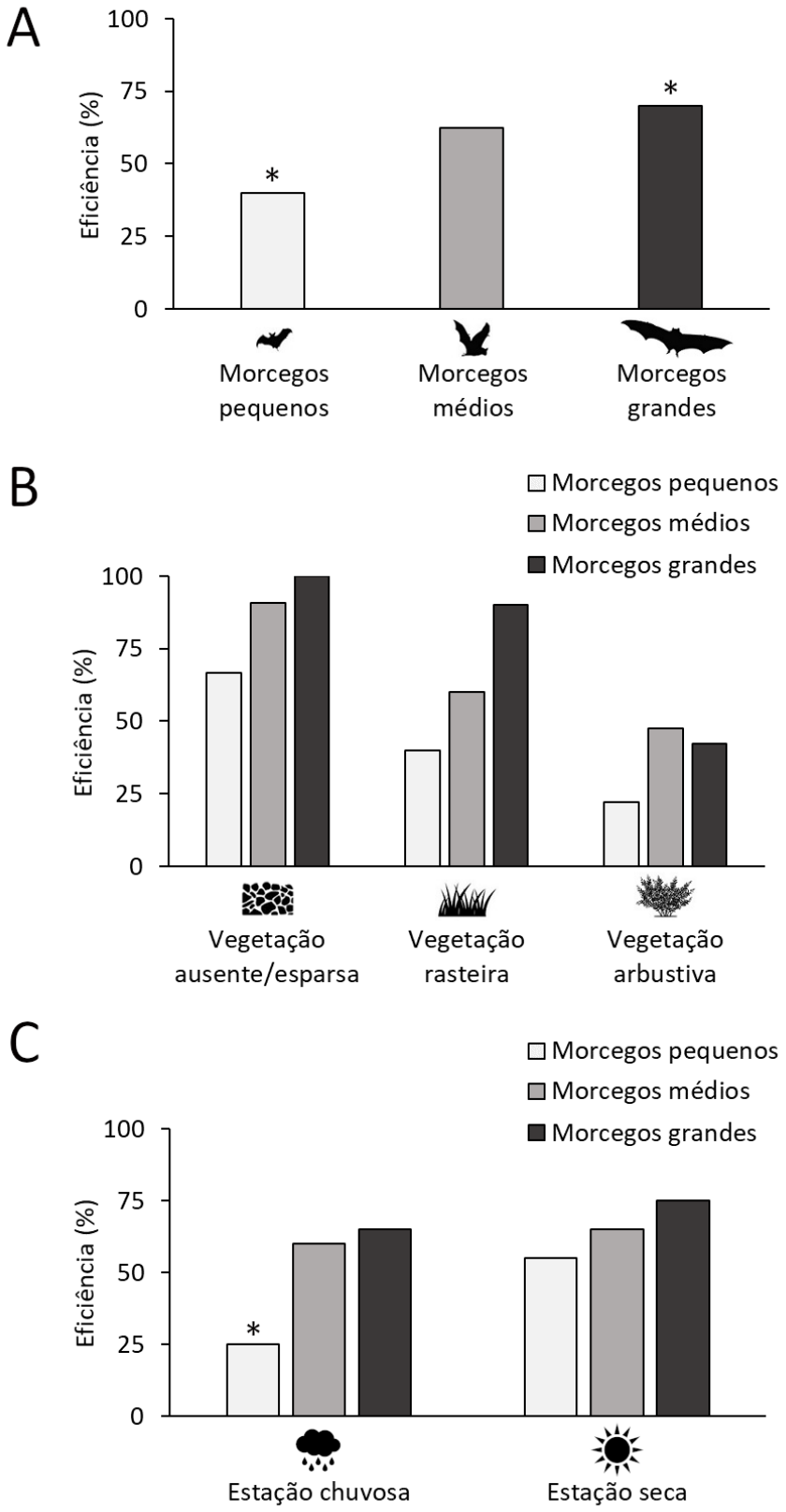


Figura 5 – Eficiência de uma dupla de observadores na detecção de carcaças de morcegos pequenos (< 15 g), médios (15–25 g) e grandes (> 25 g) (n = 120) posicionadas ao redor de aerogeradores no geral (A), em cada tipo de terreno/vegetação (B), e dentro de cada estação (C). Asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas em relação à frequência esperada ($\alpha = 0,05$). Os experimentos de eficiência do observador foram conduzidos em uma área de Caatinga (floresta tropical sazonalmente seca) no nordeste do Brasil, de março de 2017 a janeiro de 2018.

5 REMOÇÃO DE PEQUENAS CARCAÇAS POR CARNICEIROS EM PARQUES EÓLICOS EM UMA FLORESTA SECA

5.1 RESUMO

A remoção de carcaças por carniceiros é um importante viés a ser considerado na estimativa da morte de morcegos e aves por colisão com turbinas eólicas. Porém, padrões de remoção são ainda pouco conhecidos para regiões neotropicais, onde a produção de energia eólica vem aumentando exponencialmente na última década. Este estudo reporta os primeiros dados sobre remoção de carcaças por carniceiros ao redor de aerogeradores na América do Sul, em uma área de floresta tropical sazonalmente seca no nordeste do Brasil, região que abriga a maior concentração de parques eólicos do país. Realizamos quatro réplicas de um experimento de campo ao longo de um ano (janeiro, abril, julho e outubro de 2017). Em cada réplica, 30 carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos com massa < 45 g) foram disponibilizadas em um complexo eólico composto por 34 aerogeradores. As carcaças foram monitoradas a cada 12 horas até todas serem removidas, o que demorou de nove (estação seca) a 30 dias (estação chuvosa). Mais de um quarto (27%) das carcaças desapareceu nas primeiras 24 horas e quase três quartos (73%) em até 72 horas. A taxa de remoção não variou entre tipos de carcaça (morcegos, camundongos e pintinhos), tipos de terreno (vegetação ausente/esparsa, herbácea e arbustiva) e períodos do ano (estação seca e chuvosa). O número de carcaças removidas durante o dia e a noite foi muito similar (n = 58 e n = 62, respectivamente), mas as remoções ocorreram com maior frequência durante a noite nos períodos secos e durante o dia nos períodos chuvosos. A fauna de carniceiros da área de estudo foi composta por mamíferos, aves e insetos, com altas taxas de remoção pela raposa *Cerdocyon thous* ao longo de todo o ano e por besouros rola-bosta (especialmente *Dichotomius geminatus*) no período chuvoso. Nossos resultados demonstram um curto tempo de permanência das carcaças na área amostrada, evidenciando a importância da correção das estimativas de fatalidade de acordo com as taxas de remoção e, principalmente, da necessidade de que observadores busquem estas carcaças com maior frequência. Estudos de impacto na região Neotropical que ignorem estas premissas terão seus resultados comprometidos.

Palavras-chave: Aves. Caatinga. Morcegos. Neotrópicos. Turbinas eólicas.

5.2 INTRODUÇÃO

A produção sustentável de energia é uma das principais preocupações globais da atualidade, o que vem fomentando investimentos no mercado de energias renováveis e também em avaliações dos impactos ambientais associados à produção energética ao redor do mundo. Uma das fontes renováveis que mais cresceu nos últimos anos foi a energia eólica, cuja capacidade de produção mundial aumentou mais de 110 vezes desde meados da década de 1990 – de 4,8 GW em 1995 para 539,6 GW em 2017 (GWEC, 2006, 2017). A geração de energia a partir dos ventos – ao invés de combustíveis fósseis – é capaz de evitar a emissão de CO_2 na atmosfera (DELARUE; LUICKX; D'HAESELEER, 2009), sendo uma importante estratégia na mitigação do efeito estufa e do aquecimento global. Porém, a energia eólica também pode apresentar impactos negativos, principalmente poluição sonora e visual, além da morte de aves e morcegos (SAIDUR *et al*., 2011; SCHUSTER; BULLING; KÖPPEL, 2015). Além de morrer por colisão, morcegos podem sofrer barotrauma, *i.e.* ferimentos nos tecidos respiratórios causados por descompressão súbita ao redor das pás em movimento (BAERWALD *et al*., 2008). As taxas estimadas de fatalidade variam de < 1 até > 100 fatalidades/turbina/ano de acordo com o empreendimento eólico (KUVLESKY JR. *et al*., 2007; ZIMMERLING; FRANCIS, 2016), e podem constituir um impacto cumulativo significativo sobre populações locais e migratórias de morcegos (KUNZ *et al*., 2007a). Nos EUA e Canadá, estimou-se que um número entre 840.486 e 1.690.696 de morcegos foram mortos por turbinas eólicas ao longo de 12 anos (de 2000 a 2011) (ARNETT; BAERWALD, 2013).

A mortandade de morcegos em parques eólicos é um fenômeno recente e sem precedentes que se tornou um tema prioritário de preocupação e investigação em nível global. Em função disso, estudos de impacto ambiental têm sido frequentemente realizados para estimar a dimensão dos efeitos da operação de turbinas eólicas sobre morcegos em diferentes contextos. Nestes estudos, a área ao redor das turbinas eólicas é regularmente vistoriada por equipes treinadas, com o objetivo de encontrar carcaças e quantificar o número de fatalidades de morcegos (e.g. BAERWALD; BARCLAY, 2011; BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015; RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). O número de carcaças encontradas pelos observadores em campo, no entanto, tende a ser menor do que o número real de fatalidades na área. Isso ocorre, primeiramente, porque morcegos são animais pequenos e pouco conspícuos que podem ficar visualmente pouco perceptíveis junto ao solo, sendo inevitável que algumas carcaças passem despercebidas pelos observadores durante as buscas

(ARNETT, 2006). Além disso, carcaças podem ser removidas do local por carniceiros (e.g. canídeos, aves de rapina e artrópodes) durante o intervalo entre as buscas em um mesmo aerogerador (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Desta forma, as avaliações de impacto devem considerar estes vieses e corrigir o número de carcaças encontradas durante as buscas quanto à eficiência do observador e à remoção por carniceiros (KUNZ *et al*., 2007b; RELCOM, 2016; RODRIGUES *et al*., 2015). Com a obtenção destas três variáveis (número de fatalidades detectadas, eficiência do observador e tempo de persistência das carcaças) é possível calcular a taxa estimada de fatalidade de morcegos (número de fatalidades/turbina/ano) para o empreendimento eólico estudado (BERNARDINO *et al*., 2013).

Neste contexto, o monitoramento da remoção de carcaças é um componente-chave em avaliações de impacto ambiental para garantir que a mortandade de morcegos por colisão/barotrauma com turbinas eólicas não seja subestimada. O tempo de permanência de carcaças ao redor de aerogeradores até serem removidas por carniceiros é uma informação mais conhecida para regiões temperadas da América do Norte e Europa (e.g. ARNETT *et al*., 2008; RYDELL *et al*., 2010), onde encontram-se as usinas eólicas de grande porte mais antigas do mundo (KALDELLIS; ZAFIRAKIS, 2011). As poucas informações disponíveis para a América Latina indicam que carcaças tendem a ser removidas mais rapidamente em regiões neotropicais; o tempo médio de duração de carcaças (≈ 2–5 dias) pode ser similar ao de algumas áreas temperadas (embora menor na maioria dos casos), mas o número de carcaças que permanece após 2–3 semanas é no geral quatro vezes menor (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Há ainda evidências de que as taxas de remoção de carcaças podem variar de acordo com a estação do ano. A remoção de carcaças é mais rápida nos períodos mais quentes (verão) em áreas temperadas (SMALLWOOD *et al*., 2010), possivelmente em razão da baixa atividade de carniceiros durante o inverno. Em regiões tropicais, os poucos dados disponíveis apontam que a taxa de remoção é mais alta na estação seca, provavelmente porque este período é mais escasso em recursos alimentares para carniceiros em comparação à estação chuvosa (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012).

O grupo taxonômico e o tamanho da carcaça também podem afetar seu tempo de persistência em determinadas áreas (SMALLWOOD, 2007). As informações mais detalhadas sobre a influência destas variáveis na remoção de carcaças em parques eólicos são provenientes de estudos que tiveram as aves como foco principal; no geral, estes estudos verificaram que as taxas de remoção de carcaças são mais rápidas para aves menores (SMALLWOOD *et al*., 2010) e para determinadas espécies (e.g. galinhas/pintinhos)

(SMALLWOOD, 2013). Padrões de remoção de carcaças de morcegos são menos conhecidos; podem ser semelhantes ou diferentes aos de aves pequenas de acordo com a área de estudo (SMALLWOOD, 2013; VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Em função dessas possíveis variações, diretrizes para avaliações de impacto de parques eólicos sobre morcegos frequentemente recomendam a utilização de morcegos em experimentos de remoção de carcaças, exclusivamente ou em conjunto com pequenas aves e/ou roedores (ONTARIO, 2011; RELCOM, 2016; RODRIGUES *et al*., 2015). Porém, na literatura revisada por pares não há estudos desenhados para testar diretamente a eficácia de outros grupos taxonômicos, em condições mais similares possíveis (e.g. coloração e tamanho), como substitutos de morcegos neste tipo de experimento.

Este estudo foi realizado em uma área de Caatinga, um bioma semiárido exclusivamente brasileiro localizado no nordeste da América do Sul, região que abriga a maior concentração e alguns dos maiores parques eólicos do país (ANEEL, 2019). A Caatinga apresenta alta biodiversidade de plantas e animais adaptados a ambientes secos e elevadas taxas de endemismo (ARAÚJO; RODAL; BARBOSA, 2005). Apesar disso, é um bioma historicamente negligenciado e vulnerável, devido à alteração e fragmentação de sua vegetação natural para fins agrícolas (SILVA; BARBOSA, 2017) e à precariedade de seu sistema de áreas protegidas (OLIVEIRA; BERNARD, 2017). Recentemente, a Caatinga vem sendo intensivamente explorada para a produção de energia eólica, concentrando 79% de todos os aerogeradores em operação no Brasil, e abrigando cerca de 100 espécies de morcegos, incluindo algumas endêmicas (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo; SILVA *et al*., 2018). Dados sobre morcegos e energia eólica são escassos na Região Neotropical, e as poucas informações disponíveis sobre padrões de remoção de carcaças em parques eólicos são provenientes da América Central (RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015; VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). O presente estudo teve como objetivo produzir os primeiros dados sobre remoção de carcaças por carniceiros ao redor de aerogeradores na América do Sul, visando compreender melhor a natureza destes eventos no contexto de forestas secas e subsidiar diretrizes para avaliações e monitoramento de impactos de parques eólicos em um dos dez maiores mercados eólicos do mundo. Nossos objetivos específicos foram: (1) verificar o tempo de permanência de carcaças ao redor de aerogeradores na Caatinga; (2) testar se a taxa de remoção é influenciada pelo tipo de carcaça, tipo de terreno/vegetação e/ou período do ano; e (3) identificar os principais carniceiros da área de estudo. Em relação ao segundo objetivo específico, nós testamos as seguintes predições: (1) se carcaças de morcegos, camundongos e pintinhos apresentarem coloração e

massa corporal aproximadamente equivalentes, então o tempo de persistência das carcaças também será similar; (2) se carniceiros tiverem mais facilidade para encontrar carcaças mais expostas sobre o terreno, a remoção será mais rápida em solos com vegetação mais baixa e menos densa (vegetação ausente/esparsa > vegetação herbácea > vegetação arbustiva); (3) se o tempo de permanência de carcaças tende a ser mais curto em períodos de escassez de recursos, então as carcaças irão desaparecer mais rapidamente durante a estação seca.

5.3 MÉTODOS

5.3.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada na zona rural do município de João Câmara (5°23’53.39” S, 35°50’51.30” O), estado do Rio Grande do Norte – maior produtor de energia eólica do Brasil com > 4 GW instalados (ABEEÓLICA, 2019) – localizado no nordeste do país. João Câmara localiza-se no bioma Caatinga (IBGE, 2010), em uma faixa de transição entre as florestas úmidas da costa leste e as regiões semiáridas do interior do nordeste brasileiro (DANTAS; FERREIRA, 2010). O clima na região é do tipo BSh (árido de estepes quentes) de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, caracterizado por baixas precipitações e altas temperaturas (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). Durante o ano de 2017, a precipitação total no município foi de 413 mm, concentrando-se principalmente de fevereiro a julho (87% da precipitação anual) (dados fornecidos pela EMPARN/Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte). A temperatura média na área de estudo foi 24°C (de 15°C a 32°C) e a umidade relativa do ar foi 84% (de 38% a 108%) (dados obtidos em quatro torres meteorológicas localizadas no complexo eólico).

Os experimentos foram realizados em um complexo eólico composto por quatro parques eólicos, 34 aerogeradores e 78,2 MW de potência instalada no total − três parques eólicos com nove aerogeradores cada um, e um parque com sete aerogeradores, todos com 2,3 MW de capacidade individual. Os aerogeradores estão dispostos ao longo de estradas curvilíneas a uma distância mínima de 200 m entre si. As turbinas eólicas entraram em operação em dezembro de 2014 e apresentam torres com 80 m de altura, pás com 42 m de comprimento e rotor com diâmetro total de 101 m. A altitude local varia de aproximadamente 210 a 320 m acima do nível do mar. O empreendimento encontra-se instalado em uma única propriedade rural cuja finalidade é a criação de gado bovino. A área da fazenda apresenta solo arenoso (areias quartzosas), classificado como Neossolos Quartzarênicos pelo Sistema

Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al*., 2014). A vegetação é predominantemente herbácea e arbustiva ao redor dos aerogeradores, havendo também fragmentos densos e contínuos de vegetação arbórea-arbustiva e árvores isoladas.

5.3.2 Experimento de remoção de carcaças

Foi realizado um experimento de campo para verificar o tempo que carcaças de pequeno porte permanecem na área do complexo eólico até serem removidas por carniceiros. O experimento foi replicado quatro vezes ao longo de 2017, contemplando diferentes fases das estações seca e chuvosa: janeiro (final do período seco), abril (meados do período chuvoso), julho (final do período chuvoso) e outubro (meados do período seco). Foram utilizadas carcaças de camundongos (*Mus musculus* Linnaeus 1758; linhagem C57BL/6) e pintinhos (*Gallus gallus domesticus* (Linnaeus 1758); 1 dia de idade), adquiridos respectivamente em biotérios (Fundação Oswaldo Cruz/Pernambuco) e lojas especializadas, e de morcegos da espécie *Artibeus planirostris* (Spix 1823). Os morcegos foram coletados com redes de neblina em uma área verde na zona urbana de Natal, Rio Grande do Norte (Campus Universitário Lagoa Nova, Universidade Federal do Rio Grande do Norte; Licença SISBIO/ICMBio Nº 53929-1), onde são muito abundantes (BARROS *et al*., 2017). Foram coletados dez indivíduos por sessão (apenas machos e fêmeas não grávidas/não lactantes), no mês anterior a cada experimento. Todos os animais foram mortos por deslocamento cervical (procedimento aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal de Pernambuco; Processos Nº 14/2016, 31/2018) e imediatamente congelados a -18ºC e mantidos por no máximo 30 dias até serem utilizadas no experimento. Foram utilizados animais com coloração preta/acinzentada e massa corporal relativamente aproximada, variando entre ≈ 25–45 g (morcegos: $\bar{x}$ = 45,8 g, s = 1,8; camundongos: $\bar{x}$ = 24,9 g, s = 1,6; pintinhos: $\bar{x}$ = 45,9 g, s = 1,6). As carcaças de morcegos foram discretamente marcadas (com pequenos cortes nas orelhas e unhas) para evitar que fossem confundidas com morcegos mortos por colisão/barotrauma com as turbinas eólicas na área de estudo.

Em cada réplica do experimento, foram utilizadas carcaças de morcegos (n = 10), camundongos (n = 10) e pintinhos (n = 10), retiradas do congelador e mantidas em temperatura ambiente (≈ 25 °C) por aproximadamente quatro horas (tempo de descongelamento total de acordo com testes prévios). As carcaças foram então distribuídas ao longo do complexo eólico antes do anoitecer (por volta das 17:00 h), utilizando-se luvas de látex para evitar contaminação com odores humanos. Cada carcaça foi disposta em uma

turbina eólica diferente, em 30 aerogeradores dentre os 34 que compõem o complexo eólico, selecionados por amostragem aleatória estratificada (em cada experimento, foi excluído um aerogerador de cada porção espacial do complexo eólico no sentido norte−sul: um do extremo norte, um do centro-norte, um do centro-sul e um do extremo sul). As carcaças foram posicionadas diretamente sobre o solo a 20−30 m da base das torres, e vistoriadas a cada 12 horas, ao amanhecer (≈ 5:00 h) e ao anoitecer (≈ 17:00 h) e vistoriadas até que todas fossem completamente removidas. As carcaças foram consideradas removidas quando: (1) não foram encontradas no local nem em um raio de 10 m ao redor do ponto original; (2) foram totalmente cobertas por terra devido à ação de invertebrados (e.g. formigas, besouros); ou (3) foram encontrados apenas restos da carcaça, com peso inferior a 5% da massa corporal inicial (critérios adaptados de VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012).

Uma vez que a maioria (> 98%) das carcaças de morcegos que morrem por colisão costumam cair até 50 m de distância da base da turbina eólica (HULL; MUIR, 2010), delimitamos uma área de 100 × 100 m (1 ha) ao redor de cada turbina com o objetivo de classificar o tipo de vegetação sobre a qual as carcaças seriam encontradas. A vegetação local foi classificada de acordo com sua altura e densidade: (1) vegetação ausente/esparsa (terreno de brita das estradas que conectam os aerogeradores, sem vegetação ou com vegetação herbácea esparsamente distribuída); (2) vegetação herbácea (terreno de solo natural exposto com vegetação baixa, com altura variando entre 10−30 cm); e (3) vegetação arbustiva (terreno de solo natural exposto com predominância de arbustos caducifólios com pelo menos 50 cm de altura) (detalhes e imagens em Capítulo 3). A área ocupada por cada uma destas três categorias dentro dos polígonos de 1 ha foi calculada com GPS (Garmin eTrex 10). Considerando todos os 34 polígonos de 1 ha (ao redor dos 34 aerogeradores do complexo eólico), 28% da área total era coberta por vegetação ausente/esparsa, 24% por vegetação herbácea e 48% por vegetação arbustiva. Em cada experimento, as carcaças foram distribuídas entre as três categorias de vegetação nesta mesma proporção (nove carcaças na vegetação ausente/esparsa, sete na vegetação herbácea e 14 na vegetação arbustiva).

5.3.3 Identificação dos carniceiros

Para amostrar a fauna de carniceiros do complexo eólico, carcaças foram monitoradas com duas armadilhas fotográficas Bushnel Trophy Cam HD Aggressor (modelo 119774R). As armadilhas foram configuradas com os seguintes parâmetros: modo: “hybrid” (uma

fotografia e um vídeo para cada estímulo); tamanho da imagem: “8 megapixels”; formato da imagem: “wide screen”; número de capturas: “1 photo” (1 fotografia/estímulo); controle de LED: “low”; resolução do vídeo: “1280 × 720 pixels/frame”; duração do vídeo: “30 s”; intervalo: “1 min” (tempo que a câmera irá esperar até responder a estímulos adicionais); nível de sensibilidade do sensor: “high”; velocidade do obturador durante visão noturna: “medium”; modo da câmera: “24 horas”; rótulo de data/hora: “on”; varredura de campo: “off”; rótulo de coordenadas: “off”; e som de vídeo: “off”. Por falta de árvores e arbustos em grande parte da área de estudo, as armadilhas fotográficas foram armadas sobre tripés a 60 cm de altura do chão, levemente inclinadas para baixo, a 2,20 m das carcaças (distância máxima capaz de disparar os sensores térmicos das câmeras durante a noite, de acordo com testes prévios na área de estudo). Em cada experimento, as armadilhas foram inicialmente posicionadas em duas carcaças selecionadas de forma aleatória estratificada, de forma que uma das armadilhas estivesse sempre presente na metade norte do empreendimento, e a outra na metade sul. As armadilhas foram trocadas de lugar a cada 24 horas ou sempre que a carcaça foi removida – sendo realocadas na próxima carcaça a ser monitorada naquele turno de revisão.

Sempre que presentes, artrópodes sobre ou sob a carcaça foram coletados com pinças e armazenados em tubos contendo álcool 70% para identificação taxonômica. Estes espécimes foram depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Pernambuco (Brasil). Além disso, carniceiros invertebrados também foram registrados pela presença de vestígios. Durante o trabalho de campo, foi observado que besouros rola-bosta cavavam túneis sob as carcaças e posteriormente as puxavam ≈ 15 cm para baixo do solo, deixando uma porção de terra muito característica no local onde estava a carcaça. Esta porção consiste em pequenos aglomerados compactos de terra empilhados uns sobre os outros, formando um montículo com área aproximada de 15 cm^2 (Material suplementar 1). A presença deste vestígio permitiu inferir a remoção por besouros mesmo nos casos em que não foi possível coletá-los, quando escaparam para dentro dos túneis durante a aproximação ou as tentativas de captura (Material suplementar 2).

5.3.4 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas com a utilização do programa IBM SPSS Statistics 24 (Statistical Package for the Social Sciences, International Business Machines Corporation). Os dados contínuos (*i.e.* tempo de persistência das carcaças, em dias) foram

primeiramente testados quanto à normalidade utilizando o teste Kolmogorov-Smirnov; em todos os casos, os valores dentro de cada grupo apresentaram distribuição significativamente não normal ($p \leq 0,006$). Para verificar se o tempo de persistência das carcaças na área de estudo variou entre diferentes tipos de carcaças, tipos de terreno/vegetação e períodos do ano, foi utilizado o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). Para testar se a proporção de carcaças removidas em cada turno (dia *vs.* noite) foi diferente entre os períodos do ano, foi utilizado o teste Qui-quadrado de Pearson ($\alpha = 0,05$) e análise de resíduos como *post hoc* (os valores dos resíduos ajustados foram comparados aos valores críticos da distribuição normal a um nível de significância de 0,05, i.e. $z = \pm 1,96$).

5.4 RESULTADOS

5.4.1 Tempo de persistência

A maioria das carcaças foi removida por carniceiros ao longo da primeira semana de experimento: 11% das carcaças desapareceram nas primeiras 12 horas, 27% nas primeiras 24 horas, 73% terceiro dia e 86% no sétimo dia de experimento (Figura 1). Apenas 12% das carcaças persistiram mais do que uma semana na área do complexo eólico, e apenas 5% permaneceram por um tempo superior a 14 dias. Considerando todos os dados agrupados, o tempo médio de permanência das carcaças na área de estudo foi de 3,9 dias (s = 5,6).

O tempo de persistência das carcaças em campo não variou expressivamente entre diferentes tipos de carcaça e de terreno/vegetação. Carcaças de pintinhos tendem a permanecer menos tempo na área de estudo ($\bar{x}$ = 2,6 dias; s = 4,3), seguidas por carcaças de camundongos ($\bar{x}$ = 3,8 dias; s = 4,7) e morcegos ($\bar{x}$ = 5,2 dias; s = 7,1) (Figura 2); no entanto, a diferença não foi estatisticamente significativa ($H(2) = 4,652$; $p = 0,098$). O tipo de terreno/vegetação também não influenciou significativamente o tempo de persistência das carcaças ao redor dos aerogeradores ($H(2) = 2,369$; $p = 0,306$), embora este tenha sido maior na vegetação ausente/esparsa ($\bar{x}$ = 5,7 dias; s = 7,5) e similar nas vegetações herbácea ($\bar{x}$ = 3,2 dias; s = 4,3) e arbustiva ($\bar{x}$ = 3,0 dias; s = 4,3) (Figura 3).

O tempo máximo de permanência variou entre as sessões: em janeiro a última carcaça desapareceu em 23,5 dias de experimento, em abril em 30 dias, em julho em 9 dias, e em outubro em 13 dias. Em média, as carcaças permaneceram na área por 3,6 dias (s = 5,8) em janeiro, 5,4 dias (s = 8,5) em abril, 3,0 dias (s = 2,4) em julho e 3,5 dias (s = 3,6) em outubro.

Apesar disso, em todas as campanhas mais de 75% das carcaças desapareceram até o 5º dia de experimento (Figura 4), e a diferença no tempo de permanência de carcaças entre as diferentes épocas do ano não foi estatisticamente significativa ($H(3) = 3{,}208$; $p = 0{,}361$). Houve, porém, dois diferentes padrões sazonais na remoção de carcaças. Em janeiro e abril, a taxa de remoção foi rápida no início do experimento (a maioria das carcaças persistiu menos de cinco dias), porém houve um número maior de valores atípicos com altos escores, *i.e.* carcaças que persistiram por um tempo superior ao da maioria das outras no mesmo período (Figura 4). Em contraste, em julho e outubro a remoção de carcaças foi mais lenta nos primeiros dias de experimento (a maioria das carcaças persistiu menos de dez dias), mas a diferença no tempo de permanência entre a maioria das carcaças e as carcaças que apresentaram escores atípicos foi visivelmente menor (Figura 4).

5.4.2 Fauna de carniceiros

Os carniceiros foram identificados em 40% (n = 48) dos casos de remoção de carcaças ao longo dos quatro experimentos de campo (Tabela 1) e pertencem a três grupos taxonômicos: mamíferos e aves, registrados com armadilhas fotográficas (Material suplementar 3); e insetos, registrados através de coletas manuais e vestígios (Material suplementar 4). Além disso, identificamos carniceiros potenciais, ou seja, insetos com comportamento aparentemente necrófago que foram coletados nas carcaças (Tabela 2), mas que não chegaram a consumi-las completamente – porque outro carniceiro (provavelmente um vertebrado) levou o recurso antes disso acontecer.

Apenas duas espécies de carniceiros removeram carcaças em mais de uma época do ano: a raposa *Cerdocyon thous*, observada em todos os quatro experimentos, e o besouro rola-bosta *Dichotomius geminatus*, presente apenas nos períodos chuvosos (abril e julho). Formigas foram muito diversas e frequentes em todas as épocas do ano (Tabela 2), mas apenas duas espécies foram exclusivamente responsáveis pela remoção total de carcaças, *Crematogaster* sp.1 (que consumiu duas carcaças em abril, uma em 19 dias e a outra em 30) e *Ectatomma muticum* (que consumiu duas carcaças em outubro, uma em apenas três dias e a outra em 13). No total, o número de carcaças removidas durante o dia e a noite foi muito similar (n = 58 e n = 62, respectivamente). Porém, o turno predominante de remoção variou entre os diferentes períodos do ano ($\chi^2(3) = 19{,}889$; $p < 0{,}001$). As remoções de carcaças ocorreram com maior frequência durante a noite nos períodos secos, em janeiro (resíduo ajustado = 2,74) e outubro (resíduo ajustado = 2,32), e durante o dia nos períodos chuvosos,

em abril (resíduo ajustado = 3,16) e julho – embora em julho a diferença não tenha sido estatisticamente significativa (resíduo ajustado = 1,89) (Figura 5).

5.5 DISCUSSÃO

Este estudo apresenta os primeiros dados sobre padrões de remoção de carcaças ao redor de turbinas eólicas para o Brasil e a América do Sul, indicando três principais conclusões: (1) carcaças são removidas muito rapidamente por carniceiros na área de estudo, independentemente da estação do ano, e do tipo de terreno/vegetação; (2) a fauna de carniceiros é composta por diferentes grupos taxonômicos que removem carcaças principalmente durante a noite nos períodos secos e durante o dia nos chuvosos, com alta frequência de besouros rola-bosta no pico das chuvas e da raposa *Cerdocyon thous* ao longo de todo o ano; e (3) o uso de camundongos e pintinhos como substitutos para morcegos não altera significativamente a taxa de remoção de carcaças.

A alta taxa de remoção observada em nosso estudo demonstra que carniceiros são capazes de consumir uma grande quantidade de carcaças em curtos intervalos de tempo. Esta variável, portanto, é capaz de afetar drasticamente estimativas de eventos de mortandade de animais silvestres em áreas neotropicais, tanto causados por turbinas eólicas (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012; Presente estudo) como por linhas de transmissão de energia (DE LA ZERDA; ROSSELLI, 2003), rodovias (TEIXEIRA *et al*., 2013), pesticidas (RIVERA-MILÁN; ZACCAGNINI; CANAVELLI, 2004) e outros empreendimentos e atividades. O tempo médio de persistência de carcaças na área de estudo (≈ 4 dias) foi similar, embora ligeiramente maior, ao observado em uma área tropical no México (≈ 3 dias; VILLEGAS-PATRARCA *et al*., 2012), e menor ao obtido na maioria dos parques eólicos na América do Norte e Europa, onde o tempo médio de duração das carcaças foi superior a uma semana em 68% dos experimentos (ARNETT *et al*., 2008, RYDELL *et al*., 2010). Assim como observado aqui, a proporção de carcaças removidas durante o primeiro dia de experimento também tende a ser maior em regiões neotropicais (≈ 27–35%; VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012) em relação, por exemplo, a áreas temperadas nos Estados Unidos (≈ 4–20%; GRODSKY; JENNELLE; DRAKE, 2013; OSBORN *et al*., 2000). As taxas mais altas de remoção em regiões tropicais estão provavelmente relacionadas à maior biodiversidade em regiões de menor latitude (WILLIG; KAUFMAN; STEVENS, 2003), e à atividade reduzida de carniceiros potenciais em áreas temperadas, pelo menos durante os períodos mais frios do ano (e.g. SHIVIK; JAEGER; BARRETT, 1997). Além disso, no caso da Caatinga, que

juntamente com o Chaco é o bioma mais árido da América do Sul (BUCHER, 1982), a escassez de água e recursos também pode ser um fator que tende a aumentar o consumo de carcaças.

5.5.1 A influência de variáveis ambientais e sazonalidade

Embora seja esperado que a remoção por carniceiros varie entre tipos de terreno e cobertura vegetal (KUNZ *et al*., 2007b), isso nem sempre é observado em experimentos de remoção de carcaças em parques eólicos (JOHNSON et al. 2004; OSBORN *et al*., 2000; VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). A presença, altura e densidade da vegetação certamente afetam a visibilidade do solo por humanos e consequentemente a eficiência das equipes de pesquisadores na detecção de carcaças (SMALLWOOD, 2013). Porém, a quantidade de vegetação em torno das carcaças pode não ser um empecilho para carniceiros que dependem mais de pistas olfativas do que visuais para encontrar alimento (ARNETT, 2006). Em contraste com sinais visuais, pistas olfativas podem ser detectáveis a longas distâncias independentemente da quantidade de obstáculos e das condições luminosas do ambiente (BRADBURY; VEHRENCAMP, 2011). De fato, a maior parte dos carniceiros registrados na Caatinga é conhecida por utilizar primariamente os sentidos químicos na busca por alimento, detectando carcaças a partir dos compostos orgânicos voláteis associados à decomposição; este é o caso das raposas, cães, urubus, besouros e formigas (BUEHLMANN *et al*., 2014; VERHEGGEN *et al*., 2017).

A taxa de remoção de carcaças na Caatinga foi rápida (> 75% em < 5 dias) e similar em todos os períodos do ano. Em nossa área de estudo, porém, condições climáticas mais extremas parecem ter favorecido a ocorrência de picos iniciais de remoções seguidos pela ocorrência de carcaças remanescentes que persistiram por um tempo muito superior em relação às demais. Como a ocorrência frequente de chuvas termina em junho/julho, janeiro corresponde ao sexto mês sem chuvas e ao auge do período seco em nossa área de estudo. Em função da escassez de água e de plantas com folhas, flores e frutos na estação seca (MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997), a disponibilidade de recursos alimentares no geral tende a ser consideravelmente menor durante esse período na Caatinga, o que pode ter impulsionado o consumo de quase todas as carcaças até o 4º dia de experimento. A baixa umidade e o sol forte, por outro lado, secaram e mumificaram as carcaças que restaram após este período, assim como ocorre em outras áreas tropicais (RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). Isso pode ter atrasado o tempo de remoção destas carcaças por

torná-las mais difíceis de detectar pelos carniceiros, uma vez que compostos orgânicos voláteis são liberados por carcaças em menor quantidade e diversidade em condições de baixa umidade do ar (KASPER; MUMM; RUTHER, 2012).

No auge do período chuvoso, em abril, o pico inicial de remoções foi resultado da intensa atividade de besouros rola-bosta, que removeram 63% das carcaças entre as primeiras 24–72 horas. Grande parte das carcaças restantes entrou em um processo de putrefação claramente mais acelerado em comparação aos outros períodos do ano, sendo rapidamente colonizadas por larvas e exalando mau cheiro logo nos primeiros dias de experimento. A rápida decomposição provavelmente tornou as carcaças menos atrativas para carniceiros, ou pelo menos para carniceiros facultativos não especializados. De fato, em duas ocasiões um carniceiro noturno não identificado encontrou, mas não removeu, duas carcaças disponíveis; uma foi movida dez metros de lugar, e outra que estava parcialmente enterrada por besouros foi desenterrada, mas deixada no mesmo local (≈ 1 m do ponto original). É provável que possíveis carniceiros oportunistas, como a raposa *Cerdocyon thous*, tenham rejeitado carcaças em estado avançado de decomposição porque havia alta abundância de artrópodes e frutos no mesmo período (Barros M.A.S.; Observação pessoal). *Cerdocyon thous* é uma espécie também se alimenta destes itens (BERTA, 1982) e varia a dieta de acordo com a disponibilidade de recursos (BRADY, 1979).

Uma explicação alternativa para o alto tempo de persistência de algumas carcaças em janeiro e abril é que o número de carcaças disponibilizadas foi maior do que a quantidade que os carniceiros conseguem consumir (*scavenger swamping*; SMALLWOOD, 2007). Embora seja difícil saber qual o número limiar de carcaças que a comunidade de carniceiros é capaz de processar em cada área de estudo (SMALLWOOD *et al*., 2010), este não parece ter sido o caso, uma vez que 30 carcaças foram totalmente removidas em 9–13 dias nas campanhas com condições climáticas intermediárias (julho e outubro) – períodos nem especialmente abundantes nem especialmente escassos em recursos.

5.5.2 Fauna de carniceiros

A composição geral da fauna de carniceiros (mamíferos, aves e artrópodes) em nossa área de estudo foi similar à documentada em um parque eólico tropical no México (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Conseguimos registrar apenas uma parte (40%) dos eventos de remoção de carcaças, então é provável que a fauna de carniceiros do semiárido brasileiro seja mais diversa do que a reportada pelo estudo no México. Uma vez que a

Caatinga é um bioma extremamente sazonal quanto à pluviosidade (SAMPAIO, 1995), é esperado que a presença, composição e atividade de carniceiros também varie de acordo com o período do ano.

O padrão sazonal mais marcante na remoção de carcaças em nossa área de estudo foi a altíssima taxa de remoção por besouros rola-bosta no auge da estação chuvosa. Em florestas tropicais do México, besouros rola-bosta apresentam alta taxa de remoção de carniça (2−4 g/h) nas primeiras 12−36 horas em que esta é oferecida (AMÉZQUITA; FAVILA, 2011) e foram identificados como carniceiros potenciais em parques eólicos (VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Porém, a habilidade de enterrar carcaças inteiras de pequenos vertebrados em tão pouco tempo (< 3 dias) é um comportamento inédito cuja história natural merece investigações adicionais. O fato de as remoções por besouros rola-bosta terem sido restritas à estação chuvosa era esperado, uma vez que a abundância e riqueza de Scarabaeidae são positivamente relacionadas à precipitação em diversos ecossistemas tropicais (ABOT *et al*., 2012; DAMBORSKY *et al*., 2014; HANSKI; CAMBEFORT, 1991), especialmente na Caatinga onde o número de indivíduos registrados é nulo ou drasticamente reduzido nos meses mais secos (HERNÁNDEZ, 2007; LIBERAL *et al*., 2011; SALOMÃO; IANNUZZI, 2017). Em função desta estreita associação com períodos de alta umidade, a taxa de remoção por besouros foi menor em julho, quando o período chuvoso estava no final.

Neste mesmo período, outro carniceiro predominantemente diurno removeu grande parte das carcaças na área de estudo. Este carniceiro é, possivelmente, o carcará (*Caracara plancus*); embora haja apenas um registro da espécie em julho, suspeitamos que o carcará evitava as carcaças monitoradas com armadilhas fotográficas após muitos eventos de remoção durante o dia justamente após trocarmos as câmeras de lugar. Conseguimos filmá-lo apenas na remoção da última carcaça ao amarrarmos a armadilha fotográfica em um arbusto, o que sugere que a presença do tripé próximo à carcaça provavelmente inibiu a aproximação da espécie. Eventualmente, raposas *Cerdocyon thous* pareceram detectar as luzes vermelhas que acendem nas armadilhas fotográficas à noite e fugir apressadamente depois disso, mas apenas uma vez uma raposa foi embora sem consumir ou carregar a carcaça. A remoção de carcaças por mamíferos também parece ser ocasionalmente desencorajada pela presença de armadilhas fotográficas em regiões temperadas da América do Norte (SMALLWOOD *et al*., 2010). Apesar disso, a raposa foi a única espécie registrada em todos os quatro experimentos e é um dos poucos carniceiros presentes e abundantes ao longo de todo o ano na Caatinga, sendo provavelmente responsável por grande parte das remoções noturnas em ambas as estações.

5.4.3 O uso de diferentes carcaças em experimentos

Pelo menos na Caatinga, camundongos e pintinhos escuros foram bons substitutos para morcegos em experimentos de remoção de carcaças, em contraste com estudos que encontraram diferenças na taxa de remoção de morcegos em relação a pintinhos (e.g. SMALLWOOD, 2013). Carniceiros podem ter mais facilidade para encontrar alguns tipos de carcaças durante os experimentos se elas apresentarem maior similaridade morfológica com suas presas naturais, como previsto pela hipótese da "imagem de busca" (TINBERGEN, 1960). Além disso, carcaças de diferentes espécies podem diferir quanto aos odores emitidos durante a decomposição (CABLK; SZELAGOWSKI; SAGEBIEL, 2012), que influenciam a probabilidade de detecção química de acordo com a sensibilidade e imagens olfativas de busca prévias dos carniceiros potenciais (e.g. insetos e mamíferos; KALINOVÁ *et al*., 2009; NAMS, 1991). Porém, conseguimos minimizar este efeito ao padronizar as carcaças quanto à cor e, em menor escala, à massa corporal, de modo que morcegos, camundongos e pintinhos foram igualmente detectáveis e removíveis pelos carniceiros apesar de apresentarem morfologias gerais (e possivelmente odores de decomposição) diferentes.

De fato, pequenas diferenças no tamanho entre os tipos de carcaça aparentemente não influenciaram a remoção por carniceiros. Pintinhos apresentam ossos pneumáticos (KING, 1957) e tendem a ser mais leves que mamíferos, sendo ligeiramente mais volumosos (e possivelmente conspícuos) que morcegos quando ambos apresentam a mesma massa corporal − o que poderia ter facilitado a detecção por carniceiros que utilizam primariamente a visão (e.g. aves de rapina; JONES; PIERCE JR.; WARD, 2007). Porém, camundongos foram removidos mais rapidamente que morcegos, mesmo apresentando massa corporal inferior em cerca de 20 g, de modo que nem sempre carcaças maiores ou mais volumosas foram detectadas e removidas primeiro.

5.5.4 Implicações para o manejo

Nossos achados reforçam a importância de incluir a realização de experimentos de remoção de carcaças por carniceiros em avaliações da mortandade de morcegos em parques eólicos e de considerar esta variável nas estimativas de fatalidade (número de animais mortos por turbina/MW por ano) – veja possíveis métodos e estimadores em Bernardino *et al*. (2013), Huso *et al*. (2016) e Korner-Nievergelt *et al*. (2015). O número de carcaças utilizado em cada experimento deve representar um bom equilíbrio entre atingir um tamanho amostral suficiente

e evitar saturação de recursos para carniceiros, o que poderia subestimar ambas as taxas de remoção e de fatalidade (SMALLWOOD, 2007). Como as carcaças permanecem pouco tempo disponíveis ao redor dos aerogeradores para serem encontradas, os parques eólicos devem ser frequentemente vistoriados pelas equipes de pesquisadores e consultores – o intervalo máximo entre buscas deve ser preferencialmente de uma semana.

Nós apresentamos as primeiras evidências de que camundongos e pintinhos podem ser bons substitutos para morcegos em experimentos de remoção de carcaças no semiárido brasileiro, onde localiza-se atualmente o maior número de turbinas eólicas no país (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo). Isso traz uma vantagem prática para a realização destes experimentos em parques eólicos, já que roedores e aves domésticas podem ser facilmente adquiridos em biotérios ou lojas agropecuárias sem necessidade de obtenção de licenças de coleta de animais silvestres junto a órgãos ambientais. Futuras pesquisas devem focar em comparar a remoção de carcaças de morcegos, roedores e pequenas aves em outros biomas tropicais, assim como a taxa de remoção entre diferentes espécies de morcegos, avaliando possíveis influências de variações no tamanho, morfologia e odor observadas dentro do mesmo grupo taxonômico. Diretrizes completas para avaliações de impacto ambiental de parques eólicos sobre morcegos na América Latina e no Brasil, incluindo instruções gerais para a realização de experimentos de remoção de carcaças, foram recentemente disponibilizadas pela Rede Latino-americana e do Caribe para a Conservação de Morcegos (RELCOM, 2016) pela Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (BARROS *et al*., 2017; RAMOS PEREIRA *et al*., 2017). Recomendamos que estas diretrizes sejam consideradas por consultores e por órgãos ambientais interessados na correta estimativa dos impactos ambientais da geração eólica na região Neotropical.

5.6 AGRADECIMENTOS

A Frederico Horie Silva (Secretaria Municipal de Educação e Cultura de Parnamirim/Rio Grande do Norte) e Carolina Goecking (Programa de Pós-graduação em Biologia Animal/Universidade de Pernambuco) pela valiosa ajuda durante o trabalho de campo; e a Gerlane Tavares de Souza Chioratto (Centro de Pesquisa Aggeu Magalhães/Fundação Oswaldo Cruz Pernambuco) pela doação dos camundongos utilizados na nossa pesquisa. Agradecemos à Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de pós-graduação concedida à M. A. S. Barros; ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco

(PPGBA/UFPE) pelo financiamento parcial do presente estudo; e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade concedida a Enrico Bernard. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), código de financiamento 001.

5.7 REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Números ABEEólica – Fevereiro de 2019**. São Paulo: ABEEólica, 2019.

ABOT, A. R.; PUKER, A.; TAIRA, T. L.; RODRIGUES, S. R.; KORASAKI, V.; OLIVEIRA, H. N. Abundance and diversity of coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) caught with a light trap in a pasture area of the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 47, n. 1, p. 53-60, 2012.

AMÉZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Carrion removal rates and diel activity of necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. **Environmental Entomology**, v. 40, n. 2, p. 239-246, 2011.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico – SIGEL**. Brasília, ANEEL, 2019. Disponível em: https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html. Acesso em: 01 jul. 2019.

ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V. (org.). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

ARNETT, E. B. A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 5, p. 1440-1445, 2006.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F. Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. *In*: ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. (ed.). **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. New York: Springer Science & Business Media, 2013. p. 435-456.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR, R. D. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 75, n. 5, p. 1103-1114, 2011.

BAERWALD, E. F.; D'AMOURS, G. H.; KLUG, B. J.; BARCLAY, R. M. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. **Current Biology**, v. 18, n. 16, p. R695-R696, 2008.

BARROS, M. A. S.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J.; RUI, A. M.; FALCÃO, F. C.; LUZ, J. L. **Diretrizes para estudos de impacto de parques eólicos sobre morcegos no Brasil – Versão 2017**. Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros, 2017. Disponível em: http://www.sbeq.net/licenciamento. Acesso em: 12 nov. 2018.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BARROS, M. A. S.; MORAIS, C. M. G.; FIGUEIREDO, B. M. B.; MOURA-JÚNIOR, G. B.; RIBEIRO, F. F. S.; PESSOA, D. M. A.; ITO, F.; BERNARD, E. Bats (Mammalia, Chiroptera) from the Nísia Floresta National Forest, with new records for the state of Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 2, p. e20170351, 2017.

BERNARD, E.; DELGADO-JARAMILLO, M. Morcegos e eólicas: modelagens de riqueza de espécies e risco de colisão atual no Brasil. *In*: CEMAVE – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES SILVESTRES (org.). **Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias 2017**. Brasília, CEMAVE/ICMBio. No prelo.

BERNARDINO, J.; BISPO, R.; COSTA, H.; MASCARENHAS, M. Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 63-74, 2013.

BERTA, A. *Cerdocyon thous*. **Mammalian Species**, n. 186, p. 1-4, 1982.

BRADBURY, J. W.; VEHRENCAMP, S. L. **Principles of Animal Communication**. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2011.

BRADY, C. A. Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). *In*: EISENBERG, J. F. (ed.). **Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1979. p. 161-171.

BUCHER, E. H. Chaco and Caatinga—South American arid savannas, woodlands and thickets. *In*: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (ed.). **Ecology of Tropical Savannas (Ecological studies v. 42)**. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1982. p. 48-79.

BUEHLMANN, C.; GRAHAM, P.; HANSSON, B. S.; KNADEN, M. Desert ants locate food by combining high sensitivity to food odors with extensive crosswind runs. **Current Biology**, v. 24, n. 9, p. 960-964, 2014.

CABLK, M. E.; SZELAGOWSKI, E. E.; SAGEBIEL, J. C. Characterization of the volatile organic compounds present in the headspace of decomposing animal remains, and compared with human remains. **Forensic Science International**, v. 220, n. 1-3, p. 118-125, 2012.

DAMBORSKY, M. P.; BOHLE, M. A.; POLESEL, M. I.; PORCEL, E. A.; FONTANA, J. L. Spatial and temporal variation of dung beetle assemblages in a fragmented landscape at eastern humid Chaco. **Neotropical Entomology**, v. 44, n. 1, p. 30-39, 2015.

DANTAS, M. E.; FERREIRA, R. V. Relevo. *In*: Pfaltzgraff, P. A. S.; Torres, F. S. M. (ed.). **Geodiversidade do estado do Rio Grande do Norte**. Recife: CPRM, 2010. p. 79-92.

DELARUE, E. D.; LUICKX, P. J.; D'HAESELEER, W. D. The actual effect of wind power on overall electricity generation costs and CO2 emissions. **Energy Conversion and Management**, v. 50, n. 6, p. 1450-1456, 2009.

DE LA ZERDA, S.; ROSSELLI, L. Mitigación de colisión de aves contra líneas de transmisión eléctrica con marcaje del cable de guarda. **Ornitología Colombiana**, v. 1, n. 2003, p. 42-62, 2003.

GRODSKY, S. M.; JENNELLE, C. S.; DRAKE, D. Bird mortality at a wind-energy facility near a wetland of international importance. **The Condor**, v. 115, n. 4, p. 700-711, 2013.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report 2006**. Bruxelas: GWEC, 2006.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Statistics 2017 (14.2.2018)**. Bruxelas: GWEC, 2017.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (ed.). **Dung Beetle Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991.

HERNÁNDEZ, M. I. M. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da caatinga paraibana, Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 356-364, 2007.

HULL, C. L.; MUIR, S. Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. **Australasian Journal of Environmental Management**, v. 17, n. 2, p. 77-87, 2010.

HUSO, M.; DALTHORP, D.; MILLER, T. J.; BRUNS, D. Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates post-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 62-70, 2016.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas Nacional do Brasil Milton Santos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

JONES, M. P.; PIERCE JR, K. E.; WARD, D. Avian vision: a review of form and function with special consideration to birds of prey. **Journal of Exotic Pet Medicine**, v. 16, n. 2, p. 69-87, 2007.

KALDELLIS, J. K.; ZAFIRAKIS, D. The wind energy (r)evolution: A short review of a long history. **Renewable Energy**, v. 36, n. 7, p. 1887-1901, 2011.

KALINOVA, B.; PODSKALSKA, H.; RŮŽIČKA, J.; HOSKOVEC, M. Irresistible bouquet of death—how are burying beetles (Coleoptera: Silphidae: Nicrophorus) attracted by carcasses. **Naturwissenschaften**, v. 96, n. 8, p. 889-899, 2009.

KASPER, J.; MUMM, R.; RUTHER, J. The composition of carcass volatile profiles in relation to storage time and climate conditions. **Forensic Science International**, v. 223, n. 13, p. 64-71, 2012.

KING, A. S. The aerated bones of *Gallus domesticus*. **Cells Tissues Organs**, v. 31, n. 2, p. 220-230, 1957.

KORNER-NIEVERGELT, F.; BEHR, O.; BRINKMANN, R.; ETTERSON, M. A.; HUSO, M. M.; DALTHORP, D.; KORNER-NIEVERGELT, P.; ROTH, T.; NIERMANN, I. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass—a tutorial. **Wildlife Biology**, v. 21, n. 1, p. 30-44, 2015.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; COOPER, B. M.; ERICKSON, W. P.; LARKIN, R. P.; MABEE, T.; MORRISON, M. L.; STRICKLAND, M. D.; SZEWCZAK, J. M. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2449-2486, 2007b.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; ERICKSON, W. P.; HOAR, A. R.; JOHNSON, G. D.; LARKIN, R. P.; STRICKLAND, M. D.; THRESHER, R. W.; TUTTLE, M. D. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 6, p. 315-324, 2007a.

KUVLESKY JR., W. P.; BRENNAN, L. A.; MORRISON, M. L.; BOYDSTON, K. K.; BALLARD, B. M.; BRYANT, F. C. Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2487-2498, 2007.

LIBERAL, C. N.; FARIAS, A. M. I.; MEIADO, M. V.; FILGUEIRAS, B. K.; IANNUZZI, L. How habitat change and rainfall affect dung beetle diversity in Caatinga, a Brazilian semi-arid ecosystem. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 114, p. 1-11, 2011.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, northeastern Brazil. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 57-68, 1997.

NAMS, V. O. Olfactory search images in striped skunks. **Behaviour**, v. 119, n. 3-4, p. 267-284, 1991.

OLIVEIRA, A. P. C.; BERNARD, E. The financial needs vs. the realities of in situ conservation: an analysis of federal funding for protected areas in Brazil's Caatinga. **Biotropica**, v. 49, n. 5, p. 745-752, 2017.

ONTARIO – ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES. **Bats and Bat Habitats: Guidelines for Wind Power Projects, Second Edition**. Peterborough: Queen's Printer for Ontario, 2011.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; USGAARD, R. E.; DIETER, C. D.; NEIGER, R. D. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. **The American Midland Naturalist**, v. 143, n. 1, p. 41-53, 2000.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 4, n. 2, p. 439-473, 2007.

RAMOS PEREIRA, M. J.; BARROS, M. A. S.; CHAVES, T. S.; RUI, A. M.; DOTTO, J. C.; BRAUN, A.; BARBOSA, J.; BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; KINDEL, A.; SANA D. A. Guidelines for consideration of bats in environmental impact assessment of wind farms in Brazil: a collaborative governance experience from Rio Grande do Sul state. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 3, p. 232-255, 2017.

RELCOM – RED LATINOAMERICANA Y DEL CARIBE PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS MURCIÉLAGOS. **Lineamientos de evaluación de impacto ambiental sobre murciélagos por plantas de energía eólica em Latinoamérica y el Caribe**. Villa de Leyva: RELCOM, 2016.

RIVERA-MILÁN, F. F.; ZACCAGNINI, M. E.; CANAVELLI, S. B. Field trials of line-transect surveys of bird carcasses in agro-ecosystems of Argentina's Pampas region. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1219-1228, 2004.

RODRIGUES, L.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M.-J.; KARAPANDŽA, B.; KOVAČ, D.; KERVYN, T.; DEKKER, J.; KEPEL, A.; BACH, P.; COLLINS, J.; HARBUSCH, C.; PARK, K.; MICEVSKI, B.; MINDERMAN, J. **Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014**. Eurobats Publication Series N. 6. Bonn: UNEP/EUROBATS Secretariat, 2015.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FLICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010.

SAIDUR, R.; RAHIM, N. A.; ISLAM, M. R.; SOLANGI, K. H. Environmental impact of wind energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 5, p. 2423-2430, 2011.

SALOMÃO, R. P.; IANNUZZI, L. How do regeneration stages of caatinga forests influence the structure of Dung Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblage? **The Coleopterists Bulletin**, v. 71, n. 3, p. 578-589, 2017.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. *In*: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 35-63.

SANTOS, H. G.; OLIVEIRA, J. B.; LUMBRERAS, J. F.; ANJOS, L. H. C.; COELHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, V. A. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 4 ed. Brasília: Embrapa, 2014.

SCHUSTER, E.; BULLING, L.; KÖPPEL, J. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 300-331, 2015.

SHIVIK, J. A.; JAEGER, M. M.; BARRETT, R. H. Coyote activity patterns in the Sierra Nevada. **The Great Basin Naturalist**, v. 57, n. 4, p. 355-358, 1997.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga – The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 359-368.

SILVA, U. B. T.; DELGADO-JARAMILLO, M.; AGUIAR, L. M. S.; BERNARD, E. Species richness, geographic distribution, pressures, and threats to bats in the Caatinga drylands of Brazil. **Biological Conservation**, v. 221, p. 312-322, 2018.

SMALLWOOD, K. S. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. **Wildlife Society Bulletin**, v. 37, n. 1, p. 19-33, 2013.

SMALLWOOD, K. S. Estimating wind turbine-caused bird mortality. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2781-2791, 2007.

SMALLWOOD, K. S.; BELL, D. A.; SNYDER, S. A.; DIDONATO, J. E. Novel scavenger removal trials increase wind turbine—caused avian fatality estimates. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 5, p. 1089-1096, 2010.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, A. V. P.; ESPERANDIO, I. B.; KINDEL, A. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, v. 157, p. 317-323, 2013.

TINBERGEN, L. The natural control of insects in pinewoods. I. Factors influencing the intensity of predation by songbirds. **Archives Néerlandaises de Zoologie**, v. 13, p. 265-336, 1960.

VERHEGGEN, F.; PERRAULT, K. A.; MEGIDO, R. C.; DUBOIS, L. M.; FRANCIS, F.; HAUBRUGE, E.; FORBES, S. L.; FOCANT, J. F.; STEFANUTO, P. H. The odor of death: an overview of current knowledge on characterization and applications. **Bioscience**, v. 67, n. 7, p. 600-613, 2017.

VILLEGAS-PATRACA, R.; MACÍAS-SÁNCHEZ, S.; MACGREGOR-FORS, I.; MUÑOZ-ROBLES, C. Scavenger removal: bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. **Acta Oecologica**, v. 43, p. 121-125, 2012.

WILLIG, M. R.; KAUFMAN, D. M.; STEVENS, R. D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 273-309, 2003.

ZIMMERLING, J. R.; FRANCIS, C. M. Bat mortality due to wind turbines in Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1360-1369, 2016.

Tabela 1 – Número de carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos) removidas por carniceiros ao redor de turbinas eólicas na Caatinga do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, em janeiro, abril, julho e outubro de 2017. Tipos de registro: AF = armadilha fotográfica; CM = coleta manual; e V = vestígio.

Carniceiros	**Tipo de registro**	**Número de carcaças removidas**			
		Jan	**Abr**	**Jul**	**Out**
Classe Mammalia; Ordem Carnivora					
Cerdocyon thous Linnaeus, 1766	AF	4	1	5	4
Canis lupus familiaris Linnaeus, 1758	AF	1	–	–	–
Classe Aves; Ordem Cathartiformes					
Cathartes burrovianus Cassin, 1845	AF	3	–	–	–
Classe Aves; Ordem Falconiformes					
Caracara plancus (Miller, 1777)	AF	–	–	1	–
Classe Insecta; Ordem Coleoptera					
Scarabaeinae não identificado[1]	V	–	14	–	–
Canthidium manni Arrow, 1913	CM	–	2	–	–
Dichotomius geminatus (Arrow, 1913)	CM	–	2	3	–
Canthidium manni Arrow, 1913; e *Dichotomius geminatus* (Arrow, 1913)[2]	CM	–	1	–	–
Canthon carbonarius Harold, 1868; *Coprophanaeus* (*Metallophanaeus*) *pertyi* (d'Olsufieff, 1924); e *Dichotomius geminatus* (Arrow, 1913)[2]	CM	–	–	1	–
Classe Insecta; Ordem Hymenoptera					
Crematogaster sp.1	CM	–	2	–	–
Ectatomma muticum Mayr, 1870	CM	–	–	–	2
Classe Insecta; Ordens Diptera e Hymenoptera[3]					
Larvas de mosca; e *Crematogaster* sp.1	CM	–	1	–	–
Larvas de mosca; e *Dorymyrmex thoracicus* Gallardo, 1916	CM	–	1	–	–
Carniceiro desconhecido	–	22	6	20	24

[1]Indivíduos não coletados porque escaparam para dentro de túneis previamente construídos sob as carcaças durante a aproximação ou as tentativas de captura; [2]Espécies coletadas em uma mesma carcaça; [3]Larvas de moscas consumiram as partes moles da carcaça nos primeiros sete dias e o restante foi consumido por formigas até restar < 5% da massa corporal.

Tabela 2 – Número de carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos) visitadas por carniceiros potenciais ao redor de turbinas eólicas na Caatinga do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, em janeiro, abril, julho e outubro de 2017. Tipo de registro: CM = coleta manual.

Carniceiros potenciais	Tipo de registro	Número de carcaças visitadas			
		Jan	Abr	Jul	Out
Classe Insecta; Ordem Coleoptera					
Dermestes spp. Linnaeus, 1758	CM	–	2	–	–
Classe Insecta; Ordem Hymenoptera					
Atta sp.1	CM	–	–	1	–
Camponotus cingulatus Mayr, 1862	CM	–	1	–	–
Camponotus crassus Mayr, 1862	CM	2	4	1	1
Camponotus sp.1	CM	–	–	1	–
Cephalotes sp.1	CM	–	–	1	–
Crematogaster sp.1	CM	7	10	18	8
Crematogaster sp.2	CM	1	–	–	–
Dorymyrmex goeldii Forel, 1904	CM	1	–	–	–
Dorymyrmex thoracicus Gallardo, 1916	CM	6	1	3	5
Dorymyrmex sp.1	CM	–	1	–	–
Ectatomma muticum Mayr, 1870	CM	13	11	7	10
Forelius sp.1	CM	–	–	–	4
Gnaptogenys sp.1	CM	1	–	–	–
Pheidole radoszkowskii Mayr, 1884	CM	1	–	1	3
Pheidole sp.1	CM	–	2	1	–
Pheidole sp.2	CM	–	1	–	1
Solenopsis tridens Forel, 1911	CM	4	4	2	6
Solenopsis virulens (Smith, 1858)	CM	–	1	1	2
Solenopsis sp.1	CM	1	–	–	–

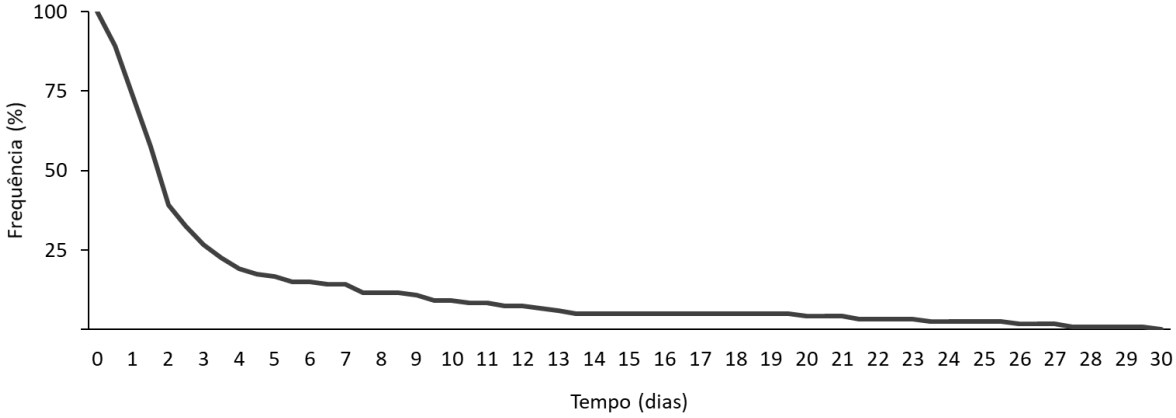


Figura 1 – Proporção do número de carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos; n = 120) presentes ao redor de aerogeradores ao longo do tempo (dias), em um complexo eólico na Caatinga do Rio Grande do Norte, extremo nordeste do Brasil. Os dados foram obtidos durante quatro experimentos de remoção de carcaças realizados em janeiro, abril, julho e outubro de 2017.

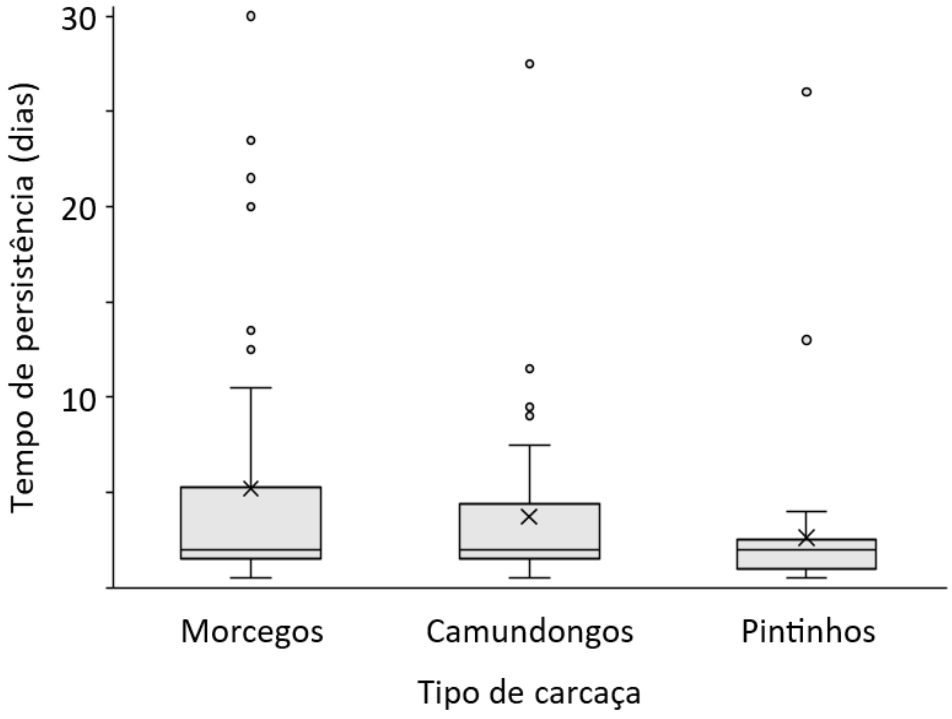


Figura 2 – Tempo máximo que diferentes tipos de carcaça (n = 120) permaneceram ao redor de aerogeradores até serem removidas por carniceiros, em um complexo eólico na Caatinga do Rio Grande do Norte, extremo nordeste do Brasil. Os dados foram obtidos durante quatro experimentos de campo realizados em janeiro, abril, julho e outubro de 2017. O símbolo × indica a média para cada grupo.

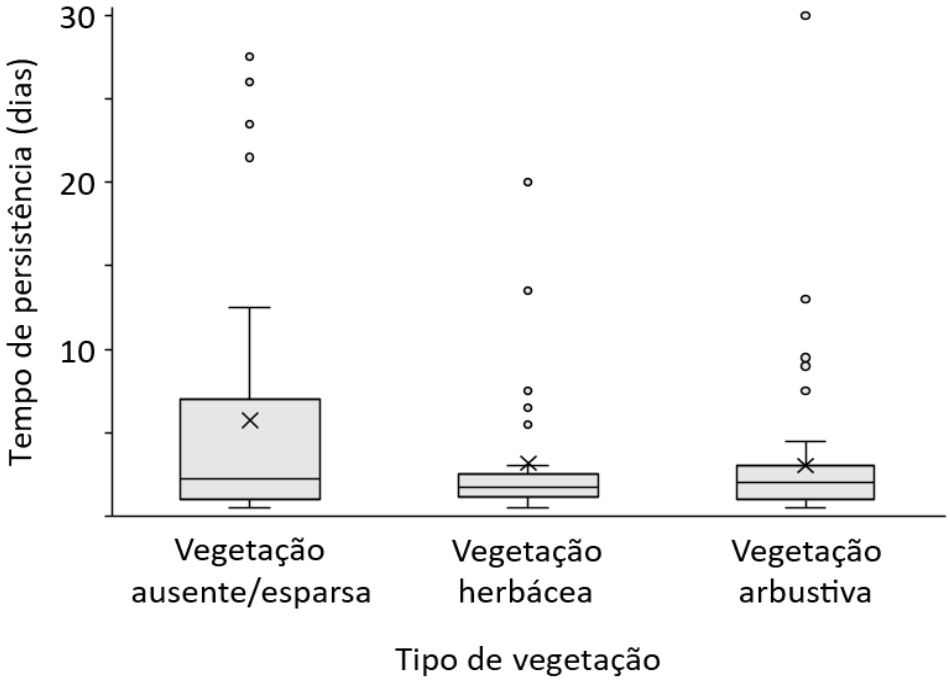


Figura 3 – Tempo máximo que carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos; n = 120) permaneceram em diferentes tipos de terreno/vegetação presentes ao redor de aerogeradores até serem removidas por carniceiros, em um complexo eólico na Caatinga do Rio Grande do Norte, extremo nordeste do Brasil. Os dados foram obtidos durante quatro experimentos de campo realizados em janeiro, abril, julho e outubro de 2017. O símbolo × indica a média para cada grupo.

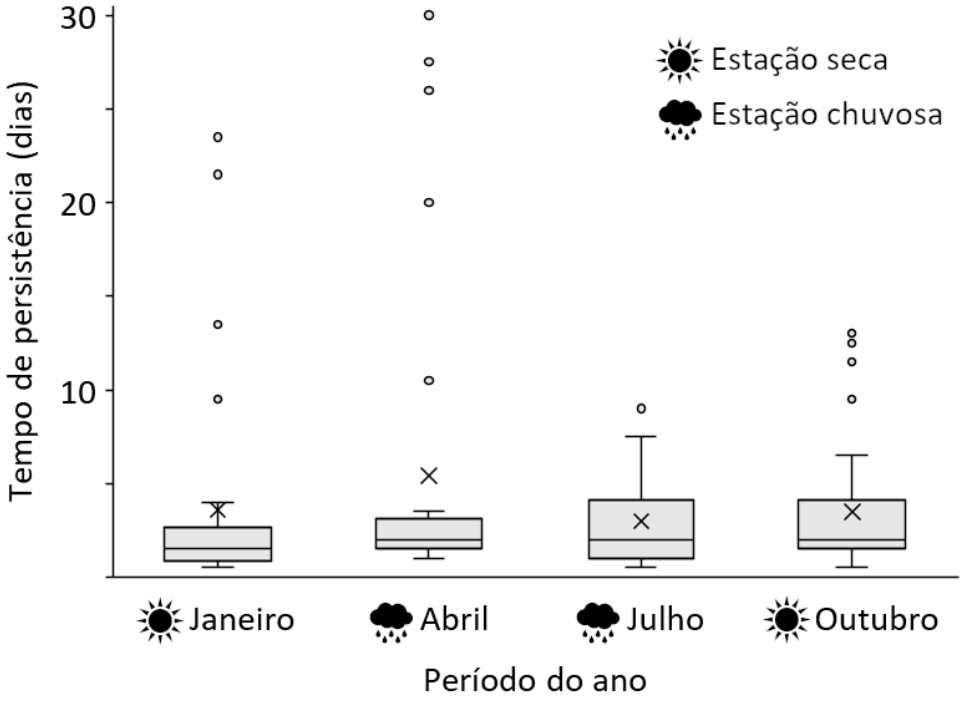


Figura 4 – Tempo máximo que carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos; n = 120) permaneceram ao redor de aerogeradores até serem removidas por carniceiros em diferentes períodos do ano, em um complexo eólico na Caatinga do Rio Grande do Norte, extremo nordeste do Brasil. Os dados foram obtidos durante quatro experimentos de campo realizados em 2017. O símbolo × indica a média para cada grupo.

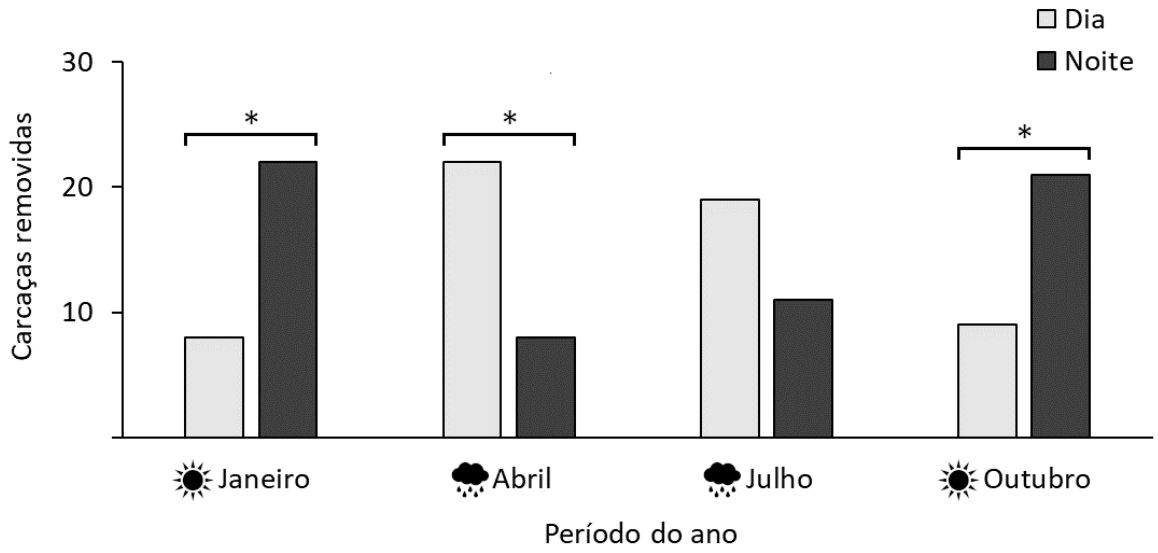
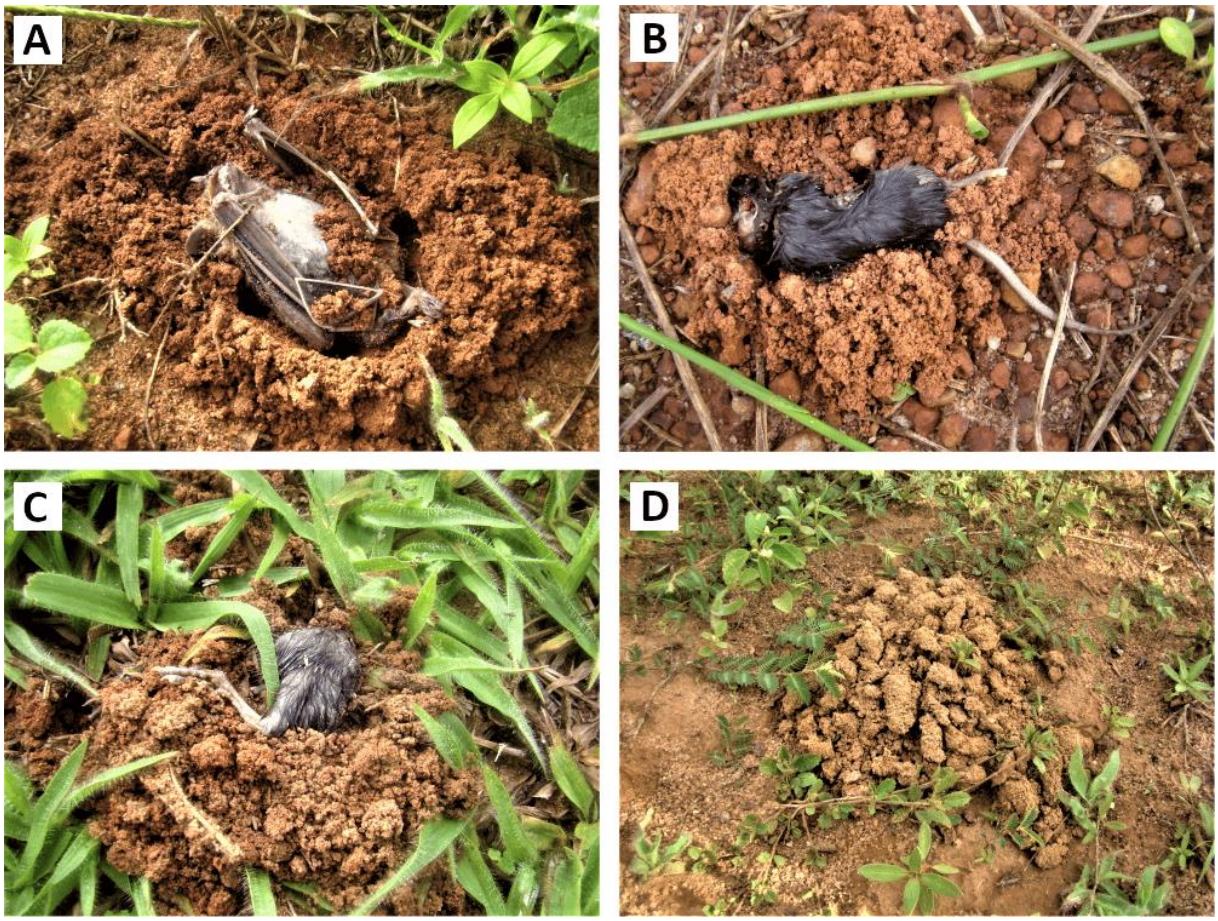
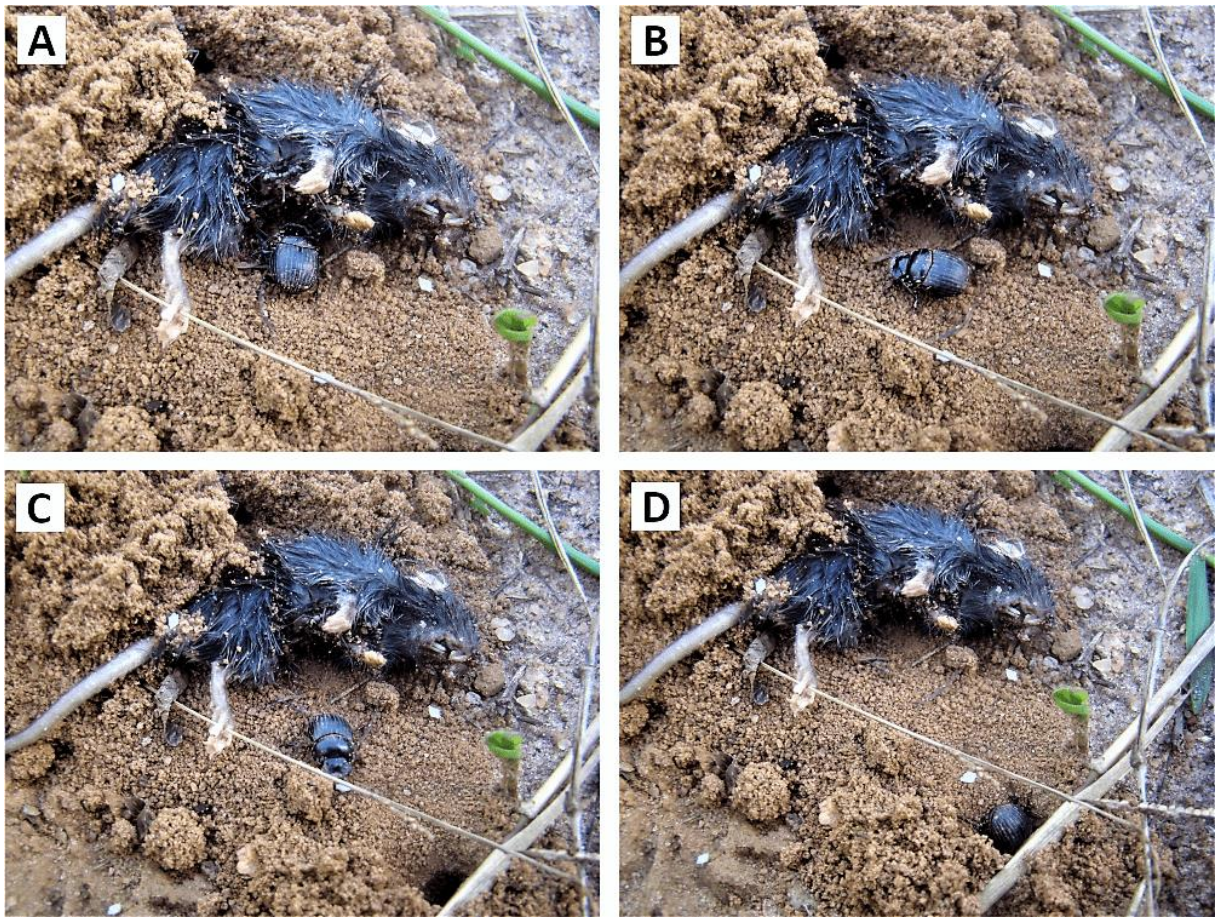


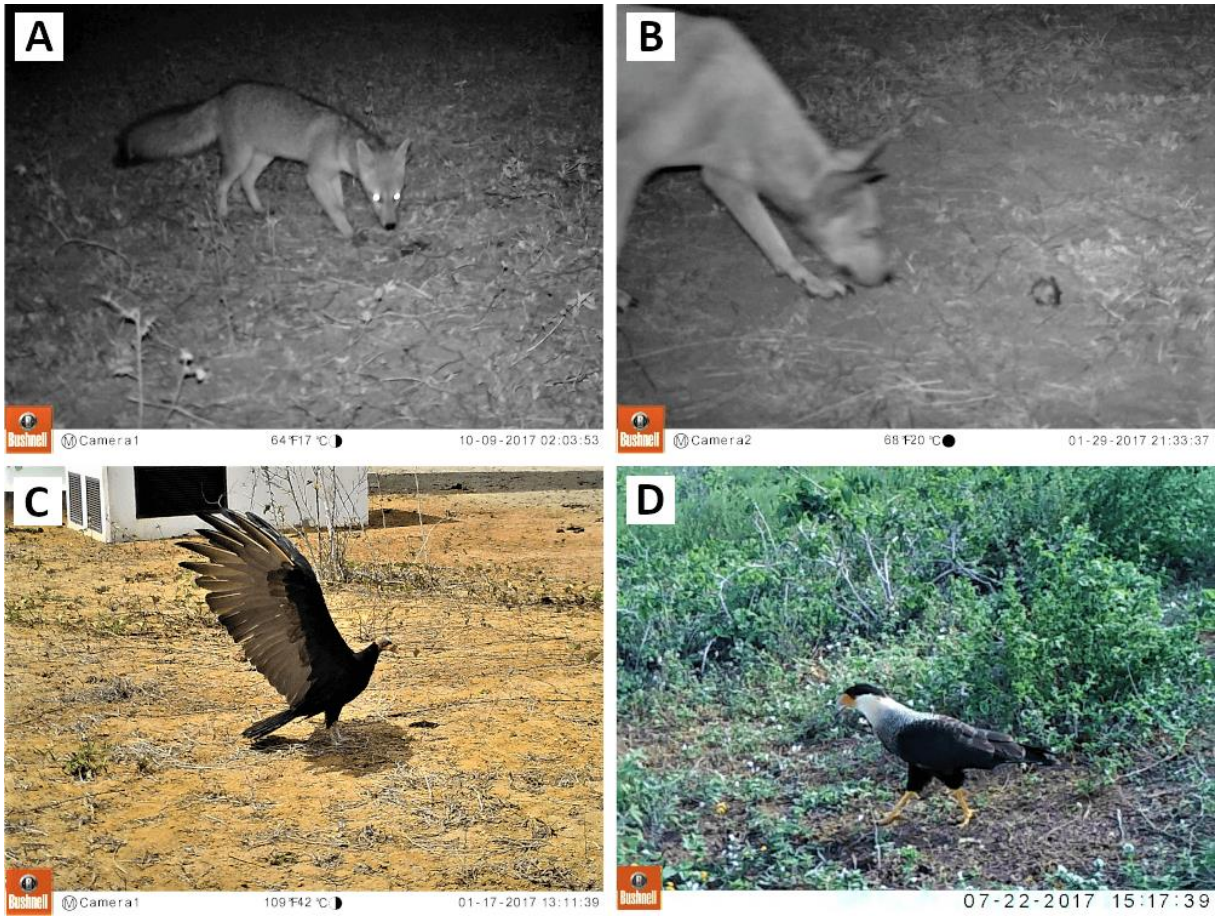
Figura 5 – Número de carcaças de pequeno porte (morcegos, camundongos e pintinhos; n = 120) removidas por carniceiros em cada turno (dia *vs.* noite) em diferentes épocas do ano, em um complexo eólico na Caatinga do Rio Grande do Norte, extremo nordeste do Brasil. Os experimentos de campo foram realizados em 2017. Asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas (α = 0,05) entre os pares.



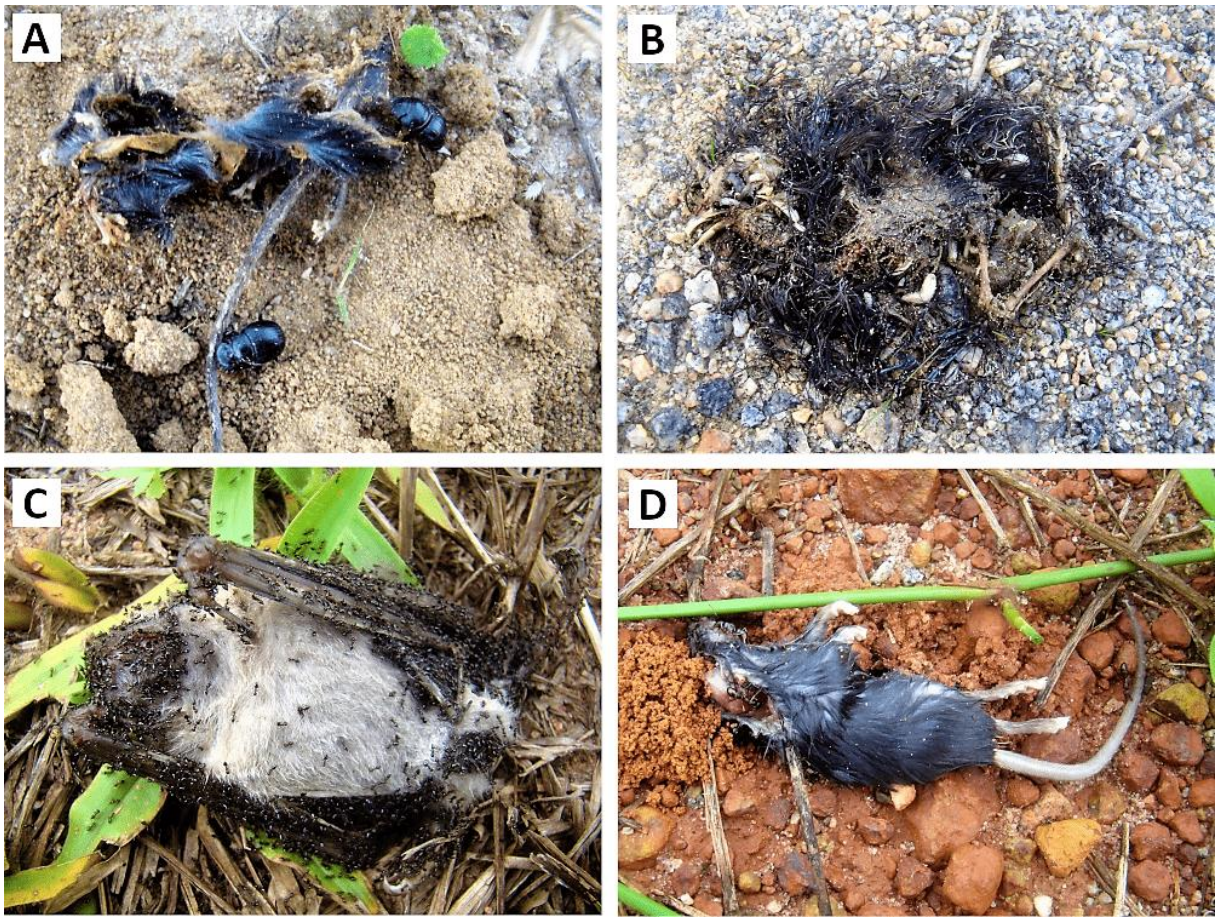
Material suplementar 1 – Evidências da remoção de carcaças de pequeno porte por besouros rola-bosta (Coleoptera, Scarabaeinae) durante um experimento de campo realizado na Caatinga do Rio Grande do Norte (município de João Câmara), nordeste do Brasil, em abril de 2017. (A) Carcaça de morcego (*Artibeus planirostris*), (B) camundongo (*Mus musculus*) e (C) pintinho (*Gallus gallus domesticus*) parcialmente enterrada por besouros rola-bosta em solo arenoso; e (D) porção de grumos empilhados de terra (área aproximada de 15 cm^2) que permanece no local após a carcaça ser enterrada, um vestígio característico da remoção por besouros rola-bosta na área.



Material suplementar 2 – Comportamento de fuga de um besouro rola-bosta (*Dichotomius geminatus*, Scarabaeinae) durante um experimento de remoção de carcaças de pequeno porte realizado na Caatinga do Rio Grande do Norte (município de João Câmara), nordeste do Brasil, em julho de 2017. (A) Besouro rola-bosta se alimentando de uma carcaça de camundongo (*Mus musculus*), (B, C) se afastando da carcaça após a aproximação humana, e (D) entrando em um túnel previamente cavado sob o solo ao lado da carcaça.



Material suplementar 3 – Imagens de carniceiros vertebrados captadas por armadilhas fotográficas durante um experimento de remoção de carcaças de pequeno porte realizado na Caatinga do Rio Grande do Norte (município de João Câmara), nordeste do Brasil, de janeiro a outubro de 2017. (A) Raposa (*Cerdocyon thous*, Mammalia, Carnivora) logo antes de consumir uma carcaça de camundongo (*Mus musculus*); (B) cão (*Canis lupus familiaris*, Mammalia, Carnivora) encontrando uma carcaça de morcego (*Artibeus planirostris*); (C) urubu-de-cabeça-amarela (*Cathartes burrovianus*, Aves, Cathartiformes) pousando ao lado de uma carcaça de pintinho (*Gallus gallus domesticus*); e (D) carcará (*Caracara plancus*, Aves, Falconiformes) consumindo uma carcaça de camundongo (*Mus musculus*).



Material suplementar 4 – Imagens de carniceiros invertebrados fotografados durante um experimento de remoção de carcaças de pequeno porte realizado na Caatinga do Rio Grande do Norte (município de João Câmara), nordeste do Brasil, de janeiro a outubro de 2017. (A) Carcaça de camundongo (*Mus musculus*) sendo consumida por besouros rola-bosta (Coleoptera, Scarabaeinae); (B) carcaça de pintinho (*Gallus gallus domesticus*) sendo consumida por larvas de moscas (Diptera); (C) carcaça de morcego (*Artibeus planirostris*) sendo consumida por formigas *Crematogaster* sp.1 (Hymenoptera, Myrmicinae); e (D) carcaça de camundongo (*Mus musculus*) sendo consumida por formigas *Ectatomma muticum* (Hymenoptera, Ectatomminae) (cabeça e cauda).

6 ATIVIDADE E FATALIDADE DE MORCEGOS EM PARQUES EÓLICOS EM UMA ÁREA SEMIÁRIDA NO NORDESTE DO BRASIL

6.1 RESUMO

O Brasil é atualmente o oitavo maior produtor mundial de energia eólica, com 15 GW de capacidade instalada em seu território. Apesar de desejável e menos poluente quando comparada à geração elétrica via combustíveis fósseis, vários estudos evidenciam que turbinas eólicas podem matar aves e morcegos, sendo necessário investigar e mensurar estes possíveis impactos ambientais no Brasil. O presente estudo traz as primeiras informações sobre atividade e mortandade de morcegos em um empreendimento eólico no nordeste brasileiro, região que concentra o maior número de aerogeradores no país. Foram realizadas amostragens acústicas, capturas com redes de neblina e buscas por carcaças em um complexo eólico composto por 34 aerogeradores de agosto de 2016 a janeiro de 2018. Dentro deste período também foram conduzidos experimentos para verificar a taxa de eficiência dos observadores e da remoção de carcaças por carniceiros. A atividade de morcegos foi maior na estação chuvosa, positivamente relacionada à temperatura e negativamente relacionada à velocidade do vento, umidade e pressão atmosférica. No total foram encontradas cinco carcaças de morcegos, das espécies *Molossus molossus*, *Pteronotus gymnonotus* e *Artibeus planirostris*, abundantes na área do complexo eólico, e da espécie *Nyctinomops macrotis* que é aparentemente rara. Um estimador do tipo evidência de ausência permitiu inferir que a taxa de fatalidade não ultrapassou 221 morcegos durante todo o período. Considerando apenas os dados dos primeiros 12 meses de monitoramento, a mortandade máxima foi estimada em 160 morcegos, o que resulta em uma taxa de fatalidade ≤ 4,7 morcegos/turbina/ano. Esta taxa é relativamente baixa em comparação à observada no sul do Brasil e em outros países nos Neotrópicos e América do Norte. Porém, este dado é preocupante porque o complexo eólico está localizado em uma região com > 500 aerogeradores em operação, o que possivelmente torna a morte de até ≈ 5 morcegos/turbina/ano preocupante, em especial para *N. macrotis* se a baixa frequência de registros for um indicativo de um pequeno tamanho populacional na região.

Palavras-chave: Aerogeradores. Caatinga. Chiroptera. Estudo de Impacto Ambiental. Rio Grande do Norte.

6.2 INTRODUÇÃO

O Brasil é um país rico em recursos hídricos que historicamente tem produzido a maior parte de sua energia através de usinas hidrelétricas (TOLMASQUIM, 2016). A matriz hidráulica continua dominante, porém o Brasil tem investido cada vez mais na construção de usinas eólicas acompanhando o *boom* mundial da energia eólica desde os anos 2000 (GWEC, 2010). Nos últimos cinco anos, a participação da fonte eólica na matriz energética nacional passou de 2%, no final de 2012 quando havia 2,5 GW de potência instalada no país, para 9%, no final de 2018 quando a capacidade instalada ultrapassou 14,7 GW (ABEEÓLICA, 2012; ABEEÓLICA, 2019a). No início de 2019, havia 583 usinas eólicas e mais de 7000 aerogeradores em operação principalmente em regiões litorâneas ou montanhosas no sul e nordeste do país, com mais 175 parques eólicos em processo de construção (ABEEÓLICA, 2019a). Estes números alçaram recentemente o Brasil à posição de oitavo maior produtor mundial de energia eólica, ultrapassando o Canadá (GWEC, 2017).

Estima-se que a produção de energia eólica no Brasil reduza a emissão de CO_2 na atmosfera em 28.000.000 toneladas/ano (ABEEÓLICA, 2019b). A operação de parques eólicos, porém, também apresenta impactos ambientais negativos que precisam ser compreendidos e mitigados. Grupos e linhas de aerogeradores formam uma barreira no espaço aéreo com a qual aves e morcegos podem colidir durante o voo. Eventos de mortandade de aves e morcegos em parques eólicos têm sido frequentemente observados e investigados desde que empreendimentos eólicos de grande porte começaram a operar ao redor do mundo (e.g. JOHNSON *et al*., 2003; HUNT *et al*., 1999; OSBORN *et al*., 1996; LEHNERT *et al*., 2014; SMALLWOOD; THELANDER, 2008; WATSON *et al*., 2018). As pás das turbinas em movimento causam quedas de pressão do ar capazes de lesionar pulmões e outros órgãos de morcegos, que podem morrer por barotrauma, colisão direta ou uma combinação das duas causas (GRODSKY *et al*., 2011). A quantidade de mortes de morcegos apresenta grande variação entre diferentes parques eólicos (KUVLESKY JR. *et al*., 2007; STERŽE; POGACNIK, 2008; ZIMMERLING; FRANCIS, 2016), sendo específica para cada local. Isso ocorre porque o risco de fatalidade pode ser influenciado por diversos fatores, como comportamento das espécies (THAXTER *et al*., 2017), nível de atividade (ROEMER *et al*., 2017), fatores climáticos (AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012), período do ano (ARNETT *et al*., 2008), tipo de habitat (BOLÍVAR-CIMÉ *et al*., 2016) e localização da turbina em relação a áreas importantes para morcegos (FERREIRA *et al*., 2015).

Fatores associados à atividade e mortandade de morcegos em parques eólicos são pouco conhecidos no Brasil, o que torna a instalação constante de novos aerogeradores motivo de preocupação em relação à conservação da quiropterofauna (BERNARD *et al*., 2012). Os poucos estudos disponíveis foram realizados no extremo sul do país (Rio Grande do Sul), onde foram registradas fatalidades principalmente de morcegos insetívoros e supostamente migratórios no verão e outono (AMARAL, 2019; BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015). O sul do Brasil apresenta clima temperado, e a sazonalidade nas fatalidades presumidamente associada à época de migração de molossídeos e lasiurines é similar aos padrões observados na América do Norte (ARNETT *et al*., 2008). No nordeste do Brasil, o clima é tropical ou semiárido (ALVARES *et al*., 2013) e a riqueza de morcegos é quase duas vezes maior que a observada na região sul (GARCIA *et al*., 2014; PASSOS *et al*., 2010). Além disso, há grande sobreposição entre zonas de alto potencial eólico e áreas que correspondem a lacunas de informações sobre morcegos nesta região (BERNARD *et al*., 2014), que tem sido intensamente explorada para a construção de aerogeradores. A floresta seca Caatinga, bioma predominante no nordeste do Brasil (IBGE, 2004), atualmente concentra ≈ 80% das turbinas eólicas em operação e também o maior número de espécies ameaçadas e endêmicas de morcegos no país (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo). No entanto, não há informações sobre interações entre morcegos e parques eólicos para esta região do Brasil.

O presente artigo traz as primeiras informações sistematizadas sobre atividade e mortandade de morcegos em um empreendimento eólico no nordeste brasileiro. Nosso estudo foi realizado no Rio Grande do Norte, o estado com maior potência instalada de energia eólica (> 4 GW) do Brasil (ABEEÓLICA, 2019a). Nós avaliamos um complexo eólico localizado em uma área semiárida de Caatinga no nordeste do estado, onde há alta densidade de aerogeradores em operação e uma área acumulada de rotores superior a 3.900.000 m^2 ocupando o espaço aéreo (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo). Nossos objetivos foram: (1) verificar se há mortandade de morcegos pelos aerogeradores e, em havendo, estimar a taxa de fatalidade (morcegos/turbina/ano); (2) identificar a composição de espécies mortas pelos aerogeradores e compará-la com a composição registrada para a área do complexo eólico; e (3) verificar se a atividade de morcegos está associada à estação do ano, ao tipo de habitat ao redor das turbinas e a condições climáticas. Com base em estudos sobre a influência de fatores abióticos sobre a atividade de morcegos, nós testamos as predições de que a atividade de morcegos é positivamente relacionada à temperatura e umidade, e negativamente relacionada à velocidade do vento e pressão atmosférica (AMORIM;

REBELO, H.; RODRIGUES, 2012; BAERWALD; BARCLAY, 2011; DIAS-SILVA *et al*., 2018). Nós também testamos a predição de que a atividade aumenta na estação chuvosa, época em que se espera maior disponibilidade de água, insetos e recursos no geral em um ambiente semiárido como a Caatinga (SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017). Por fim, a última predição testada foi de que a atividade é maior ao redor de aerogeradores localizados perto de fragmentos de floresta seca em relação a aerogeradores em áreas abertas. Esta predição é justificada pelo uso potencial de bordas de vegetação por morcegos como local de forrageio, proteção contra o vento e ponto de referência para orientação espacial (LIMPENS; KAPTEYN, 1991).

6.3 MÉTODOS

6.3.1 Área de estudo

O presente estudo foi conduzido de agosto de 2016 a janeiro de 2018 em um complexo eólico (5°23’53.39” S, 35°50’51.30” O) localizado na zona rural do município de João Câmara, estado do Rio Grande do Norte, região nordeste do Brasil. O complexo eólico apresenta 34 aerogeradores (três parques eólicos com nove turbinas e um parque eólico com sete turbinas), que entraram em operação em dezembro de 2014. Os aerogeradores são da marca SIEMENS/modelo SWT-2.3-101, e apresentam 2,3 MW de potência, 80 m de altura das torres, 42 m de comprimento das pás e 101 m de diâmetros do rotor. O clima local pertence à categoria BSh na classificação de Köppen e é tipicamente quente e seco (ALVARES *et al*., 2013). O complexo eólico apresenta quatro torres meteorológicas (uma em cada parque), das quais obtivemos parâmetros climáticos (temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e pressão atmosférica). Durante o período do nosso estudo, a temperatura média foi 24°C (mínima: 14°C; máxima: 32°C), a umidade relativa do ar média foi 83% (mínima: 37%; máxima: 109%) e a precipitação anual, considerando os 12 primeiros meses, foi 407 mm, concentrada de fevereiro a julho (Figura 1).

O complexo eólico situa-se em uma fazenda para criação de gado bovino onde a vegetação predominante apresenta pequeno porte (gramíneas, ervas e arbustos). Em algumas áreas do empreendimento há agrupamentos de árvores, árvores isoladas (principalmente cajueiros e espécies de palmeiras) e floresta seca nativa (Caatinga arbórea-arbustiva densa) com altura máxima de 6 m. A altitude na área de estudo varia entre 210 e 320 m. No entorno do complexo eólico há um mosaico de fragmentos contínuos de floresta seca, pequenas

propriedades rurais e outros parques eólicos. Há também duas cavernas (CRUZ *et al*., 2010) com grandes colônias de morcegos a ≈ 5 km do complexo eólico, e o centro urbano de João Câmara está a ≈ 12 km do local.

6.3.2 Buscas por carcaças

Foram realizadas buscas periódicas por carcaças ao redor de todos os 34 aerogeradores que compõe o complexo eólico. As turbinas eólicas foram vistoriadas uma vez a cada 28 dias, totalizando 646 amostragens (19 buscas em cada aerogerador). Os aerogeradores foram divididos em quatro grupos de acordo com a sua distribuição espacial (Figura 2), sendo que cada grupo foi revisado ao longo de um dia de trabalho de campo: (1) extremo norte do empreendimento, aerogeradores 1 a 10, 1º dia de buscas por carcaças; (2) centro-norte do empreendimento, aerogeradores 11 a 18, 2º dia; (3) centro-sul do empreendimento, aerogeradores 19 a 26, 3º dia; (4) extremo sul do empreendimento, aerogeradores 27 a 34, 4º dia. Considerando a altura da torre (80 m) e o comprimento das pás das turbinas (42 m), morcegos mortos por colisão podem cair a uma distância máxima de 72 m da base do aerogerador na área de estudo (calculada de acordo com o modelo em HULL; MUIR, 2010). Porém, à medida que o raio da área de busca a partir da turbina aumenta, há um decréscimo na densidade de carcaças observadas e na condição de visibilidade das áreas, e um aumento no esforço de campo requerido para as vistorias que não necessariamente melhora a estimativa de fatalidade (HUSO; DALTHROP, 2014). Dessa forma, foi delimitada uma área de um hectare (polígono de 100 × 100 m) ao redor de cada turbina eólica para as buscas, de modo a amostrar um raio mínimo de 50 m a partir da base do aerogerador, dentro do qual cairia a maioria dos morcegos mortos por colisão (HULL; MUIR, 2010). As buscas foram conduzidas por uma dupla de observadores (M. A. S. Barros e F. H. Silva), que vistoriaram simultaneamente a área percorrendo transectos lineares da extremidade até o centro do polígono (*i.e.*, a base da turbina), cada um amostrando metade da área (5000 m^2) (métodos detalhados em: BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015) (Figura 3).

As buscas começaram sempre no início do amanhecer (30–60 min após o nascer do sol) em uma turbina aleatoriamente selecionada no dia anterior (dentro do grupo de turbinas a ser vistoriado no dia, usando o programa Random Tool 1.2.0.0., AxGarage). A presença de floresta seca densa e alta (Caatinga ≥ 3 m) nas proximidades de seis dos aerogeradores impossibilitou os observadores de vistoriarem o polígono completo de um hectare previsto para as buscas. Nestas turbinas eólicas, os observadores foram capazes de cobrir de 25 a 85%

da área planejada (2500 a 8500 m^2 de acordo com o aerogerador). O tempo de busca em cada aerogerador foi ajustado de acordo com o tamanho e condições de visibilidade da área e variou de 10 a 52 min (média = 33 min), sendo de 30 a 52 min nas áreas abertas (com 10.000 m^2 de área vistoriada; média = 36 min) e de 10 a 36 min nas áreas com presença de floresta densa (com 2500–8500 m^2 de área vistoriada; média = 20 min) (Apêndice 1). O esforço amostral total somou 361 h e 20 min durante 76 dias de buscas por carcaças. Para cada carcaça localizada, foram registrados os seguintes dados: data, aerogerador, coordenada geográfica, distância em relação à base do aerogerador, espécie, sexo e faixa etária (quando possível), e condição da carcaça (inteira ou fragmentada/fresca, deteriorada ou com sinais avançados de decomposição).

6.3.3 Monitoramento acústico

Para a quantificação da atividade de morcegos na área amostrada foram realizadas amostragens acústicas com detectores de sinais de ecolocalização de morcegos. Cada grupo de aerogeradores (extremo norte do empreendimento, centro-norte, centro-sul e extremo sul) foi amostrado uma vez a cada 28 dias, sempre na noite anterior ao dia de buscas por carcaças naquele grupo. Em cada noite, foram dispostos dois detectores de morcegos Song Meter SM3BAT (Wildlife Acoustics) em dois aerogeradores diferentes – selecionados dentre os aerogeradores onde seriam realizadas buscas por carcaças no dia seguinte. Os aerogeradores foram selecionados aleatoriamente com o programa Random Tool 1.2.0.0. (AxGarage), porém um aerogerador foi amostrado novamente apenas quando todos os outros já tivessem sido amostrados uma vez e assim por diante (amostragem aleatória simples sem substituição; COCHRAN, 1977). Dessa forma, todos os 34 aerogeradores foram monitorados e o número de noites de amostragem em cada um variou de três a cinco (Apêndice 1). Foram realizadas amostragens acústicas durante 76 noites e, com dois detectores operando simultaneamente por noite em aerogeradores diferentes, o esforço amostral totalizou 152 noites.aerogerador.

Os detectores de morcegos foram posicionados no pátio de manobras a uma distância de 20–30 m das turbinas eólicas. Os microfones utilizados são omnidirecionais e foram fixados a 90 cm de altura em relação ao solo (amarrados em pedestais de sinalização), levemente inclinados para baixo (≈ 45º) para evitar a entrada de água em caso de ocorrência de chuvas. Os detectores foram programados para começar a gravar 30 min antes do por do sol e encerrar as gravações 30 min após o amanhecer, totalizando aproximadamente 13 horas por noite de amostragem. Durante este período, os detectores permaneceram ativados para

gravar sempre que fossem detectados sons com frequência entre 8 a 192 kHz, com pelo menos 15 dB mais altos que o ruído de fundo (modo "gatilho"). Os detectores foram configurados para utilizar taxa de amostragem de 384 kHz e ganho de tensão de 12 dB. Cada evento de gravação gerou um arquivo individual em formato *wave* (.wav) com duração máxima de 15 s. Para evitar que cada pulso de ecolocalização criasse um arquivo diferente, o detector foi programado para permanecer gravando durante 3 s (período superior ao intervalo entre pulsos) mesmo na ausência de um sinal dentro das frequências/amplitude especificadas.

Foi utilizado o programa Kaleidoscope Pro 5 (Wildlife Acoustics) para triagem dos arquivos com os objetivos de isolar aqueles que continham apenas ruído e de contar o número de pulsos, utilizado aqui como parâmetro para mensurar a atividade de morcegos. Uma amostra de 1800 arquivos (≈ 25% do total), proveniente de 36 diferentes noites/aerogerador de amostragem (duas por mês, de agosto de 2016 a janeiro de 2018), foi selecionada para identificação taxonômica das chamadas de ecolocalização. Estes arquivos foram individualmente analisados com o programa Raven Pro 1.5.0 (Cornell Lab of Ornithology), utilizado para visualização dos espectrogramas/oscilogramas e extração de parâmetros acústicos. O espectrograma foi configurado para utilizar janela do tipo Hann com tamanho de 1024 amostras, grade de tempo com sobreposição de 75% e *hop size* de 256 amostras, e grade de frequência com transformação discreta de Fourier (DTF) com tamanho de 1024 amostras e espaçamento de grade de 375 Hz. As sequências de ecolocalização foram examinadas à procura de pelo menos três pulsos consecutivos com boa qualidade de gravação. Apenas as sequências que atingiram este critério foram identificadas taxonomicamente; as demais foram classificadas como "Chiroptera não identificado". Para a identificação, foram selecionados de três a seis pulsos consecutivos de cada sequência dos quais foram extraídos os seguintes parâmetros: duração (ms), frequência inicial (kHz), frequência final (kHz), frequência mínima (kHz), frequência máxima (kHz), frequência com máxima energia (kHz) e *bandwidth* (kHz) (medições similares às obtidas por outros autores; e.g. HINTZE; BARBIER; BERNARD, 2016; JUNG; KALKO; VON HELVERSEN, 2007; BARATAUD *et al*., 2013). A partir destes valores, foi calculado também o intervalo entre pulsos (ms), o *slope* (kHz/s) e o *duty cycle* (%). Com base nestas variáveis, as chamadas de ecolocalização foram identificadas até o menor nível taxonômico possível a partir das chaves e descrições em Arias-Aguilar *et al*. (2018), Jung, Kalko e Von Helversen (2007), Jung, Molinari e Kalko (2014), Macías, Mora e García (2006), Rydell *et al*. (2002) e Williams-Guillén e Perfecto (2011). Os estudos destes autores demonstram que diferentes espécies de morcegos apresentam diferentes intervalos entre os pulsos de ecolocalização, o que influencia o número total de pulsos registrados para

um mesmo período de tempo. Em função disso, para mensurar a atividade relativa das espécies de morcegos, foi utilizado o índice proposto por Miller (2001), que considera o número de vezes que uma espécie foi registrada em blocos de um minuto de intervalo – ao invés de utilizar a contagem de pulsos.

6.3.4 Capturas com redes de neblina

Foram realizadas capturas de morcegos com redes de neblina na área do complexo eólico uma vez por mês. Cada noite de amostragem foi realizada em um ponto diferente do complexo eólico, com o objetivo de maximizar o número de habitats amostrados e a chance de inventariar espécies diferentes de morcegos. Em cada noite, foram armadas 12 redes de nylon (12 × 3 m, denier 70/2, malha 19 mm, cinco bolsas, Ecotone) na altura do solo, abertas no horário do pôr do sol e expostas por 12 horas consecutivas. As redes foram armadas nas proximidades de vegetação arbórea, principalmente em agrupamentos de cajueiros em áreas abertas e em bordas de floresta seca densa, a uma distância de ≈ 35 a 500 m do aerogerador mais próximo. O esforço amostral total foi de 18 noites e 93.312 $h.m^2$ (5184 $h.m^2$ por noite) (STRAUBE; BIANCONI, 2002).

Cada morcego capturado foi temporariamente mantido em um saco de tecido e analisado quanto ao sexo, faixa etária (BRUNET-ROSSINNI; WILKINSON, 2009), condição reprodutiva (RACEY, 2009), comprimento do antebraço (mm) e massa corporal (g). Os indivíduos foram soltos no mesmo local de captura, com exceção de 1–2 indivíduos de cada espécie coletados como material testemunho (Licença SISBIO/ICMBio Nº 53169-2). Estes animais foram mortos por deslocamento cervical (Autorização CEUA/UFPE Nº 14/2016), um método de eutanásia considerado aceito para animais de pequeno porte (AVMA, 2013; CONCEA, 2013; SIKES; GANNON, 2011), que foi executado de acordo com recomendações específicas para morcegos (SIMMONS; VOSS, 2009). Os espécimes coletados foram preparados por via úmida, sendo fixados em formaldeído a 10% durante 30-60 horas (de acordo com o tamanho do indivíduo) e posteriormente preservados em etanol a 70%, conforme os procedimentos descritos em Vizotto e Taddei (1973). Os morcegos foram identificados até gênero ou espécie com base nas chaves e descrições de Araújo e Langguth (2010), Barquez, Mares e Braun (1999), Cloutier e Thomas (1992), Greenhall, Schmidt e Joermann (1984), Gregorin e Taddei (2002), Moras, Gomes e Tavares (2015), Moratelli *et al*. (2011), Moratelli e Dias (2015), Reis *et al*. (2017), Simmons e Voss (1998), Velazco (2005) e Webster (1993).

6.3.5 Experimentos de eficiência do observador e remoção de carcaças

O número de carcaças encontradas pelos observadores em campo tende a ser menor do que o número de fatalidades que realmente ocorre na área, porque: (1) morcegos são animais pequenos e pouco conspícuos que podem ficar visualmente pouco perceptíveis junto à vegetação da área de estudo, sendo inevitável que algumas carcaças passem despercebidas pelos observadores durante as buscas; (2) durante o intervalo entre as buscas em um mesmo aerogerador, as carcaças podem ser removidas do local por animais carniceiros como canídeos, aves de rapina e artrópodes (BARRIENTOS *et al*., 2018; HUSO *et al*., 2016; PETERS; MIZRAHI; ALLEN, 2014; RODRIGUES *et al*., 2015; VILLEGAS-PATRACA *et al*., 2012). Em função disso, foram realizados experimentos de campo para testar tanto a eficiência dos observadores como o tempo de permanência das carcaças na área de estudo, fatores que foram utilizados para corrigir o número de carcaças encontradas e estimar a taxa de fatalidade (morcegos/turbina/ano) para o complexo eólico.

Foram realizados testes para verificar a eficiência dos observadores, ou seja, a proporção de carcaças em relação a um total (%) que a equipe é capaz de detectar durante as buscas ao redor das turbinas eólicas. Os testes foram realizados durante as buscas regulares por carcaças de março de 2017 a janeiro de 2018, contemplando ambas as estações (chuvosa e seca). Durante este período, carcaças-teste foram posicionadas 60 vezes por cada um dos observadores ao redor das turbinas para, ao final da busca, verificar se a carcaça foi ou não encontrada pelo outro observador (totalizando 120 repetições). As carcaças foram distribuídas até 50 m da base da turbina, em diferentes tipos de terreno na proporção em que estes estão representados dentro das áreas de 100 × 100 m onde foram realizadas as buscas (28% em estradas de brita com vegetação ausente/esparsa, 24% em vegetação herbácea e 48% em vegetação arbustiva). Foram utilizados espécimes de *Molossus molossus*, *Glossophaga soricina*, *Carollia perspicillata*, *Sturnira lilium*, *Platyrrhinus lineatus* e *Artibeus planirostris* preservados em álcool 70% como carcaças-teste (para mais detalhes sobre os testes, veja o Capítulo 3).

Além dos testes de eficiência dos observadores, foi realizado um experimento de campo para verificar o tempo que carcaças permanecem na área do complexo eólico até serem removidas por carniceiros. O experimento foi replicado quatro vezes ao longo de 2017, duas na estação seca (janeiro e outubro) e duas na estação chuvosa (abril e julho). Em cada réplica, 30 carcaças foram dispostas ao redor de 30 diferentes turbinas ao anoitecer e vistoriadas a cada 12 horas (às ≈ 5:00 h e às ≈ 17:00 h) até serem removidas (critérios e procedimentos

detalhados no Capítulo 4). As carcaças foram posicionadas a 20–30 m da base das torres e, similarmente aos testes de eficiência do observador, nos três tipos de terreno predominantes ao redor dos aerogeradores de forma proporcional à representatividade destes nas áreas de busca (28% em vegetação ausente/esparsa, 24% em vegetação herbácea e 48% em vegetação arbustiva). No total, foram utilizadas 120 carcaças com massa corporal < 45 g, sendo 40 morcegos (*Artibeus planirostris*), 40 camundongos pretos (*Mus musculus*) e 40 pintinhos pretos (*Gallus gallus domesticus*).

6.3.6 Estimativa da fatalidade

Para estimar a fatalidade foi utilizado o programa Evidence of Absence (EoA), desenvolvido pelo United States Geological Survey (USGS) especificamente para casos em que o número de carcaças encontradas é baixo (DALTHORP; HUSO; DAIL, 2017). Este estimador utiliza os dados do desenho amostral do monitoramento de carcaças (incluindo intervalo e abrangência espacial/temporal das buscas), da eficiência do observador e da remoção por carniceiros para estimar a taxa de detecção (*g*) e o número máximo de fatalidades (*M** = número de carcaças encontradas/*g*) associado a um nível de credibilidade (1 – α).

Para o parâmetro de cobertura espacial (*a*) solicitado pelo modelo, consideramos as probabilidades de morcegos caírem dentro de diferentes intervalos de distância em relação ao aerogerador, seguindo modelagem de balística em Hull e Muir (2010). Calculamos "*a*" ponderando as probabilidades de todos os aerogeradores de acordo com o raio de busca em cada um, *i.e.* a distância máxima possível de ser vistoriada em todos os lados da turbina (em 28 turbinas o raio foi de 50 m, em cinco turbinas foi de 20 m e, em uma turbina, de 30 m) (Apêndice 1). Como parâmetro "*k*", referente à chance de detectar uma carcaça não encontrada na busca anterior, consideramos a proporção de carcaças ainda presentes na área no 28º dia de experimento de remoção de carcaças. Para a estimativa da fatalidade, foram consideradas apenas as carcaças encontradas durante o período regular de buscas (*i.e.* registros incidentais foram excluídos da análise). A fatalidade total foi estimada separadamente para cada semestre utilizando os dados de eficiência do observador e do tempo de persistência de carcaças obtidos na estação correspondente ao período. Para estimar a mortandade em morcegos/turbina/ano, somamos os valores da fatalidade estimada no primeiro e no segundo semestres e dividimos pelo número total de aerogeradores do complexo eólico (= 34).

6.3.7 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas com o programa IBM SPSS Statistics 24 (Statistical Package for the Social Sciences, International Business Machines Corporation). Os dados foram primeiramente testados para verificar se eram normalmente distribuídos, utilizando o teste Kolmogorov-Smirnov. Uma vez que nenhum conjunto de dados (atividade de morcegos, temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e pressão atmosférica) apresentou distribuição normal para um nível de significância $\alpha = 0,5$, foram utilizados testes não paramétricos.

Para verificar se a atividade de morcegos no complexo eólico apresentava variação entre as estações seca e chuvosa (condições relacionadas) foi realizado um teste dos postos com sinais de Wilcoxon. Para testar se a atividade de morcegos diferia entre aerogeradores localizados em áreas abertas e nas proximidades de floresta seca (condições independentes) foi realizado um teste de Mann-Whitney. Nesta análise, foram considerados próximos de floresta seca todos os aerogeradores cuja distância até a borda de Caatinga arbórea-arbustiva mais próxima foi inferior a 30 m. Para testar se os níveis de atividade de morcegos ao redor dos aerogeradores encontravam-se relacionados às condições climáticas (temperatura, velocidade do vento, umidade e pressão atmosférica) foram realizados testes de correlação de Spearman. Para as correlações, foram utilizados dados climáticos obtidos de hora em hora nas quatro torres meteorológicas presentes no complexo eólico.

6.4 RESULTADOS

6.4.1 Monitoramento acústico

No total, foram gravados 73.449 pulsos de ecolocalização de morcegos ao longo de 152 noites/aerogeradores de amostragem. O número de pulsos de ecolocalização em cada noite/aerogerador variou de zero a 3593 (mediana = 283,5). A identificação taxonômica das chamadas de ecolocalização gravadas com detectores de morcegos apontou a presença de 13 espécies e quatro famílias na área do complexo eólico (Tabela 3). Morcegos das famílias Molossidae e Mormoopidae apresentaram maior número de registros ao redor dos aerogeradores – 49% e 20% do total de ocorrências em blocos de 1 min, respectivamente. As espécies mais frequentemente gravadas foram *Molossus molossus* (27%), *Pteronotus*

gymnonotus (20%) e *Molossus* sp.1 (17%), uma segunda espécie não identificada de *Molossus* (possivelmente *M. currentium/pretiosus*).

A atividade de morcegos foi maior na estação chuvosa (mediana = 351 pulsos/noite/aerogerador; intervalo: 0–2904 pulsos/noite/aerogerador) em comparação à estação seca (mediana = 252 pulsos/noite/aerogerador; intervalo: 0–3593 pulsos/noite/aerogerador) (T = 537,50; p = 0,017) (Figura 1). Não houve diferença nos níveis de atividade de morcegos entre aerogeradores localizados em áreas abertas (mediana = 291,5 pulsos/noite/aerogerador; intervalo: 0–3593 pulsos/noite/aerogerador) e floresta seca de Caatinga (mediana = 245,5 pulsos/noite/aerogerador; intervalo: 42–1261 pulsos/noite/aerogerador) (U = 1542,50; p = 0,233).

Durante as 76 noites em que foram realizadas amostragens acústicas no complexo eólico (das 18:00 às 5:00 h), a temperatura média foi 22,8 °C (intervalo: 18,9–26,6 °C), a velocidade do vento média foi 8,1 m/s (intervalo: 1,5–15,8 m/s), a umidade relativa do ar foi 94,0% (intervalo: 67,8–108,9%), e a pressão atmosférica foi 976,7 mb (intervalo: 968,4–986,1 mb). A atividade de morcegos foi positivamente correlacionada com a temperatura ($r_s = 0,203$; $p < 0,001$), e negativamente correlacionada com a velocidade do vento ($r_s = -0,111$; $p < 0,001$), com a umidade relativa do ar ($r_s = -0,124$; $p < 0,001$) e com a pressão atmosférica ($r_s = -0,052$; $p = 0,013$).

6.4.2 Capturas com redes de neblina

As amostragens com redes de neblina resultaram na captura de 556 morcegos, de 16 espécies e cinco famílias (Tabela 2). A maioria (94%) dos morcegos capturados com redes pertence à família Phyllostomidae, e as espécies mais abundantes foram *Artibeus planirostris* (37%), *Carollia perspicillata* (27%) e *Glossophaga soricina* (12%) – a frequência de captura das demais espécies foi ≤ 10%.

6.4.3 Buscas por carcaças e estimativa da fatalidade

Foram encontradas cinco carcaças de morcegos, sendo quatro durante os 18 meses de buscas regulares ao redor dos aerogeradores e uma encontrada incidentalmente durante o trabalho de campo piloto na área no mês anterior ao início do estudo. As carcaças encontradas pertencem a quatro espécies: *Molossus molossus* (n = 2) e *Nyctinomops macrotis* (n = 1), da família Molossidae, *Pteronotus gymnonotus* (n = 1), da família Mormoopidae, e *Artibeus*

planirostris (n = 1), da família Phyllostomidae (Tabela 1). Duas carcaças foram encontradas frescas e três estavam deterioradas, com sinais de decomposição e/ou parcialmente consumidas por insetos.

Quatro carcaças foram encontradas durante a estação seca (nos meses de julho/2016, dezembro/2016, janeiro/2017 e outubro/2017) e uma durante a estação chuvosa (em maio/2017). Além disso, quatro carcaças foram encontradas em aerogeradores localizados em áreas abertas, e uma carcaça em um aerogerador próximo à borda de mata densa de Caatinga. As carcaças foram encontradas ao lado (0,5–0,6 m) ou a uma distância de 45–48 m da base da turbina eólica (Tabela 1).

Os testes de eficiência do observador demonstraram que a equipe de busca foi capaz de encontrar 58% das carcaças de morcegos ao redor dos aerogeradores (65% na estação seca e 50% na estação chuvosa) (ver Capítulo 3). A partir dos experimentos de remoção por carniceiros, foi verificado que carcaças de pequeno porte permanecem em média 3,9 dias (desvio padrão: 5,5; intervalo: 0,5–30 dias) em campo até serem removidas, sendo 3,5 dias (desvio padrão: 4,8; intervalo: 0,5–23,5 dias) na estação seca e 4,2 dias na estação chuvosa (desvio padrão: 6,3; intervalo: 0,5–30 dias) (ver Capítulo 4).

A estimativa de fatalidade indica com uma credibilidade de 95% que o número de morcegos mortos foi ≤ 221 ao longo dos 18 meses de estudo. A fatalidade (*M**) foi estimada em 87 morcegos para o primeiro semestre/primeira estação seca (*g* estimado = 0,0682; Intervalo de confiança (95%) = 0,0442−0,097), 73 morcegos para o segundo semestre/estação chuvosa (*g* estimado = 0,0564; Intervalo de confiança (95%) = 0,037−0,0797), e 61 morcegos para o terceiro semestre/segunda estação seca (*g* estimado = 0,0677; Intervalo de confiança (95%) = 0,0437−0,0965). Considerando apenas os dados dos primeiros 12 meses de monitoramento, a mortandade máxima estimada totalizou 160 morcegos, o que corresponderia a uma taxa de fatalidade de 4,7 morcegos mortos/turbina/ano.

6.5 DISCUSSÃO

O presente estudo trouxe os primeiros dados sobre o impacto de turbinas eólicas sobre morcegos no Rio Grande do Norte, estado que concentra 27% (4 GW) da geração eólica do Brasil, e que conta atualmente com 150 parques eólicos e > 1500 aerogeradores instalados (ABEEÓLICA, 2019a; ANEEL, 2019), o que oferece risco potencial de colisão para a fauna de vertebrados voadores. Nossos achados permitem concluir que no complexo eólico

estudado: (1) a taxa de fatalidade é baixa, proporcional aos baixos níveis de atividade de morcegos insetívoros registrados ao redor (20–30 m) dos aerogeradores; (2) casos de colisão/barotrauma ocorrem de forma esporádica e geralmente com espécies muito abundantes de morcegos insetívoros aéreos; (3) a atividade de morcegos é maior na estação chuvosa e em noites com alta temperatura, baixa velocidade do vento, baixa umidade e baixa pressão atmosférica, embora não tenhamos conseguido testar se estes fatores aumentam o risco de fatalidade.

6.5.1 Estimativa de fatalidade

Estudos ao redor do mundo mostram que a taxa de fatalidade de morcegos mortos por aerogeradores pode variar de zero a > 100 morcegos/turbina/ano de acordo com o parque eólico (e.g. ZIMMERLING; FRANCIS, 2016). Considerando que estimamos o limite máximo de mortandade com 95% de confiança, o complexo eólico estudado apresentou uma taxa relativamente baixa de fatalidade de morcegos. Em comparação com os poucos estudos disponíveis para a Região Neotropical, a mortandade de morcegos registrada no complexo eólico estudado é pelo menos duas vezes menor. A taxa de 4,7 morcegos/turbina/ano obtida em João Câmara é menos da metade da taxa de 11,8 morcegos/turbina/ano observada em um parque eólico em Porto Rico (RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). Além disso, a taxa de fatalidade do presente estudo é quase quatro vezes menor que a taxa de 17,8 morcegos/turbina/ano obtida no primeiro ano de monitoramento de um complexo eólico no sul do Brasil, onde foram utilizados o mesmo método e esforço amostral nas buscas por carcaças (MAGALHÃES, 2009).

A baixa taxa de fatalidade está provavelmente associada à reduzida atividade de morcegos insetívoros ao redor dos aerogeradores. O nível de atividade de morcegos em nossa área de estudo é, aparentemente, mais baixo do que o esperado, porque apresentou número de pulsos de ecolocalização consideravelmente inferior ao registrado em outros parques eólicos no mesmo bioma (Caatinga). Em contraste com os 73.449 pulsos registrados no presente estudo ao longo de 152 noites/aerogerador, um estudo recente que avaliou a atividade de morcegos em complexos eólicos no nordeste do Brasil gravou 114.187 pulsos de ecolocalização em apenas 30 noites/pontos de amostragem, usando metade do esforço amostral (máximo de 6 h de gravação por noite) (GOECKING, 2018). De fato, o valor mediano de atividade obtido em nosso estudo (283 pulsos/noite/aerogerador) é relativamente pequeno para uma amostragem contínua do período noturno completo (≈ 13 horas de duração)

em um ponto no nível do solo. Em todos os quatro empreendimentos amostrados por Goecking (2018), os níveis medianos de atividade foram superiores: 606 pulsos/noite/ponto de amostragem em outro complexo eólico no estado do Rio Grande do Norte (também localizado no município de João Câmara), 2219,5 pulsos/noite/ponto em um complexo eólico em Pernambuco, e 378 e 765 pulsos/noite/ponto em dois complexos eólicos na Bahia. Os baixos números de pulsos de ecolocalização e de *feeding buzzes* indicam que a área do complexo eólico é pouco utilizada por morcegos como zona de forrageio ou rota de deslocamento. Em florestas secas como a Caatinga, morcegos insetívoros se concentram nas proximidades de açudes, barragens e riachos (FEIJÓ; ROCHA, 2017; NOVAES; LAURINDO, 2014; NOVAES; LAURINDO; SOUZA, 2015), e a ausência de corpos d'água é provavelmente um dos fatores que explicam a baixa atividade na área de estudo.

6.5.2 Composição de espécies

A área do complexo eólico apresenta alta riqueza de morcegos: considerando conjuntamente os dados das buscas por carcaças, das capturas com redes de neblina e dos sonotipos gravados e identificados até o nível de gênero ou espécie, há pelo menos 23 espécies na área. Essa riqueza se refletiu na amostra de mortandade, composta por quatro diferentes espécies – que pode ser considerada diversa para um número amostral de apenas cinco indivíduos. Dentre as quatro espécies mortas por aerogeradores na área, três pertencem à guilda dos morcegos insetívoros aéreos, que forrageiam em espaços abertos a alturas muito acima do nível do solo (*Molossus molossus* e *Nyctinomops macrotis*) ou em bordas de floresta (*Pteronotus gymnonotus*) (SCHNITZLER; KALKO, 2001) e apresentam maior probabilidade de colidir com turbinas eólicas.

A predominância de morcegos insetívoros aéreos dentre as espécies mortas por aerogeradores coincide com o observado em parques eólicos ao redor do mundo (ARNETT *et al*., 2008; RYDELL *et al*., 2010) e nos Neotrópicos (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015; RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015). A morte de indivíduos de *Molossus molossus* e *Pteronotus gymnonotus* é, de certa forma, esperada, pois além de apresentarem comportamento insetívoro aéreo foram as duas espécies mais frequentemente registradas ao redor das turbinas eólicas. *Artibeus planirostris* é uma espécie frugívora que forrageia nas proximidades da vegetação e do solo (HOLLIS, 2005) e apresenta menor risco de colidir com aerogeradores, mas é muito comum na área do complexo eólico. Mortes ocasionais de morcegos da família Phyllostomidae em parques eólicos também foram registradas no sul do

Brasil (BARROS; MAGALHÃES; RUI, 2015) e em Porto Rico (RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015).

Dessa forma, o complexo eólico estudado apresentou mortes incidentais de espécies localmente abundantes de morcegos. Uma exceção foi *Nyctinomops macrotis*; esta espécie é aparentemente rara na área (< 1,5% dos sonotipos registrados podem potencialmente pertencer ao gênero *Nyctinomops*). Em conjunto com outros casos de colisão de *Nyctinomops macrotis* e outras espécies do gênero em parques eólicos no interior da Bahia (ARAUJO; COELHO; LESSA, 2014) e de Pernambuco (ROCHA, P. A., comunicação pessoal), o presente registro sugere que este táxon pode ser especialmente suscetível ao impacto de parques eólicos na Caatinga. *Nyctinomops macrotis* é associado a afloramentos rochosos em ambientes áridos e semiáridos (EISENBERG; REDFORD, 1999), e o suposto comportamento migratório em parte de sua distribuição geográfica (MILNER; JONES; JONES JR., 1990; NAVO; GORE, 2001; NOWAK, 1994) pode ser um fator que a predispõe a espécie a morrer por colisão/barotrauma em parques eólicos (CRYAN; BARCLAY, 2009).

6.5.3 Padrões de atividade de morcegos

De acordo com o esperado, a atividade de morcegos se concentrou na estação chuvosa. A estação chuvosa tipicamente apresenta maior precipitação, um fator que tende a restringir a atividade de morcegos (VOIGT *et al*., 2011). Porém, a Caatinga é uma floresta sazonalmente seca e a riqueza e abundância de insetos são consideravelmente maiores durante o período das chuvas (NEVES *et al*., 2010; NOBRE; IANNUZZI; SCHLINDWEIN, 2012; SALOMÃO; IANNUZZI, 2017), o que muito provavelmente explica o aumento na atividade de morcegos nesta estação.

A atividade de morcegos ao redor das turbinas não foi influenciada pelo tipo de habitat, uma vez que a hipótese de que a atividade de morcegos é maior em aerogeradores localizados próximos à borda de mata não foi confirmada. Vários estudos que avaliaram uso de habitat por morcegos em zonas rurais observaram níveis de atividade significativamente maiores nas proximidades de vegetação arbórea em comparação a áreas de campo (e.g. BARROS; PESSOA; RUI, 2014; GAISLER; KOLIBAC, 1992; LUMSDEN; BENNETT, 2005; TOFFOLI, 2016; WOLCOTT; VULINEC, 2012). Em contraste com estes estudos, porém, morcegos aparentemente utilizam ambos os tipos de ambiente de forma similar na área do complexo eólico. Isso demonstra que o uso de habitat por morcegos é específico de cada local e precisa ser sempre investigado em estudos e monitoramentos de impacto

ambiental. Padrões de atividade de morcegos insetívoros em diferentes tipos de paisagem e vegetação são pouco conhecidos na Caatinga e precisam ser melhor estudados.

As predições de que os níveis de atividade de morcegos são influenciados pelas condições climáticas noturnas foram corroboradas, embora os valores de r_s indiquem que estas explicam apenas parte (0,05−20%) da variação observada na atividade. Assim como no complexo eólico estudado, outros estudos também observaram maior atividade de morcegos em noites quentes (BARROS; PESSOA; RUI, 2014; WOLBERT; ZELLNER; WHIDDEN, 2014), com pouco vento (AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012; JOHNSON; GATES; ZEGRE, 2011) e com baixa pressão atmosférica (BAERWALD; BARCLAY, 2011; CRYAN; BROWN, 2007). Estas condições potencialmente minimizam o custo energético do voo e, além disso, a temperatura pode apresentar relação positiva com disponibilidade de insetos voadores (O'DONNELL, 2000; TAYLOR, 1963). Em regiões temperadas, noites de baixa pressão atmosférica são associadas à passagem de frentes climáticas aparentemente utilizadas por morcegos e aves em eventos migratórios (RICHARDSON, 1990; SMITH; MCWILLIAMS, 2016), embora não haja evidências neste sentido para os Neotrópicos. Diferentemente do previsto, a atividade foi negativamente correlacionada com a umidade relativa do ar, indicando que morcegos estiveram mais ativos em noites mais secas ao longo do ano e/ou em horários mais secos dentro do período noturno. A correlação negativa pode ter ocorrido em função do típico pico de atividade de morcegos nas primeiras horas após o por do sol (e.g. BRODERS; QUINN; FORBES, 2003; GARCÍA-LUIS; BRIONES-SALAS, 2017; HAYES, 1997), quando a umidade do ar ainda é baixa em relação às horas mais avançadas da noite.

Vários estudos verificaram que as mesmas variáveis espaciais, sazonais e climáticas que influenciam positivamente a atividade de morcegos estão geralmente associadas ao aumento de fatalidades em parques eólicos na América do Norte (BAERWALD; BARCLAY, 2009; BAERWALD; BARCLAY, 2011; JOHNSON *et al*., 2004) e Europa (AMORIM; REBELO; RODRIGUES, 2012; ROEMER *et al*., 2017; RYDELL *et al*., 2010). Nossos resultados sugerem que eventos de mortandade de morcegos tendem a ser igualmente distribuídos entre os aerogeradores da área de estudo, mas mais frequentes na estação chuvosa e em noites quentes, com pouco vento e baixa umidade e pressão atmosférica. Infelizmente, o pequeno tamanho da amostra de morcegos mortos pelos aerogeradores nos impede de testar estas hipóteses, de modo que possíveis fatores capazes de influenciar fatalidades de morcegos em parques eólicos no nordeste do Brasil permanecem desconhecidos.

6.5.4 Implicações

De forma geral, a mortandade de morcegos no complexo eólico estudado é relativamente baixa, em comparação com o sul do Brasil (MAGALHÃES, 2009) e outras regiões, neotropicais (RODRÍGUEZ-DURÁN; FELICIANO-ROBLES, 2015) e temperadas (ZIMMERLING; FRANCIS, 2016). Porém, a taxa de fatalidade de até ≈ 5 morcegos/turbina/ano é motivo de preocupação, uma vez que o complexo eólico está localizado na área com maior obstrução aérea por rotores de turbinas eólicas do Brasil (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo). Não é possível saber se taxas de fatalidade similares se mantém nos demais parques eólicos da região, mas há mais de 500 aerogeradores em operação no município de João Câmara (ANEEL, 2019). Como turbinas eólicas geralmente apresentam uma vida útil de pelo menos 20 anos (DOLAN; HEATH, 2012), estes empreendimentos em conjunto podem, a longo prazo, ter um impacto cumulativo sobre as populações de morcegos. Embora o tamanho populacional das espécies afetadas seja desconhecido, o registro de colisão de *Nyctinomops macrotis* é especialmente preocupante. Esta espécie é possivelmente rara na área de estudo e em outras regiões de sua distribuição geográfica (BARQUEZ; DIAZ; ARROYO-CABRALES, 2015) e pode ser especialmente sensível à operação de parques eólicos, requerendo atenção especial em estudos de impacto ambiental no Brasil e Neotrópicos.

Neste contexto, o impacto de aerogeradores sobre a fauna de morcegos não pode ser subestimado na Caatinga do nordeste do Brasil. Nesta e em outras regiões intensivamente exploradas para a produção de energia eólica no país (BERNARD; DELGADO-JARAMILLO, No prelo), estudos de impacto ambiental devem ser rigorosamente executados durante todas as fases do licenciamento com o objetivo de evitar ou reduzir efeitos negativos sobre a fauna de vertebrados voadores (Capítulo 2). Nosso estudo realizou um diagnóstico abrangente da mortandade e atividade de morcegos em um complexo eólico utilizando múltiplos métodos, que podem ser replicados em avaliações de impacto similares no Brasil. Apesar disso, por falta de um tamanho amostral suficiente de carcaças encontradas, não tivemos sucesso em testar se a mortandade de morcegos apresenta picos em determinados períodos do ano, tipos de habitat ou noites com condições climáticas específicas. Desse modo, futuros estudos devem ser realizados no nordeste do Brasil para esclarecer possíveis tendências temporais e espaciais na mortandade de morcegos em parques eólicos da Caatinga.

6.6 AGRADECIMENTOS

A Frederico Horie Silva (Secretaria Municipal de Educação e Cultura de Parnamirim/Rio Grande do Norte) e Carolina Goecking (Programa de Pós-graduação em Biologia Animal/Universidade Federal de Pernambuco) pela participação no trabalho de campo. A Frederico Hintze (Programa de Pós-graduação em Biologia Animal/Universidade Federal de Pernambuco) pela ajuda na identificação das chamadas de ecolocalização. Ao Programa de Pós-graduação em Biologia Animal/Universidade Federal de Pernambuco (PPGBA/UFPE) pelo financiamento parcial do presente estudo; à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela bolsa de pós-graduação concedida à Marília A. S. Barros; e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade concedida a Enrico Bernard. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior/Brasil (CAPES), Código de Financiamento 001.

6.7 REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **ABEEólica, sítio eletrônico, página inicial**. ABEEólica, 2019b. Disponível em: http://abeeolica.org.br/. Acesso em: 01 jul. 2019.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica – 2012**. São Paulo: ABEEólica, 2012.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Números ABEEólica – Janeiro de 2019**. São Paulo: ABEEólica, 2019a.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMARAL, I. S. **Padrão temporal e a influência das condições climáticas e ambientais nas fatalidades de quirópteros em um complexo eólico no sul do Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2019.

AMORIM, F.; REBELO, H.; RODRIGUES, L. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 439-457, 2012.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico – SIGEL**. Brasília, ANEEL, 2019. Disponível em: https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html. Acesso em: 01 jul. 2019.

ARAUJO, D.; COELHO, H.; LESSA, V. Delimitação de áreas de exclusão para implantação de aerogeradores, como método preventivo de impactos, a partir da identificação de abrigos de morcegos, Bahia, Brasil. *In*: Congreso Latinoamericano y del Caribe de Murciélagos, I, 2014, Quito. **Libro de Resúmenes**. Quito: RELCOM, 2014. p. 247-248.

ARAÚJO, P.; LANGGUTH, A. Caracteres distintivos das quatro espécies de grandes *Artibeus* (Phyllostomidae) de Paraíba e Pernambuco, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 2, p. 715-722, 2010.

ARIAS-AGUILAR, A.; HINTZE, F.; AGUIAR, L. M.; RUFRAY, V.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J. Who's calling? Acoustic identification of Brazilian bats. **Mammal Research**, v. 63, n. 3, p. 231-253, 2018.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL, T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR.; R. D. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

AVMA – AMERICAN VETERINARY MEDICAL ASSOCIATION. **AVMA Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2013 Edition**. Schaumburg: American Veterinary Medical Association, 2013.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1341-1349, 2009.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 75, n. 5, p. 1103-1114, 2011.

BARATAUD, M.; GIOSA, S.; LEBLANC, F.; RUFRAY, V.; DISCA, T.; TILLON, L.; DELAVAL, M.; HAQUART, A.; DEWYNTER, M. Identification et écologie acoustique des chiroptères de Guyane Française. **Le Rhinolophe**, v. 19, n. 1, p. 103-145, 2013.

BARQUEZ, R.; DIAZ, M.; ARROYO-CABRALES, J. ***Nyctinomops macrotis***. The IUCN Red List of Threatened Species 2015, e.T14996A97207443, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T14996A22010988.en. Acesso em: 01 jul. 2019.

BARQUEZ, R. M; MARES, M. A.; BRAUN, J. K. **The Bats of Argentina**. Lubbock: Special Publications of Museum of Texas Tech University Number 42, 1999.

BARRIENTOS, R.; MARTINS, R. C.; ASCENSÃO, F.; D'AMICO, M.; MOREIRA, F.; BORDA-DE-ÁGUA, L. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. **Biological Conservation**, v. 222, p. 146-153, 2018.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BARROS, M. A. S.; PESSOA, D. M. A.; RUI, A. M. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2, p. 153-161, 2014.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; BRITO, D.; CRUZ-NETO, A. P.; GREGORIN, R.; MACHADO, R. B.; OPREA, M.; PAGLIA, A. P.; TAVARES, V. C. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. *In*: FREITAS, T. R. O.; VIEIRA, E. M. (ed.). **Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação, Vol II**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2012. p. 19-35.

BERNARD, E.; DELGADO-JARAMILLO, M. Morcegos e eólicas: modelagens de riqueza de espécies e risco de colisão atual no Brasil. *In*: CEMAVE – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES SILVESTRES (org.). **Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias 2017**. Brasília, CEMAVE/ICMBio. No prelo.

BERNARD, E.; PAESE, A.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. Blown in the wind: bats and wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 106-111, 2014.

BOLÍVAR-CIMÉ, B.; BOLÍVAR-CIMÉ, A.; CABRERA-CRUZ, S. A.; MUÑOZ-JIMÉNEZ, Ó.; VILLEGAS-PATRACA, R. Bats in a tropical wind farm: species composition and importance of the spatial attributes of vegetation cover on bat fatalities. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 4, p. 1197-1208, 2016.

BRODERS, H. G.; QUINN, G. M.; FORBES, G. J. Species status, and the spatial and temporal patterns of activity of bats in southwest Nova Scotia, Canada. **Northeastern Naturalist**, v. 10, n. 4, p. 383-398, 2003.

BRUNET-ROSSINNI, A. K.; WILKINSON, G. S. Methods for Age Estimation and the Study of Senescence in Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 315-325.

CLOUTIER, D.; THOMAS, D. W. *Carollia perspicillata*. **Mammalian Species**, n. 417, p. 1-9, 1992.

COCHRAN, W. G. **Sampling Techniques**. 3 ed. New York: John Wiley & Sons, 1977.

CONCEA – CONSELHO NACIONAL DE CONTROLE DE EXPERIMENTAÇÃO ANIMAL (BRASIL). **Diretrizes da prática de eutanásia do CONCEA**. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2013.

CRUZ, J. B.; BENTO, D. M.; BEZERRA, F. H. R.; FREITAS, J. I.; CAMPOS, U. P. Diagnóstico Espeleológico do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Espeleologia**, v. 1, n. 1, p. 1-24, 2010.

CRYAN, P. M.; BARCLAY, R. M. R. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1330-1340, 2009.

CRYAN, P. M.; BROWN, A. C. Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. **Biological Conservation**, v. 139, n. 1-2, p. 1-11, 2007.

DALTHORP, D.; HUSO, M.; DAIL, D. **Evidence of absence (v2.0) software user guide: U.S. Geological Survey Data Series 1055**. Reston: U.S. Geological Survey, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.3133/ds1055. Acesso em: 01 jul. 2019.

DIAS-SILVA, L.; DUARTE, G. T.; ALVES, R.; PEREIRA, M. J. R.; PAGLIA, A. Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: the importance of gallery forests and karst areas. **Mammalian Biology**, v. 88, p. 52-63, 2018.

DOLAN, S. L.; HEATH, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of utility-scale wind power: systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, p. S136-S154, 2012.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. **Mammals of the Neotropics – The Central Tropics Vol. 3 – Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. Chicago/London: The University of Chicago Press, 1999.

FEIJÓ, A.; ROCHA, P. A. Morcegos da Estação Ecológica Aiuaba, Ceará, nordeste do Brasil: uma unidade de proteção integral na caatinga. **Mastozoología Neotropical**, v. 24, n. 2, p. 333-351, 2017.

FERREIRA, D.; FREIXO, C.; CABRAL, J. A.; SANTOS, R.; SANTOS, M. Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. **Ecological Informatics**, v. 28, p. 7-18, 2015.

GAISLER, J.; KOLIBAC, J. Summer occurrence of bats in agrocoenoses. **Folia Zoologica**, v. 41, n. 1, p. 19-27, 1992.

GARCIA, A. C. L.; LEAL, E. S. B.; ROHDE, C.; CARVALHO-NETO, F. G.; MONTES, M. A. The bats of northeastern Brazil: a panorama. **Animal Biology**, v. 64, n. 2, p. 141-150, 2014.

GARCÍA-LUIS, M.; BRIONES-SALAS, M. Composición y actividad de la comunidad de murciélagos artropodívoros en parques eólicos del trópico mexicano. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 88, n. 4, p. 888-898, 2017.

GOECKING, C. 2018. **Influência das variáveis ambientais sobre atividade de morcegos em parques eólicos do nordeste do Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

GREENHALL, A. M.; SCHMIDT, U.; JOERMANN, G. *Diphylla ecaudata*. **Mammalian Species**, n. 227, p. 1-3, 1984.

GREGORIN, R.; TADDEI, V. A. Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). **Mastozoología Neotropical**, v. 9, n. 1, p. 13-32, 2002.

GRODSKY, S. M.; BEHR, M. J.; GENDLER, A.; DRAKE, D.; DIETERLE, B. D.; RUDD, R. J.; WALRATH, N. L. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. **Journal of Mammalogy**, v. 92, n. 5, p. 917-925, 2011.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual market update 2010**. Bruxelas: GWEC, 2010.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual market update 2017**. Bruxelas: GWEC, 2017.

HAYES, J. P. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. **Journal of Mammalogy**, v. 78, n. 2, p. 514-524, 1997.

HINTZE, F.; BARBIER, E.; BERNARD, E. Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of reserva biologica de Saltinho (Atlantic forest), in Brazil, revealed by echolocation. **Check List**, v. 12, n. 4, p. 1925, 2016.

HOLLIS, L. *Artibeus planirostris*. **Mammalian Species**, n. 775, p. 1-6, 2005.

HULL, C. L.; MUIR, S. Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. **Australasian Journal of Environmental Management**, v. 17, n. 2, p. 77-87, 2010.

HUNT, W. G.; JACKMAN, R. E.; HUNT, T. L.; DRISCOLL, D. E.; CULP, L. **A Population Study of Golden Eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: Population Trend Analysis, 1994-1997**. Report to National Renewable Energy laboratory, Subcontract XAT-6-16459-01. Santa Cruz: Predatory Bird Research Group/University of California, 1999.

HUSO, M. M.; DALTHORP, D. Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. **Journal of Wildlife Management**, v. 78, n. 2, p. 347-358, 2014.

HUSO, M.; DALTHORP, D.; MILLER, T. J.; BRUNS, D. Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates post-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 62-70, 2016.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004.

JOHNSON, G. D.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D.; SHEPHERD, M. F.; SHEPHERD, D. A. Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. **The American Midland Naturalist**, v. 150, n. 2, p. 332-342, 2003.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

JOHNSON, J. B.; GATES, J. E.; ZEGRE, N. P. Monitoring seasonal bat activity on a coastal barrier island in Maryland, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, n. 1-4, p. 685-699, 2011.

JUNG, K.; KALKO, E. K. V.; VON HELVERSEN, O. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. **Journal of Zoology**, v. 272, n. 2, p. 125-137, 2007.

JUNG, K.; MOLINARI, J.; KALKO, E. K. V. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). **PLOS One**, v. 9, n. 1, p. e85279, 2014.

KATZNER, T.; BENNETT, V.; MILLER, T.; DUERR, A.; BRAHAM, M.; HALE, A. Wind energy development: methods for assessing risks to birds and bats pre-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 42-52, 2016.

KUVLESKY JR., W. P.; BRENNAN, L. A.; MORRISON, M. L.; BOYDSTON, K. K.; BALLARD, B. M.; BRYANT, F. C. Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2487-2498, 2007.

LEHNERT, L. S.; KRAMER-SCHADT, S.; SCHÖNBORN, S.; LINDECKE, O.; NIERMANN, I.; VOIGT, C. C. Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. **PLOS One**, v. 9, n. 8, p. e103106, 2014.

LIMPENS, H. J. G. A.; KAPTEYN, K. Bats, their behaviour and linear landscape elements. **Myotis**, v. 29, n. 6, p. 63-71, 1991.

LINTOTT, P. R.; RICHARDSON, S. M.; HOSKEN, D. J.; FENSOME, S. A.; MATHEWS, F. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. **Current Biology**, v. 26, n. 21, p. R1135-R1136, 2016.

LUMSDEN, L. F.; BENNETT, A. F. Scattered trees in rural landscapes: foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 205-222, 2005.

MACÍAS, S.; MORA, E. C.; GARCÍA, A. Acoustic identification of mormoopid bats: a survey during the evening exodus. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 2, p. 324-330, 2006.

MAGALHÃES, R. G. (coord.). **Aproveitamento Eólico Integral de Osório, relatório fase de operação, monitoramento de mortalidade de aves e quirópteros por colisões com aerogeradores**. Relatório técnico para Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (Rio Grande do Sul). Porto Alegre: Maia Meio Ambiente, 2009.

MILLER, B. W. A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. **Acta Chiropterologica**, v. 3, n. 1, p. 93-105, 2001.

MILLON, L.; COLIN, C.; BRESCIA, F.; KERBIRIOU, C. Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. **Ecological Engineering**, v. 112, p. 51-54, 2018.

MILNER, J.; JONES, C.; JONES JR, J. K. *Nyctinomops macrotis*. **Mammalian Species**, n. 351, p. 1-4, 1990.

MINDERMAN, J.; GILLIS, M. H.; DALY, H. F.; PARK, K. J. Landscape-scale effects of single-and multiple small wind turbines on bat activity. **Animal Conservation**, v. 20, n. 5, p. 455-462, 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (BRASIL). **Programa Nacional de Capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental**. Brasília: MMA, 2009.

MORAS, L. M.; GOMES, A. M.; TAVARES, V. C. Distribution and taxonomy of the common big-eared bat *Micronycteris microtis* (Chiroptera: Phyllostomidae) in South America. **Mammalia**, v. 79, n. 4, p. 439-447, 2015.

MORATELLI, R.; DIAS, D. A new species of nectar-feeding bat, genus *Lonchophylla*, from the Caatinga of Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae). **ZooKeys**, n. 514, p. 73-91, 2015.

MORATELLI, R.; PERACCHI, A. L.; DIAS, D.; OLIVEIRA, J. A. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera, Vespertilionidae), with the description of two new species. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 76, n. 5, p. 592-607, 2011.

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; ESBÉRARD, C. E. L.; MELLO, M. A. R.; GARBINO, G. S. T.; VARZINCZAK, L. H.; FARIA, D.; WEBER, M. D. M.; ROGERI, P. K.; REGOLIN, A. L.; OLIVEIRA, H. F. M.; COSTA, L. M.; BARROS, M. A. S.; SABINO-SANTOS JR., G.; MORAIS, M. A. C.; KAVAGUTTI, V. S.; PASSOS, F. C.; MARJAKANGAS, E.-L.; MAIA, F. G. M.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. ATLANTIC BATS: a data set of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v. 98, n. 12, p. 3227-3227, 2017.

NAVO, K. W.; GORE, J. A. Distribution of the big free-tailed bat (*Nyctinomops macrotis*) in Colorado. **The Southwestern Naturalist**, v. 46, n. 3, p. 370-376, 2001.

NEVES, F. S.; OLIVEIRA, V. H. F.; DO ESPÍRITO-SANTO, M. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; FERNANDES, G. W. Successional and seasonal changes in a community of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Brazilian tropical dry forest. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 160-164, 2010.

NOBRE, C. E. B.; IANNUZZI, L.; SCHLINDWEIN, C. Seasonality of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian semiarid area. **ISRN Zoology**, v. 2012, n. 268159, p.1-8, 2012.

NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P.; GARBINO, G. S. T.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. **Updated checklist of Brazilian bats: version 2018.1**. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil (CLMB), Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (SBEQ), 2018. Disponível em: http://www.sbeq.net/updatelist. Acesso em 12 nov. 2019.

NOVAES, R. L. M.; LAURINDO, R. S. Morcegos da Chapada do Araripe, nordeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 22, p. 315-328, 2014.

NOVAES, R. L. M.; LAURINDO, R. S.; SOUZA, R. D. F. Structure and natural history of an assemblage of bats from a xerophytic area in the Caatinga of northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 40-51, 2015.

NOWAK, R. M. **Walker's Bats of the World**. Baltimore/London: The Johns Hopkins University Press, 1994.

O'DONNELL, C. F. J. Influence of season, habitat, temperature, and invertebrate availability on nocturnal activity of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). **New Zealand Journal of Zoology**, v. 27, n. 3, p. 207-221, 2000.

ONTARIO – ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES. **Bats and Bat Habitats: Guidelines for Wind Power Projects, Second Edition**. Peterborough: Queen's Printer for Ontario, 2011.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; DIETER, C. D.; USGAARD, R.E. Bat collisions with wind turbines in southwestern Minnesota. **Bat Research News**, v. 37, n. 4, p. 105-108, 1996.

PASSOS, F. C.; MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; KAKU-OLIVEIRA, N. Y.; MUNSTER, L. C. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia Série Zoologia**, v. 100, n. 1, p. 25-34, 2010.

PETERS, K. A.; MIZRAHI, D. S.; ALLEN, M. C. Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. **Journal of Fish and Wildlife Management**, v. 5, n. 2, p. 330-339, 2014.

RACEY, P. A. Reproductive Assessment of Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 249-264.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; BATISTA, C. B.; LIMA, I. P.; PEREIRA, A. D. **História natural dos morcegos brasileiros – Chave de identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017.

RICHARDSON, W. Timing of bird migration in relation to weather: updated review. *In*: GWINNER, E. (ed.). **Bird Migration**. Berlin/Heidelberg: Springer, 1990. p. 78-101.

RODRIGUES, L.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M.-J.; KARAPANDŽA, B.; KOVAČ, D.; KERVYN, T.; DEKKER, J.; KEPEL, A.; BACH, P.; COLLINS, J.; HARBUSCH, C.; PARK, K.; MICEVSKI, B.; MINDERMAN, J. **Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014**. Eurobats Publication Series N. 6. Bonn: UNEP/EUROBATS Secretariat, 2015.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FELICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

ROEMER, C.; DISCA, T.; COULON, A.; BAS, Y. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms**. Biological Conservation**, v. 215, p. 116-122, 2017.

RYDELL, J.; ARITA, H. T.; SANTOS, M.; GRANADOS, J. Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. **Journal of Zoology**, v. 257, n. 1, p. 27-36, 2002.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010.

SALOMÃO, R. P.; IANNUZZI, L. How Do Regeneration Stages of Caatinga Forests Influence the Structure of Dung Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) Assemblage? **The Coleopterists Bulletin**, v. 71, n. 3, p. 578-589, 2017.

SCHNITZLER, H. U.; KALKO, E. K. Echolocation by Insect-Eating Bats. **Bioscience**, v. 51, n. 7, p. 557-569, 2001.

SIKES, R. S.; GANNON, W. L. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**, v. 92, n. 1, p. 235-253, 2011.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga – The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017.

SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. Collection, Preparation, and Fixation of Bat Specimens and Tissues. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 849-867.

SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. Mammals of Paracou, French Guiana, a neotropical lowland rainforest fauna – Part 1: Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 237, p. 1-219, 1998.

SMALLWOOD, K. S.; THELANDER, C. Bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 215-223, 2008.

SMITH, A. D.; MCWILLIAMS, S. R. Bat activity during autumn relates to atmospheric conditions: implications for coastal wind energy development. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 6, p. 1565-1577, 2016.

STERŽE, J.; POGAČNIK, M. The impacts of wind farms on animal species. **Acta Veterinaria**, v. 58, n. 5-6, p. 615-632, 2008.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2014.

TAYLOR, L. R. Analysis of the effect of temperature on insects in flight. **The Journal of Animal Ecology**, v. 32, n. 1, p. 99-117, 1963.

THAXTER, C. B.; BUCHANAN, G. M.; CARR, J.; BUTCHART, S. H.; NEWBOLD, T.; GREEN, R. E.; TOBIAS, J. A.; FODEN, W. B.; O'BRIEN, S.; PEARCE-HIGGINS, J. W. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through

a trait-based assessment. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1862, p. 20170829, 2017.

TOFFOLI, R. The importance of linear landscape elements for bats in a farmland area: the influence of height on activity. **Journal of Landscape Ecology**, v. 9, n. 1, p. 49-62, 2016.

TOLMASQUIM, M. T. **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética, 2016.

VELAZCO, P. M. Morphological phylogeny of the bat genus *Platyrrhinus* Saussure, 1860 (Chiroptera: Phyllostomidae) with the description of four new species. **Fieldiana Zoology**, v. 2005, n. 105, p. 1-53, 2005.

VILLEGAS-PATRACA, R.; MACÍAS-SÁNCHEZ, S.; MACGREGOR-FORS, I.; MUÑOZ-ROBLES, C. Scavenger removal: bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. **Acta Oecologica**, v. 43, p. 121-125, 2012.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. **Boletim de Ciências da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José do Rio Preto**, v.1, n. 1, p. 1-72, 1973.

VOIGT, C. C.; SCHNEEBERGER, K.; VOIGT-HEUCKE, S. L.; LEWANZIK, D. Rain increases the energy cost of bat flight. **Biology Letters**, v. 7, n. 5, p. 793-795, 2011.

WATSON, R. T.; KOLAR, P. S.; FERRER, M.; NYGÅRD, T.; JOHNSTON, N.; HUNT, W. G.; SMIT-ROBINSON, H. A.; FARMER, C. J.; HUSO, M.; KATZNER, T. E. Raptor interactions with wind energy: case studies from around the world. **Journal of Raptor Research**, v. 52, n. 1, p. 1-19, 2018.

WEBSTER, W. D. Systematics and evolution of bats of the genus *Glossophaga*. **Special Publications of the Museum Texas Tech University**, n. 36, p. 1-184, 1993.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I. Ensemble composition and activity levels of insectivorous bats in response to management intensification in coffee agroforestry systems. **PLOS One**, v. 6, n. 1, p. e16502, 2011.

WOLBERT, S. J.; ZELLNER, A. S.; WHIDDEN, H. P. Bat activity, insect biomass, and temperature along an elevational gradient. **Northeastern Naturalist**, v. 21, n. 1, p. 72-86, 2014.

WOLCOTT, K. A.; VULINEC, K. Bat activity at woodland/farmland interfaces in central Delaware. **Northeastern Naturalist**, v. 19, n. 1, p. 87-99, 2012.

ZIMMERLING, J. R.; FRANCIS, C. M. Bat mortality due to wind turbines in Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1360-1369, 2016.

Tabela 1 – Número de morcegos mortos por colisão com aerogeradores e/ou barotrauma em um complexo eólico em uma área de floresta seca (Caatinga) no município de João Câmara, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, de julho de 2016 a janeiro de 2018.

Família/Espécie	**Número de carcaças**	**Distância do aerogerador**	**Tipo de registro**
Família Phyllostomidae			
Artibeus planirostris (Spix, 1823)	1	0,6 m	Busca regular
Família Mormoopidae			
Pteronotus gymnonotus (Wagner, 1843)	1	46 m	Busca regular
Família Molossidae			
Molossus molossus (Pallas, 1766)	2	45 e 48 m	Busca regular
Nyctinomops macrotis (Gray, 1840)	1	0,5 m	Incidental
Total	5		

Tabela 2 – Número e frequência de morcegos capturados com redes de neblina em um complexo eólico em uma área de floresta seca (Caatinga) no município de João Câmara, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, de agosto de 2016 a janeiro de 2018.

Família/Espécie	Número de capturas	Frequência (%)
Família Phyllostomidae		
Artibeus lituratus (Olfers, 1818)	2	0,4
Artibeus planirostris (Spix, 1823)	204	36,7
Carollia perspicillata (Linnaeus, 1758)	148	26,6
Dermanura cinerea Gervais, 1856	2	0,4
Diphylla ecaudata Spix, 1823	1	0,2
Glossophaga soricina (Pallas, 1766)	66	11,9
Lonchophylla mordax Thomas, 1903	6	1,1
Micronycteris sp.	2	0,4
Phyllostomus discolor (Wagner, 1843)	19	3,4
Platyrrhinus lineatus (É. Geoffroy, 1810)	16	2,9
Sturnira lilium (É. Geoffroy, 1810)	58	10,4
Família Mormoopidae		
Pteronotus gymnonotus (Wagner, 1843)	2	0,4
Família Natalidae		
Natalus macrourus (Gervais, 1856)	2	0,4
Família Molossidae		
Molossus molossus (Pallas, 1766)	26	4,7
Família Vespertilionidae		
Eptesicus furinalis (d'Orbigny & Gervais, 1847)	1	0,2
Myotis lavali Moratelli, Peracchi, Dias & Oliveira, 2011	1	0,2
Total	556	100

Tabela 3 – Número de ocorrências de chamadas de ecolocalização e de *feeding buzzes* de morcegos (considerando blocos de 1 min; Miller 2001), gravadas com detectores de ultrassons em um complexo eólico em uma área de floresta seca (Caatinga) no nordeste do Brasil, de agosto de 2016 a janeiro de 2018.

Família/Espécie	**Número de ocorrências (número de *feeding buzzes*)**	**Frequência (%)**
Família Phyllostomidae		
Phyllostomidae sp.1	11 (0)	0,6
Família Mormoopidae		
Pteronotus gymnonotus (Wagner, 1843)	368 (1)	20,4
Família Molossidae		
Cynomops/Eumops/Nyctinomops sp.1	9 (0)	0,5
Cynomops/Eumops/Nyctinomops sp.2	17 (0)	0,9
Molossus molossus (Pallas, 1766)	487 (28)	27,1
Molossus sp.1 E. Geoffroy, 1805	303 (17)	16,8
Promops centralis Thomas, 1915	20 (0)	1,1
Promops nasutus (Spix, 1823)	38 (0)	2,1
Molossidae sp.1	1 (0)	0,1
Família Vespertilionidae		
Lasiurus sp.1 Gray, 1831	18 (0)	1,0
Lasiurus sp.2 Gray, 1831	8 (0)	0,4
Myotis sp.1 Kaup, 1829	57 (0)	3,2
Myotis sp.2 Kaup, 1829	20 (0)	1,1
Chiroptera não identificado*	443 (0)	24,6
Total	1800 (46)	100

*Sequências de ecolocalização com < 3 pulsos consecutivos de qualidade que permitam identificação taxonômica.

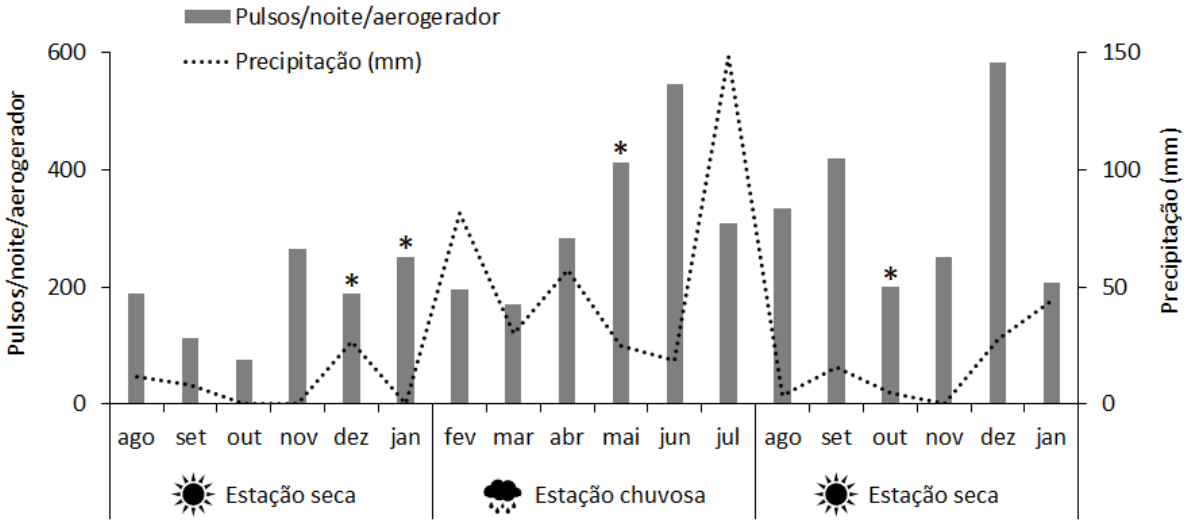


Figura 1 – Número de pulsos de ecolocalização de morcegos por noite/aerogerador (medianas) registrados em cada mês de amostragem em um complexo eólico em uma área de floresta seca (Caatinga) no nordeste do Brasil, de agosto de 2016 a janeiro de 2018. Asteriscos (*) sobre as colunas indicam que uma carcaça de morcego foi encontrada naquele mês.

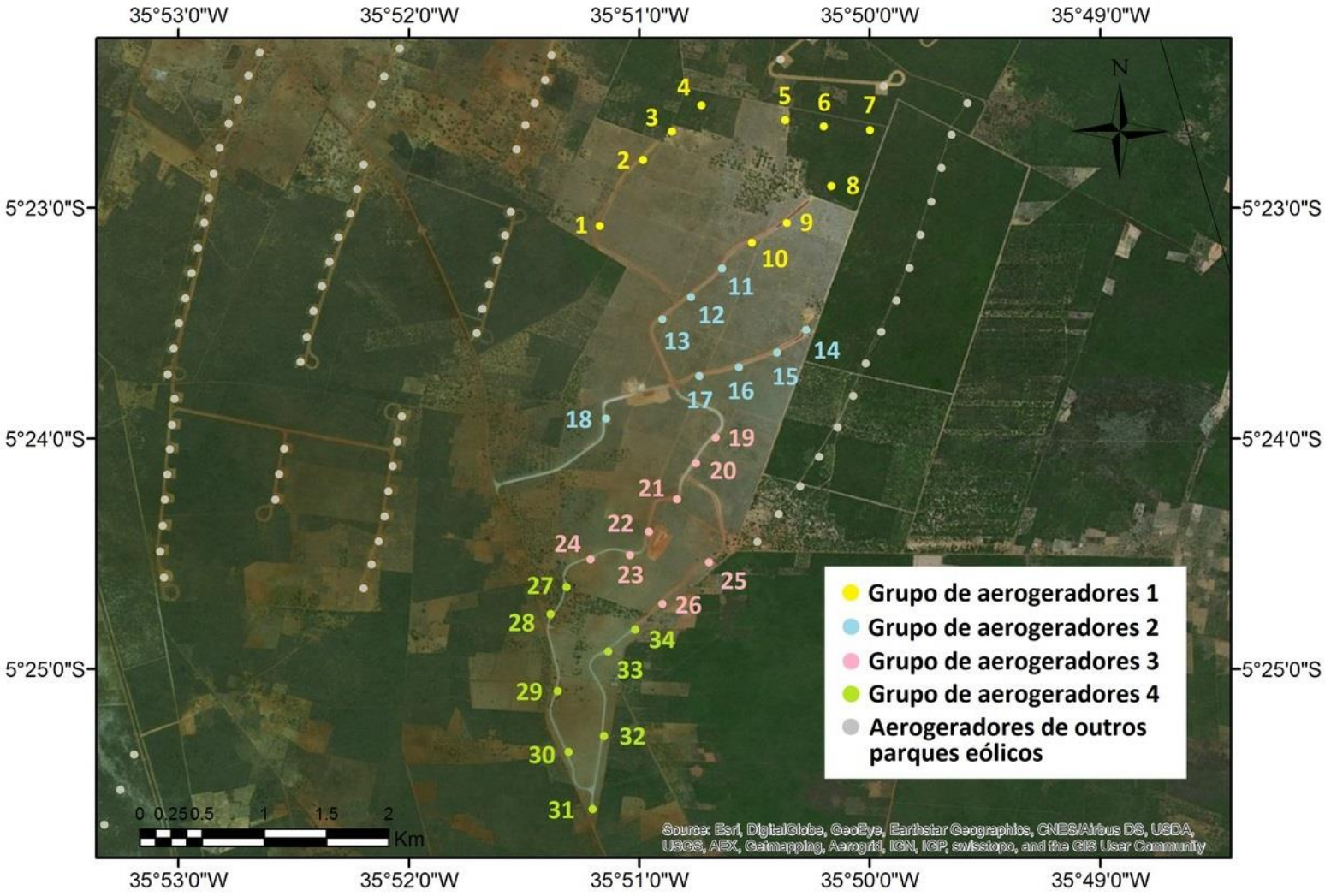


Figura 2 – Complexo eólico composto por 34 aerogeradores em uma área de floresta seca (Caatinga) no município de João Câmara, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. Os aerogeradores foram divididos em quatro grupos de acordo com sua distribuição espacial (extremo norte, centro-norte, centro-sul e extremo sul do empreendimento) e monitorados quanto à atividade e mortandade de morcegos de agosto de 2016 a janeiro de 2018.

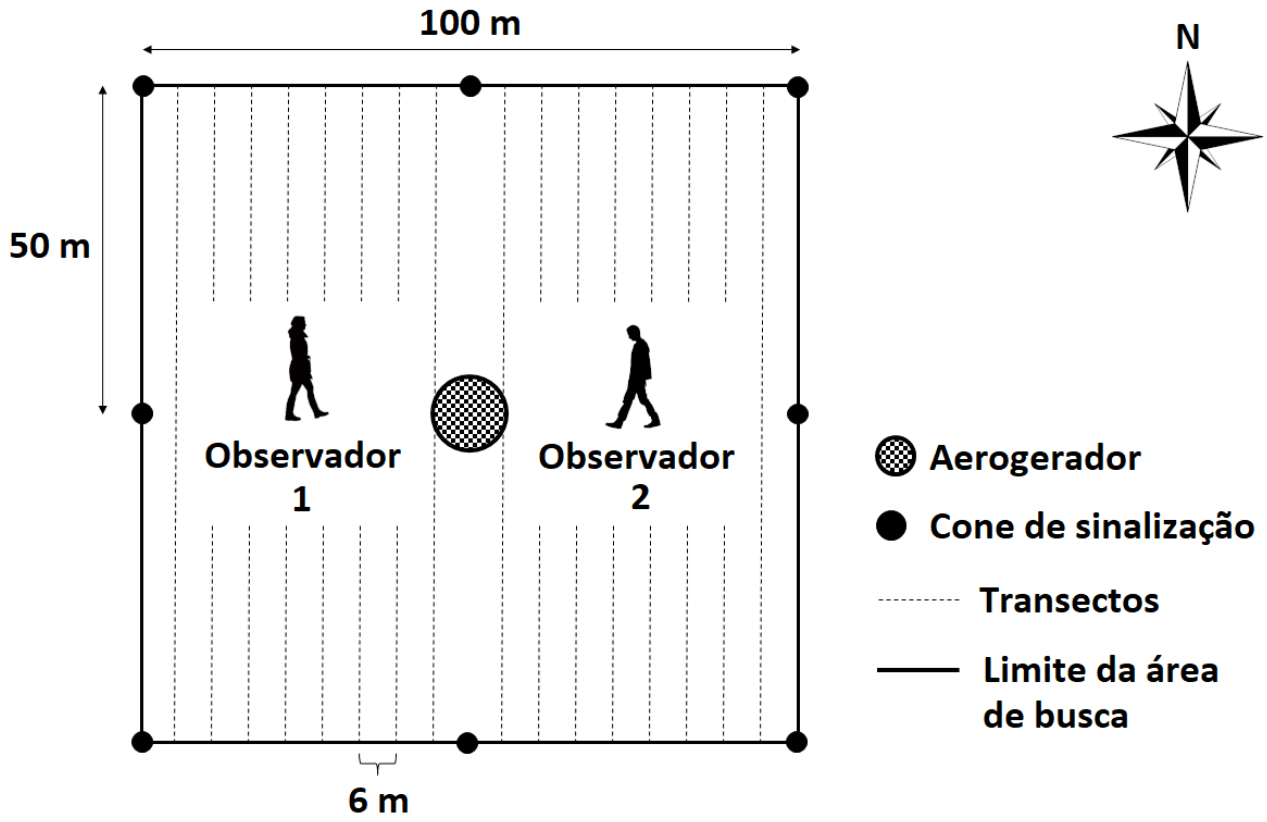


Figura 3 – Representação esquemática do método de buscas por carcaças ao redor de aerogeradores, utilizado para encontrar morcegos mortos por colisão/barotrauma em um complexo eólico em área de floresta seca (Caatinga) no município de João Câmara, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, de agosto de 2016 a janeiro de 2018. As buscas foram conduzidas simultaneamente por dois observadores dentro de uma área de um hectare (100 × 100 m) delimitada ao redor de cada turbina, de modo que cada observador amostrou metade do polígono percorrendo transectos lineares.

Apêndice 1 – Tipo de habitat (considerando um raio de 50 m ao redor dos aerogeradores) e esforço amostral dos métodos de buscas por carcaças e monitoramento acústico de morcegos em 34 turbinas eólicas em uma área de floresta seca (Caatinga) no município de João Câmara, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil, monitoradas de agosto de 2016 a janeiro de 2018.

Turbina Nº	Tipo de habitat	Buscas por carcaças				Amostragens acústicas
		Raio de busca	Área total vistoriada	Tempo médio de busca (intervalo)	Esforço amostral total	Número de noites de amostragem
1	área aberta	50 m	10.000 m^2	37 (32–44) min	11 h 43 min	4
2	área aberta	50 m	10.000 m^2	37 (34–45) min	12 h 01 min	4
3	borda de floresta seca	20 m	7.600 m^2	24 (20–30) min	7 h 52 min	4
4	borda de floresta seca	20 m	2.500 m^2	15 (15–19) min	5 h 00 min	4
5	borda de floresta seca	30 m	8.500 m^2	31 (26–36) min	9 h 49 min	3
6	borda de floresta seca	20 m	2.500 m^2	15 (10–19) min	5 h 02 min	4
7	borda de floresta seca	20 m	3.500 m^2	17 (16–21) min	5 h 41 min	3
8	borda de floresta seca	20 m	2.500 m^2	16 (15–19) min	5 h 08 min	4
9	área aberta	50 m	10.000 m^2	38 (32–49) min	12 h 14 min	4
10	área aberta	50 m	10.000 m^2	35 (30–41) min	11 h 17 min	4
11	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (30–51) min	11 h 32 min	5

Apêndice 1 – (continuação)

Turbina Nº	Tipo de habitat	Buscas por carcaças				Amostragens acústicas
		Raio de busca	Área total vistoriada	Tempo médio de busca (intervalo)	Esforço amostral total	Número de noites de amostragem
12	área aberta	50 m	10.000 m^2	38 (31–45) min	12 h 11 min	5
13	área aberta	50 m	10.000 m^2	37 (32–48) min	11 h 44 min	4
14	área aberta	50 m	10.000 m^2	34 (30–44) min	11 h 02 min	4
15	área aberta	50 m	10.000 m^2	38 (32–47) min	12 h 04 min	5
16	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (31–41) min	11 h 41 min	5
17	área aberta	50 m	10.000 m^2	39 (33–48) min	12 h 28 min	5
18	área aberta	50 m	10.000 m^2	34 (30–42) min	11 h 02 min	5
19	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (32–42) min	11 h 28 min	5
20	área aberta	50 m	10.000 m^2	35 (30–43) min	11 h 15 min	4
21	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (31–43) min	11 h 30 min	5
22	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (31–48) min	11 h 30 min	5
23	área aberta	50 m	10.000 m^2	34 (31–43) min	10 h 59 min	5

Apêndice 1 – (continuação)

Turbina Nº	Tipo de habitat	Buscas por carcaças				Amostragens acústicas
		Raio de busca	Área total vistoriada	Tempo médio de busca (intervalo)	Esforço amostral total	Número de noites de amostragem
24	área aberta	50 m	10.000 m^2	35 (31–48) min	11 h 12 min	5
25	área aberta	50 m	10.000 m^2	37 (31–48) min	11 h 50 min	4
26	área aberta	50 m	10.000 m^2	34 (30–38) min	10 h 54 min	5
27	área aberta	50 m	10.000 m^2	37 (31–52) min	11 h 46 min	5
28	área aberta	50 m	10.000 m^2	37 (31–43) min	11 h 50 min	4
29	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (31–42) min	11 h 40 min	5
30	área aberta	50 m	10.000 m^2	35 (32–40) min	11 h 22 min	5
31	área aberta	50 m	10.000 m^2	33 (30–40) min	10 h 35 min	5
32	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (32–41) min	11 h 25 min	4
33	área aberta	50 m	10.000 m^2	36 (32–44) min	11 h 42 min	5
34	área aberta	50 m	10.000 m^2	34 (30–39) min	10 h 51 min	5
Total					361 h 20 min	152

7 CONCLUSÕES

A presente tese de doutorado teve dois componentes principais: (1) uma avaliação do sistema de licenciamento ambiental de energia eólica dos estados brasileiros, seguida por propostas de diretrizes para melhorar as falhas identificadas no que se refere aos estudos de impacto de aerogeradores sobre morcegos; e (2) uma pesquisa de campo utilizando múltiplos métodos para avaliar interações entre morcegos e parques eólicos na Região Nordeste do Brasil. Os resultados do primeiro componente evidenciaram que o licenciamento dos estados brasileiros é carente de normativas adequadas para proteger a fauna de morcegos frente à rápida expansão da matriz eólica no país. Desse modo, espera-se que o protocolo apresentado no Capítulo 2 possa ser utilizado pelas partes interessadas para guiar as avaliações de impacto ambiental necessárias envolvendo morcegos e parques eólicos. Felizmente, já há avanços neste sentido; uma versão resumida das diretrizes, documento em português disponível para *download* gratuito no site da Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros desde 2017 (SBEQ; https://www.sbeq.net/licenciamento), foi protocolada junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e vem sendo utilizada como referência por consultores e órgãos ambientais estaduais.

A pesquisa de campo levantou os primeiros dados sobre avaliação de impacto de parques eólicos sobre morcegos na Caatinga do Rio Grande do Norte, uma área prioritária para este tipo de estudo devido à alta densidade de aerogeradores. Os experimentos de eficiência do observador e de remoção de carcaças por carniceiros demonstraram que a proporção de carcaças perdidas pela equipe de busca (≈ 40%) e o pouco tempo de permanência das carcaças em campo (≈ 4 dias) são variáveis capazes de impactar consideravelmente a estimativa final da fatalidade. Desse modo, a realização de experimentos de campo e a consideração destes fatores de correção são componentes indispensáveis nas avaliações de impacto para que a mortandade de morcegos por colisão/barotrauma não seja subestimada. Os resultados das buscas por carcaças permitem concluir que diferentes espécies e famílias de Chiroptera podem sofrer colisão/barotrauma em parques eólicos no nordeste do Brasil, e que a taxa de fatalidade (≤ 5 morcegos/turbina/ano) pode ter um impacto cumulativo sobre populações de morcegos em regiões com alta concentração de turbinas. Por fim, a influência de fatores sazonais e climáticos sobre a atividade de morcegos indica que a mortandade no complexo eólico também pode variar entre diferentes noites e estações, o que não foi possível testar e deve ser investigado em pesquisas futuras.

Recomendações para o licenciamento ambiental:

- Exigir a realização de EIA/RIMA (Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental) para o licenciamento de energia eólica no Brasil, independentemente do porte, localização ou impacto potencial do empreendimento;
- Incluir diretrizes para a coleta de dados em campo nos Termos de Referência para EIA/RIMA, como duração do estudo (um ano), períodos de amostragem (no mínimo uma campanha por estação) e métodos para amostrar morcegos (amostragens acústicas, capturas com redes de neblina e buscas por abrigos);
- Solicitar, nos Termos de Referência para EIA/RIMA, a apresentação dos índices de atividade de morcegos nos diferentes habitats da área proposta – parâmetro fundamental para localizar áreas importantes para a quiropterofauna e prever/prevenir impactos negativos;
- Acrescentar nos Termos de Referência para EIA/RIMA instruções para o monitoramento dos impactos na fase de operação do parque eólico (durante três anos), solicitando a realização de buscas por carcaças e de experimentos para verificar o número de carcaças não encontradas devido à ineficiência da equipe de busca e à remoção por carniceiros;
- Realizar testes de eficiência da equipe de busca em todos os tipos de substrato presentes na área de estudo e em todas as estações do ano, utilizando carcaças de morcegos de diferentes tamanhos (incluindo espécies > 15 g de massa corporal);
- Vistoriar uma área mínima de 50 m ao redor dos aerogeradores em buscas por carcaças, com frequência preferencialmente semanal devido à rápida remoção de carcaças por carniceiros;
- Os experimentos de remoção por carniceiros na Caatinga podem utilizar camundongos (*Mus musculus*) e pintinhos (*Gallus gallus domesticus*) de pequeno porte (< 45 g), preferencialmente de coloração escura, como substitutos para carcaças de morcegos;
- Calcular a taxa estimada de mortandade (número de morcegos/turbina/ano) corrigindo o número de carcaças encontradas em relação aos dados obtidos nos experimentos de eficiência da equipe de busca e de remoção por carniceiros;
- Verificar se as espécies mortas por colisão/barotrauma são comuns ou raras na área do empreendimento eólico (usando os métodos de monitoramento acústico e capturas com redes de neblina), uma vez que o impacto depende do tamanho populacional das espécies;
- Considerar o impacto cumulativo do conjunto de aerogeradores operando na região da área de estudo.

REFERÊNCIAS

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **ABEEólica, sítio eletrônico, página inicial**. ABEEólica, 2019. Disponível em: http://abeeolica.org.br/. Acesso em: 01 jul. 2019.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica 2012**. São Paulo: ABEEólica, 2012.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica 2017**. São Paulo: ABEEólica, 2017.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Boletim Anual de Geração Eólica 2018**. São Paulo: ABEEólica, 2018.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Números ABEEólica – Fevereiro de 2019**. São Paulo: ABEEólica, 2019.

ABEEÓLICA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA EÓLICA. **Números ABEEólica – Janeiro de 2019**. São Paulo: ABEEólica, 2019.

ABOT, A. R.; PUKER, A.; TAIRA, T. L.; RODRIGUES, S. R.; KORASAKI, V.; OLIVEIRA, H. N. Abundance and diversity of coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) caught with a light trap in a pasture area of the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 47, n. 1, p. 53-60, 2012.

ACKERMANN, T.; SÖDER, L. An overview of wind energy-status 2002. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 6, n. 1-2, p. 67-127, 2002.

AHLÉN, I.; BAAGØE, H. J.; BACH, L. Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1318-1323, 2009.

ALBERTA (CANADA). **Wildlife Guidelines for Alberta Wind Energy Projects – Wildlife Land Use Guidelines**. Edmonton: Fish & Wildlife Division Sustainable Resource Development/Government of Alberta, 2011.

ALHO, C. J. R.; FISCHER, E.; OLIVEIRA-PISSINI, L. F.; SANTOS, C. F. Bat-species richness in the Pantanal floodplain and its surrounding uplands. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 311-320, 2011.

ALTRINGHAM, J. D. **Bats: Biology and Behaviour**. Oxford: Oxford University Press, 1996.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMARAL, I. S. **Padrão temporal e a influência das condições climáticas e ambientais nas fatalidades de quirópteros em um complexo eólico no sul do Brasil**. 2019. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2019.

AMARANTE, O. A. C.; BROWER, M.; ZACK, J.; SÁ, A. L. **Atlas do Potencial Eólico Brasileiro**. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2001.

AMÉZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Carrion removal rates and diel activity of necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. **Environmental Entomology**, v. 40, n. 2, p. 239-246, 2011.

AMORIM, F.; REBELO, H.; RODRIGUES, L. Factors influencing bat activity and mortality at a wind farm in the Mediterranean region. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 439-457, 2012.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Banco de Informações de Geração – BIG, 2018**. Disponível em: http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/GeracaoTipoFase.asp; Acesso em: 12 nov. 2018.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (BRASIL). **Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico – SIGEL**. Brasília, ANEEL, 2019. Disponível em: https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html. Acesso em: 01 jul. 2019.

ARAUJO, D.; COELHO, H.; LESSA, V. Delimitação de áreas de exclusão para implantação de aerogeradores, como método preventivo de impactos, a partir da identificação de abrigos de morcegos, Bahia, Brasil. *In*: Congreso Latinoamericano y del Caribe de Murciélagos, I, 2014, Quito. **Libro de Resúmenes**. Quito: RELCOM, 2014. p. 247-248.

ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V. (org.). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

ARAÚJO, P.; LANGGUTH, A. Caracteres distintivos das quatro espécies de grandes *Artibeus* (Phyllostomidae) de Paraíba e Pernambuco, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. 2, p. 715-722, 2010.

ARIAS-AGUILAR, A.; HINTZE, F.; AGUIAR, L. M. S.; RUFRAY, V.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J. Who's calling? Acoustic identification of Brazilian bats. **Mammal Research**, v. 63, n. 3, p. 231-253, 2018.

ARITA, H. T.; FENTON, M. B. Flight and echolocation in the ecology and evolution of bats. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 12, n. 2, p. 53-58, 1997.

ARNETT, E. B. A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, n. 5, p. 1440-1445, 2006.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F.; MATHEWS, F.; RODRIGUES, L.; RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; RYDELL, J.; VILLEGAS-PATRACA, R.; VOIGT, C. C. 2016. Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. *In*: VOIGT, C. C.; KINGSTON,

T. (ed.). **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 295-323.

ARNETT, E. B.; BAERWALD, E. F. Impacts of Wind Energy Development on Bats: Implications for Conservation. *In*: ADAMS, R. A.; PEDERSEN, S. C. (ed.). **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. New York: Springer Science & Business Media, 2013. p. 435-456.

ARNETT, E. B.; BROWN, W. K.; ERICKSON, W. P.; FIEDLER, J. K.; HAMILTON, B. L.; HENRY, T. H.; JAIN, A.; JOHNSON, G. D.; KERNS, J.; KOFORD, R. R.; NICHOLSON, C. P.; O'CONNELL, T. J.; PIORKOWSKI, M. D.; TANKERSLEY JR., R. D. Patterns of Bat Fatalities at Wind Energy Facilities in North America. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 61-78, 2008.

ARNETT, E. B.; HEIN, C. D.; SCHIRMACHER, M. R.; HUSO, M. M. P.; SZEWCZAK, J. M. Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. **PLOS One**, v. 8, n. 6, p. e65794, 2013.

ATIENZA, J. C.; MARTÍN FIERRO, I.; INFANTE, O.; VALLS, J.; DOMÍNGUEZ, J. **Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)**. Madrid: SEO/BirdLife, 2011.

AVMA – AMERICAN VETERINARY MEDICAL ASSOCIATION. **AVMA Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2013 Edition**. Schaumburg: American Veterinary Medical Association, 2013.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Geographic variation in activity and fatality of migratory bats at wind energy facilities. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1341-1349, 2009.

BAERWALD, E. F.; BARCLAY, R. M. R. Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 75, n. 5, p. 1103-1114, 2011.

BAERWALD, E. F.; D'AMOURS, G. H.; KLUG, B. J.; BARCLAY, R. M. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. **Current Biology**, v. 18, n. 16, p. R695-R696, 2008.

BAERWALD, E. F.; EDWORTHY, J.; HOLDER, M.; BARCLAY, R. M. R. A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. **Journal of Wildlife Management**, v. 73, n. 7, p. 1077-1081, 2009.

BAHIA. **Decreto nº 14.024, de 6 de junho de 2012**. Aprova o Regulamento da Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que instituiu a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, e da Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Salvador: Diário Oficial do Estado, 7 jun. 2012.

BAHIA. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEPRAM). **Resolução nº 4.180, de 29 de abril de 2011**. Aprova a Norma Técnica NT–01/2011 e seus Anexos, que dispõe sobre o

Processo de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos de Geração de Energia Elétrica a partir de fonte eólica no Estado da Bahia. Salvador: Diário Oficial do Estado, 5 mai. 2011.

BARATAUD, M.; GIOSA, S.; LEBLANC, F.; RUFRAY, V.; DISCA, T.; TILLON, L.; DELAVAL, M.; HAQUART, A.; DEWYNTER, M. Identification et écologie acoustique des chiroptères de Guyane Française. **Le Rhinolophe**, v. 19, n. 1, p. 103-145, 2013.

BARCLAY, R. M. R; BAERWALD, E. F.; GRUVER, J. C. Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. **Canadian Journal of Zoology**, v. 85, n. 3, p. 381-387, 2007.

BARQUEZ, R.; DIAZ, M.; ARROYO-CABRALES, J. ***Nyctinomops macrotis***. The IUCN Red List of Threatened Species 2015, e.T14996A97207443, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T14996A22010988.en. Acesso em: 01 jul. 2019.

BARQUEZ, R. M; MARES, M. A.; BRAUN, J. K. **The Bats of Argentina**. Lubbock: Special Publications of Museum of Texas Tech University Number 42, 1999.

BARRIENTOS, R.; MARTINS, R. C.; ASCENSÃO, F.; D'AMICO, M.; MOREIRA, F.; BORDA-DE-ÁGUA, L. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. **Biological Conservation**, v. 222, p. 146-153, 2018.

BARROS, M. A. S.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J.; RUI, A. M.; FALCÃO, F. C.; LUZ, J. L. **Comitê de Licenciamento Ambiental – Grupo Eólicas, SBEQ 2018.v1**. Disponível em: www.sbeq.net/licenciamento. Acesso em: 06 set. 2018.

BARROS, M. A. S.; BERNARD, E.; RAMOS PEREIRA, M. J.; RUI, A. M.; FALCÃO, F. C.; LUZ, J. L. **Diretrizes para estudos de impacto de parques eólicos sobre morcegos no Brasil – Versão 2017**. Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros, 2017. Disponível em: http://www.sbeq.net/licenciamento. Acesso em: 12 nov. 2018.

BARROS, M. A. S.; MAGALHÃES, R. G.; RUI, A. M. Species composition and mortality of bats at the Osório Wind Farm, southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 31-39, 2015.

BARROS, M. A. S.; MORAIS, C. M. G.; FIGUEIREDO, B. M. B.; MOURA-JÚNIOR, G. B.; RIBEIRO, F. F. S.; PESSOA, D. M. A.; ITO, F.; BERNARD, E. Bats (Mammalia, Chiroptera) from the Nísia Floresta National Forest, with new records for the state of Rio Grande do Norte, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 2, p. e20170351, 2017.

BARROS, M. A. S.; PESSOA, D. M. A.; RUI, A. M. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2, p. 153-161, 2014.

BENCKE, G. A.; DOTTO, J. C. P.; MÄHLER JR., J. K. F. **Proposta de critérios de exigibilidade de EIA/RIMA e de consulta à gestão do Parque Nacional da Lagoa do Peixe em processos de licenciamento ambiental de empreendimentos eólicos com**

potencial interferência sobre aves migratórias. Porto Alegre: Museu de Ciências Naturais/Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2017.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; BRITO, D.; CRUZ-NETO, A. P.; GREGORIN, R.; MACHADO, R. B.; OPREA, M.; PAGLIA, A. P.; TAVARES, V. C. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. *In*: FREITAS, T. R. O.; VIEIRA, E. M. (ed.). **Mamíferos do Brasil: Genética, Sistemática, Ecologia e Conservação, Vol II**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2012. p. 19-35.

BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? **Mammal Review**, v. 41, n. 1, p. 23-39, 2011.

BERNARD, E.; DELGADO-JARAMILLO, M. Morcegos e eólicas: modelagens de riqueza de espécies e risco de colisão atual no Brasil. *In*: CEMAVE – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA PARA A CONSERVAÇÃO DAS AVES SILVESTRES (org.). **Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de Aves Migratórias 2017**. Brasília, CEMAVE/ICMBio. No prelo.

BERNARD, E.; FENTON, M. B. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 80, n. 6, p. 1124-1140, 2002.

BERNARD, E.; PAESE, A.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. Blown in the wind: bats and wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12. n. 2, p. 106-111, 2014.

BERNARDINO, J.; BISPO, R.; COSTA, H.; MASCARENHAS, M. Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 63-74, 2013.

BERTA, A. *Cerdocyon thous*. **Mammalian Species**, n. 186, p. 1-4, 1982.

BISPO, R.; BERNARDINO, J.; MARQUES, T. A.; PESTANA, D. Modeling carcass removal time for avian mortality assessment in wind farms using survival analysis. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 20, n. 1, p. 147-165, 2013.

BOLÍVAR-CIMÉ, B.; BOLÍVAR-CIMÉ, A.; CABRERA-CRUZ, S. A.; MUÑOZ-JIMÉNEZ, Ó.; VILLEGAS-PATRACA, R. Bats in a tropical wind farm: species composition and importance of the spatial attributes of vegetation cover on bat fatalities. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 4, p. 1197-1208, 2016.

BOYLES, J. G.; CRYAN, P. M.; MCCRACKEN, G. F.; KUNZ, T. H. Economic importance of bats in agriculture. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 41-42, 2011.

BRADBURY, J. W.; VEHRENCAMP, S. L. **Principles of Animal Communication**. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2011.

BRADY, C. A. Observations on the behavior and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). *In*: EISENBERG, J. F. (ed.). **Vertebrate Ecology in the Northern Neotropics**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1979. p. 161-171.

BRASIL. **Decreto nº 8.437, de 22 de abril de 2015**. Regulamenta o disposto no art. 7º, caput, inciso XIV, alínea "h", e parágrafo único, da Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011, para estabelecer as tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será de competência da União. Brasília: Diário Oficial da União, 23 abr. 2015.

BRASIL. **Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011**. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília: Diário Oficial da União, 9 dez. 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.527, de 18 de novembro de 2011**. Regula o acesso a informações previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei nº 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei nº 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei nº 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 18 nov. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, 17 fev. 1986.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, 22 dez. 1997.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 279, de 27 de junho de 2001**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, 29 jun. 2001.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 462, de 24 de julho de 2014**. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA nº 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 25 jul. 2014.

BRODERS, H. G. Another quantitative measure of bat species activity and sampling intensity considerations for the design of ultrasonic monitoring studies. **Acta Chiropterologica**, v. 5, n. 2, p. 235-241, 2003.

BRODERS, H. G.; QUINN, G. M.; FORBES, G. J. Species status, and the spatial and temporal patterns of activity of bats in southwest Nova Scotia, Canada. **Northeastern Naturalist**, v. 10, n. 4, p. 383-398, 2003.

BRUNET-ROSSINNI, A. K.; WILKINSON, G. S. Methods for Age Estimation and the Study of Senescence in Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 315-325.

BRUNT, A.; SPOONER, D. The development of wind power in Denmark and the UK. **Energy & Environment**, v. 9, n. 3, p. 279-296, 1998.

BUCHER, E. H. Chaco and Caatinga—South American arid savannas, woodlands and thickets. *In*: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (ed.). **Ecology of Tropical Savannas (Ecological studies v. 42)**. New York: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1982. p. 48-79.

BUEHLMANN, C.; GRAHAM, P.; HANSSON, B. S.; KNADEN, M. Desert ants locate food by combining high sensitivity to food odors with extensive crosswind runs. **Current Biology**, v. 24, n. 9, p. 960-964, 2014.

BURTON, T.; SHARPE, D.; JENKINS, N.; BOSSANYI, E. **Wind Energy Handbook**. Chichester: John Wiley & Sons, 2001.

CABLK, M. E.; SZELAGOWSKI, E. E.; SAGEBIEL, J. C. Characterization of the volatile organic compounds present in the headspace of decomposing animal remains, and compared with human remains. **Forensic Science International**, v. 220, n. 1-3, p. 118-125, 2012.

CALIFORNIA – CALIFORNIA ENERGY COMMISSION AND CALIFORNIA DEPARTMENT OF FISH AND GAME. **California Guidelines for Reducing Impacts to Birds and Bats from Wind Energy Development – Commission Final Report**. Sacramento: California Energy Commission, 2007.

CAMINA, A. Bat fatalities at wind farms in northern Spain—lessons to be learned. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 205-212, 2012.

CANTABRIA – CONSEJERÍA DE INNOVACIÓN, INDUSTRIA, TURISMO Y COMERCIO, DIRECCIÓN GENERAL DE INNOVACIÓN E INDUSTRIA, GOBIERNO DE CANTABRIA. **Plan de Sostenibilidad Energética de Cantabria 2014-2020 – Directrices técnicas y ambientales para la regulación del desarrollo de los parques eólicos derivados del plan**. Santander: Gobierno de Cantabria, 2014.

CARTER, G. G.; WILKINSON, G. S. Food sharing in vampire bats: reciprocal help predicts donations more than relatedness or harassment. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1753, p. 20122573, 2013.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). **Instrução Normativa nº 2, de 28 de agosto de 2014**. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 8 set. 2014.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). **Instrução Normativa nº 4, de 26 de dezembro de 2013**. Estabelece normas e procedimentos a serem seguidos pela SEMACE nas diversas etapas e fases do licenciamento ambiental dos empreendimentos, obras ou atividades utilizadores de recursos ambientais, potencial ou efetivamente poluidoras, bem como aqueles que causem, sob qualquer forma, degradação ambiental. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 30 dez. 2013.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 3, de 3 de março de 2016**. Dispõe sobre os critérios e procedimentos simplificados para a implantação de sistemas de micro e minigeração distribuída de energia elétrica, a partir de fontes renováveis. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 7 abr. 2016.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 5, de 12 de julho de 2018**. Dispõe sobre a simplificação e atualização dos procedimentos, critérios e parâmetros aplicados aos processos de licenciamento e autorização ambiental no âmbito da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE para os empreendimentos de geração de energia elétrica por fonte eólica no estado do Ceará. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 30 jul. 2018.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 10, de 11 de junho de 2015**. Dispõe sobre a atualização dos procedimentos, critérios, parâmetros e custos aplicados aos processos de licenciamento e autorização ambiental no âmbito da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE. Fortaleza: Diário Oficial do Estado, 7 jul. 2015.

CECAV – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE CAVERNAS (BRASIL). **Mapa das Províncias Espeleológicas do Brasil**. Brasília: Núcleo de Geoprocessamento CECAV/ICMBio, 2009.

CHOU, C. H.; HSIEH, T. Y.; LIU, W. T.; CHOU, T. C.; HUANG, Y. P.; RYDELL, J. Bat fatalities at wind farms in Taiwan. **Mammal Study**, v. 42, n. 2. p. 121-124, 2017.

CLEVELAND, C. J.; BETKE, M.; FEDERICO, P.; FRANK, J. D.; HALLAM, T. G.; HORN, J.; LÓPEZ JR., J. D.; MCCRACKEN, G. F.; MEDELLÍN, R. A.; MORENO-VALDEZ, A.; SANSONE, C. G.; WESTBROOK, J. K.; KUNZ, T. H. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 5, p. 238-243, 2006.

CLOUTIER, D.; THOMAS, D. W. *Carollia perspicillata*. **Mammalian Species**, n. 417, p. 1-9, 1992.

COCHRAN, W. G. **Sampling Techniques**. 3 ed. New York: John Wiley & Sons, 1977.

COHN, J. P. How Ecofriendly are wind farms? **BioScience**, v. 58, n. 7, p. 576-578, 2008.

COLLINS, J.; JONES, G. Differences in bat activity in relation to bat detector height: implications for bat surveys at proposed windfarm sites. **Acta Chiropterologica**, v. 11, n. 2, p. 343-350, 2009.

CONCEA − CONSELHO NACIONAL DE CONTROLE DE EXPERIMENTAÇÃO ANIMAL (BRASIL). **Diretrizes da prática de eutanásia do CONCEA**. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2013.

COSTA G. F.; PAULA, J.; PETRUCCI-FONSECA F.; ÁLVARES F. The Indirect Impacts of Wind Farms on Terrestrial Mammals: Insights from the Disturbance and Exclusion Effects on Wolves (*Canis lupus*). *In*: MASCARENHAS, M.; MARQUES, A.; RAMALHO, R.; SANTOS, D.; BERNARDINO, J.; FONSECA, C. (ed.). **Biodiversity and Wind Farms in Portugal – Current Knowledge and Insights for an Integrated Impact Assessment Process**. Cham: Springer, 2018. p. 111-134.

CRAMER, M. J.; WILLIG, M. R.; JONES, C. *Trachops cirrhosus*. **Mammalian Species**, n. 656, p. 1-6, 2001.

CRAWFORD, R. L.; BAKER, W. W. Bats killed at a north Florida television tower: a 25-year record. **Journal of Mammalogy**, v. 62, n. 3, p. 651-652, 1981.

CRUZ, J. B.; BENTO, D. M.; BEZERRA, F. H. R.; FREITAS, J. I.; CAMPOS, U. P. Diagnóstico Espeleológico do Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Espeleologia**, v. 1, n. 1, p. 1-24, 2010.

CRYAN, P. M. Mating behavior as a possible cause of bat fatalities at wind turbines. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 3, p. 845-849, 2008.

CRYAN, P. M.; BARCLAY, R. M. R. Causes of bat fatalities at wind turbines: hypotheses and predictions. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1330-1340, 2009.

CRYAN, P. M.; BROWN, A. C. Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. **Biological Conservation**, v. 139, n. 1-2, p. 1-11, 2007.

CRYAN, P. M.; GORRESEN, P. M.; HEIN, C. D.; SCHIRMACHER, M. R.; DIEHL, R. H.; HUSO, M. M.; HAYMAN, D. T. S.; FRICKER, P. D.; BONACCORSO, F. J.; JOHNSON, D. H.; HEIST, K.; DALTON, D. C. Behavior of bats at wind turbines. **PNAS**, v. 111, n. 42, p. 15126-15131, 2014.

DALTHORP, D.; HUSO, M.; DAIL, D. **Evidence of absence (v2.0) software user guide: U.S. Geological Survey Data Series 1055**. Reston: U.S. Geological Survey, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.3133/ds1055. Acesso em: 01 jul. 2019.

DAMBORSKY, M. P.; BOHLE, M. A.; POLESEL, M. I.; PORCEL, E. A.; FONTANA, J. L. Spatial and temporal variation of dung beetle assemblages in a fragmented landscape at eastern humid Chaco. **Neotropical Entomology**, v. 44, n. 1, p. 30-39, 2015.

DANTAS, M. E.; FERREIRA, R. V. Relevo. *In*: Pfaltzgraff, P. A. S.; Torres, F. S. M. (ed.). **Geodiversidade do estado do Rio Grande do Norte**. Recife: CPRM, 2010. p. 79-92.

DE BARROS, M. **Memórias Inventadas: as infâncias de Manoel de Barros**/Iluminuras de Martha Barros. São Paulo: Editora Planeta do Brasil, 2008.

DELARUE, E. D.; LUICKX, P. J.; D'HAESELEER, W. D. The actual effect of wind power on overall electricity generation costs and CO2 emissions. **Energy Conversion and Management**, v. 50, n. 6, p. 1450-1456, 2009.

DE LA ZERDA, S.; ROSSELLI, L. Mitigación de colisión de aves contra líneas de transmisión eléctrica con marcaje del cable de guarda. **Ornitología Colombiana**, v. 1, n. 2003, p. 42-62, 2003.

DE LUCAS, M.; JANSS, G. F. E.; FERRER, M. A bird and small mammal BACI and IG design studies in a wind farm in Malpica (Spain). **Biodiversity & Conservation**, v. 14, n. 13, p. 3289-3303, 2005.

DENZINZER, A.; KALKO, E. K. V.; JONES, G. Ecological and evolutionary aspects of echolocation in bats. *In*: THOMAS, J. A.; MOSS, C. F.; VATER, M. (ed.). **Echolocation in Bats and Dolphins**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004. p. 311-326.

DIAS-SILVA, L.; DUARTE, G. T.; ALVES, R.; RAMOS PEREIRA, M. J. R.; PAGLIA, A. Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: The importance of gallery forests and karst areas. **Mammalian Biology**, v. 88, p. 52-63, 2018.

DOLAN, S. L.; HEATH, G. A. Life cycle greenhouse gas emissions of utility-scale wind power: Systematic review and harmonization. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, n. s1, p. S136-S154, 2012.

DOTY, A. C.; MARTIN, A. P. Assessment of bat and avian mortality at a pilot wind turbine at Coega, Port Elizabeth, Eastern Cape, South Africa. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 75-80, 2013.

DREWITT, A. L.; LANGSTON, R. H. Assessing the impacts of wind farms on birds. **Ibis**, v. 148, p. 29-42, 2006.

EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. H. **Mammals of the Neotropics – The Central Tropics Vol. 3 – Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil**. Chicago/London: The University of Chicago Press, 1999.

ELMORE, L. W.; MILLER, D. A.; VILELLA, F. J. Selection of diurnal roosts by red bats (*Lasiurus borealis*) in an intensively managed pine forest in Mississippi. **Forest Ecology and Management**, v. 199, n. 1, p. 11-20, 2004.

ESBÉRARD, C. E. L. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 5, n. 2, p. 189-204, 2003.

ESBÉRARD, C. E. L. Influência do ciclo lunar na captura de morcegos Phyllostomidae. **Iheringia Série Zoologia**, v. 97, n. 1, p. 81-85, 2007.

ESBÉRARD, C. E. L.; MOREIRA, S. C. Second record of *Lasiurus ega* (Gervais) (Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae) over the south atlantic. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1A, p. 185-186, 2006.

ESCOBAR, L. E.; JUAREZ, C.; MEDINA-VOGEL, G.; GONZALEZ, C. M. First Report on Bat Mortalities on Wind Farms in Chile/Primer reporte de mortalidad de murciélagos en Granjas Eólicas en Chile. **Gayana**, v. 79, n. 1, p. 11-17, 2015.

FARROW, L. J.; BRODERS, H. G. Loss of forest cover impacts the distribution of the forest-dwelling tri-colored bat (*Perimyotis subflavus*). **Mammalian Biology–Zeitschrift Für Säugetierkunde**, v. 76, n. 2, p. 172-179, 2011.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (MINAS GERAIS). **Utilização da energia eólica no Estado de Minas Gerais: aspectos técnicos e o meio ambiente**. Belo Horizonte: FEAM, 2013.

FEIJÓ, A.; ROCHA, P. A. Morcegos da Estação Ecológica Aiuaba, Ceará, nordeste do Brasil: uma unidade de proteção integral na caatinga. **Mastozoología Neotropical**, v. 24, n. 2, p. 333-351, 2017.

FENTON, M. B. Aerial-Feeding Bats: Getting the Most Out of Echolocation. *In*: THOMAS, J. A.; MOSS, C. F.; VATER, M. (ed.). **Echolocation in Bats and Dolphins**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004. p. 350-355.

FENTON, M. B.; ACHARYA, L.; AUDET, D.; HICKEY, M. B. C.; MERRIMAN, C.; OBRIST, M. K.; SYME, D. M.; ADKINS, B. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. **Biotropica**, v. 24, n. 3, p. 440-446, 1992.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (RIO GRANDE DO SUL). **Compilação de estudos, metodologias, dados técnicos e conclusões como subsídios as diretrizes ambientais para implantação de empreendimentos eólicos no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM, 2014.

FEPAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (RIO GRANDE DO SUL). **Diretrizes e condicionantes para licenciamento ambiental nas regiões com potencial eólico do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FEPAM, 2014.

FERREIRA, D.; FREIXO, C.; CABRAL, J. A.; SANTOS, R.; SANTOS, M. Do habitat characteristics determine mortality risk for bats at wind farms? Modelling susceptible species activity patterns and anticipating possible mortality events. **Ecological Informatics**, v. 28, p. 7-18, 2015.

FLEMING, T. H. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. *In*: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Tasks for vegetation science, Vol. 15. Dordrecht: Springer, 1986. p. 105-118.

FLEMING, T. H.; GEISELMAN, C.; KRESS, W. J. The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. **Annals of Botany**, v. 104, n. 6, p. 1017-1043, 2009.

FRICK, W. F.; BAERWALD, E. F.; POLLOCK, J. F.; BARCLAY, R. M. R.; SZYMANSKI, J. A.; WELLER, T. J.; RUSSELL, A. F.; LOEB, S. C.; MEDELLIN, R. A.; MCGUIRE, L. P. Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. **Biological Conservation**, v. 209, p. 172-177, 2017.

FURMANKIEWICZ, J.; KUCHARSKA, M. Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 6, p. 1310-1317, 2009.

FURNESS, R. W.; WADE, H. M.; MASDEN, E. A. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. **Journal of Environmental Management**, v. 119, p. 56-66, 2013.

GAISLER, J.; KOLIBAC, J. Summer occurrence of bats in agrocoenoses. **Folia Zoologica**, v. 41, n. 1, p. 19-27, 1992.

GARCIA, A. C. L.; LEAL, E. S. B.; ROHDE, C.; CARVALHO-NETO, F. G.; MONTES, M. A. The bats of northeastern Brazil: a panorama. **Animal Biology**, v. 64, n. 2, p. 141-150, 2014.

GARCÍA-LUIS, M.; BRIONES-SALAS, M. Composición y actividad de la comunidad de murciélagos artropodívoros en parques eólicos del trópico mexicano. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 88, n. 4, p. 888-898, 2017.

GARDNER, A. L. Feeding habits. *In*: BAKER, R. J.; JONES JR., J. K.; CARTER, D. C. (ed). **Biology of Bats of the New World Family Phyllostomidae, Part II**. Special Publications the Museum Texas Tech University. Lubbock: Texas Tech Press, 1977. p. 293-350.

GEORGIAKAKIS, P.; KRET, E.; CÁRCAMO, B.; DOUTAU, B.; KAFKALETOU-DIEZ, A.; VASILAKIS, D.; PAPADATOU, E. Bat fatalities at wind farms in north-eastern Greece. **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 2, p. 459-468, 2012.

GOECKING, C. 2018. **Influência das variáveis ambientais sobre atividade de morcegos em parques eólicos do nordeste do Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C.; MEIRELES, A. J. A.; MENDES, J. S. Wind power gone bad: Critiquing wind power planning processes in northeastern Brazil. **Energy Research & Social Science**, v. 40, p. 82-88, 2018.

GORRESEN, P. M.; MILES, A. C.; TODD, C. M.; BONACCORSO, F. J.; WELLER, T. J. Assessing bat detectability and occupancy with multiple automated echolocation detectors. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 1, p. 11-17, 2008.

GREENHALL, A. M.; JOERMANN, G.; SCHMIDT, U.; SEIDEL, M. R. *Desmodus rotundus*. **Mammalian Species**, n. 202, p. 1-6, 1983.

GREENHALL, A. M.; SCHMIDT, U.; JOERMANN, G. *Diphylla ecaudata*. **Mammalian Species**, n. 227, p. 1-3, 1984.

GREENHALL, A. M.; SCHUTT, W. A. *Diaemus youngi*. **Mammalian Species**, n. 533, p. 1-7, 1996.

GREGORIN, R.; TADDEI, V. A. Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). **Mastozoología Neotropical**, v. 9, n. 1, p. 13-32, 2002.

GRIFFIN, D. R.; GALAMBOS, R. The sensory basis of obstacle avoidance by flying bats. **Journal of Experimental Zoology**, v. 86, n. 3, p. 481-506, 1941.

GRIFFIN, D. R.; WEBSTER, F. A.; MICHAEL, C. R. The echolocation of flying insects by bats. **Animal Behaviour**, v. 8, n. 3-4, p. 141-154, 1960.

GRIFFITHS, S. R. Echolocating bats emit terminal phase buzz calls while drinking on the wing. **Behavioural Processes**, v. 98, p. 58-60, 2013.

GRODSKY, S. M.; BEHR, M. J.; GENDLER, A.; DRAKE, D.; DIETERLE, B. D.; RUDD, R. J.; WALRATH, N. L. Investigating the causes of death for wind turbine-associated bat fatalities. **Journal of Mammalogy**, v. 92, n. 5, p. 917-925, 2011.

GRODSKY, S. M.; JENNELLE, C. S.; DRAKE, D.; VIRZI, T. Bat mortality at a wind-energy facility in southeastern Wisconsin. **Wildlife Society Bulletin**, v. 36, n. 4, p. 773-783, 2012.

GRODSKY, S. M.; JENNELLE, C. S.; DRAKE, D. Bird mortality at a wind-energy facility near a wetland of international importance. **The Condor**, v. 115, n. 4, p. 700-711, 2013.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report 2006**. Bruxelas: GWEC, 2006.

GWEC **–** GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual market update 2010**. Bruxelas: GWEC, 2010.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report – Annual Market Update 2017**. Bruxelas: GWEC, 2018.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Report 2018 – April 2019**. Bruxelas: GWEC, 2019.

GWEC – GLOBAL WIND ENERGY COUNCIL. **Global Wind Statistics 2017 (14.2.2018)**. Bruxelas: GWEC, 2017.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (ed.). **Dung Beetle Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991.

HAYES, J. P. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. **Journal of Mammalogy**, v. 78, n. 2, p. 514-524, 1997.

HERNÁNDEZ, M. I. M. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da caatinga paraibana, Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 356-364, 2007.

HINTZE, F.; ARIAS-AGUILLAR, A.; AGUIAR, L. M. S.; RAMOS PEREIRA, M. J.; BERNARD, E. Uma nota de precaução sobre a identificação automática de chamados de ecolocalização de morcegos no Brasil. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, n. 77, p. 163-171, 2016.

HINTZE, F.; BARBIER, E.; BERNARD, E. Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of Reserva Biológica de Saltinho (Atlantic Forest), in Brazil, revealed by echolocation. **Check List**, v. 12, n. 4, p. 1925, 2016.

HINTZE, F.; DURO, V.; CARVALHO, J. C.; EIRA, C.; RODRIGUES, P. C.; VINGADA, J. Influence of reservoirs created by small dams on the activity of bats. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 2, p. 395-408, 2016.

HOLLIS, L. *Artibeus planirostris*. **Mammalian Species**, n. 775, p. 1-6, 2005.

HOOD, C. S.; JONES JR., J. K. *Noctilio leporinus*. **Mammalian Species**, n. 216, p. 1-7, 1984.

HORN, J. W.; ARNETT, E. B.; KUNZ, T. H. Behavioral responses of bats to operating wind turbines. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 123-132, 2008.

HOURIGAN, C. L.; CATTERALL, C. P.; JONES, D.; RHODES, M. The diversity of insectivorous bat assemblages among habitats within a subtropical urban landscape. **Austral Ecology**, v. 35, n. 8, p. 849-857, 2010.

HULL, C. L.; CAWTHEN, L. Bat fatalities at two wind farms in Tasmania, Australia: bat characteristics, and spatial and temporal patterns. **New Zealand Journal of Zoology**, v. 40, n. 1, p. 5-15, 2013.

HULL, C. L.; MUIR, S. Search areas for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. **Australasian Journal of Environmental Management**, v. 17, n. 2, p. 77-87, 2010.

HUNT, W. G.; JACKMAN, R. E.; HUNT, T. L.; DRISCOLL, D. E.; CULP, L. **A Population Study of Golden Eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area: Population Trend Analysis, 1994-1997**. Report to National Renewable Energy laboratory, Subcontract XAT-6-16459-01. Santa Cruz: Predatory Bird Research Group/University of California, 1999.

HUSO, M. M. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. **Environmetrics**, v. 22, n. 3, p. 318-329, 2011.

HUSO, M. M.; DALTHORP, D. Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. **Journal of Wildlife Management**, v. 78, n. 2, p. 347-358, 2014.

HUSO, M. M.; DALTHORP, D.; DAIL, D.; MADSEN, L. Estimating wind-turbine-caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. **Ecological Applications**, v. 25, n. 5, p. 1213-1225, 2015.

HUSO, M.; DALTHORP, D.; MILLER, T. J.; BRUNS, D. Wind energy development: methods to assess bird and bat fatality rates post-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 62-70, 2016.

HUTCHEON, J. M.; KIRSCH, J. A.; PETTIGREW, J. D. Base-compositional biases and the bat problem. III. The question of microchiropteran monophyly. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences**, v. 353, n. 1368, p. 607-617, 1998.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas Nacional do Brasil Milton Santos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IBGE − INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II − Mamíferos. *In*:

ICMBIO (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: ICMBio, 2018. p. 1-622.

ICNF – INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS. **Diretrizes para a consideração de morcegos em programas de monitorização de Parques Eólicos em Portugal continental (Revisão 2017)**. Lisboa: ICNF, 2017.

IDEMA – INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. **Perfil do Seu Município – João Câmara, Vol. 10**. Natal: IDEMA, 2008.

ITO, F.; BERNARD, E.; TORRES, R. A. What is for dinner? First report of human blood in the diet of the hairy-legged vampire bat *Diphylla ecaudata*. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 2, p. 509-515, 2016.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **IUCN Red List version 2019-2: Table 4a – Red List Category summary for all animal classes and orders**. Last updated: 18 July 2019. Disponível em: https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics. Acesso em: 20 jul. 2019.

JOHNSON, G. D.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D.; SHEPHERD, M. F.; SHEPHERD, D. A. Mortality of Bats at a Large-scale Wind Power Development at Buffalo Ridge, Minnesota. **American Midland Naturalist**, v. 150, n. 2, p. 332-342, 2003.

JOHNSON, G. D.; PERLIK, M. K.; ERICKSON, W. P.; STRICKLAND, M. D. Bat activity, composition, and collision mortality at a large wind plant in Minnesota. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1278-1288, 2004.

JOHNSON, J. B.; GATES, J. E.; ZEGRE, N. P. Monitoring seasonal bat activity on a coastal barrier island in Maryland, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, n. 1-4, p. 685-699, 2011.

JOHNSON, N.; ARÉCHIGA-CEBALLOS, N.; AGUILAR-SETIEN, A. Vampire bat rabies: ecology, epidemiology and control. **Viruses**, v. 6, n. 5, p. 1911-1928, 2014.

JONES, G.; COOPER-BOHANNON, R.; BARLOW, K.; PARSONS, K. **Determining the potential ecological impact of wind turbines on bat populations in Britain – Scoping and method development report**. Bristol/London: University of Bristol & Bat Conservation Trust, 2009.

JONES, M. P.; PIERCE JR, K. E.; WARD, D. Avian vision: a review of form and function with special consideration to birds of prey. **Journal of Exotic Pet Medicine**, v. 16, n. 2, p. 69-87, 2007.

JUNG, K.; KALKO, E. K. V.; VON HELVERSEN, O. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. **Journal of Zoology**, v. 272, n. 2, p. 125-137, 2007.

JUNG, K.; MOLINARI, J.; KALKO, E. K. V. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). **PLOS One**, v. 9, n. 1, p. e85279, 2014.

KALDELLIS, J. K.; ZAFIRAKIS, D. The wind energy (r) evolution: A short review of a long history. **Renewable Energy**, v. 36, n. 7, p. 1887-1901, 2011.

KALINOVA, B.; PODSKALSKA, H.; RŮŽIČKA, J.; HOSKOVEC, M. Irresistible bouquet of death—how are burying beetles (Coleoptera: Silphidae: Nicrophorus) attracted by carcasses. **Naturwissenschaften**, v. 96, n. 8, p. 889-899, 2009.

KALKA, M. B.; SMITH, A. R.; KALKO, E. K. V. Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 71-71, 2008.

KALKO, E. K. V. Neotropical leaf-nosed bats (Phyllostomidae): "Whispering" bats as candidates for acoustic surveys? *In*: BRIGHAM, R. M.; KALKO, E. K. V.; JONES, G.; PARSONS, S.; LIMPENS, H. J. G. A. (ed.). **Bat echolocation research: tools, techniques and analysis**. Austin: Bat Conservation International, 2002. p.63-69.

KASPER, J.; MUMM, R.; RUTHER, J. The composition of carcass volatile profiles in relation to storage time and climate conditions. **Forensic Science International**, v. 223, n. 13, p. 64-71, 2012.

KATZNER, T.; BENNETT, V.; MILLER, T.; DUERR, A.; BRAHAM, M.; HALE, A. Wind energy development: methods for assessing risks to birds and bats pre-construction. **Human–Wildlife Interactions**, v. 10, n. 1, p. 42-52, 2016.

KING, A. S. The aerated bones of *Gallus domesticus*. **Cells Tissues Organs**, v. 31, n. 2, p. 220-230, 1957.

KORNER-NIEVERGELT, F.; BEHR, O.; BRINKMANN, R.; ETTERSON, M. A.; HUSO, M. M.; DALTHORP, D.; KORNER-NIEVERGELT, P.; ROTH, T.; NIERMANN, I. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass—a tutorial. **Wildlife Biology**, v. 21, n. 1, p. 30-43, 2015.

KORNER-NIEVERGELT, F.; BRINKMANN, R.; NIERMANN, I.; BEHR, O. Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. **PLOS One**, v. 8, n. 7, p. e67997, 2013.

KORNER-NIEVERGELT, F.; KORNER-NIEVERGELT, P.; BEHR, O.; NIERMANN, I.; BRINKMANN, R.; HELLRIEGEL, B. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. **Wildlife Biology**, v. 17, n. 4, p. 350-363, 2011.

KOTHARI, C. R. **Research methodology: Methods and techniques**. New Delhi: New Age International, 2004.

KRUSKOP, S. V.; EGER, J. L. A new species of tube-nosed bat *Murina* (Vespertilionidae, Chiroptera) from Vietnam. **Acta Chiropterologica**, v. 10, n. 2, p. 213-220, 2008.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; COOPER, B. M.; ERICKSON, W. P.; LARKIN, R. P.; MABEE, T.; MORRISON, M. L.; STRICKLAND, M. D.; SZEWCZAK, J. M. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: a guidance document. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2449-2486, 2007a.

KUNZ, T. H.; ARNETT, E. B.; ERICKSON, W. P.; HOAR, A. R.; JOHNSON, G. D.; LARKIN, R. P.; STRICKLAND, M. D.; THRESHER, R. W; TUTTLE, M. D. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 6, p. 315-324, 2007b.

KUNZ, T. H.; HODGKISON, R.; WEISE, C. D. Methods of Capturing and Handling Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 3-35.

KUNZ, T. H.; TORREZ, E. B.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 1-38, 2011.

KUNZ, T. H.; WHITAKER, J. O.; WADANOLI, M. D. Dietary energetics of the insectivorous Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis*) during pregnancy and lactation. **Oecologia**, v. 101, n. 4, p. 407-415, 1995.

KÜRTEN, L.; SCHMIDT, U. Thermoperception in the common vampire bat (*Desmodus rotundus*). **Journal of Comparative Physiology**, v. 146, n. 2, p. 223-228, 1982.

KUVLESKY JR., W. P.; BRENNAN, L. A.; MORRISON, M. L.; BOYDSTON, K. K.; BALLARD, B. M.; BRYANT, F. C. Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2487-2498, 2007.

LEHNERT, L. S.; KRAMER-SCHADT, S.; SCHÖNBORN, S.; LINDECKE, O.; NIERMANN, I.; VOIGT, C. C. Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. **PLOS One**, v. 9, n. 8, p. e103106, 2014.

LEI, M.; DONG, D. Phylogenomic analyses of bat subordinal relationships based on transcriptome data. **Scientific Reports**, v. 6, n. 27726, p. 1-8, 2016.

LENTINI, P. E.; GIBBONS P.; FISCHER, J.; LAW, B.; HANSPACH, J.; MARTIN, T. G. Bats in a Farming Landscape Benefit from Linear Remnants and Unimproved Pastures. **PLOS One**, v. 7, n. 11, p. e48201, 2012.

LIBERAL, C. N.; FARIAS, A. M. I.; MEIADO, M. V.; FILGUEIRAS, B. K.; IANNUZZI, L. How habitat change and rainfall affect dung beetle diversity in Caatinga, a Brazilian semi-arid ecosystem. **Journal of Insect Science**, v. 11, n. 114, p. 1-11, 2011.

LIMPENS, H. J. G. A.; KAPTEYN, K. Bats, their behaviour and linear landscape elements. **Myotis**, v. 29, n. 6, p. 63-71, 1991.

LINTOTT, P. R.; RICHARDSON, S. M.; HOSKEN, D. J.; FENSOME, S. A.; MATHEWS, F. Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. **Current Biology**, v. 26, n. 1, p. R1119–R1136, 2016.

LOBOVA, T. A.; GEISELMAN, C. K.; MORI, S. A. **Seed Dispersal by Bats in the Neotropics**. Memoirs of the New York Botanical Garden, Vol. 1. New York: The New York Botanical Garden Press, 2009.

LONG, C. V.; FLINT, J. A.; LEPPER, P. A. Wind turbines and bat mortality: Doppler shift profiles and ultrasonic bat-like pulse reflection from moving turbine blades. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 128, n. 4, p. 2238-2245, 2010.

LÓPEZ-BAUCELLS, A.; ROCHA, R.; BOBROWIEC, P.; BERNARD, E.; PALMEIRIM, J.; MEYER, C. **Field guide to Amazonian bats**. Manaus: Editora INPA, 2016.

ŁOPUCKI, R.; MRÓZ, I. An assessment of non-volant terrestrial vertebrates response to wind farms—a study of small mammals. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 122, p. 1-9, 2016.

LOVICH, J. E.; ENNEN, J. R. Assessing the state of knowledge of utility-scale wind energy development and operation on non-volant terrestrial and marine wildlife. **Applied Energy**, v. 103, p. 52-60, 2013.

LUMSDEN, L. F.; BENNETT, A. F. Scattered trees in rural landscapes: foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 205-222, 2005.

MACÍAS, S.; MORA, E. C.; GARCÍA, A. Acoustic identification of mormoopid bats: a survey during the evening exodus. **Journal of Mammalogy**, v. 87, n. 2, p. 324-330, 2006.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, northeastern Brazil. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 57-68, 1997.

MACSWINEY, G.; CRISTINA, M.; CIMÉ, B. B.; CLARKE, F. M.; RACEY, P. A. Insectivorous bat activity at cenotes in the Yucatan Peninsula, Mexico. **Acta Chiropterologica**, v. 11, n. 1, p. 139-147, 2009.

MAGALHÃES, R. G. (coord.). **Aproveitamento Eólico Integral de Osório, relatório fase de operação, monitoramento de mortalidade de aves e quirópteros por colisões com aerogeradores**. Relatório técnico para Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (Rio Grande do Sul). Porto Alegre: Maia Meio Ambiente, 2009.

MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; FAIZ-UR-REHMAN; SALIM, M. Public perceptions about the fruit bats in two horticulturally important districts of Pakistan. **The Journal of Animal and Plant Sciences**, v. 21, n. 2, p. 135-141, 2011.

MAINE, J. J.; BOYLES, J. G. Bats initiate vital agroecological interactions in corn. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 40, p. 12438-12443, 2015.

MANVILLE, A. M. Impacts to Birds and Bats Due to Collisions and Electrocutions from Some Tall Structures in the United States: Wires, Towers, Turbines, and Solar Arrays—State of the Art in Addressing the Problems. *In*: ANGELICI, F. (ed.). **Problematic Wildlife**. Cham: Springer, 2016. p. 415-442.

MARANHÃO. **Decreto nº 13.494, de 12 de novembro de 1993**. Regulamenta o Código de Proteção do Meio Ambiente do Estado do Maranhão (Lei 5.405/92). São Luís: Diário Oficial do Estado, 24 nov. 1993.

MARANHÃO. **Lei nº 5.405, de 8 de abril de 1992**. Institui o Código de Proteção de Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Estadual de Meio Ambiente e o uso adequado dos recursos naturais do Estado do Maranhão. São Luís: Diário Oficial do Estado, 24 abr. 1992.

MARANHÃO. **Lei nº 9.412, de 13 de julho de 2011**. Regulamenta a Compensação Ambiental no âmbito do Estado do Maranhão. São Luís: Diário Oficial do Estado, 18 jul. 2011.

MARANHÃO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA). **Portaria nº 74, de 12 de junho de 2013**. São Luís: Diário Oficial do Estado, 19 jun. 2013.

MARQUES, A. T.; MARQUES, A. T.; BATALHA, H.; RODRIGUES, S.; COSTA, H.; PEREIRA, M. J. R.; FONSECA, C.; MASCARENHAS, M.; BERNARDINO, J. Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. **Biological Conservation**, v. 179, p. 40-52, 2014.

MARQUES, J.; RODRIGUES, S.; FERREIRA, R.; MASCARENHAS, M. Wind Industry in Portugal and Its Impacts on Wildlife: Special Focus on Spatial and Temporal Distribution on Bird and Bat Fatalities. *In*: MASCARENHAS, M.; MARQUES, A. T.; RAMALHO, R.; SANTOS, D.; BERNARDINO, J.; FONSECA, C. (ed.). **Biodiversity and Wind Farms in Portugal – Current Knowledge and Insights for an Integrated Impact Assessment Process**. Cham: Springer, 2018. p. 1-22.

MATHEWS, F.; SWINDELLS, M.; GOODHEAD, R.; AUGUST, T. A.; HARDMAN, P.; LINTON, D. M.; HOSKEN, D. J. Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: A blinded randomized trial. **Wildlife Society Bulletin**, v. 37, n. 1, p. 34-40, 2013.

MCCRARY, M. D.; MCKERNAN, R. L.; SCHREIBER, R. W. **San Gorgonio wind resource area: impacts of commercial wind turbine generators on birds, 1985 data report**. Rosemead: Southern California Edison, 1986.

MELLO, M. A. R.; RODRIGUES, F. A.; COSTA, L. D. F.; KISSLING, W. D.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; MARQUITTI, F. M. D.; KALKO, E. K. V. Keystone species in seed dispersal networks are mainly determined by dietary specialization. **Oikos**, v. 124, n. 8, p. 1031-1039, 2015.

MICKLEBURGH, S. P.; HUTSON, A. M.; RACEY, P. A. A review of the global conservation status of bats. **Oryx**, v. 36, n. 1, p. 18-34, 2002.

MILLER, B. W. A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring. **Acta Chiropterologica**, v. 3, n. 1, p. 93-105, 2001.

MILLON, L.; COLIN, C.; BRESCIA, F.; KERBIRIOU, C. Wind turbines impact bat activity, leading to high losses of habitat use in a biodiversity hotspot. **Ecological Engineering**, v. 112, p. 51-54, 2018.

MILLON, L.; JULIEN, J. F.; JULLIARD, R.; KERBIRIOU, C. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 250-257, 2015.

MILNER, J.; JONES, C.; JONES JR, J. K. *Nyctinomops macrotis*. **Mammalian Species**, n. 351, p. 1-4, 1990.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Deliberação Normativa nº 217, de 6 de dezembro de 2017**. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, bem como os critérios locacionais a serem utilizados para definição das modalidades de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais no Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário Oficial do Estado, 8 dez. 2017.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Deliberação Normativa nº 222, de 23 de maio de 2018**. Define critérios para o licenciamento ambiental estadual de que trata o art. 4º B, da Lei nº 15.979, de 13 de janeiro de 2006. Belo Horizonte: Diário Oficial do Estado, 30 mai. 2018.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Resolução nº 1, de 5 de outubro de 1992**. Belo Horizonte: Diário Oficial do Estado, 8 out. 1992.

MINDERMAN, J.; GILLIS, M. H.; DALY, H. F.; PARK, K. J. Landscape-scale effects of single-and multiple small wind turbines on bat activity. **Animal Conservation**, v. 20, n. 5, p. 455-462, 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (BRASIL). **Programa Nacional de Capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental**. Brasília: MMA, 2009.

MOLLERACH, M. I.; MANGIONE, S. Adaptaciones morfológicas de la lengua de *Desmodus rotundus rotundus* (Chiroptera: Phyllostomidae) en función de la alimentación. **Mastozoología Neotropical**, v. 11, n. 2, p. 203-209, 2004.

MORAS, L. M.; GOMES, A. M.; TAVARES, V. C. Distribution and taxonomy of the common big-eared bat *Micronycteris microtis* (Chiroptera: Phyllostomidae) in South America. **Mammalia**, v. 79, n. 4, p. 439-447, 2015.

MORATELLI, R.; DIAS, D. A new species of nectar-feeding bat, genus *Lonchophylla*, from the Caatinga of Brazil (Chiroptera, Phyllostomidae). **ZooKeys**, v. 514, p. 73-91, 2015.

MORATELLI, R.; PERACCHI, A. L.; DIAS, D.; OLIVEIRA, J. A. Geographic variation in South American populations of *Myotis nigricans* (Schinz, 1821) (Chiroptera,

Vespertilionidae), with the description of two new species. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, v. 76, n. 5, p. 592-607, 2011.

MORRIS, A. D.; MILLER, D. A.; KALCOUNIS-RUEPPELL, M. C. Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 1, p. 26-34, 2010.

MUYLAERT, R. L.; STEVENS, R. D.; ESBÉRARD, C. E. L.; MELLO, M. A. R.; GARBINO, G. S. T.; VARZINCZAK, L. H.; FARIA, D.; WEBER, M. D. M.; ROGERI, P. K.; REGOLIN, A. L.; OLIVEIRA, H. F. M.; COSTA, L. M.; BARROS, M. A. S.; SABINO-SANTOS JR., G.; MORAIS, M. A. C.; KAVAGUTTI, V. S.; PASSOS, F. C.; MARJAKANGAS, E.-L.; MAIA, F. G. M.; RIBEIRO, M. C.; GALETTI, M. ATLANTIC BATS: a data set of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, v. 98, n. 12, p. 3227-3227, 2017.

NAMS, V. O. Olfactory search images in striped skunks. **Behaviour**, v. 119, n. 3-4, p. 267-284, 1991.

NAVO, K. W.; GORE, J. A. Distribution of the big free-tailed bat (*Nyctinomops macrotis*) in Colorado. **The Southwestern Naturalist**, v. 46, n. 3, p. 370-376, 2001.

NEUWEILER, G. **The Biology of Bats**. Oxford: Oxford University Press, 2000.

NEVES, F. S.; OLIVEIRA, V. H. F.; DO ESPÍRITO-SANTO, M. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; FERNANDES, G. W. Successional and seasonal changes in a community of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Brazilian tropical dry forest. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 160-164, 2010.

NICHOLLS, B.; RACEY, P. A. Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines? **PLOS One**, v. 2, n. 3, p. e297, 2007.

NICHOLLS, B.; RACEY, P. A. The aversive effect of electromagnetic radiation on foraging bats—a possible means of discouraging bats from approaching wind turbines. **PLOS One**, v. 4, n. 7, p. e6246, 2009.

NOBRE, C. E. B.; IANNUZZI, L.; SCHLINDWEIN, C. Seasonality of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian semiarid area. **ISRN Zoology**, v. 2012, n. 268159, p.1-8, 2012.

NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P.; GARBINO, G. S. T.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. **Updated checklist of Brazilian bats: version 2018.1**. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil (CLMB), Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (SBEQ), 2018. Disponível em: http://www.sbeq.net/updatelist. Acesso em 01 jul. 2019.

NOGUEIRA, M. R.; LIMA, I. P.; MORATELLI, R.; TAVARES, V. C.; GREGORIN, R.; PERACCHI, A. L. Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. **Check List**, v. 10, n. 4, p. 808-821, 2014.

NOVAES, R. L. M.; LAURINDO, R. S. Morcegos da Chapada do Araripe, nordeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 22, p. 315-328, 2014.

NOVAES, R. L. M.; LAURINDO, R. S.; SOUZA, R. D. F. Structure and natural history of an assemblage of bats from a xerophytic area in the Caatinga of northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 50, n. 1, p. 40-51, 2015.

NOWAK, R. M. **Walker's Bats of the World**. Baltimore/London: The Johns Hopkins University Press, 1994.

O'DONNELL, C. F. J. Influence of season, habitat, temperature, and invertebrate availability on nocturnal activity of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). **New Zealand Journal of Zoology**, v. 27, n. 3, p. 207-221, 2000.

OLIVEIRA, A. P. C.; BERNARD, E. The financial needs vs. the realities of in situ conservation: an analysis of federal funding for protected areas in Brazil's Caatinga. **Biotropica**, v. 49, n. 5, p. 745-752, 2017.

ONTARIO – ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES. **Bats and Bat Habitats: Guidelines for Wind Power Projects, Second Edition**. Peterborough: Queen's Printer for Ontario, 2011.

ORLOFF, S.; FLANNERY, A. **Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas: 1989–1991**. Sacramento: Report to California Energy Commission, 1992.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; DIETER, C. D.; USGAARD, R. E. Bat collisions with wind turbines in southwestern Minnesota. **Bat Research News**, v. 37, n. 4, p. 105-108, 1996.

OSBORN, R. G.; HIGGINS, K. F.; USGAARD, R. E.; DIETER, C. D.; NEIGER, R. D. Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. **The American Midland Naturalist**, v. 143, n. 1, p. 41-53, 2000.

O'SHEA, T. J.; CRYAN, P. M.; HAYMAN, D. T.; PLOWRIGHT, R. K.; STREICKER, D. G. Multiple mortality events in bats: a global review. **Mammal Review**, v. 46, n. 3, p. 175-190, 2016.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMA); Instituto Ambiental do Paraná (IAP). **Resolução nº 9, de 3 de novembro de 2010**. Dá nova redação a Resolução Conjunta SEMA/IAP nº 5/2010, estabelecendo procedimentos para licenciamentos de unidades de geração, transmissão e distribuição de energia elétrica no Estado do Paraná. Curitiba: Diário Oficial do Estado, 8 nov. 2010.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Resolução nº 65, de 1 de julho de 2008**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece critérios e procedimentos a serem adotados para as atividades poluidoras, degradadoras e/ou modificadoras do meio ambiente e adota outras providências. Curitiba: Diário Oficial do Estado, 8 jul. 2008.

PARISÉ, J.; WALKER, T. R. Industrial wind turbine post-construction bird and bat monitoring: A policy framework for Canada. **Journal of Environmental Management**, v. 201, p. 252-259, 2017.

PARSONS, S.; SZEWCZAK, J.M. Detecting, Recording, and Analyzing the Vocalizations of Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and behavioral methods for the study of bats**. Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 91-111.

PASSOS, F. C.; MIRANDA, J. M. D.; BERNARDI, I. P.; KAKU-OLIVEIRA, N. Y.; MUNSTER, L. C. Morcegos da Região Sul do Brasil: análise comparativa da riqueza de espécies, novos registros e atualizações nomenclaturais (Mammalia, Chiroptera). **Iheringia Série Zoologia**, v. 100, n. 1, p. 25-34, 2010.

PEARCE-HIGGINS, J. W.; STEPHEN, L.; LANGSTON, R. H.; BAINBRIDGE, I. P.; BULLMAN, R. The distribution of breeding birds around upland wind farms. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1323-1331, 2009.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 4, n. 2, p. 439-473, 2007.

PEÑA-DOMENE, M.; MARTINEZ-GARZA, C.; PALMAS-PEREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E.; HOWE, H. F. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **PLOS One**, v. 9, n. 8, p. e104656, 2014.

PERNAMBUCO. **Lei nº 14.249, de 17 de dezembro de 2010**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, e dá outras providências. Recife: Diário Oficial do Estado, 18 dez. 2010.

PÉRON, G.; HINES, J. E.; NICHOLS, J. D.; KENDALL, W. L.; PETERS, K. A.; MIZRAHI, D. S. Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 902-911, 2013.

PESTE, F.; PAULA, A.; DA SILVA, L. P.; BERNARDINO, J.; PEREIRA, P.; MASCARENHAS, M.; COSTA, H.; VIEIRA, J.; BASTOS, C.; FONSECA, C.; RAMOS PEREIRA, M. J. How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 51, p. 10-22, 2015.

PETERS, K. A.; MIZRAHI, D. S.; ALLEN, M. C. Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. **Journal of Fish and Wildlife Management**, v. 5, n. 2, p. 330-339, 2014.

PIAUÍ. **Lei nº 4.854, de 10 de julho de 1996**. Dispõe sobre a política de meio ambiente do Estado do Piauí e dá outras providências. Teresina: Diário Oficial do Estado, 12 jul. 1996.

PIAUÍ. Conselho Estadual do Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano (CONSEMA). **Resolução nº 10, de 25 de novembro de 2009**. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial de impacto ambiental, de empreendimentos e atividades modificadoras do meio ambiente passíveis de declaração de baixo impacto ou de

licenciamento ambiental no nível estadual, determina estudos ambientais compatíveis com o potencial de impacto ambiental e dá outras providências. Teresina: Diário Oficial do Estado, 15 jan. 2010.

PIORKOWSKI, M. D.; O'CONNELL, T. J. Spatial pattern of summer bat mortality from collisions with wind turbines in mixed-grass prairie. **The American Midland Naturalist**, v. 164, n. 2, p. 260-270, 2010.

PONCE, C.; ALONSO, J. C.; ARGANDOÑA, G.; GARCÍA FERNÁNDEZ, A.; CARRASCO, M. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. **Animal Conservation**, v. 13, n. 6, p. 603-612, 2010.

PUIG-MONTSERRAT, X.; TORRE, I.; LÓPEZ-BAUCELLS, A.; GUERRIERI, E.; MONTI, M. M.; RÀFOLS-GARCÍA, R.; FERRER, X.; GISBERT, D.; FLAQUER, C. Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: linking agroecosystems structure to ecological functions. **Mammalian Biology**, v. 80, n. 3, p. 237-245, 2015.

RACEY, P. A. Reproductive Assessment of Bats. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 249-264.

RABIN, L. A.; COSS, R. G.; OWINGS, D. H. The effects of wind turbines on antipredator behavior in California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). **Biological Conservation**, v. 131, n. 3, p. 410-420, 2006.

RAMOS PEREIRA, M. J.; BARROS, M. A. S; CHAVES, T. S.; RUI, A. M.; DOTTO, J. C.; BRAUN, A.; BARBOSA, J.; BERNARD, E.; AGUIAR, L. M. S.; KINDEL, A.; SANA, D. A. Guidelines for consideration of bats in environmental impact assessment of wind farms in Brazil: a collaborative governance experience from Rio Grande do Sul. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 3, p. 232-255, 2017.

REEDER, D. M.; HELGEN, K. M.; VODZAK, M. E.; LUNDE, D. P.; EJOTRE, I. A new genus for a rare African vespertilionid bat: insights from South Sudan. **ZooKeys**, v. 285, p. 89-115, 2013.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; BATISTA, C. B.; LIMA, I. P.; PEREIRA, A. D. **História natural dos morcegos brasileiros – Chave de identificação de espécies**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2017.

RELCOM – RED LATINOAMERICANA Y DEL CARIBE PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS MURCIÉLAGOS. **Lineamientos de evaluación de impacto ambiental sobre murciélagos por plantas de energía eólica em Latinoamérica y el Caribe**. Villa de Leyva: RELCOM, 2016.

REYES, G. A.; RODRIGUEZ, M. J.; LINDKE, K. T.; AYRES, K. L.; HALTERMAN, M. D.; BOROSKI, B. B.; JOHNSTON, D. S. Searcher efficiency and survey coverage affect precision of fatality estimates. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1488-1496, 2016.

REYNOLDS, D. S. Monitoring the potential impact of a wind development site on bats in the northeast. **Journal of Wildlife Management**, v. 70, n. 5, p. 1219-1227, 2006.

RICHARDSON, W. Timing of bird migration in relation to weather: updated review. *In*: GWINNER, E. (ed.). **Bird Migration**. Berlin/Heidelberg: Springer, 1990. p. 78-101.

RIO DE JANEIRO. **Decreto nº 44.820, de 2 de junho de 2014**. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental – SLAM e dá outras providências. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 3 jun. 2014.

RIO DE JANEIRO. **Lei nº 1.356, de 3 de outubro de 1988**. Dispõe sobre os procedimentos vinculados à elaboração, análise e aprovação dos estudos de impacto ambiental. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 5 out. 1988.

RIO DE JANEIRO. Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONEMA). **Resolução nº 69, de 16 de dezembro de 2015**. Estabelece procedimento simplificado para o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos de baixo impacto ambiental no âmbito do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 12 jan. 2016.

RIO DE JANEIRO. Instituto Estadual do Ambiente (INEA). **Resolução nº 136, de 15 de janeiro de 2016**. Estabelece procedimento simplificado para o licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos de baixo impacto ambiental no âmbito do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 19 jan. 2016.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 272, de 3 de março de 2004**. Regulamenta os artigos 150 e 154 da Constituição Estadual, revoga as Leis Complementares Estaduais nº 140, de 26 de janeiro de 1996, e nº 148, de 26 de dezembro de 1996, dispõe sobre a Política e o Sistema Estadual do Meio Ambiente, as infrações e sanções administrativas ambientais, as unidades estaduais de conservação da natureza, institui medidas compensatórias ambientais, e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 17 abr. 2004.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 336, de 12 de dezembro de 2006**. Altera a Lei Complementar Estadual nº 272, de 03 de março de 2004 e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 13 dez. 2006.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 380, de 26 de dezembro de 2008**. Altera a Lei Complementar Estadual nº 272, de 03 de março de 2004, modifica o nome do Instituto de Defesa do Meio Ambiente do RN e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 27 dez. 2008.

RIO GRANDE DO NORTE. **Lei Complementar nº 558, de 22 de dezembro de 2015**. Altera a Lei Complementar Estadual nº 272, de 3 março de 2004, e dá outras providências. Natal: Diário Oficial do Estado, 23 dez. 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 14, de 1 de fevereiro de 2018**. Introduz alteração na Portaria FEPAM nº 118/2014, que dispõe acerca da regulamentação do art. 3º da resolução CONAMA 462/2014 e estabelece os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento

ambiental de empreendimentos de geração de energia a partir da fonte eólica, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 9 fev. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 61, de 28 de maio de 2015**. Dispõe sobre os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia eólica, no Rio Grande do Sul, e estabelece o índice exigível na aplicação de recursos financeiros das respectivas medidas compensatórias. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 2 jun. 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 118, de 1 de dezembro de 2014**. Dispõe acerca da regulamentação do art. 3º da resolução CONAMA 462/2014 e estabelece os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia a partir da fonte eólica, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 4 dez. 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM). **Portaria nº 121, de 9 de dezembro de 2014**. Altera a redação do parágrafo 2º do artigo 3º da Portaria FEPAM nº 118/2014 que dispõe acerca da regulamentação do art. 3º da resolução CONAMA 462/2014 e estabelece os critérios, exigências e estudos prévios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia a partir da fonte eólica, no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 12 dez. 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Resolução nº 372, de 22 de fevereiro de 2018**. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 2 mar. 2018.

RIVERA-MILÁN, F. F.; ZACCAGNINI, M. E.; CANAVELLI, S. B. Field trials of line-transect surveys of bird carcasses in agro-ecosystems of Argentina's Pampas region. **Wildlife Society Bulletin**, v. 32, n. 4, p. 1219-1228, 2004.

RODRIGUES, L.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M.-J.; KARAPANDŽA, B.; KOVAČ, D.; KERVYN, T.; DEKKER, J.; KEPEL, A.; BACH, P.; COLLINS, J.; HARBUSCH, C.; PARK, K.; MICEVSKI, B.; MINDERMAN, J. **Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014**. Eurobats Publication Series N. 6. Bonn: UNEP/EUROBATS Secretariat, 2015.

RODRÍGUEZ-DURÁN, A.; FELICIANO-ROBLES, W. Impact of wind facilities on bats in the Neotropics. **Acta Chiropterologica**, v. 17, n. 2, p. 365-370, 2015.

ROELEKE, M.; BLOHM, T.; KRAMER-SCHADT, S.; YOVEL, Y.; VOIGT, C. C. Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. **Scientific Reports**, v. 6, n. 28961, p. 1-9, 2016.

ROEMER, C.; DISCA, T.; COULON, A.; BAS, Y. Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms**. Biological Conservation**, v. 215, p. 116-122, 2017.

ROLLINS, K. E.; MEYERHOLZ, D. K.; JOHNSON, G. D.; CAPPARELLA, A. P.; LOEW, S. S. A forensic investigation into the etiology of bat mortality at a wind farm: barotrauma or traumatic injury? **Veterinary Pathology Online**, v. 49, n. 2, p. 362-371, 2012.

ROSCIONI, F.; REBELO, H.; RUSSO, D.; CARRANZA, M. L.; DI FEBBRARO, M.; LOY, A. A modelling approach to infer the effects of wind farms on landscape connectivity for bats. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 5, p. 891-903, 2014.

ROSCIONI, F.; RUSSO, D.; DI FEBBRARO, M.; FRATE, L.; CARRANZA, M. L.; LOY, A. Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 8, p. 1821-1835, 2013.

RÜDIGER, M. The 1973 oil crisis and the designing of a Danish energy policy. **Historical Social Research/Historische Sozialforschung**, v. 39, n. 4 (150), p. 94-112, 2014.

RYDELL, J.; ARITA, H. T.; SANTOS, M.; GRANADOS, J. Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. **Journal of Zoology**, v. 257, n. 1, p. 27-36, 2002.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. **Acta Chiropterologica**, v. 12, n. 2, p. 261-274, 2010a.

RYDELL, J.; BACH, L.; DUBOURG-SAVAGE, M. J.; GREEN, M.; RODRIGUES, L.; HEDENSTRÖM, A. Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 6, p. 823-827, 2010b.

SAG – SERVICIO AGRÍCOLA Y GANADERO (CHILE). **Guía para la evaluación del impacto ambiental de proyectos eólicos y de líneas de transmisión eléctrica en aves silvestres y murciélagos**. 1 ed. Santiago: Ministerio de Agricultura, 2015.

SAIDUR, R.; RAHIM, N. A.; ISLAM, M. R.; SOLANGI, K. H. Environmental impact of wind energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 5, p. 2423-2430, 2011.

SALOMÃO, R. P.; IANNUZZI, L. How do regeneration stages of caatinga forests influence the structure of Dung Beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblage? **The Coleopterists Bulletin**, v. 71, n. 3, p. 578-589, 2017.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. *In*: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 35-63.

SÄNDIG, S.; SCHNITZLER, H.-U.; DENZINGER, A. Echolocation behaviour of the big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in an obstacle avoidance task of increasing difficulty. **Journal of Experimental Biology**, v. 217, n. 16, p. 2876-2884, 2014.

SANTA CATARINA. **Decreto nº 2.955, de 20 de janeiro de 2010**. Estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental a ser seguido pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA, inclusive suas Coordenadorias Regionais – CODAMs, e estabelece outras providências. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 20 jan. 2010.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). **Portaria nº 3, de 05 de janeiro de 2015**. Atualiza a Instrução Normativa – IN 01, relativa ao Comércio de Combustíveis Líquidos e Gasosos e a Instrução Normativa – IN 53, relativa à Produção de Energia Eólica. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, n. 19.978, p. 11-18, 12 jan. 2015.

SANTA CATARINA. Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA). **Portaria nº 278, de 14 de dezembro de 2018**. Aprova a instituição do Enunciado IMA 02, que visa "Estabelecer o conteúdo mínimo para a apresentação ao IMA do Plano de Encerramento de atividades e empreendimentos licenciáveis". Atualiza as Instruções Normativas IN 03, relativa ao Parcelamento do Solo; IN 04, relativa a Atividades Industriais; IN 06, relativa a Condomínios, Atividade de Hotelaria e Complexos Turísticos e de Lazer; IN 65, relativa a Atividades Diversas e IN 69, relativa a Criação de Animais Confinados. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 18 dez. 2018.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Resolução nº 98, de 5 de maio de 2017**. Aprova, nos termos do inciso XIII, do art. 12, da Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009, a listagem das atividades sujeitas ao licenciamento ambiental, define os estudos ambientais necessários e estabelece outras providências. Florianópolis: Diário Oficial do Estado, 6 jul. 2017.

SANTOS, H. G.; OLIVEIRA, J. B.; LUMBRERAS, J. F.; ANJOS, L. H. C.; COELHO, M. R.; JACOMINE, P. K. T.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, V. A. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 4 ed. Brasília: Embrapa, 2014.

SÃO PAULO. **Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Diário Oficial do Estado, 9 set. 1976.

SÃO PAULO. **Decreto nº 62.973, de 28 de novembro de 2017**. Dá nova redação a dispositivos do Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, e a dispositivos do Decreto nº 47.400, de 4 de dezembro de 2002, que regulamenta disposições da Lei nº 9.509, de 20 de março de 1997, referentes ao licenciamento ambiental. São Paulo: Diário Oficial do Estado, 29 nov. 2017.

SCHNITZLER, H. U.; KALKO, E. K. Echolocation by Insect-Eating Bats. **Bioscience**, v. 51, n. 7, p. 557-569, 2001.

SCHUSTER, E.; BULLING, L.; KÖPPEL, J. Consolidating the state of knowledge: a synoptical review of wind energy's wildlife effects. **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 300-331, 2015.

SCHUTGENS, M.; SHAW, J. M.; RYAN, P. G. Estimating scavenger and search bias for collision fatality surveys of large birds on power lines in the Karoo, South Africa. **Ostrich**, v. 85, n. 1, p. 39-45, 2014.

SCHUTT JR., W. A.; SIMMONS, N. B. Quadrupedal bats: form, function, and evolution. *In*: ZUBAID, A.; MCCRACKEN, G. F.; KUNZ, T.H. (ed.). **Functional and evolutionary ecology of bats**. Oxford: Oxford University Press, 2006. p. 145-159.

SEMAD – SECRETÁRIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (MINAS GERAIS). **Termos de Referência**. Disponível em: http://www.meioambiente.mg.gov.br/regularizacao-ambiental/termos-de-referencia. Acesso em: 12 nov. 2018.

SERGIPE. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Resolução nº 6, de 29 de julho de 2008**. Dispõe sobre procedimentos administrativos do licenciamento ambiental, critérios de enquadramento e tipificação de atividades e empreendimentos potencialmente causadores de degradação ambiental e fixação de custos operacionais e de análise das Licenças Ambientais e Autorizações. Aracaju: Diário Oficial do Estado, 13 ago. 2008.

SHIVIK, J. A.; JAEGER, M. M.; BARRETT, R. H. Coyote activity patterns in the Sierra Nevada. **The Great Basin Naturalist**, v. 57, n. 4, p. 355-358, 1997.

SIKES, R. S.; GANNON, W. L. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**, v. 92, n. 1, p. 235-253, 2011.

SILVA, C.; CABRAL, J. A.; HUGHES, S. J.; SANTOS, M. A modelling framework to predict bat activity patterns on wind farms: An outline of possible applications on mountain ridges of North Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 337-349, 2017.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of human activities on the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga – The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 359-368.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga − The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017.

SILVA, U. B. T.; DELGADO-JARAMILLO, M.; AGUIAR, L. M. S.; BERNARD, E. Species richness, geographic distribution, pressures, and threats to bats in the Caatinga drylands of Brazil. **Biological Conservation**, v. 221, p. 312-322, 2018.

SIMMONS, N. B. The case for chiropteran monophyly. **American Museum Novitates**, n. 3103, p. 1-54, 1994.

SIMMONS, N. B.; CIRRANELLO, A. L. **Bat Species of the World: A taxonomic and geographic database**. New York: American Museum of Natural History, 2019. Disponível em: www.batnames.org. Accesso em: 23 jul. 2019.

SIMMONS, N. B.; GEISLER, J. H. Phylogenetic relationships of *Icaronycteris*, *Archaeonycteris*, *Hassianycteris*, and *Palaeochiropteryx* to extant bat lineages, with comments on the evolution of echolocation and foraging strategies in Microchiroptera. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 235, p. 1-182, 1998.

SIMMONS, N. B.; SEYMOUR, K. L.; HABERSETZER, J.; GUNNELL, G. F. Primitive Early Eocene bat from Wyoming and the evolution of flight and echolocation. **Nature**, v. 451, p. 818-822, 2008.

SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. Collection, Preparation, and Fixation of Bat Specimens and Tissues. *In*: KUNZ, T. H.; PARSONS, S. (ed.). **Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2009. p. 849-867.

SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. Mammals of Paracou, French Guiana, a neotropical lowland rainforest fauna – Part 1: Bats. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, n. 237, p. 1-219, 1998.

SLOUGH, B. G.; JUNG, T. S. Observations on the natural history of bats in the Yukon. **Northern Review**, v. 29, p. 127-150, 2008.

SMALLWOOD, K. S. Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. **Wildlife Society Bulletin**, v. 37, n. 1, p. 19-33, 2013.

SMALLWOOD, K. S. Estimating wind turbine-caused bird mortality. **Journal of Wildlife Management**, v. 71, n. 8, p. 2781-2791, 2007.

SMALLWOOD, K. S.; BELL, D. A.; SNYDER, S. A.; DIDONATO, J. E. Novel scavenger removal trials increase wind turbine—caused avian fatality estimates. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 5, p. 1089-1096, 2010.

SMALLWOOD, K. S.; THELANDER, C. Bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 1, p. 215-223, 2008.

SMITH, A. D.; MCWILLIAMS, S. R. Bat activity during autumn relates to atmospheric conditions: implications for coastal wind energy development. **Journal of Mammalogy**, v. 97, n. 6, p. 1565-1577, 2016.

SMITH, J. D. Chiropteran Evolution. *In*: BAKER, R. J.; JONES JR., J. K.; CARTER, D. C. (ed.). **Biology of bats of the new world family Phyllostomatidae, Part I**. Lubbock: Special Publications of the Museum Texas Tech University N. 10, 1976. p. 49-69.

SPRINGER, M. S.; TEELING, E. C.; MADSEN, O.; STANHOPE, M. J.; DE JONG, W. W. Integrated fossil and molecular data reconstruct bat echolocation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 11, p. 6241-6246, 2001.

STERŽE, J.; POGAČNIK, M. The impacts of wind farms on animal species. **Acta Veterinaria**, v. 58, n. 5-6, p. 615-632, 2008.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2014.

SÜMER, S.; DENZINGER, A.; SCHNITZLER, H.-U. Spatial unmasking in the echolocating Big Brown Bat, *Eptesicus fuscus*. **Journal of Comparative Physiology A**, v. 195, n. 5, p. 463-472, 2009.

TAYLOR, L. R. Analysis of the effect of temperature on insects in flight. **The Journal of Animal Ecology**, v. 32, n. 1, p. 99-117, 1963.

TEELING, E. C.; DOOL, S.; SPRINGER, M. S. Phylogenies, fossils and functional genes: The evolution of echolocation in bats. *In*: GUNNELL, G. F.; SIMMONS, N. B. (ed.). **Evolutionary History of Bats: Fossils, Molecules, and Morphology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. p. 1-21.

TEELING, E. C.; JONES, G.; ROSSITER, S. J. Phylogeny, Genes, and Hearing: Implications for the Evolution of Echolocation in Bats. *In*: FENTON M.; GRINNELL, A.; POPPER A.; FAY, R. (ed.). **Bat Bioacoustics**. Springer Handbook of Auditory Research, Vol. 54. New York: Springer, 2016. p. 25-54.

TEELING, E. C.; MADSEN, O.; VAN DEN BUSSCHE, R. A.; DE JONG, W. W.; STANHOPE, M. J.; SPRINGER, M. S. Microbat paraphyly and the convergent evolution of a key innovation in Old World rhinolophoid microbats. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 3, p. 1431-1436, 2002.

TEELING, E. C.; SCALLY, M.; KAO, D. J.; ROMAGNOLI, M. L.; SPRINGER, M. S.; STANHOPE, M. J. Molecular evidence regarding the origin of echolocation and flight in bats. **Nature**, v. 403, n. 6766, p. 188-192, 2000.

TEIXEIRA, F. Z.; COELHO, A. V. P.; ESPERANDIO, I. B.; KINDEL, A. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, v. 157, p. 317-323, 2013.

THAKER, M.; ZAMBRE, A.; BHOSALE, H. Wind farms have cascading impacts on ecosystems across trophic levels. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 12, p. 1854, 2018.

THAXTER, C. B.; BUCHANAN, G. M.; CARR, J.; BUTCHART, S. H.; NEWBOLD, T.; GREEN, R. E.; TOBIAS, J. A.; FODEN, W. B.; O'BRIEN, S.; PEARCE-HIGGINS, J. W. Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 284, n. 1862, p. 20170829, 2017.

THIAGAVEL, J.; CECHETTO, C.; SANTANA, S. E.; JAKOBSEN, L.; WARRANT, E. J.; RATCLIFFE, J. M. Auditory opportunity and visual constraint enabled the evolution of echolocation in bats. **Nature Communications**, v. 9, n. 98, p. 1-10, 2018.

THOMAS, J. A.; MOSS, C. F.; VATER, M. **Echolocation in Bats and Dolphins**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004.

THOMPSON, M.; BESTON, J. A.; ETTERSON, M.; DIFFENDORFER, J. E.; LOSS, S. R. Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States. **Biological Conservation**, v. 215, p. 241-245, 2017.

TIMM, R. M. Migration and molt patterns of red bats, *Lasiurus borealis* (Chiroptera: Vespertilionidae), in Illinois. **Bulletin of the Chicago Academy of Sciences**, v. 14, n. 3, p. 1-7, 1989.

TINBERGEN, L. The natural control of insects in pinewoods. I. Factors influencing the intensity of predation by songbirds. **Archives Néerlandaises de Zoologie**, v. 13, p. 265-336, 1960.

TOFFOLI, R. The importance of linear landscape elements for bats in a farmland area: the influence of height on activity. **Journal of Landscape Ecology**, v. 9, n. 1, p. 49-62, 2016.

TOLMASQUIM, M. T. (coord.). **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica**. Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética, 2016.

TSCHAPKA, M.; DRESSLER, S. Chiropterophily: On bat-flowers and flower-bats. **Curtis's Botanical Magazine**, v. 19, n. 2, p. 114-125, 2002.

VALENÇA, R. B.; BERNARD, E. Another blown in the wind: bats and the licensing of wind farms in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 117-122, 2015.

VAN DEN BUSSCHE, R. A.; HOOFER, S. R. Phylogenetic relationships among recent chiropteran families and the importance of choosing appropriate out-group taxa. **Journal of Mammalogy**, v. 85, n. 2, p. 321-330, 2004.

VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. 3. ed. Berlin/Heidelberg/New York: Springer-Verlag, 1969.

VELAZCO, P. M. Morphological phylogeny of the bat genus *Platyrrhinus* Saussure, 1860 (Chiroptera: Phyllostomidae) with the description of four new species. **Fieldiana Zoology**, v. 2005, n. 105, p. 1-53, 2005.

VERHEGGEN, F.; PERRAULT, K. A.; MEGIDO, R. C.; DUBOIS, L. M.; FRANCIS, F.; HAUBRUGE, E.; FORBES, S. L.; FOCANT, J. F.; STEFANUTO, P. H. The odor of death: an overview of current knowledge on characterization and applications. **Bioscience**, v. 67, n. 7, p. 600-613, 2017.

VILLEGAS-PATRACA, R.; MACÍAS-SÁNCHEZ, S.; MACGREGOR-FORS, I.; MUÑOZ-ROBLES, C. Scavenger removal: bird and bat carcass persistence in a tropical wind farm. **Acta Oecologica**, v. 43, p. 121-125, 2012.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. **Boletim de Ciências da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de São José do Rio Preto**, v.1, n. 1, p. 1-72, 1973.

VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. Bats in the Anthropocene. *In*: VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. (ed.). **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 1-9.

VOIGT, C. C.; PHELPS, K. L.; AGUIRRE, L. F.; SCHOEMAN, M. C.; VANITHARANI, J.; ZUBAID, A. Bats and buildings: the conservation of synanthropic bats. *In*: VOIGT, C. C.; KINGSTON, T. (ed.). **Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 427-462.

VOIGT, C. C.; POPA-LISSEANU, A. G.; NIERMANN, I.; KRAMER-SCHADT, S. The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international regulations. **Biological Conservation**, v. 153, p. 80-86, 2012.

VOIGT, C. C.; SCHNEEBERGER, K.; VOIGT-HEUCKE, S. L.; LEWANZIK, D. Rain increases the energy cost of bat flight. **Biology Letters**, v. 7, n. 5, p. 793-795, 2011.

WALKER, R. P.; SWIFT, A. **Wind Energy Essentials – Societal, Economic, and Environmental Impacts**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2015.

WALTER, W. D.; LESLIE, D. M.; JENKS, J. A. Response of Rocky Mountain elk (*Cervus elaphus*) to wind-power development. **The American Midland Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 363-376, 2006.

WANG, Z.; ZHU, T.; XUE, H.; FANG, N.; ZHANG, J.; ZHANG, L.; PANG, J.; TEELING, E. C.; ZHANG, S. Prenatal development supports a single origin of laryngeal echolocation in bats. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 0021, p. 1-5, 2017.

WATSON, R. T.; KOLAR, P. S.; FERRER, M.; NYGÅRD, T.; JOHNSTON, N.; HUNT, W. G.; SMIT-ROBINSON, H. A.; FARMER, C. J.; HUSO, M.; KATZNER, T. E. Raptor interactions with wind energy: case studies from around the world. **Journal of Raptor Research**, v. 52, n. 1, p. 1-19, 2018.

WEBSTER, W. D. Systematics and evolution of bats of the genus *Glossophaga*. **Special Publications of the Museum Texas Tech University**, n. 36, p. 1-184, 1993.

WELCH, J. N.; FORDYCE, J. A.; SIMBERLOFF, D. S. Indirect impacts of invaders: A case study of the Pacific sheath-tailed bat (*Emballonura semicaudata rotensis*). **Biological Conservation**, v. 201, p. 146-151, 2016.

WELLER, T. J.; BALDWIN, J.A. Using echolocation monitoring to model bat occupancy and inform mitigations at wind energy facilities. **Journal of Wildlife Management**, v. 76, n. 3, p. 619-631, 2012.

WELLIG, S. D.; NUSSLÉ, S.; MILTNER, D.; KOHLE, O.; GLAIZOT, O.; BRAUNISCH, V.; OBRIST, M. K.; ARLETTAZ, R. Mitigating the negative impacts of tall wind turbines on bats: Vertical activity profiles and relationships to wind speed. **PLOS One**, v. 13, n. 3, p. e0192493, 2018.

WILLIAMS, W. When blade meets bat. **Scientific American**, v. 290, n. 2, p. 20-21, 2004.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 70-70, 2008.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I. Ensemble composition and activity levels of insectivorous bats in response to management intensification in coffee agroforestry systems. **PLOS One**, v. 6, n. 1, p. e16502, 2011.

WILLIG, M. R.; KAUFMAN, D. M.; STEVENS, R. D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 273-309, 2003.

WILSON, D. E.; REEDER, D. M. (ed.). **Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2005.

WOLBERT, S. J.; ZELLNER, A. S.; WHIDDEN, H. P. Bat activity, insect biomass, and temperature along an elevational gradient. **Northeastern Naturalist**, v. 21, n. 1, p. 72-86, 2014.

WOLCOTT, K. A.; VULINEC, K. Bat activity at woodland/farmland interfaces in central Delaware. **Northeastern Naturalist**, v. 19, n. 1, p. 87-99, 2012.

ZIMMERLING, J. R.; FRANCIS, C. M. Bat mortality due to wind turbines in Canada. **Journal of Wildlife Management**, v. 80, n. 8, p. 1360-1369, 2016.