

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RAQUEL DIVIESO ROMAN RODRIGUES

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA INVENTÁRIOS DE  
FORMIGAS NO BRASIL: INTEGRANDO HISTÓRICO DE REGISTROS E DADOS  
DE PERDA DE HABITAT

CURITIBA

2019

RAQUEL DIVIESO ROMAN RODRIGUES

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA INVENTÁRIOS DE  
FORMIGAS NO BRASIL: INTEGRANDO HISTÓRICO DE REGISTROS E DADOS  
DE PERDA DE HABITAT

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Marcio R. Pie

Coorientador: Prof. Dr. Andreas Luiz S. Meyer

CURITIBA

2019

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.  
Biblioteca de Ciências Biológicas.  
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Rodrigues, Raquel Divieso Roman

Identificação de áreas prioritárias para inventários de formigas no Brasil: integrando histórico de registros e dados de perda de habitat. / Raquel Divieso Roman Rodrigues. – Curitiba, 2019.  
40 p.: il.

Orientador: Marcio R. Pie

Coorientador: Andreas Luiz S. Meyer

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Formiga 2. Habitat (Ecologia) I. Título II. Pie, Marcio Roberto III. Meyer, Andreas Luiz Schwarz IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (22. ed.) 595.796



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO - 40001016048P6

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **RAQUEL DIVIESO ROMAN RODRIGUES** intitulada: **Identificação de áreas prioritárias para inventários de formigas no Brasil: integrando histórico de registros e dados de perda de habitat**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 18 de Fevereiro de 2019.

MARCIO ROBERTO PIE

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

EDUARDO CARNEIRO DOS SANTOS

Avaliador Externo (UFPR)

THIAGO JUNQUEIRA IZZO

Avaliador Externo (UFMT)

Dedico este trabalho aos que não se calam diante das injustiças, aos brasileiros inquietos e futuros pesquisadores, na esperança de que o conhecimento fortaleça o respeito mútuo e a consciência de sermos partes iguais de um todo.

## AGRADECIMENTOS

Sei que apenas palavras não vão conseguir expressar a minha gratidão eterna a Deus e aos que estiveram comigo durante esta jornada, mesmo assim...

Agradeço aos meus pais, Almira e José, meus primeiros e mais importantes mestres, obrigada por me ensinarem o sentido da vida, o amor, a humildade e a gratidão. Obrigada por todo esforço e fé que sempre depositaram em mim. Aos meus irmãos Té e Dan, agradeço por fortalecerem em mim estes valores, por serem meu apoio em qualquer hora e condição. Amo vocês mais do que irei conseguir expressar um dia. Também agradeço aos meus tios, tias, primos e primas pelo incentivo de toda uma vida. Em especial, toda a gratidão ao meu amado tio Aldo, o seu carinho permanece aqui, imortal e fortalecedor.

Um agradecimento especial ao meu namorado Rob, por seu amor e apoio de todos os dias, pelas conversas, risadas e por me aturar falando de formigas o tempo todo, assim como por elas, quanto mais eu te conheço, mais eu me apaixono.

Aos meus amigos queridos de graduação: Eve, Amanda, Lou, Ally e Breno vocês são sensacionais, fizeram destes últimos anos mais leves e divertidos. A minha "bff", parceira de ap e de vida, Amanda, obrigada por todas as nossas conversas noite adentro, por me ensinar sobre formigas e sobre muito mais do que você imagina. Meu muito obrigado a outros amigos queridos que contribuíram de tantas formas nesta caminhada: à Ana, Luan, Ingrid, Mayron, e todo o pessoal do FeitosaLab, vocês foram essenciais. Agradeço com carinho ao Prof<sup>o</sup> Rodrigo Feitosa que ao longo desses anos se tornou um grande amigo e uma referência para toda a vida.

Agradeço aos piás do PieLab: André, Confetti, Cristian, Daniel e Júnyor sempre dispostos a me escutar e ajudar no que for preciso. À Sofia por querer aprender e me motivar ainda mais. À egressa de lab Ana Rorato, agradeço pela incrível colaboração com esta pesquisa e ao meu coorientador Andreas pelas contribuições, encorajamento e por ser um exemplo de pesquisador para mim. Agradeço muito ao meu orientador Marcio Pie por toda a confiança nesses últimos anos, pela paciência com o meu chororô, pelo incentivo e por compartilhar comigo

seu imenso conhecimento. Espero continuar aprendendo, inovando e um dia ser uma pesquisadora e professora de excelência como você.

E agradeço finalmente aos Professores Thiago Izzo, Eduardo Carneiro e à Mari Nickele por aceitarem compor a banca avaliadora deste trabalho, pelas excelentes contribuições e dicas.

So I turned to the teeming small creatures that can be held between the thumb and the forefinger. The little things that compose the foundation of our ecosystems, the little things, as I like to say, who run the world.

**Edward O. Wilson**

## RESUMO

A perda de habitat é a principal causa do desaparecimento local e global de espécies, podendo acontecer antes mesmo delas serem registradas ou sequer descritas. Por outro lado, a deficiência de dados de distribuição das espécies e os grandes vieses de amostragem podem afetar diretamente inferências sobre padrões de riqueza de espécies que formam a base das estratégias de conservação. Os insetos, apesar do seu grande papel ecossistêmico, ainda são bastante negligenciados quando se trata de inventários biológicos. Entre os insetos, as formigas são organismos de importância única por sua grande riqueza de espécies, hábitos de vida, abundância, distribuição e por realizarem inúmeras interações biológicas. Neste trabalho, nós classificamos as regiões brasileiras (biomas e ecorregiões) de acordo com a prioridade para novas coletas de formigas, baseada na distribuição dos registros atuais e de dados recentes de perda de habitat, entre os anos de 2000 e 2016. Para isso nós construímos um conjunto de dados com quase 8 mil registros de ocorrência de formigas no Brasil. Estes dados foram compilados a partir da literatura e de um banco de dados online, a plataforma AntWeb. As medidas de perda de habitat utilizadas apresentaram aspectos diferentes quanto à alteração da vegetação natural, refletindo em variações nas prioridades de coleta para cada unidade de estudo. A Caatinga foi o bioma que demonstrou maior urgência para realização de novos inventários e a Mata Atlântica o bioma com menor urgência. No entanto, houve grande diferença de prioridade entre as ecorregiões pertencentes a cada um dos biomas, o que destacou a necessidade de darmos uma atenção especial a estas unidades que contém uma cobertura vegetal mais homogênea e provavelmente uma composição de formigas associada bastante característica. A escolha de futuros focos de pesquisa de acordo com uma combinação da intensidade de perda de habitat e do conhecimento biológico prévio pode ser um bom ponto de partida para preenchermos as lacunas de conhecimento, ajudando em novas estratégias de conservação. O conjunto de dados de ocorrência aqui construído também poderá ser muito útil em estudos sobre a distribuição da mirmecofauna no Brasil, ajudando a desvendar importantes padrões macroecológicos.

Palavras-Chave: urgência de coleta; dados de ocorrência de formigas; perda de habitat.

## ABSTRACT

Habitat loss is the main cause of the local and global disappearance of species, which may occur even before they are recorded or even described. On the other hand, the deficiency of species distribution data and large sampling biases can directly affect inferences about patterns of species richness that form the basis of conservation strategies. Insects, despite their large ecosystemic role, are still largely neglected when dealing with biological inventories. Among insects, ants are organisms of unique importance because of their species richness, life habits, abundance, distribution, and diverse biological interactions. In this work, we classify the Brazilian regions (biomes and ecoregions) according to the priority for new ant surveys based on the distribution of current records and recent habitat loss data, between the years 2000 and 2016. We constructed a dataset with almost 8,000 records of ant occurrence in Brazil. These data were compiled from the literature and from an online database, the AntWeb platform. The measures of habitat loss used presented different aspects regarding the changes of the natural vegetation, reflecting in variations in the collection priorities for each unit of study. The Caatinga was the biome showing the greatest urgency to carry out new inventories, whereas the Atlantic Forest was the biome with relatively lower urgency. However, there considerable differences of priority between ecoregions belonging to each of biome, which highlighted the need to pay special attention to these units, given that they contain a more homogeneous vegetation cover and probably a characteristic associated ant species composition. The choice of future research foci according to a combination of habitat loss intensity and prior biological knowledge can be a valuable starting point for filling knowledge gaps by helping with new conservation strategies. The occurrence dataset constructed here may also be very useful in studies on the distribution of myrmecofauna in Brazil, helping to uncover important macroecological patterns.

Keywords: urgency of collection; ant occurrence data; habitat loss.

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1</b> – FREQUÊNCIA DE REGISTROS DE OCORRÊNCIA DE FORMIGAS POR ESPÉCIE.....	9
<b>FIGURA 2</b> – MAPAS DO BRASIL CONTENDO INFORMAÇÕES DE DADOS DE OCORRÊNCIA, PERDA DE COBERTURA VEGETAL NATURAL E ÍNDICE DE URGÊNCIA PARA NOVAS COLETAS.....	10
<b>APÊNDICE 1</b> – MAPAS DO BRASIL CONTENDO INFORMAÇÕES DE PERDA DE COBERTURA ALTA E ÍNDICE DE URGÊNCIA PARA NOVAS COLETAS.....	32
<b>APÊNDICE 2</b> – GRÁFICO DE DISPERSÃO DOS VALORES DO ÍNDICE DE URGÊNCIA CALCULADOS A PARTIR DAS DUAS ESTIMATIVAS DE PERDA DE HABITAT.....	33
<b>APÊNDICE 3</b> – SÉRIE TEMPORAL DE MAPAS CONTENDO A DENSIDADE DE REGISTROS DE OCORRÊNCIA DE FORMIGAS NAS ECORREGIÕES BRASILEIRAS.....	34
<b>APÊNDICE 4</b> – GRAFICOS CONTENDO A INFORMAÇÃO DE INTENSIDADE DE COLETAS DE FORMIGA NO BRASIL POR ECORREGIÃO A CADA CINCO ANOS A PARTIR DE 1955.....	35

## LISTA DE TABELAS

**TABELA 1** – VALORES DENSIDADE DE COLETA, PERDA DE HABITAT E ÍNDICES DE URGÊNCIA PARA OS BIOMAS BRASILEIROS.....11

**TABELA 2** – VALORES DENSIDADE DE COLETA, PERDA DE HABITAT E ÍNDICES DE URGÊNCIA PARA AS ECORREGIÕES BRASILEIRAS.....11

## LISTA DE SIGLAS

- IU – ÍNDICE DE URGÊNCIA
- PCA – PERDA DE COBERTURA ALTA
- PCN – PERDA DE COBERTURA VEGETAL NATURAL

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	4
2.1 FONTE DOS DADOS .....	4
2.2 ANÁLISES .....	6
<b>3. RESULTADOS</b> .....	9
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	16
<b>5. CONCLUSÃO</b> .....	22
<b>6. REFERÊNCIAS</b> .....	23
<b>7. APÊNDICES</b> .....	34
7.1 APÊNDICE 1 .....	34
7.2 APÊNDICE 2 .....	35
7.2 APÊNDICE 3 .....	36
7.4 APÊNDICE 4 .....	37

## 1 INTRODUÇÃO

A geração do conhecimento sobre a biodiversidade depende de esforços limitados por fatores como tempo e recursos financeiros (BLACKBURN & GASTON, 2003). Por este motivo, muitos dos dados disponíveis atualmente não representam adequadamente a biodiversidade e sua real distribuição geográfica (GRAND et al., 2007, BOAKES et al., 2010). Em particular, vieses de amostragem e as lacunas neste conhecimento influenciam diretamente os estudos ecológicos (BROWN, 1995; BLACKBURN & GASTON, 2003; VALE & JENKINS, 2012, SOUSA-BAENA et al., 2014), em especial a compreensão de padrões de diversidade local e global (BOAKES et al., 2010; MEYER et al., 2015), prejudicando o desenvolvimento de estratégias mais efetivas para conservação (BOITANI et al., 2011).

Os prejuízos à biodiversidade em decorrência do impacto humano são uma triste realidade. A perda de habitat é a principal causa do desaparecimento de espécies (BROOKS et al., 2002; HANSKI, 2011; BARLOW et al., 2016; GIAN, 2017) da homogeneização biótica (MCKINNEY, 2006) e de impactos que vão além da simples perda taxonômica, afetando por exemplo o contexto funcional e filogenético da diversidade (ARNAN et al., 2018). Essa diminuição de espécies, por vezes antes mesmo de sua descrição, acaba sendo mais intensa em ambientes suscetíveis ao desmatamento, principalmente quando analisamos grupos megadiversos e relativamente negligenciados, como os insetos (CARDOSO et al., 2011).

Insetos realizam serviços ecossistêmicos essenciais, podem ser facilmente coletados e apresentam alta sensibilidade a alterações no ambientais (KREMEN et al., 1993; ARMSTRONG et al., 2002; ZAMIN et al., 2010; WILSON, 1987; LOSEY & VAUGHAN, 2006). Mesmo apresentando estas potencialidades, o grupo é pouco utilizado na formulação de políticas de conservação. Muito deste problema ocorre devido à lacuna taxonômica, uma vez que ainda existem muitas espécies desconhecidas (*Linnean shortfall*, BROWN & LOMOLINO, 1998, WHITTAKER et al., 2005), e à lacuna no conhecimento da distribuição de espécies já descritas (*Wallacean shortfall*, LOMOLINO, 2004, WHITTAKER et al., 2005). Mesmo apresentando algumas perspectivas (ver DINIZ-FILHO, et al. 2010), até hoje poucos trabalhos procuram indicar maneiras práticas para que áreas mais vulneráveis sejam priorizadas em estudos em curto prazo, principalmente para estes grupos.

Entre os insetos, as formigas constituem um grupo com importância única. São aproximadamente 13 mil espécies descritas (BOLTON, 2019.) representando cerca de 25% da biomassa animal em florestas tropicais (SCHULTZ, 2000) e realizando inúmeras e importantes funções ecossistêmicas como a dispersão de sementes, ciclagem de nutrientes no solo e interações com outros organismos (WILSON, 1987). Entre essas interações estão a associação com fungos (ex. CURRIE, 2001; SCHULTZ, 2008) e plantas (ex. FREDERICKSON et al., 2005; DÁTTILO et al., 2013; WARD & BRANSTETTER, 2017), predação e controle biológico de outros artrópodes (ex. FLOREN et al., 2002). Elas são consideradas um bom modelo para estudos ecológicos por se tratarem de insetos muito abundantes, principalmente em ambientes tropicais e por apresentarem informações taxonômicas bem estruturadas (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990; ANDERSEN et al., 2002). O grupo conta com as mais variadas estratégias de vida, ao passo que a composição de espécies muda muito de acordo com pequenas variações climáticas, com o tipo de vegetação predominante (THEUNIS et al., 2005) e à heterogeneidade ambiental (BOTES et al., 2006; RIBAS & SCHOEREDER, 2007).

Alguns trabalhos apresentam dados de ocorrência de formigas no mundo todo com a intenção de responder questões que tratam principalmente dos padrões de distribuição da diversidade (ANDERSEN, 1995; KASPARI et al., 2000; RETANA & CERDÁ, 2000; DUNN et al., 2007; 2009; PARR et al., 2016; GUÉNARD et al., 2017). No entanto, considerando a grande riqueza de formigas, a distribuição da diversidade deste grupo no Brasil ainda permanece pouco explorada, com exceção de alguns trabalhos regionais (SILVA & BRANDÃO 2010, 2014). Da mesma forma, a heterogeneidade ambiental dentro dos biomas brasileiros está associada a grandes mudanças na composição de espécies, mas que também se mantém pouco explorada quando se tratam de formigas.

A compilação de dados já disponíveis na literatura pode ajudar na expansão deste conhecimento e impactar diversas outras áreas, especialmente para um grupo com tamanha importância ecológica e econômica. Registros antigos guardam informações valiosas principalmente no desenvolvimento de estudos em longo prazo e contribuições para pesquisas em conservação. Felizmente para formigas temos um grande volume de dados publicados de coletas desde a década de 1880, contidos principalmente revisões de gêneros. Este tipo de trabalho a pesar da difícil

extração de dados, é essencial para uma compilação completa e bem distribuída espacial e temporalmente.

A perda de habitat e a fragmentação do ambiente são fatores determinantes na diminuição da diversidade de formigas (SILVA & BRANDÃO 2010, 2014). GUÉNARD et al. (2012), através de modelos para previsão de diversidade, demonstra que as regiões com alto potencial para novas descobertas de formigas, estão sob maior ameaça de desmatamento. Sabendo também que a composição e riqueza de espécies de formigas está diretamente relacionada aos estratos florestais, respondendo principalmente à estratificação vertical (BRÜHL et al., 1998) é importante dar atenção às diferentes alterações do ambiente, ressaltando suas consequências para diferentes grupos da mirmecofauna.

Uma vez que o desconhecimento da diversidade afeta diretamente a formulação de estratégias de conservação (DINIZ-FILHO, et al., 2013, JARIĆ et al., 2016), a priorização de locais pouco estudados e com risco eminente de perda de habitat parece ser um bom direcionamento para novos estudos. Da mesma forma, conhecer a distribuição espacial dos registros de ocorrência de formigas ao longo do tempo pode gerar dados sobre as concentrações e negligências históricas de amostragens. Se tratando de um grupo com grande facilidade de coleta, estes padrões de amostragens podem dizer muito do conhecimento da biodiversidade brasileira no geral. O objetivo deste trabalho foi compilar registros de ocorrência de formigas no Brasil para a construção de uma base de dados de livre acesso em uma escala sem precedentes na literatura, a qual, juntamente com dados atuais e de alta resolução sobre desmatamento, nos permitiu identificar as áreas no Brasil que necessitam mais urgentemente de novos esforços de coletas de formigas.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 FONTE DOS DADOS

#### *Dados de ocorrência*

Nosso conjunto total de registros de formigas para o Brasil foi compilado de duas formas, sempre incluindo apenas registros identificados ao nível da espécie. Primeiramente, utilizamos registros publicados em revistas científicas, livros e teses, principalmente trabalhos de descrição de espécies, revisões taxonômicas de gêneros e subfamílias, publicações de novos registros, datapapers e trabalhos de ecologia em geral. O critério de seleção destes trabalhos foi a confiabilidade da identificação do material. Utilizamos apenas trabalhos nos quais as espécies foram identificadas por taxonomistas e grupos de pesquisa da área conhecidos e confiáveis. Os trabalhos foram revisados e todos os registros que continham a localidade da espécie identificada foram incluídos no dataset. Quando apenas a cidade da coleta era informada, utilizamos a coordenada central do município como ponto de referência do registro. A data da coleta e a referência do trabalho também foram inclusas no dataset. Em um segundo momento foi realizado a compilação de registros de formigas disponíveis na plataforma Antweb (<https://www.antweb.org/>, último acesso em 03/03/2018). Esta plataforma consiste em um ambiente online no qual são inseridas fotos e informações adicionais de uma grande quantidade de formigas coletadas no mundo todo. A maioria dos espécimes são identificados e curados por grupos de pesquisa bastante reconhecidos. Os registros existentes para o Brasil foram filtrados e obtidos utilizando o software R 3.4.2 (R Core Team, 2017), pacote AntWeb R versão 0.6.7 (KARTHIK RAM, 2014). Registros duplicados da mesma espécie para a mesma localidade, correspondente a uma área de 10 km, foram omitidos do dataset final.

#### *Dados de perda de habitat*

Nós compilamos dados de desmatamento e perda de cobertura vegetal natural para o Brasil utilizando dois conjuntos de dados, o mapeamento de mudança de cobertura florestal desenvolvido por HANSEN et al., (2013) e o material gerado pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil, o MapBiomas (<http://mapbiomas.org/>, último acesso em 20/10/2018). Ambos os

conjuntos de dados foram escolhidos por refletirem propriedades de perda de habitat diferentes e complementares. Nos dois casos foram utilizados o mapeamento da perda de habitat de 2000 até 2016, já que este período reflete bem a situação atual dos ambientes naturais considerando a implementação de novas políticas de combate ao desmatamento nos últimos anos (ARIMA et al., 2014; BRANCALION et al., 2016; DUPIN et al., 2018), tendo em vista comparar as áreas brasileiras segundo o seu perigo iminente de perda de habitat.

O mapeamento de mudança de cobertura florestal desenvolvido por HANSEN et al. (2013) apresenta dados globais com estimativas de extensão, perda e ganho de cobertura vegetal para o período de 2000 a 2012 em uma resolução espacial de 30 m com perda alocada anualmente. O mapeamento global foi realizado através da análise de Landsat utilizando o Google Earth Engine (GORELICK et al., 2017), uma plataforma em nuvem para análise de dados de observação da Terra que combina um catálogo de dados públicos com uma instalação computacional em grande escala, otimizada para processamento paralelo de dados geoespaciais. As árvores foram definidas como toda vegetação com mais de 5 m de altura. A perda de floresta foi definida como um distúrbio de substituição do suporte ou a remoção completa do dossel da cobertura de árvores na escala de pixels do Landsat. Neste estudo, utilizamos a versão atualizada 1.4, disponível para download, que inclui a perda bruta de cobertura florestal no período de 2000 a 2016, definida como um distúrbio de substituição de um patamar ou uma mudança de floresta para um estado não florestal. Codificado como 0 (pixels sem perda) ou, quando houve perda durante o período 2001–2016, o pixel apresenta a informação do ano em que esta perda foi detectada. Desta forma, pixels com qualquer numeração acima de 0 (zero) corresponde a detecção de perda no período. Este dataset global é dividido em unidades de  $10^{\circ} \times 10^{\circ}$  composto por sete arquivos por bloco. Todos os arquivos contêm valores de 8-bit não assinados e têm uma resolução espacial de 1 arco-segundo por pixel ou aproximadamente 30 metros por pixel até o equador. Por conta da metodologia de mapeamento de HANSEN et. al (2013), a estimativa de perda de habitat poderia ser subestimada para grandes áreas abertas, como os Campos Sulinos e a caatinga. Essa diferença foi melhor representada pela estimativa do projeto Mapbiomas descrita a seguir.

Os dados de perda de habitat do projeto MapBiomas foram obtidos através da identificação e mapeamento da cobertura e uso do solo, produzidos a partir da classificação pixel a pixel (30 x 30 m) utilizando também imagens de satélites da série Landsat processadas pelo Google Earth Engine (GORELICK et al., 2017). O desenvolvimento dos mapas de classificação da cobertura do solo a nível nacional é realizado através de algoritmos de aprendizagem de máquina (machine learning). São utilizadas 556 cartas de 1 x 1,5° (lat/long) do IBGE para parametrização e organização do processamento. Cada pixel das imagens é comparado ano após ano, em até 105 camadas de informação (média, valor máximo e mínimo, amplitude, etc), gerando mosaicos de imagens que serão utilizadas para a classificação da cobertura. Desta forma, o projeto produz mapas anuais de uma série histórica, desde 1985, contendo dados de área para cada tipo de cobertura do solo, como cobertura natural, agricultura e área urbana, por exemplo (ALGORITHM THEORETICAL BASIS DOCUMENT, 2018). As classificações e refinamento das informações são feitas separadamente por equipes de cada bioma.

## 2.2 ANÁLISES

Todos os arquivos com informações para os anos de 2000 até 2016 de desmatamento global (HANSEN et al., 2013) foram unidos utilizando a operação Mosaic. Após a união dos arquivos, a operação *Reproject* foi usada para converter a resolução espacial em cerca de 1 km<sup>2</sup> por pixel gerando um *raster* de informações de desmatamento georreferenciadas. Finalmente, um *shapefile* com os limites do Brasil, disponibilizado pelo IBGE, foi usado para cortar o *raster* produzido. O desmatamento foi calculado considerando a porcentagem de células com desmatamento registrado entre os anos de 2000 e 2016 para os limites de Ecorregiões e Biomas brasileiros detalhados posteriormente.

Os dados de perda de cobertura vegetal natural por ano do MapBiomas foram obtidos pela diferença da área de cobertura vegetal natural entre 2000 e 2016 gerados diretamente da plataforma Google Earth Engine ([code.earthengine.google.com/?accept\\_repo=users/mapbiomas/user-toolkit](https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit), acesso em 15/10/2018), também em uma resolução de 1 km por pixel. Neste trabalho foram utilizadas informações disponíveis na Coleção MapBiomas 3, considerando como

perda de cobertura vegetal natural a diminuição de área composta por formações florestais naturais, savanas, mangues e formações naturais não florestais, incluindo áreas úmidas não florestais, formações campestres e apicum.

Finalmente, arquivos de shapefile com limites de biomas e ecorregiões do Brasil foram usados para examinar a perda de habitat destas áreas em ambos layers produzidos. Foram consideradas 45 ecorregiões brasileiras (OLSON et al., 2013) analisadas de acordo com os limites atualizados em arquivos shapefiles disponíveis na plataforma *Ecoregions 2017* © *Resolve* (<https://ecoregions2017.appspot.com/>, acesso em 05/08/2018). As delimitações de ecorregiões foram utilizadas porque a estrutura do ambiente, refletindo o tipo de vegetação, é um importante determinante da composição da fauna, com destaque para formigas (LASSAU & HOCHULI 2004). De uma forma mais complexa do que os biomas, os limites de ecorregiões são definidos também com base no tipo de solo, hidrologia e formações geográficas, de forma que o uso desses limites podem demonstrar variações na diversidade associada mais refinamento. Consideramos, portanto, que a perda de habitat em diferentes ecorregiões podem acarretar a perda de um conjunto diferente de espécies. Complementarmente, os limites dos biomas brasileiros também foram utilizados, principalmente por se tratarem de uma delimitação política, refletida principalmente em estratégias de conservação ou alocação de recursos para novas pesquisas. Os shapes dos biomas foram obtidos através da plataforma governamental [mapas.mma.gov.br](http://mapas.mma.gov.br) (acesso em 01/08/2018). Todas as operações de georreferenciamento foram realizadas no software QGIS aberto (versão 2.18).

Com os dados de ocorrência das espécies de formigas brasileiras combinados em um mesmo dataset, foi gerado um padrão de amostragem para o Brasil, identificando a densidade de amostragem (registros/km<sup>2</sup>) para cada área, entre biomas e ecorregiões. Utilizando estes dados de densidade de amostragem e os dados de perda de habitat foram calculados índices de urgência de novas coletas (IU) para todos os biomas e ecorregiões. Como os dois conjuntos de informações sobre perda de habitat possuem metodologia diferenciada, o índice foi calculado separadamente para cada estimativa de perda de habitat, ou seja, utilizando ambas as porcentagens, tanto de perda de cobertura alta (PCA; HANSEN et al., 2013) quanto de perda de cobertura vegetal natural (PCN; MapBiomas). Este índice de urgência de coletas corresponde à porcentagem de perda de habitat (P) de cada região, ponderada (dividida) pelo maior valor da região com o maior valor de perda

de habitat ( $P_{max}$ ), dividida pela densidade de registros correspondentes ( $D$ ) também ponderados pelo maior valor de densidade de registros calculado ( $D_{max}$ ). Desta maneira, uma região teria um alto IU quando estivesse sob um severo regime de desmatamento e/ou com um baixo nível de amostragem. As ponderações foram feitas a fim de manter os valores em uma determinada escala de comparações.

$$IU = \frac{P/P_{max}}{D/D_{max}}$$

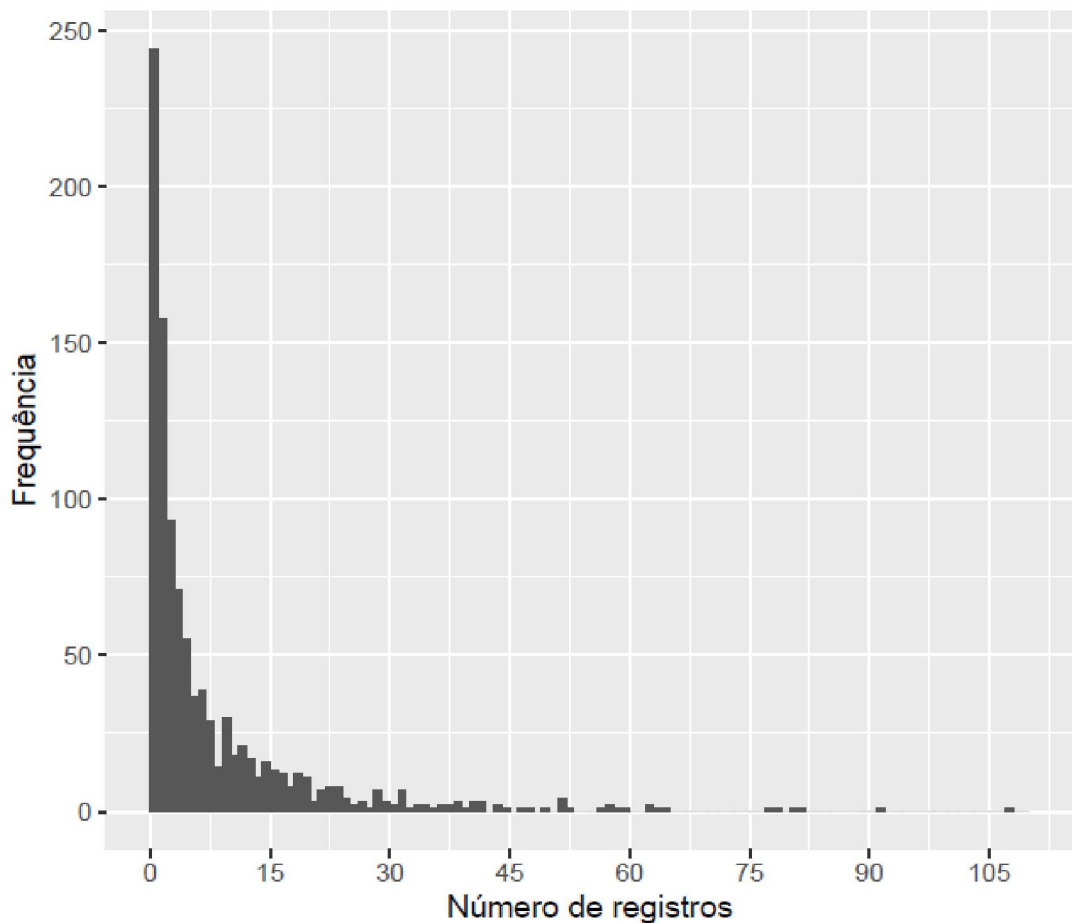
Onde:  $P$  = Porcentagem da perda de habitat da área (bioma ou ecorregião) ,  $P_{max}$  = Maior porcentagem da perda de habitat calculada entre as áreas;  $D$  = Densidade de amostragem da área;  $D_{max}$  = Maior densidade de amostragem calculada entre as áreas.

Mesmo com as variações na magnitude, os valores de perda de habitat das ecorregiões foram bastante relacionados, existindo uma correlação positiva e forte entre as duas categorias de valores de IU, calculado a partir da PCA e PCN ( $r^2=0.73$ ,  $n=45$ ,  $p<0.001$ ; Apêndice 2), portanto apesar de existir uma diferença de prioridades entre as ecorregiões de acordo com o tipo de estimativa de perda de habitat, no geral a urgência de novas coletas segue um padrão consistente entre as diferentes métricas. Partindo disso, utilizamos a média entre os valores de IU de PCA e PCN para elencar as ecorregiões de acordo com a sua prioridade e criamos três grupos de alta, média e baixa prioridade para novas coletas de acordo com o posicionamento da região no ranking.

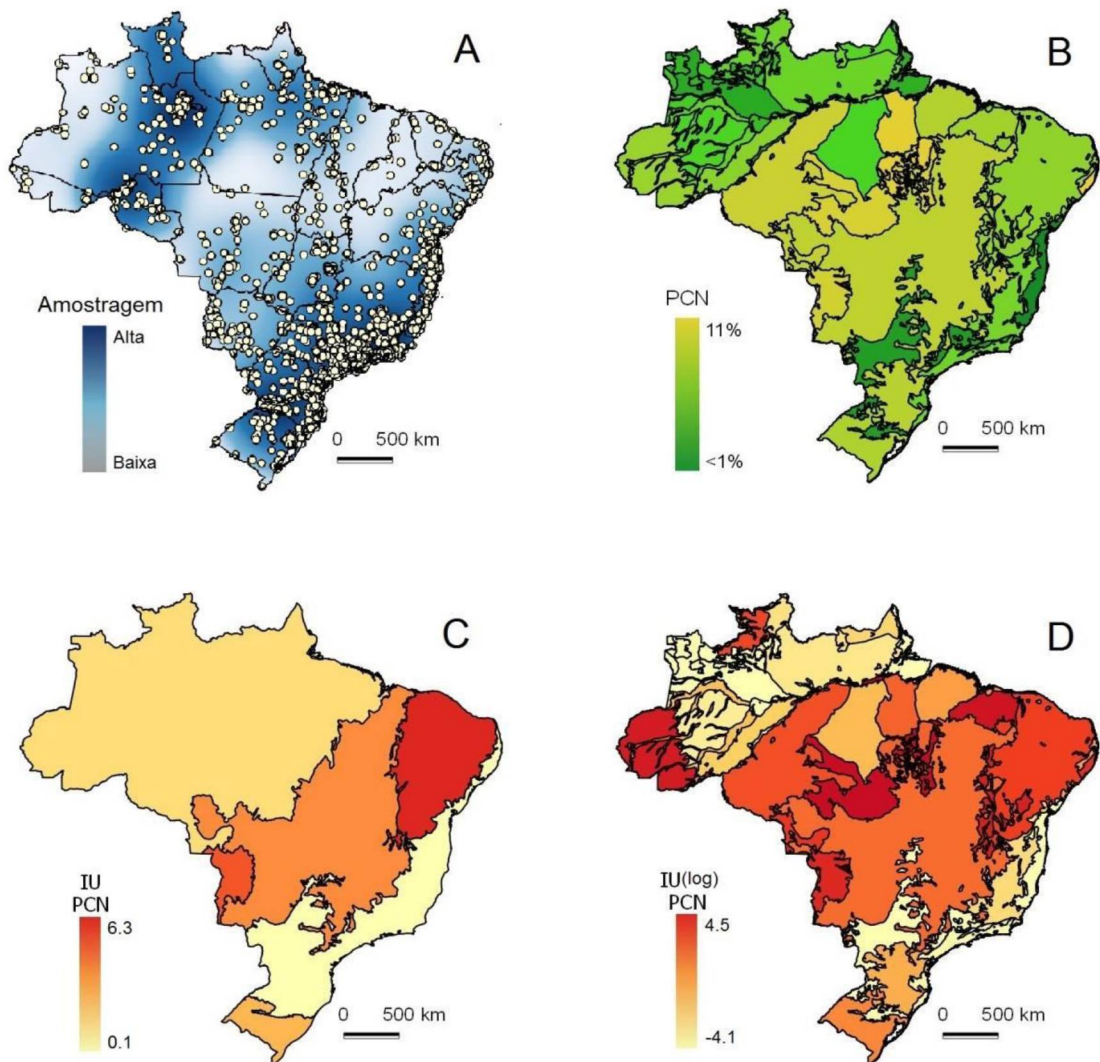
As informações de datas das coletas também inclusas no conjunto de dados foram utilizadas para uma exploração de como se distribuem os registros temporalmente entre as ecorregiões brasileiras. Foi observado se existe um padrão de concentração ou aumento das amostragens nas últimas décadas e como foram as flutuações na intensidade de coleta em cada ecorregião.

### 3 RESULTADOS

O conjunto total de dados compilados reuniu 7804 registros ( $\bar{x}=8.52 \pm 13.48$  registros por espécie, Fig. 1), dos quais 5447 provenientes da literatura e 2357 obtidos pelo AntWeb. Este dataset corresponde a maior compilação de registros de ocorrência de espécies de formigas distribuídos por todo o Brasil. Foram 1170 espécies de 113 gêneros amostrados, das aproximadamente 1500 espécies descritas com registros confirmados para o Brasil. Essa amostragem abrangeu dados de ocorrência de aproximadamente 66% das espécies de formigas já registradas no Brasil.



**Figura 1.** Quantificação da frequência de registros de ocorrência por espécie obtidos da literatura e do banco de dados AntWeb.



**Figura 2.** Mapas contendo informações de: A) Densidade de registros de formigas entre os estados brasileiros contendo todos os pontos de ocorrência compilados. A metodologia de suavização de Kernel foi adotada para interpolação dos registros, intensificando a cor azul nos locais com mais densidade de ocorrências; B) Porcentagem de perda de cobertura natural (PCN) calculada com dados de cobertura e uso do solo do projeto MapBiomas entre os anos de 2000 e 2016. C) Índice de Urgência (IU) calculado para os Biomas brasileiros com base na densidade de registros e nos valores de PCN para cada bioma; D) Índice de urgência calculado para as ecorregiões brasileiras também com base na densidade de registros e nos valores de PCN.

Ao representarmos os dados de ocorrência em um contexto geográfico, fica clara a distribuição não-homogênea dos registros no território brasileiro (Fig.

**Tabela 1.** Números de registros de ocorrência por km<sup>2</sup>, porcentagens de perda de cobertura alta (PCA), perda de cobertura natural (PCN) entre os anos de 2000 e 2016 e os seus respectivos valores de índice de urgência (IU) e prioridade para novas coletas para cada bioma brasileiro.

Bioma	Nº registros/ km <sup>2</sup>	PCA (%)	PCN (%)	IU PCA	IU PCN	Prioridade PCA	Prioridade PCN
Amazônia	10.18	6.92	3.44	3.43	1.98	3º	5º
Caatinga	2.22	3.33	2.41	7.58	6.37	1º	1º
Cerrado	5.79	6.95	5.31	6.06	5.38	2º	3º
Mata Atlântica	35.19	5.01	0.67	0.71	0.11	6º	6º
Pampa	7.66	2.16	5.11	1.42	3.91	5º	4º
Pantanal	6.34	3.58	6.03	2.85	5.58	4º	2º

**Tabela 2.** Números de registros de ocorrência por km<sup>2</sup>, porcentagens de perda de cobertura alta (PCA), perda de cobertura natural (PCN) e os seus respectivos valores de índice de urgência (IU) e Prioridade de coletas para cada ecorregião brasileira. As categorias do nível de prioridade foram calculadas pelo valor médio das prioridades de coleta entre os dois tipos de perda de habitat.

Ecorregião	Nº registros /km <sup>2</sup>	PCA (%)	PCN (%)	IU PCA	IU PCN	Prioridade PCA	Prioridade PCN	Nível de Prioridade
Várzea do Gurupá	0.01	4.54	2.21	202.37	177.00	1º	1º	Alto
Florestas de Babaçu do Maranhão	0.10	13.16	4.02	58.66	32.25	2º	3º	Alto
Florestas Secas do Mato Grosso	0.22	13.71	9.79	27.78	35.67	5º	2º	Alto
Interflúvio do Tapajós/Xingu	0.11	8.44	3.06	34.20	22.27	4º	4º	Alto

Florestas Secas do Nordeste	0.15	7.07	2.57	21.01	13.76	7°	5°	Alto
Florestas de Terras Baixas das Guianas	0.01	1.08	0.12	48.14	9.95	3°	10°	Alto
Florestas secas de Chiquitano	0.44	8.88	5.93	9.00	10.80	10°	8°	Alto
Caatinga	0.18	3.29	2.40	8.15	10.67	12°	9°	Alto
Interflúvio do Madeira/Tapajós	0.49	9.68	5.99	8.81	9.80	11°	11°	Alto
Tepuis	0.01	0.40	0.09	17.83	7.41	8°	15°	Alto
Restingas Costeiras do Nordeste	0.10	5.36	0.54	23.89	4.31	6°	19°	Alto
Pantanal	0.38	3.53	6.05	4.14	12.76	22°	6°	Alto
Interflúvio do Xingu/Tocantins-Araguaia	1.06	15.09	11.09	6.35	8.38	17°	13°	Alto
Várzea de Iquitos	0.58	9.35	4.43	7.19	6.13	16°	16°	Alto
Florestas Costeiras de Pernambuco	0.75	3.53	11.39	2.10	12.17	26°	7°	Alto
Cerrado	0.55	6.62	5.44	5.37	7.92	19°	14°	Médio
Interflúvio do Tocantins-Araguaia/Maranhão	1.16	20.46	5.13	7.86	3.55	14°	20°	Médio
Sudoeste da Amazônia	0.20	2.81	1.09	6.26	4.35	18°	18°	Médio
Chaco Úmido	0.86	5.25	10.25	2.72	9.55	25°	12°	Médio
Várzea do Purus	0.11	1.87	0.12	7.58	0.90	15°	24°	Médio
Florestas de Altitude das Guianas	0.04	0.41	0.02	4.57	0.37	21°	25°	Médio
Campos sulinos	0.71	2.24	4.63	1.41	5.23	30°	17°	Médio
Manguezais do Maranhão	0.63	5.38	0.92	3.81	1.17	24°	23°	Médio
Florestas do interior de Pernambuco	1.47	5.23	3.80	1.59	2.07	29°	21°	Médio
Florestas do Caqueta	0.01	0.35	-0.02	15.60	-1.95	9°	45°	Médio
Florestas de Araucária	3.42	7.07	5.27	0.92	1.24	32°	22°	Médio

Florestas das guianas	0.09	0.38	0.02	1.88	0.17	27°	27°	Médio
Interflúvio do Solimões/Japurá	0.01	0.18	-0.01	8.02	-0.68	13°	44°	Médio
Interflúvio do Negro/Branco	0.08	0.84	-0.01	4.68	-0.15	20°	38°	Médio
Interflúvio do Juruá/Purus	0.07	0.29	0.01	1.85	0.06	28°	31°	Médio
Florestas do interior da Bahia	2.97	5.98	0.52	0.90	0.14	33°	28°	Médio
Várzeas do Marajó	0.25	2.23	-0.14	3.98	-0.44	23°	41°	Baixa
Interflúvio do Uamatá/Trombetas	1.54	2.68	0.13	0.78	0.07	34°	30°	Baixo
Brejos nordestinos	2.51	3.59	0.11	0.64	0.03	35°	32°	Baixo
Interflúvio do Purus/Madeira	4.33	4.22	1.70	0.43	0.31	42°	26°	Baixo
Savana das Guianas	3.99	4.55	0.41	0.51	0.08	40°	29°	Baixo
Várzeas de Monte Alegre	3.17	4.03	-0.03	0.57	-0.01	37°	34°	Baixo
Florestas Costeiras da Bahia	4.32	11.15	-3.13	1.15	-0.58	31°	42°	Baixo
Interflúvio do Japurá/Solimões-Negro	0.66	0.81	-0.14	0.55	-0.18	38°	39°	Baixo
Campos Rupestres	2.81	2.74	-0.46	0.43	-0.13	41°	37°	Baixo
Florestas Costeiras da Serra do Mar	9.12	4.26	0.26	0.21	0.02	45°	33°	Baixo
Restingas da Costa Atlântica	2.67	3.47	-2.08	0.58	-0.63	36°	43°	Baixo
Mata Atlântica do Alto Paraná	1.67	1.91	-0.72	0.51	-0.35	39°	40°	Baixo
Manguezais do Rio Piranhas/Manguezais da Ilha Grande/Manguezais do Rio São Francisco	7.36	4.77	-0.82	0.29	-0.09	43°	36°	Baixo
Campinaranas de Alto Rio Negro	2.34	1.18	-0.11	0.22	-0.04	44°	35°	Baixo

2A). Com exceção do extremo sul, é possível observar a concentração de ocorrências de formigas nas regiões sul e sudeste, onde se encontram os maiores e mais antigos centros de pesquisa do país. Observamos grandes lacunas de amostragens, principalmente na região Centro-Oeste e baixo número de registros na região Nordeste. A Caatinga foi o bioma com menor número de registros por área, enquanto a Mata Atlântica foi o bioma mais bem amostrado (Tab 1).

Os valores de perda de habitat calculados a partir das duas categorias, de perda de cobertura alta, de Hansen, et al., 2013 (PCA) e de perda de cobertura natural, do projeto MapBiomas (PCN) diferiram entre biomas e ecorregiões, como esperado (Tab. 1 e Tab. 2, Fig 1B, Apêndice 1A). No geral, valores de perda de habitat foram maiores quando calculados utilizando os dados de Hansen, et al. (2013). No entanto, para regiões de vegetação nativa característica de áreas abertas como os Pampas, os valores de perda de habitat foram maiores quando calculados a partir dos dados de mudança da cobertura vegetal natural.

Ao considerarmos tanto os dados de ocorrência como os de perda de habitat em ambas categorias, os valores de IU nos mapas destacam claramente regiões prioritárias para futuros esforços de coleta (Tab. 1, Fig. 2C, D, Apêndice 1B, C). Em termos de biomas, a Caatinga representa o bioma que deveria receber atenção especial, enquanto que a Mata Atlântica teria a menor prioridade tendo em vista o grande esforço de coletas já realizados ao longo de sua extensão. A prioridade entre os outros biomas muda de acordo com a diferença dos valores de PCA e PCN, ambos os cálculos de IU foram reportados para discussões mais completas sobre a aplicabilidade de cada uma das caracterizações de perda de habitat.

Quando avaliamos, para ambas categorias, os valores de IU em menor escala geográfica, podemos perceber que há muita heterogeneidade ao nível de ecorregiões dentro de cada bioma (Fig. 2D), como é observado na Amazônia ocidental. A ecorregião das Florestas de Terras Baixas das Guianas tem alto índice de prioridade em meio a outras ecorregiões com índices bem menos expressivos, como a área do Interflúvio do Japurá/Solimões-Negro (Tab. 2). A ecorregião de Várzeas do Gurupá (*Gurupa várzea*), apresenta maior prioridade de coleta para ambas categorias de perda de habitat seguida pelas Florestas

do Maranhão e do Mato Grosso. Essas três ecorregiões são diferenciadas em termos de situação de risco e conhecimento da fauna de formigas. Apesar de não estar sob um regime tão severo de perda de habitat, a ecorregião com maior prioridade, Várzeas do Gurupá, não possui nenhum registro de formigas em nosso conjunto de dados de ocorrência, o que salienta a necessidade de coletas no local. Por outro lado, as florestas do Maranhão e do Mato Grosso apresentam altos níveis de desmatamento nos últimos anos, onde a perda de cobertura de dossel passou de 13% entre os anos de 2000 e 2016. Mesmo que estas áreas não apresentem números tão baixos de registros de ocorrências, uma grande parte da vegetação está sendo perdida. Desta forma, percebemos que o índice utilizado destaca áreas igualmente preocupantes tanto pelo baixo conhecimento da fauna quanto pela perda de habitat iminente.

Os resultados sobre a distribuição temporal dos registros de ocorrência estão apresentados em gráficos e figuras (Material suplementar). Não foi observado nenhum período de aumento ou diminuição expressiva para todas as ecorregiões para as últimas décadas. No entanto, mesmo apresentando flutuações, algumas áreas se mostraram consistentemente pouco amostradas enquanto outras apresentaram oscilações dentro de uma margem de amostragem mais alta, como é o caso da Amazônia ocidental e do sudeste brasileiro, respectivamente.

#### 4. DISCUSSÃO

A compilação de registros de ocorrência de formigas no Brasil realizada neste trabalho se caracteriza como um avanço no conhecimento da distribuição da mirmecofauna em grande escala. Este novo conjunto de dados abre portas para estudos em diferentes áreas, especialmente para a compreensão dos padrões de distribuição da diversidade, muitas vezes dificultada pela falta de informações básicas sobre os organismos. Pesquisas macroecológicas necessitam de dados desta magnitude para investigações mais detalhadas sobre os processos que geram e mantêm os padrões de biodiversidade nos diferentes grupos (BLACKBURN & GASTON, 2003). E, ainda que um extenso levantamento de registros ofereça informações importantes sobre a diversidade conhecida, essas compilações podem ser ainda mais informativas sobre a deficiência de dados, direcionando estratégias para que as lacunas de conhecimento sobre a biodiversidade sejam resolvidas com maior eficiência (BRITO, 2010). Nosso conjunto de dados, portanto, não identifica apenas as regiões com vieses de coleta, mas aponta também quais regiões apresentam menos estudos ecológicos e um conhecimento mais restrito da mirmecofauna e possivelmente de outros grupos de invertebrados.

A intensidade das amostragens biológicas não se distribui homogeneamente pelo globo (GRAND et al., 2007). Essa variação espacial é estudada em diferentes locais e com vários grupos de organismos (ex. CARNEIRO et al., 2008), sugerindo que os principais vieses ocorrem devido à concentração de coletas em áreas próximas a centros de pesquisa e grandes cidades, bem como a facilidade de acesso aos locais de coleta (KADMON et al., 2004; BOOKES et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2016). A diferença espacial nos esforços de amostragem de formigas parece seguir este mesmo padrão. Nossos resultados também mostraram vieses de amostragem entre os biomas brasileiros, em um padrão semelhante ao observado para outros artrópodes (ver OLIVEIRA et al., 2016), sendo a Mata Atlântica o bioma mais amostrado e a caatinga o bioma com menor amostragem.

Os numerosos impactos dos cenários de desmatamento e fragmentação sobre a biota são constantes e preocupantes (LAURANCE et al., 2009; CLARK et al., 2010; CARO et al., 2014). Para formigas, muitos estudos mostram as

alterações e diminuições na diversidade ao longo de gradientes fragmentados, perturbados ou em processo de regeneração (FLOREN & LINSENMAIR, 2001, RIBAS et al., 2005; SILVA et al., 2006). O cálculo dos valores de IU partiu de fontes de dados que refletem a perda de habitat de duas formas, diferindo principalmente na estimativa da perda de dossel. A perda de cobertura natural calculada pelo projeto MapBiomas demonstra a substituição de áreas naturais por outros tipos de vegetação não natural, por área urbana e atividade agricultura, por exemplo. As áreas naturais abertas, portanto, foram mais bem representadas pela estimativa de PCN. Por outro lado, uma vez que os dados de Hansen et al. (2013) contabilizaram desmatamento como a perda de cobertura vegetal acima de 5 metros (PCA), são detectadas perdas de árvores de grande porte mesmo dentro de áreas com o restante da vegetação nativa preservada. Os valores do índice de prioridade para novas coletas utilizando um ou outro cenário de perda de habitat podem ser particularmente interessantes considerando o foco de estudos futuros.

Entre uma diversidade pouco explorada de artrópodes presentes em florestas de dossel (BASSET et al., 2012; NAKAMURA, 2017), as formigas correspondem a uma alta biomassa animal de copa (TOBIN 1991, STORK & HAMMOND 1997, DAVIDSON et al. 2003) apresentando uma composição da comunidade de formigas diferente de outros estratos (YANOVIK & KASPARI, 2000; WEISER et al., 2009). Entre fatores adicionais, a estruturação da comunidade de formigas arbóreas em ambientes tropicais é influenciada pela composição florestal, (ex. BLUTHGEN et al., 1999, SANDERS et al., 2007), disponibilidade de recurso (ex. RIBAS et al., 2007) e pela conectividade entre árvores (ex. POWELL et al., 2010). Em formigas arborícolas, até mesmo degradações moderadas do ambiente podem afetar a diversidade e composição das espécies. Portanto a perda de grandes árvores em diferentes fitofisionomias pode prejudicar as espécies dependentes de recursos exclusivos deste estrato florestal (RIBAS et al., 2003) e afetar também toda uma rede de interações do quais estas espécies fazem parte.

Segundo nossos resultados, por ambas estimativas de perda de habitat, a Caatinga é o bioma que possui a maior necessidade de novos inventários de formigas. Mesmo sendo considerada uma das principais áreas de savana do mundo com um conjunto biológico único (MITTERMEIER et al., 2002) e

apresentando alta diversidade, a Caatinga ainda é pouco estudada (OVERBECK et al., 2015; OLIVEIRA & BERNARD, 2017) e bastante negligenciada em termos de estudos taxonômicos (SANTOS et al., 2011) e conhecimento da biodiversidade, principalmente para os insetos (OLIVEIRA, et al., 2016). Os remanescentes de vegetação nativa se encontram reduzidos e fragmentados (PRADO, 2003) e a perda de habitat recente também é preocupante, uma vez que as áreas protegidas por unidades de conservação correspondem a 7,5% de sua área e apenas 1% de todo o bioma é protegido integralmente (Ministério do Meio Ambiente). O trabalho de ARNAN et al., (2018) sugere uma diminuição da diversidade funcional e filogenética de formigas da Caatinga com o aumento do distúrbio antropogênico, enfatizando a sensibilidade destes organismos e sua intrínseca relação com diferentes áreas, mesmo dentro de um mesmo bioma.

Segundo nossos índices de priorização, algumas áreas da Caatinga, quando consideradas como domínios mais específicos de ecorregiões, não apresentam um cenário tão alarmante, enquanto áreas localizadas ao norte do bioma estão entre as mais prioritárias. O mesmo ocorre na Amazônia, onde os intensos vieses, principalmente próximos a importantes centros de pesquisa, diluem a prioridade do bioma como um todo. Quando observamos as ecorregiões pertencentes ao bioma, identificamos locais prioritários em uma escala mais refinada. Isso demonstra que considerar a área total do bioma em termos de amostragem e perda de habitat pode não fornecer informações tão precisas quanto considerar ambientes mais heterogêneos como as ecorregiões.

Recentemente, utilizando novas tecnologias e integração de vários tipos de dados, SMITH et al. (2018) demonstraram que as ecorregiões representam unidades biológicas bastante robustas. Foi testado e confirmado que os limites utilizados atualmente delineiam bem os padrões de biodiversidade terrestre. Desta forma, podemos entender que os resultados baseados em delimitações por ecorregiões refletem melhor as urgências na necessidade de conhecimento das diferentes comunidades de formigas. Ainda assim, ressaltamos que as delimitações dos biomas brasileiros também são importantes, pois refletem estratégias mais políticas na tomada de decisões, principalmente para alocação de recursos para conservação e pesquisas. Em 2015, o Ministério do

Meio Ambiente publicou em parceria com o Instituto LIFE um Caderno Técnico (Disponível em: <https://institutolife.org/material/caderno-tecnico-vol-3-ecorregioes-do-brasil-prioridades-terrestres-e-marinhas/>, Acesso: 10/06/2018) que contém algumas informações sobre as Ecorregiões Brasileiras, incluindo as cidades pertencentes a cada ecorregião, facilitando assim o conhecimento da caracterização de todo território.

Destacamos também que a priorização das áreas para novos inventários foi realizada com base em dois importantes critérios, o conhecimento prévio de formigas e a perda de habitat atual, mas estes não são os únicos fatores que destacam áreas com maior necessidade de novas pesquisas. A determinação de hotspots de conhecimento para formigas, como trazido por GUÉNARD et al. (2012), indicam a escolha de áreas prioritárias para novos estudos de acordo com o potencial de diversidade de formigas. Eles utilizaram modelagens climáticas e interpolação da diversidade com base na distribuição de gêneros para estimar quais locais seriam mais desconhecidos em termos de diversidade em uma escala global. Os resultados desta pesquisa apontaram que o Nordeste brasileiro está entre as regiões mundiais com mais alto potencial de conhecimento de formigas, destacando os estados do Piauí, Sergipe, Rio Grande do Norte e Paraíba. Grande parte destas áreas pertencem ao bioma da Caatinga, que apresentou a maior prioridade para novas amostragens segundo nossos resultados.

Utilizando também modelos de regressão, o trabalho de JENKINS et al. (2011) testou a relação de variáveis climáticas e biogeográficas com a diversidade de formigas no mundo todo. O trabalho teve como objetivo prever o efeito das mudanças climáticas e identificar os limites de conhecimento sobre o grupo. O modelo construído, no entanto, acabou tendo um baixo desempenho em áreas com pouca ou nenhuma amostragem que são principalmente locais com climas muito quentes, incluindo as regiões da Caatinga, Cerrado e Amazônia. A capacidade de previsão, portanto, acabou sendo fraca onde existe maior necessidade de estudos, uma vez que a biodiversidade em regiões quentes pode sofrer ainda mais com as mudanças no clima pela possibilidade de chegarem a atingir temperaturas extremas. Estes resultados ressaltam a importância da priorização de amostragens em regiões com pouco conhecimento, destacando aquelas mais áridas e quentes.

Normalmente, as estratégias para conservação de ambientes naturais consideram, entre outros fatores, ambientes mais diversos e/ou com altas taxas de endemismo como prioritários para conservação (MYERS et al., 2000; BUTCHART et al., 2010). Apesar de grandes esforços no desenvolvimento de estratégias de correção para diminuir os vieses de amostragem em diferentes tipos de estudos (ex. GARCIA, 2006; COSTA et al., 2010, ENGEMANN et al., 2015), os bancos de dados de biodiversidade ainda apresentam limitações para muitos locais e organismos pouco estudados (SOBERÓN et al., 2000; HORTAL et al., 2007; SOBERÓN et al., 2007). Esse desconhecimento impacta diretamente a conservação das espécies, uma vez que regiões com diversidade menos amostrada podem ser também ambientes com menos foco nas estratégias de conservação. Outros trabalhos com o mesmo embasamento aqui proposto podem guiar novos esforços de amostragem para diferentes grupos e influenciar diretamente na delimitação de áreas prioritárias para conservação.

Apesar da maioria das ecorregiões apresentarem flutuações, sem um evidente padrão temporal de intensidade de coletas, as ecorregiões mais amostradas tiveram um aumento mais consistente a partir dos anos 2000 (Apêndice 4). Ainda que esses dados temporais tenham sido analisados somente até 2015, por conta do lento processamento de materiais coletados, muito do deste esforço de amostragem da última década ainda esperam nas coleções para serem devidamente analisados. Esperamos que este pequeno aumento reflita números mais robustos em termos de conhecimento de formigas nos últimos anos.

Em especial, o investimento no conhecimento da mirmecofauna é uma estratégia promissora em termos de conservação uma vez que as formigas são importantes bioindicadores de perturbação ambiental (ANDERSEN, 1997; 2002; BRANDÃO et al. 2011), podendo fornecer um bom monitoramento das condições ambientais, principalmente pela composição das espécies (KASPARI & MAJER, 2000; RIBAS et al., 2012; UNDERWOOD & Fisher, 2006). Além disso, muitas espécies de formigas geram impactos diretos na agricultura, nos ambientes urbanos e naturais, gerando prejuízos econômicos e ecológicos expressivos (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990; HOLWAY &

SUAREZ, 2006), principalmente quando se tratam de espécies invasoras (ex. VINSON, 1994). Novos inventários podem ajudar a identificar uma eventual expansão na distribuição de espécies potencialmente perigosas. Uma rápida detecção destes organismos é a principal forma de se prevenir maiores problemas.

## **5. CONCLUSÃO**

O presente trabalho realizou uma compilação de registros de ocorrências de formigas no Brasil. Estes dados permitiram a identificação das lacunas de coletas entre as regiões brasileiras e apresentam potencial para auxiliar futuros estudos abrangendo a diversidade e distribuição do grupo. As informações levantadas sobre a perda de habitat recente no Brasil reforçam o risco da perda de espécies e, juntamente com os dados de densidade de amostragem, demonstram ser uma maneira mais efetiva de elencar e priorizar as regiões brasileiras no que diz respeito a futuros esforços de coleta. Não se pode dizer muito sobre a diversidade que ainda não é conhecida, apenas que esta ignorância pode estar afetando diretamente os mais variados cenários de distribuição da biodiversidade e influenciando a forma como delineamos importantes estratégias de conservação.

## 6. REFERÊNCIAS

ANDERSEN A.N. Using ants as bioindicators: Multi-scale issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, v. 1, n. 8, 1997. DOI: 10.5751/ES-00014-010108.

ANDERSEN, A. N. Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. **Biological Conservation**, v. 73, n. 1, p. 39–43, 1995. DOI: 10.1016/0006-3207(95)90059-4.

ANDERSEN, A.N.; HOFFMANN, B. D.; MULLER, W. J.; GRIFFITHS, A. D. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 1, p. 8–17, 2002. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2002.00704.x.

ARIMA, E. Y.; BARRETO, P.; ARAÚJO, E.; SOARES-FILHO, B. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land Use Policy**, v. 41, p. 465–473, 2014. DOI: 10.1016/j.landusepol.2014.06.026.

ARMSTRONG, A. J. Insects and the determination of priority areas for biodiversity conservation in KwaZulu-Natal province, South Africa. **African Entomology** v. 10, p.11-27. 2002. ISSN: 1021-3589.

ARNAN, X.; ARCOVERDE, G. B.; PIE, M. R.; RIBEIRO-NETO, J. D.; LEAL, I. R. Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. **Science of The Total Environment**, v. 631–632, p. 429–438, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.037.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.

BASSET, Y.; CIZEK, L.; CUENOUD, P.; et al. Arthropod Diversity in a Tropical Forest. **Science**, v. 338, n. 6113, p. 1481–1484, 2012. DOI: 10.1126/science.1226727.

BLACKBURN, T.M.; GASTON, K.J.; BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY (ORGS.). **Macroecology**: concepts and consequences: the 43rd annual symposium of the British Ecological Society held at the University of Birmingham, 17 - 19 April 2002. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 2003. ISBN: 9780521549325 9780521839969.

BLÜTHGEN, N.; VERHAAGH, M.; GOITÍA, W.; et al. How plants shape the ant community in the Amazonian rainforest canopy: the key role of extrafloral

nectaries and homopteran honeydew. **Oecologia**, v. 125, n. 2, p. 229–240, 2000. DOI: 10.1007/s004420000449.

BOAKES, E. H.; MCGOWAN, P. J. K.; FULLER, R. A.; et al. Distorted Views of Biodiversity: Spatial and Temporal Bias in Species Occurrence Data. **PLoS Biology**, v. 8, n. 6, p. e1000385, 2010. DOI: 10.1371/journal.pbio.1000385.

BOITANI, L.; MAIORANO, L.; BAISERO, D.; et al. What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2623–2632, 2011. DOI: 10.1098/rstb.2011.0117.

BOLTON, B. 2019. **An online catalog of the ants of the world**. Disponível em: <http://antcat.org>. Acesso em: 10/12/2018.

BOTES, A.; MCGEOCH, M. A.; ROBERTSON, H. G.; et al. Ants, altitude and change in the northern Cape Floristic Region. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 1, p. 71–90, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01336.x

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the native vegetation protection law of Brazil 2012: updates and ongoing initiatives. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 14, p. 1–15, 2016. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.03.003.

BRANDÃO, C.R.F.; SILVA, R.R.; FEITOSA, R.M. Brazilian Savanna ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. **Zoologia**, v. 28, p. 379-387, 2011. DOI: 10.1590/S1984-46702011000300012;

BRITO, D. Overcoming the Linnean shortfall: Data deficiency and biological survey priorities. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 8, p. 709–713, 2010. DOI: 10.1016/j.baae.2010.09.007.

BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; et al. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 909–923, 2002. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x.

BROWN J. H.; LOMOLINO M. V. **Biogeography**. 2nd Ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers. 1998. ISBN 0-87893-073-6. DOI: 10.1002/mmnz.20000760118.

BROWN, J.H. **Macroecology**. University of Chicago Press, Chicago. 1995. ISBN 0-226-07614-8. DOI: 10.1038/nature18326.

BRUHL, C. A.; GUNSALAM, G.; LINSENMAYER, K. E. Stratification of ants (Hymenoptera, Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, n. 3, p. 285-297, 1998. DOI: 10.1017/s0266467498000224.

BUTCHART, S. H. M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; et al. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 2010. DOI: 10.1126/science.1187512

CARDOSO, P.; ERWIN, T. L.; BORGES, P. A. V.; NEW, T. R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, v. 144, n. 11, p. 2647–2655, 2011. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.07.024.

CARO, T.; DOBSON, A.; MARSHALL, A.J.; PERES, C.A. Compromise solutions between conservation and road building in the tropics. **Current Biology**, v. 24, n. 16, p. R722–R725, 2014. DOI: 10.1016/j.cub.2014.07.007.

CLARK, R. W.; BROWN, W. S.; STECHERT, R.; ZAMUDIO, K. R. Roads, Interrupted Dispersal, and Genetic Diversity in Timber Rattlesnakes: Roads and Population Genetics. **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 1059–1069, 2010. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01439.x.

COSTA, G. C.; NOGUEIRA, C.; MACHADO, R. B.; COLLI, G. R. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 883–899, 2010. DOI: 10.1007/s10531-009-9746-8.

CURRIE, C. R. A Community of Ants, Fungi, and Bacteria: A Multilateral Approach to Studying Symbiosis. **Annual Review of Microbiology**, v. 55, n. 1, p. 357–380, 2001. DOI: 10.1146/annurev.micro.55.1.357.

CURRIE, C. R. A Community of Ants, Fungi, and Bacteria: A Multilateral Approach to Studying Symbiosis. **Annual Review of Microbiology**, v. 55, n. 1, p. 357–380, 2001. DOI: 10.1146/annurev.micro.55.1.357.

DÁTTILO, W.; GUIMARÃES, P. R.; IZZO, T. J. Spatial structure of ant-plant mutualistic networks. **Oikos**, v. 122, n. 11, p. 1643–1648, 2013. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00562.x.

DAVIDSON, D. W.; COOK, S. C.; SNELLING, R. R.; CHUA, T. H. Explaining the abundance of ants in lowland tropical rainforest canopies. **Science** v. 300, p. 969–972, 2003. DOI:10.1126/science.1082074.

DE 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. DOI: 10.1111/btp.12456.

DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; JOSHI, A.; et al. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. **BioScience**, v. 67, n. 6, p. 534–545, 2017. DOI: 10.1093/biosci/bix014.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; DE MARCO JR, P.; HAWKINS, B. A. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. **Insect Conservation and Diversity**, 2010. Doi: 10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; LOYOLA, R. D.; RAIA, P.; MOOERS, A. O.; BINI, L. M. Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 12, p. 689–695, 2013. DOI: 10.1016/j.tree.2013.09.003.

CARNEIRO, E. S. & MIELKE, OLAF & CASAGRANDE, M. M. Butterfly inventories in Brazil: The state of the art and the priority-areas model for research aiming at conservation. **Natureza e Conservação**, v. 6, p. 176-198, 2008.

DUNN, R. R.; AGOSTI, D.; ANDERSEN, A. N.; et al. Climatic drivers of hemispheric asymmetry in global patterns of ant species richness. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 324–333, 2009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01291.x.

DUNN, R. R.; SANDERS, N. J.; FITZPATRICK, M. C.; et al. Global ant (Hymenoptera: Formicidae) biodiversity and biogeography – a new database and its possibilities. **Myrmecological News**, 10, 77–83, 2007. ISSN:1994-4136.

DUPIN, M. G. V.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; LEITE, M. E.; SILVA, J. O.; ROCHA, A. M.; BARBOSA, R. S.; FELISA, A. C. Land use policies and deforestation in Brazilian tropical dry forests between 2000 and 2015. **Environmental Research Letters**, v.13, n. 3, 35008. 2018. DOI: 10.1088/1748-9326/aaadea.

ENGEMANN, K.; ENQUIST, B. J.; SANDEL, B.; et al. Limited sampling hampers “big data” estimation of species richness in a tropical biodiversity hotspot. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 3, p. 807–820, 2015.

FLOREN, A. D.; LINSENMAIR, K. E. The influence of anthropogenic disturbances on the structure of arboreal arthropod communities. **Plant Ecology**, v. 153, n. 1-2, p. 153–167, 2001. DOI: 10.1023/A:101751031.

FLOREN, A.; BIUN, A.; LINSENMAIR, E. K. Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. **Oecologia**, v. 131, n. 1, p. 137–144, 2002. DOI: 10.1007/s00442-002-0874-z.

FREDERICKSON, M. E.; GREENE, M. J.; GORDON, D. M. ‘Devil’s gardens’ bedevilled by ants: Ecology. **Nature**, v. 437, n. 7058, p. 495–496, 2005. DOI: 10.1038/437495a.

GARCÍA, A. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of

Mexico. **Biological Conservation**, v. 130, n. 1, p. 25–46, 2006. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.11.030.

GARDNER, T. A.; FERREIRA, J.; BARLOW, J.; et al. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120166–20120166, 2013. DOI: 10.1098/rstb.2012.0166.

GIAM, X. Global biodiversity loss from tropical deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 23, p. 5775–5777, 2017. DOI: 10.1073/pnas.1706264114.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031.

GRAND, J.; CUMMINGS, M. P.; REBELO, T. G.; RICKETTS, T. H.; NEEL, M. C. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. **Ecology Letters**, v. 10, n. 5, p. 364–374, 2007. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01025.x.

GUÉNARD, B.; WEISER, M. D.; DUNN, R. R. Global models of ant diversity suggest regions where new discoveries are most likely are under disproportionate deforestation threat. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 19, p. 7368–7373, 2012. DOI: 10.1073/pnas.1113867109.

GUÉNARD, B.S.; WEISER, M.D.; GOMEZ, K.; NARULA, N.; ECONOMO, E.P. The Global Ant Biodiversity Informatics (GABI) database: synthesizing data on the geographic distribution of ant species (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 24, p. 83-89, 2017. DOI: 10.25849/myrmecol.news\_024:083.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013. DOI: 10.1126/science.1244693.

HANSKI, I. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. **AMBIO**, v. 40, n. 3, p. 248–255, 2011. DOI: 10.1007/s13280-011-0147-3.

HÖLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Belknap, Cambridge, Massachusetts, USA. 1990. ISBN: 9780674040755.

HOLWAY, D. A.; SUAREZ, A. V. Homogenization of ant communities in mediterranean California: The effects of urbanization and invasion. **Biological**

**Conservation**, v. 127, n. 3, p. 319–326, 2006. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.05.016.

HORTAL, J.; LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A. Limitations of Biodiversity Databases: Case Study on Seed-Plant Diversity in Tenerife, Canary Islands. **Conservation Biology**, v. 21, n. 3, p. 853–863, 2007. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x.

INSTITUTO LIFE. Caderno Técnico vol 3: **Ecorregiões do Brasil - Prioridades terrestres e marinhas. 2015.** Disponível em: <https://institutolife.org/material/caderno-tecnico-vol-3-ecorregioes-do-brasil-prioridades-terrestres-e-marinhas/>. Acesso: 10/06/2018.

JARIĆ, I.; COURCHAMP, F.; GESSNER, J.; ROBERTS, D. L. Potentially threatened: a Data Deficient flag for conservation management. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 10, p. 1995–2000, 2016. DOI: 10.1007/s10531-016-1164-0.

JENKINS, C. N.; SANDERS, N. J.; ANDERSEN, A. N.; et al. Global diversity in light of climate change: the case of ants. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 4, p. 652–662, 2011. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00770.x.

KADMON, R.; FARBER, O.; DANIN, A. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. **Ecological Applications**, v. 14, n. 2, p. 401–413, 2004. DOI: 10.1890/02-5364.

KASPARI, M. & MAJER, J.D. Using ants to monitor environmental change, in D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz (eds.), **Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Smithsonian Institution Press, Washington DC, p. 89-98, 2000. ISBN: 9781437951479.

KASPARI, M.; O'DONNELL, S.; KERCHER, J. R. Energy, Density, and Constraints to Species Richness: Ant Assemblages along a Productivity Gradient. **The American Naturalist**, v. 155, n. 2, p. 280–293, 2000. DOI: 10.1086/303313.

KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; et al. Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. **Conservation Biology**, v. 7, n. 4, p. 796–808, 1993. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1993.740796.x.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, n. 2, p. 157–164, 2004. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2004.03675.x.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659–669, 2009. DOI: 10.1016/j.tree.2009.06.009.

LOMOLINO, M.V. Conservation biogeography. In: LOMOLINO, M. V.; HEANEY, L. R. (ORGS.). **Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature**. Sunderland, Mass: Sinauer Associates, p. 293-296, 2004. ISBN: 9780878934799.

LOSEY, J. E.; VAUGHAN, M. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. **BioScience**, v. 56, n. 4, p. 311, 2006. DOI: 10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260, 2006. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.09.005.

MEYER, C.; KREFT, H.; GURALNICK, R.; JETZ, W. Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, 2015. DOI: 10.1038/ncomms9221.

MITTERMEIER, R. A.; ROBLES GIL, P.; CEMEX, S.A. DE C.V.; CONSERVATION INTERNATIONAL; AGRUPACIÓN SIERRA MADRE (ORGS.). **Wilderness: earth's last wild places**. 1st English ed ed. Mexico City: CEMEX, 2002. ISBN: 9789686397697.

MORRISON, L. W. Long-Term Impacts of an Arthropod-Community Invasion by the Imported Fire Ant, *Solenopsis invicta*. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2337, 2002. DOI: 10.2307/3072064.

MOUND, L.A. & GASTON, K.J. Conservation and systematics: the agony and the ecstasy, in GASTON, K. J.; NEW, T. R.; SAMWAYS, M. J. (eds.). **Perspectives on insect conservation**. Intercept, Andover, p. 185-196, 1993. ISBN: 9780946707652.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. DOI: 10.1038/35002501.

NAKAMURA, A.; KITCHING, R. L.; CAO, M.; et al. Forests and Their Canopies: Achievements and Horizons in Canopy Science. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 6, p. 438–451, 2017. DOI: 10.1016/j.tree.2017.02.020.

OLIVEIRA, U.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; et al. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. (J. VanDerWal, Org.) **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 12, p. 1232–1244, 2016. DOI: 10.1111/ddi.12489.

OLSON, D. M.; DINERSTEIN, E.; WIKRAMANAYAKE, E. D.; et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933, 2001. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2.

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F. R.; et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. (R. Loyola, Org.) **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455–1460, 2015. DOI: 10.1111/ddi.12380.

PARR, C. L., DUNN, R. R., SANDERS, N. J.; et al. GlobalAnts: a new database on the geography of ant traits (Hymenoptera: Formicidae). **Insect Conservation & Diversity**, v. 10, p. 5–20, 2017. DOI:10.1111/icad.12211.

POWELL, S.; COSTA, A. N.; LOPES, C. T.; VASCONCELOS, H. L. Canopy connectivity and the availability of diverse nesting resources affect species coexistence in arboreal ants: Species coexistence in arboreal ants. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 2, p. 352–360, 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2010.01779.x.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul in LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (eds.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, p. 3–74, 2003. ISBN: 9788573152159.

QGIS Development Team, 2018. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://www.qgis.org/>.

RETANA, J.; CERDÁ, X. Patterns of diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment. **Oecologia**, v. 123, n. 3, p. 436–444, 2000. DOI: 10.1007/s004420051031.

RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Ants as Indicators in Brazil: A Review with Suggestions to Improve the Use of Ants in Environmental Monitoring Programs. **Psyche: A Journal of Entomology**, v. 2012, p. 1–23, 2012. DOI: 10.1155/2012/636749.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305–314, 2003. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x

RIBAS, C. R.; SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H.; et al. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. **Acta Oecologica**, v. 27, n. 1, p. 31–41, 2005. DOI: 10.1016/j.actao.2004.08.008.

SANDERS, N. J.; CRUTSINGER, G. M.; DUNN, R. R.; MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C. An Ant Mosaic Revisited: Dominant Ant Species Disassemble Arboreal Ant Communities but Co-Occur Randomly. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 422–427, 2007. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2007.00263.x.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; FERNANDES, G. W.; TABARELLI, M. Caatinga: The Scientific Negligence Experienced by a Dry Tropical Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 276–286, 2011. DOI: 10.1177/194008291100400306.

SCHULTZ, T. R. In search of ant ancestors. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 97, n. 26, p. 14028–14029, 2000. DOI: 10.1073/pnas.011513798.

SCHULTZ, T. R.; BRADY, S. G. Major evolutionary transitions in ant agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 14, p. 5435–5440. DOI: 10.1073/pnas.0711024105.

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. Ecosystem-Wide Morphological Structure of Leaf-Litter Ant Communities along a Tropical Latitudinal Gradient. (T. D. Paine, Org.) **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, p. e93049, 2014. DOI: 10.1371/journal.pone.0093049.

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 107–124, 2010. DOI: 10.1890/08-1298.1.

SILVA, R. R.; FEITOSA, R. S. M.; EBERHARDT, F. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, n. 1–3, p. 61–69, 2007. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.12.002.

SMITH, J. R.; LETTEN, A. D.; KE, P.-J.; et al. A global test of ecoregions. *Nature Ecology & Evolution*, v. 2, n. 12, p. 1889–1896, 2018. DOI: 10.1038/s41559-018-0709-x.

SOBERÓN J. M.; LLORENTE, J. B.; ONATE, L. The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. **Biodiversity and Conservation**, v. 9, p. 1441–1466, 2000. DOI: 10.1023/A:1008987010383.

SOBERÓN, J.; JIMÉNEZ, R.; GOLUBOV, J.; KOLEFF, P. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. **Ecography**, v. 30, n. 1, p. 152–160, 2007. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2007.04627.x.

SOUSA-BAENA, M. S.; GARCIA, L. C.; PETERSON, A. T. Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. (L. Brotons, Org.) **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 4, p. 369–381, 2014. DOI: 10.1111/ddi.12136.

STORK, N. E. AND HAMMOND, P. M. 1997. Sampling arthropods from tree-crowns by fogging with knockdown insecticides: lessons from studies of oak

tree beetle assemblages in Richmond Park (UK), in STORK, N. E.; ADIS, J.; DIDHAM, R. K. (eds.). **Canopy arthropods**. 1st ed. London; New York: Chapman & Hall, p. 3-26 1997. ISBN: 9780412749001.

THEUNIS, L.; GILBERT, M.; ROISIN, Y.; LEPONCE, M. Spatial structure of litter-dwelling ant distribution in a subtropical dry forest. **Insectes Sociaux**, v. 52, n. 4, p. 366–377, 2005. DOI: 10.1007/s00040-005-0822-0.

TIEDE, Y.; SCHLAUTMANN, J.; DONOSO, D. A.; et al. Ants as indicators of environmental change and ecosystem processes. **Ecological Indicators**, v. 83, p. 527–537, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.01.029.

TOBIN, J. E. A Neotropical rainforest canopy ant community: some ecological considerations, in HUXLEY, C. R.; CUTLER, D. F. (eds.). **Ant-plant interactions**. Oxford; New York: Oxford University Press, p. 536-538 1991. ISBN: 9780198546399.

UNDERWOOD, E. C.; FISHER, B. L. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. **Biological Conservation**, v. 132, n. 2, p. 166–182, 2006. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.03.022.

VALE, M. M.; JENKINS, C. N. Across-taxa incongruence in patterns of collecting bias: Correspondence. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 9, p. 1744–1748, 2012. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2012.02750.x.

VINSON, S.B. Impact of the invasion of *Solenopsis invicta* (buren) on native food webs, in WILLIAMS, D. F. (ed.). **Exotic ants: biology, impact, and control of introduced species**. Boulder: Westview Press, p. 241, 1994. ISBN: 9780813386157.

WARD, P. S., editor (2013). **AntWeb**: Ants of California. Disponível em: <https://www.antweb.org/page.do?name=california>. Acesso em: 12/12/2018.

WARD, P. S.; BRANSTETTER, M. G. The acacia ants revisited: convergent evolution and biogeographic context in an iconic ant/plant mutualism. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 284, n. 1850, p. 20162569, 2017. DOI: 10.1098/rspb.2016.2569.

WEISER, M. D.; SANDERS, N. J.; AGOSTI, D.; et al. Canopy and litter ant assemblages share similar climate–species density relationships. **Biology Letters**, v. 6, n. 6, p. 769–772, 2010. DOI: 10.1098/rsbl.2010.0151.

WHITTAKER, R. J.; ARAÚJO, M. B.; JEPSON, P.; et al. Conservation Biogeography: assessment and prospect: Conservation Biogeography. **Diversity and Distributions**, v. 11, n. 1, p. 3–23, 2005. DOI: 10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x.

WILLIAMS, D. F. (ed.). **Exotic ants: biology, impact, and control of introduced species**. Boulder: Westview Press, 1994. ISBN: 9780813386157.

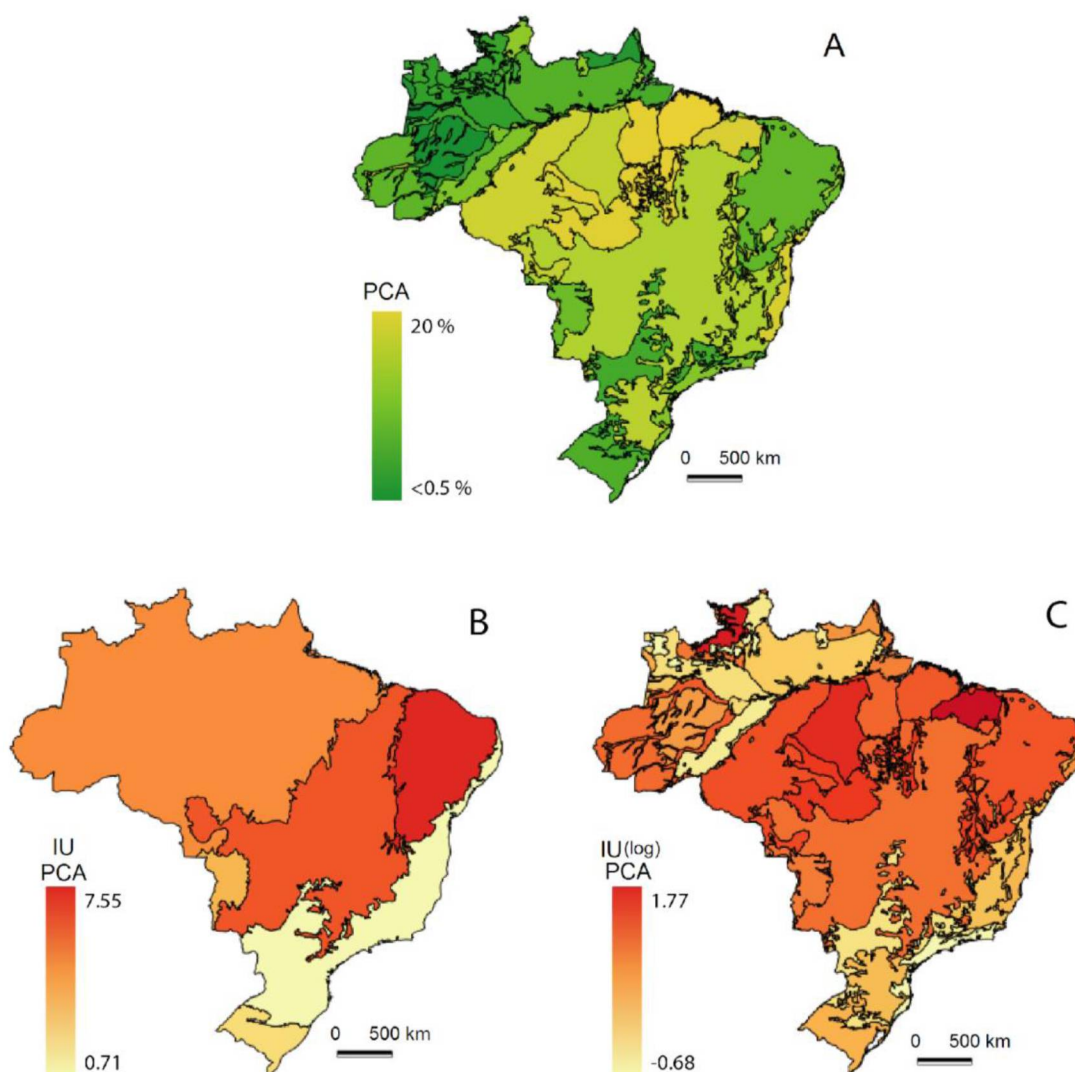
WILSON, E. O. Causes of Ecological Success: The Case of the Ants. **The Journal of Animal Ecology**, v. 56, n. 1, p. 1, 1987. DOI: 10.2307/4795.

YANOVIK, S. P.; KASPARI, M. Community structure and the habitat template: ants in the tropical forest canopy and litter. **Oikos**, v. 89, n. 2, p. 259–266, 2000. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2000.890206.x.

## 7. Apêndices

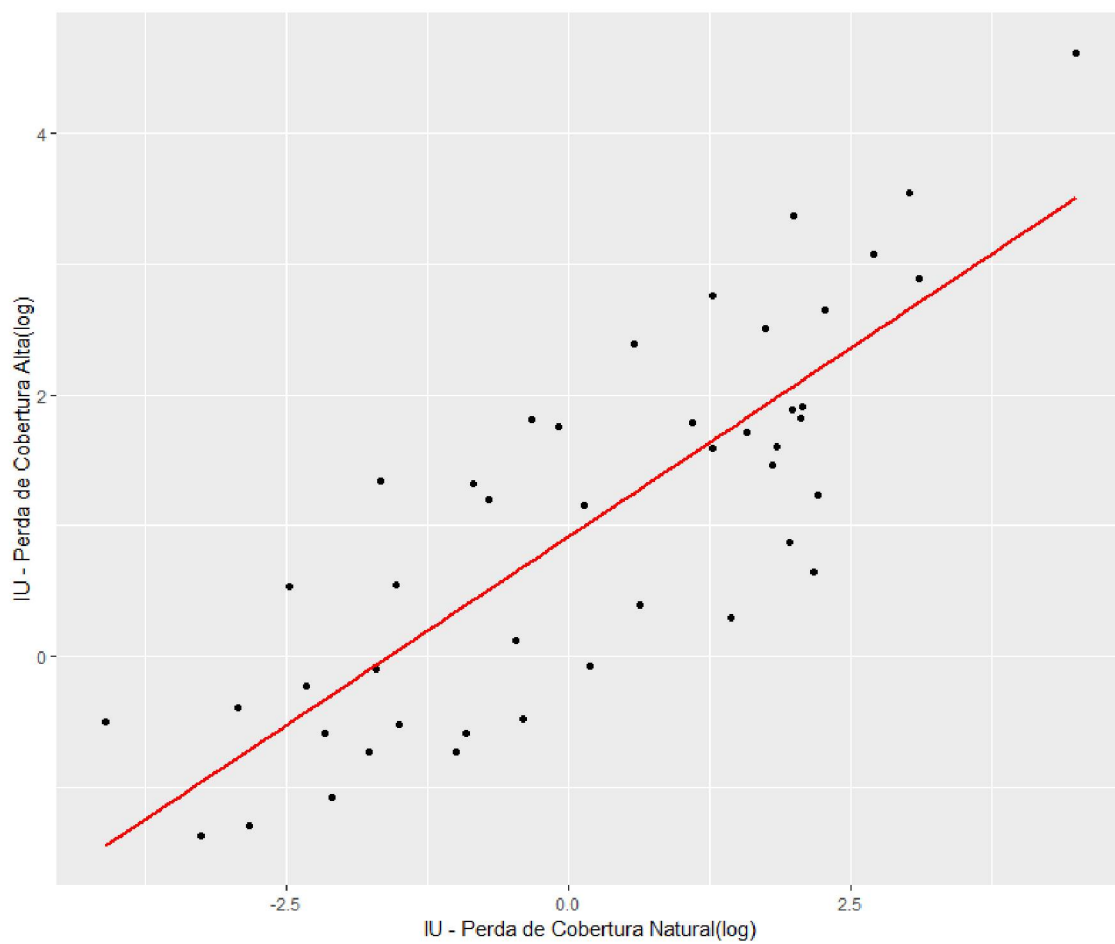
### 7.1 Apêndice 1

Mapas contendo informações de: A) Porcentagem de perda de cobertura natural (PCA) calculada a partir dos dados de Hansen et al. (2013). C) Índice de Urgência (UI) calculado para os Biomas brasileiros com base na densidade de registros e nos valores de PCA para cada bioma; C) Índice de urgência calculado para as ecorregiões brasileiras também com base na densidade de registros e nos valores de PCA.



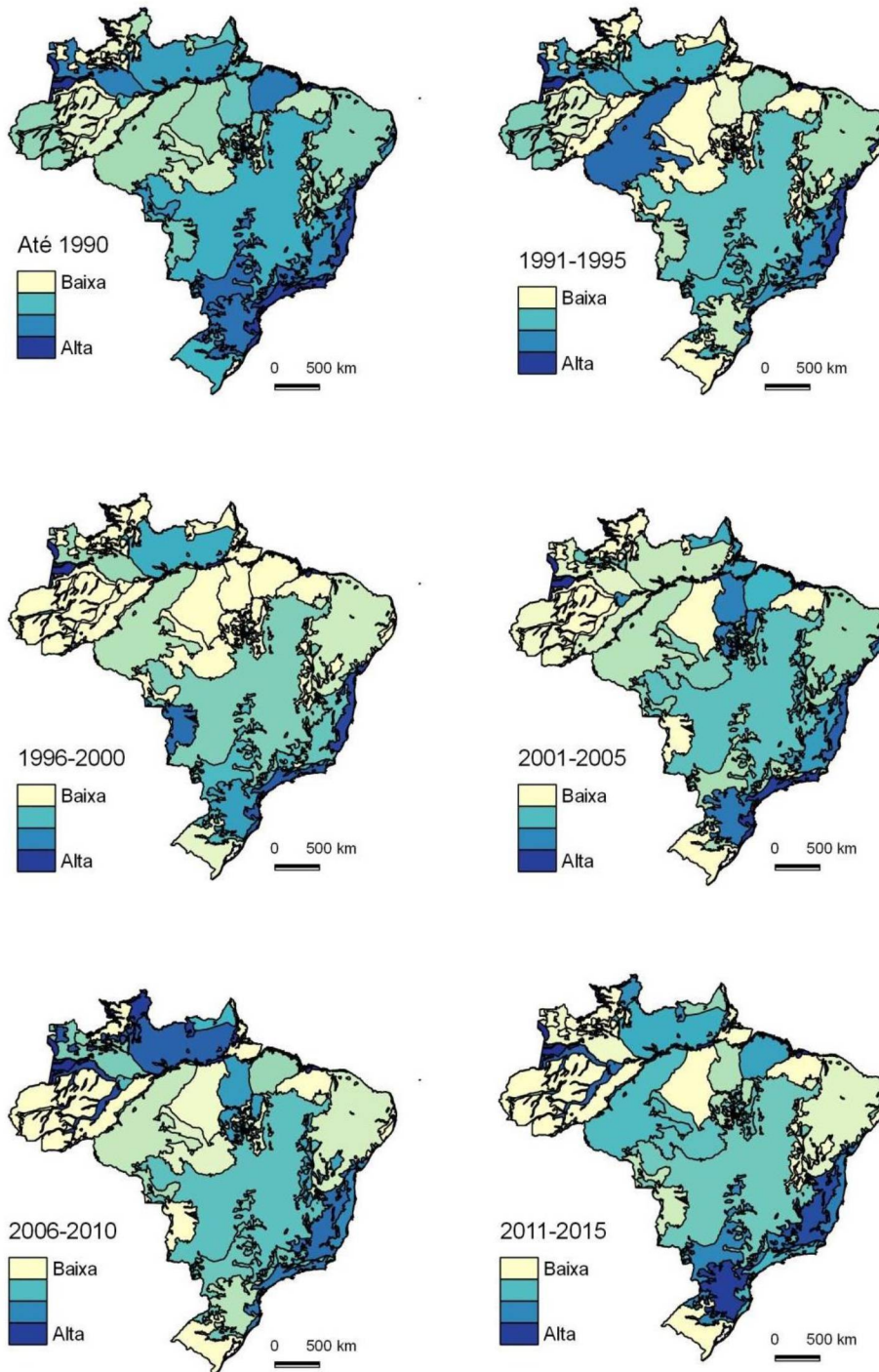
## 7.2 Apêndice 2

Gráfico de dispersão apresentando uma correlação entre os valores do índice de urgência (IU) calculados a partir das duas estimativas de perda de habitat: PCA e PCN;  $r^2=0.73$ ,  $n=45$ ,  $p<0.01$ .



## 7.2 Apêndice 3

Mapas apresentando a densidade de registros de ocorrência de formigas entre as ecorregiões brasileiras.



#### 7.4 Apêndice 4

Graficos contendo a informação de intensidade de coletas de formiga no Brasil por ecorregião a cada cinco anos a partir de 1955.

