

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E  
MANEJO DA VIDA SILVESTRE



MARIANA PASTORI LARA

**Uso do habitat pela anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) em áreas de  
regeneração florestal no Bioma Amazônia, Brasil**

Belo Horizonte  
2016

MARIANA PASTORI LARA

**Uso do habitat pela anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) em áreas de  
regeneração florestal no Bioma Amazônia, Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo

Belo Horizonte

2016

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer à minha família por estar comigo em todos os momentos, oferecendo amor, apoio, carinho e incentivo para seguir adiante na luta pelos meus sonhos. Agradeço imensamente às minhas primas Paula e Thayana, por estarem comigo em todas as situações, dando força e sempre acreditando na minha capacidade. Sou muito grata por fazermos parte da mesma família e compartilharmos essa amizade de uma vida inteira. Em especial, quero agradecer à minha mãe, pois ela é uma das partes essenciais da minha vida, a quem devo tudo o que sou hoje. Minha mãe foi (e é) a quem sempre recorro nos momentos de dificuldade, pois sabe dizer exatamente o que preciso ouvir e me acalmar. Durante esses dois anos de Mestrado, passei por alguns momentos difíceis em que tive vontade de largar tudo e desistir, mas minha mãe sempre me deu aquela força, aquela motivação para continuar com garra até o fim, até alcançar mais essa conquista. Minha mãe é minha inspiração, quem sempre me guia quando estou perdida, a luz em momentos sombrios. Se consegui alcançar parte dos meus objetivos hoje, é porque ela sempre esteve comigo, torcendo por mim, apoiando minhas escolhas. Por isso, muito obrigada, mãe, por me fazer mais forte para continuar lutando, sem medo!

Quero agradecer aos amigos incríveis que fiz durante o Mestrado, pelos momentos excepcionais no curso de campo, por nossas discussões em grupo nos finais de semana na UFMG, pelas saídas de campo, pelo desespero compartilhado de provas e trabalhos, enfim, por todas as experiências enriquecedoras desse Mestrado na UFMG. Quero agradecer, especialmente, aos amigos Raquel, Rafa, Pedro, Fê, Lorena, Dri e Beul, por marcarem diversos momentos com sua presença e histórias cativantes. Ainda, agradeço à Raquel por ser aquela amiga inseparável, desde atividades acadêmicas até momentos de diversão e infinitas risadas pelas ruas de BH. Sempre foi companheira, na alegria e na tristeza, compartilhando sorrisos e lágrimas. Em um momento de desespero no ICB, tive a sorte de encontrá-la no corredor, para me dizer palavras acolhedoras e motivadoras. Sou imensamente grata por ter conhecido essa irmã no Tamar há quase cinco anos e ter mantido essa amizade que nos faz mais fortes. Também agradeço à querida Rafa por ser a irmã mais velha que eu não tive. Suas histórias de luta e conquistas no trabalho dentro do ICMBio são inspiradoras e certamente um exemplo a ser seguido. Obrigada, Rafa, por dar conselhos certos e esclarecer minha mente em

momentos de dúvidas e agonia. Agradeço também ao amigo Pedro, que foi um parceiro inigualável durante o curso de campo e outras atividades do Mestrado. E mais, seu jeito quieto e extrovertido sempre me rendeu inúmeras risadas, aliviando as pressões e acalmando a alma. Obrigada, amigo, por tornar meus dias em BH ainda mais felizes com sua presença radiante! Também quero agradecer à colega Nathália Sampaio por me fornecer inúmeros artigos sobre antas e modelagem de ocupação, e por compartilhar ideias, dicas e argumentos sobre a ecologia e o comportamento das antas e um pouco sobre os resultados de seu trabalho.

Gostaria de agradecer ao meu namorado, Rafael, que, mesmo distante, soube me dar o apoio e o incentivo de que precisei em vários momentos. Agradeço a Deus por ter te colocado na minha vida no momento certo, pois seu carinho, atenção, bondade e dedicação foram (e são) um alívio para momentos estressantes. O melhor lugar do mundo é o seu abraço, onde encontro aconchego, proteção e me esqueço da “vida real”. Obrigada por ser companheiro e amigo, e por acreditar na minha capacidade e me motivar para concluir mais essa etapa!

Quero agradecer imensamente aos queridos doutorandos (em breve doutores!) Rodrigo e Ana. Eles me ensinaram a trabalhar com a modelagem de ocupação e despenderam parte do seu tempo, também corrido, a me ajudar com essa análise. Sou muito grata por ficarem comigo durante semanas no laboratório da UFMG, me dando aulas para entender a análise de ocupação e como trabalhar no MARK. Até mesmo durante o carnaval, foram incrivelmente generosos e atenciosos ao comparecer na universidade para estudar comigo. Quando houve uma reviravolta no meu tema da dissertação, me deram todo o apoio, com ideias e sugestões para levantar, sacudir a poeira e dar a volta por cima. Palavras são pouco para representar a gratidão que devo a vocês. A ajuda de vocês foi, e está sendo, essencial para a conclusão desta dissertação. Obrigada pelas ideias, comentários e sugestões neste texto. O conhecimento e a experiência de vocês foram fundamentais para o meu crescimento e amadurecimento como pesquisadora. A vocês, o meu mais sincero “obrigada”!

Ao meu orientador, Fabiano Melo, e sua aluna de pós-doutorado, Analice Calaça, por fornecerem aquela ajuda indispensável quando houve a mudança de tema, fornecendo dados, relatórios, mapas e artigos para retomar a dissertação. Agradeço ao Bião por me dar força, motivação e confiança quando mais precisei, e por acreditar em mim naquele momento delicado. Agradeço também por me aceitar como sua aluna de Mestrado e pela oportunidade de desenvolver este trabalho, aceitando e impulsionando

minhas propostas. À Analice, sou muito grata por me dar ideias e sugestões na reformulação do tema, por esclarecer dúvidas intermináveis sobre os dados brutos e estar sempre disposta a me atender, sempre atenciosa e preocupada em me responder.

Aos meus chefes no CETAS/IBAMA, Luiz Alfredo, Leo Caetano e Carol, agradeço por me incentivarem a escrever esta dissertação e me concederem folgas e férias nos períodos em que precisei. Sou grata especialmente pela atenção, compreensão e apoio que me deram quando tive que reformular toda a dissertação, e ainda por fornecerem ideias para tal. Obrigada por tornarem os dias de trabalho gratificantes e renovadores, tornando a “falta de rotina” do CETAS ainda mais alegre e compensadora, e também ajudando a aliviar o estresse do Mestrado.

Gostaria de agradecer a todo o corpo docente e aos funcionários do ICB/UFMG, por contribuírem de alguma forma para o meu crescimento acadêmico e auxiliarem a alcançar mais esse título na minha formação. Gostaria de agradecer principalmente aos professores Flávio Rodrigues, Newton Pimentel e Dodora Drumond, por aceitarem compor a minha banca; e ao Adriano Paglia, por sugerir o tipo de análise para o meu trabalho e fornecer todo o material necessário para aprendê-la, por fornecer todo o apoio logístico na UFMG, por fazer parte das discussões durante as análises e, ainda mais importante, por ter me apresentado ao Rodrigo e à Ana.

Por fim, agradeço a todos que tornaram possível a conclusão de mais essa importante etapa da minha vida. Muito obrigada!

*“Duas coisas são infinitas: o universo e a estupidez humana. Mas, no que respeita ao universo, ainda não adquiri a certeza absoluta.”*  
*(Albert Einstein)*

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	1
MATERIAIS E MÉTODOS.....	4
1. Área de Estudo .....	4
2. Delineamento amostral e métodos de campo .....	7
3. Modelagem da probabilidade de uso ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) da anta em função de variáveis preditoras .....	10
3.1. Análises preliminares.....	10
3.2. Análises principais .....	11
RESULTADOS .....	13
DISCUSSÃO .....	18
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	22
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	23

## RESUMO

A constante transformação das paisagens naturais em áreas de monoculturas, pastagens e atividades extrativistas vem reduzindo dramaticamente a cobertura de habitats naturais. A fragmentação é um dos processos que mais afeta os biomas brasileiros, sendo a Amazônia um dos afetados no cenário atual. A atividade mineradora trouxe graves consequências para esse bioma, sendo a extração de bauxita, por exemplo, uma das principais causadoras de impactos ambientais. Uma das estratégias de recuperação dessas áreas é o reflorestamento com espécies nativas de plantas. A anta é o maior mamífero herbívoro neotropical e exerce um papel essencial nesse processo de recuperação. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi investigar o uso de habitats pela espécie em uma Floresta Nacional na Amazônia, formada por áreas em diferentes estágios de regeneração de habitat degradado pela exploração de bauxita. Para a detecção da anta, utilizamos armadilhas fotográficas e observações diretas e indiretas em transectos lineares. Testamos se o uso dos habitats em recuperação pela anta, assim como a probabilidade de detecção da espécie, poderia ser explicado pela idade de reflorestamento dessas áreas, pela distância entre os corpos d'água mais próximos e pelo tamanho da área reflorestada. Hipotetizamos ainda uma maior probabilidade de detecção da espécie na estação seca, quando se movimenta mais para buscar recursos. A idade de reflorestamento das áreas em recuperação foi a covariável mais explicativa para os parâmetros analisados, correlacionando-se negativamente com a probabilidade de a espécie usar o sítio amostral. Os resultados mostram que a anta seleciona habitats em estágios iniciais de regeneração, ajudando a potencializar esse processo através da preferência por plantas jovens e da dispersão de suas sementes. Portanto, manter populações viáveis de anta na Floresta Amazônica é imprescindível para garantir a qualidade dos habitats. Uma vez que o cenário atual do bioma engloba as inevitáveis transformações da paisagem provocadas pela demanda antrópica, conservar espécies como a anta, que auxiliam no processo de regeneração de habitats degradados, trata-se de uma medida urgente e necessária.

**Palavras-chave:** áreas degradadas; recuperação; idade de reflorestamento; mamíferos; qualidade de habitats



## INTRODUÇÃO

Devido ao aumento contínuo da população humana e à crescente exploração dos recursos naturais do planeta (Davies et al. 2006; Gorenflo e Brandon 2006; Dirzo et al. 2014), os ambientes naturais vêm sendo demasiadamente transformados em áreas degradadas, dominadas principalmente por monoculturas, pastagens e atividades extrativistas (Balmford et al. 2012). Essa intensa modificação dos ambientes naturais provoca a perda de habitats e, conseqüentemente, a fragmentação (Fahrig 2003), alterando substancialmente a configuração dos remanescentes de mata original, com uma intensa perda de conectividade entre eles. O isolamento dos fragmentos remanescentes configura-se como uma das maiores ameaças contemporâneas à biodiversidade, ameaçando as populações de animais antes unidas por uma área de habitat natural contínuo (Pires et al. 2002; Fahrig 2003). A fragmentação é um processo que afeta todos os biomas brasileiros, sendo a Amazônia, por exemplo, um dos ameaçados pelas recentes conversões das suas paisagens naturais (Fearnside 2005; Malhi et al. 2008).

A Floresta Amazônica possui um longo histórico de transformação desencadeado pelo desmatamento há pelo menos cinco séculos, que foi intensificado a partir da década de 70, quando o extrativismo começou a ser considerado uma atividade econômica promissora (Fearnside 2005). A Amazônia ainda possui grande parte de sua área preservada e é o bioma com maior número de Unidades de Conservação no Brasil (UCs; ARPA 2008). Entretanto, mais de 12% de sua área original já foram destruídos devido ao intenso desmatamento e às queimadas frequentes (Fearnside 2005; Laurance e Peres 2006; Malhi et al. 2008). Essas alterações justificam-se pela expansão da produção de soja e principalmente pela pecuária extensiva, responsável por 70% do desmatamento na Amazônia (Malhi et al. 2008). Outra ameaça à conservação desse bioma é a atividade mineradora, que resulta em graves conseqüências danosas ao ambiente, tais como a erosão do solo e a contaminação dos rios com mercúrio (Laurance e Peres 2006; Bruno 2008). Além disso, durante a transformação mineral, há maior geração de externalidades, pois esta requer processos para concentrar, fundir e alterar a composição, o que envolve o uso de substâncias químicas, como, por exemplo, a soda cáustica para transformar a bauxita em alumina, gerando como resíduo a lama

vermelha, ou o flúor para transformar a alumina em alumínio, que pode se dispersar na atmosfera e provocar contaminações. Outros agravantes seriam o uso intensivo de energia elétrica, que provoca uma série de outros danos ambientais associados, e a queima de carvão (no caso das guseiras) (Enríquez 2007). Sendo assim, cada etapa da atividade mineradora provoca um determinado impacto ambiental, podendo afetar os meios biótico e abiótico da Floresta Amazônica de uma forma mais atenuante ou mais agravante.

A atividade extrativa mineral na Amazônia é intensa e baseia-se em dois modelos: a pequena lavra garimpeira e a mineração de larga escala (Enríquez 2014). A atividade garimpeira provoca intenso impacto ambiental, especialmente no meio hídrico, devido à bio-acumulação de mercúrio nas cadeias tróficas aquáticas (Machado e Figueirôa 2001; Enríquez 2014). Conseqüentemente, a dinâmica de interações, processos e serviços ecossistêmicos do habitat também é afetada pelo garimpo (Machado e Figueirôa 2001; Enríquez 2014). Todavia, é alta a capacidade de regeneração do ecossistema amazônico. As Florestas Tropicais Úmidas de Terras Baixas crescem, em termos de biomassa/ha/ano, mais rapidamente do que as Florestas Semidecíduas e as de Montanha (Ewel 1980). Em média, cerca de uma década após o abandono da atividade, a vegetação volta a cobrir os garimpos remanescentes (Enríquez 2014). Na mineração de larga escala, a Amazônia possui importantes reservas com expressão internacional, dentre as quais destacam-se as de bauxita metalúrgica no Estado do Pará, norte do Brasil. A mineração de bauxita causa grande impacto ambiental decorrente da remoção da cobertura vegetal e das camadas superficiais do solo (Caproni et al. 2003; Salomão et al. 2007). Sendo assim, uma das estratégias de regeneração dessas áreas é a recuperação do solo exposto da área minerada por meio do plantio de espécies nativas de árvores, favorecendo a disponibilidade de nutrientes para o restabelecimento de plantas e microrganismos, acelerando assim o processo de recuperação do solo (Pfleger et al. 1994).

A riqueza de espécies vegetais nativas é uma das variáveis mais importantes para a recuperação de áreas degradadas através do reflorestamento. Quanto maior for o número de espécies vegetais presentes, mais eficiente será a sucessão ecológica, resultando em um maior número de animais dispersores de sementes (Salomão et al. 2007). Além da riqueza de espécies vegetais, outras variáveis importantes para esse processo são: a transposição do solo, a transposição de galharia, a utilização de poleiros

naturais e artificiais e o modelo de plantio de mudas (Reis et al. 2003; Reis e Três 2007; Martins 2007).

A interação entre a fauna e a vegetação é de fundamental importância para o processo de recuperação de áreas degradadas. Os animais herbívoros-frugívoros transportam as sementes em seus aparelhos digestivos e, posteriormente, as eliminam nas fezes ou as regurgitam pela boca para longe da planta mãe em lugares favoráveis à germinação e ao desenvolvimento da plântula (Janzen 1970; Connell 1970; Pires-O'Brien e O'Brien 1995). Os grandes mamíferos herbívoros costumam selecionar recursos de acordo com a estrutura da paisagem (Owen-Smith 2002), e um dos fatores que pode gerar manchas de vegetação com diferentes qualidades nutricionais para herbívoros é o estágio sucessional da vegetação (McCook 1994). Dentre os mamíferos herbívoros neotropicais, a anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) é uma espécie-chave para a re-estruturação de habitats em processo de regeneração, atuando como “arquiteta” ou “engenheira” de ecossistemas (Fragoso e Huffman 2000; Guimarães et al. 2008; Taber et al. 2007).

A dieta composta por frutos de diversos tamanhos e a capacidade de percorrer cerca de 370 a 720 m por dia (Naranjo 2009), podendo ter áreas de vida que variam em média de 220 a 470 ha (Ayala 2003; Tobler 2008; Medici 2010), fazem da anta uma potencial dispersora de diversas espécies de plantas nos ecossistemas em que habita (Brusius 2009). Além de frutos, a dieta da anta é constituída por fibras, folhas e troncos de árvores jovens (Henry et al. 2000; Tófoli 2006; Bachand et al. 2009). Assim sendo, essa espécie possui uma contribuição essencial para a regeneração de habitats após um distúrbio.

Contudo, ainda há muitas lacunas sobre o uso de habitats em recuperação por antas, especialmente na Amazônia. Estudos sobre o uso de habitat pela anta abordam principalmente aspectos relacionados à declividade do terreno (topos de morros, encostas, planícies) e à umidade da paisagem (habitats secos, úmidos, alagados, rios e riachos) (Salas 1996; Salas e Fuller 1996; Tobler 2002). Armadilhas fotográficas e busca ativa de vestígios em transectos são métodos comuns de amostragem para se avaliar a presença ou ausência de antas (Barea-Azcón et al. 2007; Lyra-Jorge et al. 2008; Espartosa et al. 2011). Entretanto, poucos estudos (Licona et al. 2011; Cove et al. 2013; Cruz et al. 2014) consideraram potenciais variações na probabilidade de detecção da espécie entre os sítios amostrais, o que enviesava as estimativas de uso do habitat pela espécie. Para reduzir as lacunas acerca do conhecimento sobre o uso de habitats por

antas nesses ambientes em regeneração, um método eficaz é o de modelagem de ocupação, que modela as probabilidades de ocupação (aqui denominada uso,  $\psi$  - *psi*) e de detecção ( $p$ ) da espécie em um dado sítio amostral, em função de covariáveis ambientais (Mackenzie et al. 2006). Dessa forma, o modelo de ocupação permite, por exemplo, avaliar o uso de um determinado sítio pela anta em áreas com diferentes estágios de regeneração.

Aqui, utilizamos um protocolo de armadilhamento fotográfico em conjunto com modelos de ocupação para modelar a probabilidade de uso da anta em diferentes estágios de regeneração na Floresta Nacional (FLONA) Saracá-Taquera, inserida no Bioma Amazônia e formada por áreas em diferentes estágios de regeneração de habitats degradados pela exploração de atividades mineradoras. Hipotetizamos que: (1) a anta tem uma maior preferência por áreas reflorestadas em estágios iniciais de regeneração, devido ao seu comportamento de selecionar plantas jovens, mais palatáveis, com altura mais acessível e menos defesas químicas contra a herbivoria (Naranjo 1995; Foerster e Vaughan 2002; Novarino et al. 2005); (2) áreas com fontes de água permanentes apresentam maior probabilidade de serem usadas pela anta, pois utiliza tais ambientes para obter alimento, banhar-se e livrar-se de parasitas (Sekizawa et al. 2006; Medici 2010); e (3) áreas reflorestadas maiores também apresentam maior probabilidade de serem usadas pela anta, uma vez que há maior disponibilidade de recursos, menor competição por alimento e mais refúgios contra predadores (Crawley 1983; Stephens e Krebs 1986; Owen-Smith 2002).

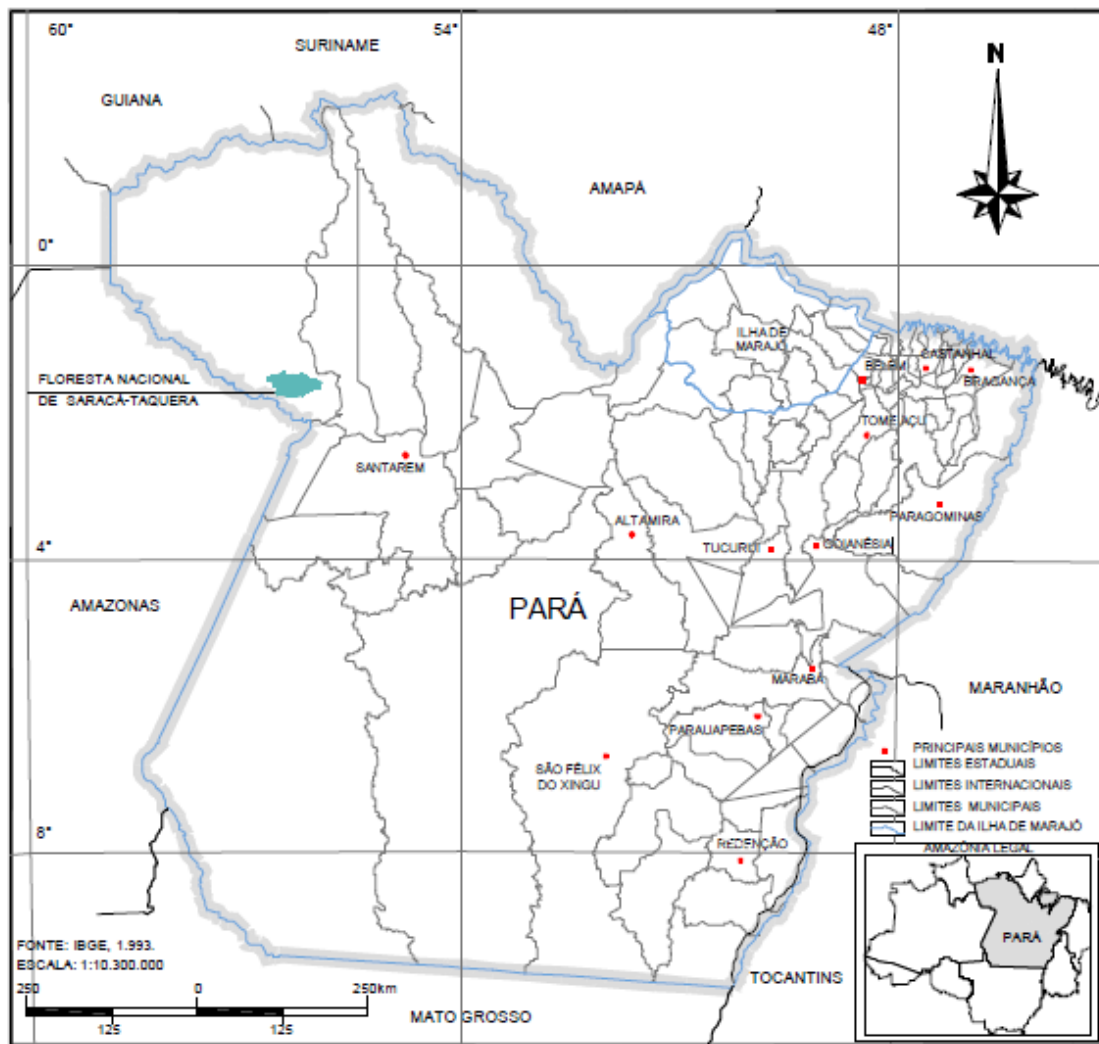
## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **1. Área de Estudo**

O estudo foi realizado na Floresta Nacional Saracá-Taquera, uma Unidade de Conservação (UC) criada em 1989 e localizada no Estado do Pará, norte do Brasil (01°40'S e 56°00'W; Figura 1). A FLONA possui oficialmente 441.282,63 ha (ICMBio 2016) e um grande potencial para a exploração de minérios e recursos madeireiros (IBAMA 2001).

A FLONA Saracá-Taquera está situada entre os municípios de Oriximiná, Faro e Terra Santa, no noroeste do estado do Pará. No geral, a vegetação local pode ser classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, caracterizada por conter dois estratos distintos: um emergente, dominado por *Dinizia excelsa* (Fabaceae), *Bertholletia excelsa* (Lecythidaceae) e *Cedrelinga catanaeformis* (Fabaceae), e outro uniforme, caracterizado pela presença de *Manilkara* spp. (Sapotaceae), *Protium* spp. (Burseraceae) e *Pouteria* spp. (Sapotaceae; IBAMA 2001; Salomão et al. 2007). As espécies das famílias Fabaceae e Sapotaceae são comumente encontradas na dieta de antas da Floresta Amazônica, especialmente os frutos de *Manilkara* spp. e *Pouteria* spp. (Tobler et al. 2010).

O clima da região segundo Koppen é do tipo Am (tropical de monções) (Alvares et al. 2013), isto é, verão úmido e inverno seco e com precipitação média anual em torno de 2.200 mm e temperaturas máximas e mínimas de 35°C e 20°C, respectivamente (Parrota et al. 1997). A FLONA mantém a característica de alojar a grande diversidade de espécies observada para o bioma Amazônia, possuindo cerca de 116 espécies de mamíferos, entre elas 35 espécies de médio e grande porte (Guapindaia 2008).



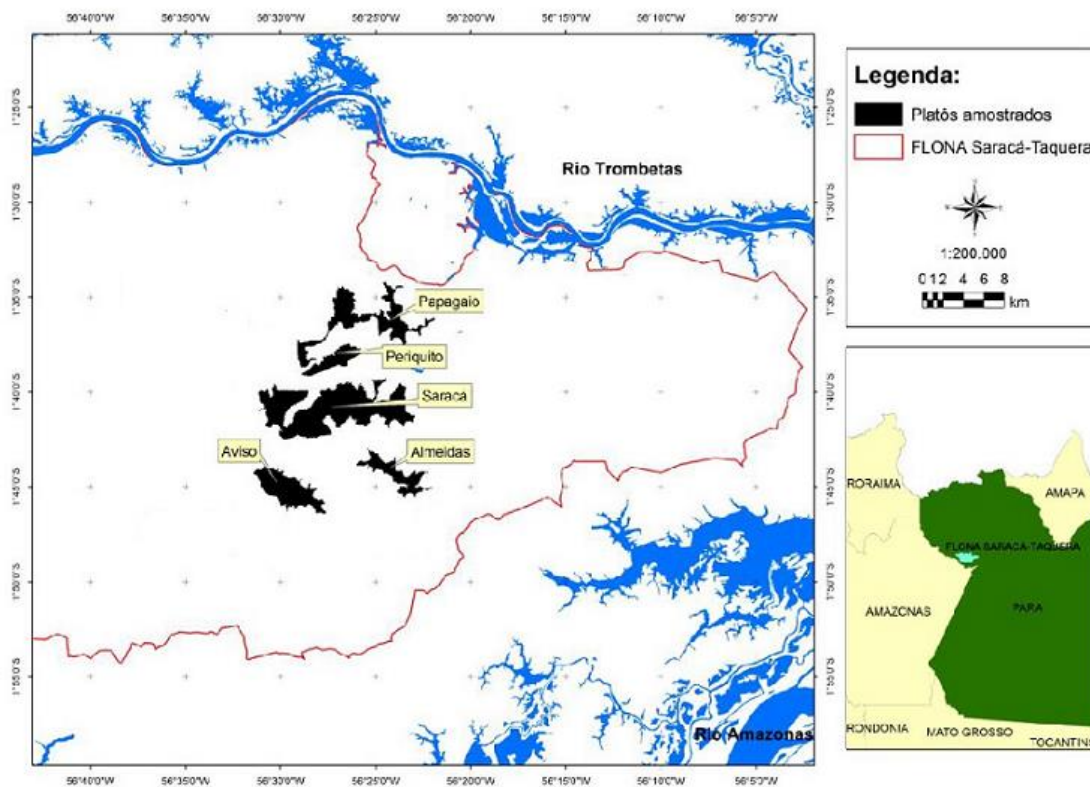
**Figura 1** - Localização da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil. Fonte: IBAMA 2001.

No interior da FLONA, há um consórcio de empresas chamado Mineração Rio do Norte S.A. (MRN) que explora o minério bauxita (principal matéria-prima utilizada na produção de alumina –  $Al_2O_3$  – e de alumínio metálico) desde 1967 nos platôs da região, caracterizados por uma forma de relevo constituída por uma superfície elevada, topo aplainado e encostas íngremes (IBAMA 2001). A área da FLONA engloba a maior mina de minério de bauxita no Brasil, a Mina Porto Trombetas, que produziu, apenas no ano de 2010, mais de 17 milhões de toneladas de bauxita (MRN 2016).

A MRN exerce uma compensação pelos danos ambientais através do reflorestamento de áreas mineradas com espécies arbóreas nativas da Amazônia (IBAMA 2001; Salomão et al. 2007). Após a lavra, inicia-se o processo de restauração da paisagem florestal através do reflorestamento (Salomão et al. 2007). A extração de bauxita não ocorre de maneira homogênea dentro de cada platô da FLONA. Após o

esgotamento da lavra em uma determinada área do platô, outro processo de extração inicia-se em outra região deste. Conseqüentemente, os platôs possuem áreas reflorestadas em diferentes estágios de regeneração (Calaça 2014).

Para o presente estudo, foram amostrados cinco diferentes platôs, denominados informalmente de Almeidas, Aviso, Papagaio, Periquito e Saracá (Figura 2). Almeidas, Aviso, Papagaio e Periquito já tiveram suas explorações encerradas, enquanto que Saracá está em fase de exploração (MRN 2016).



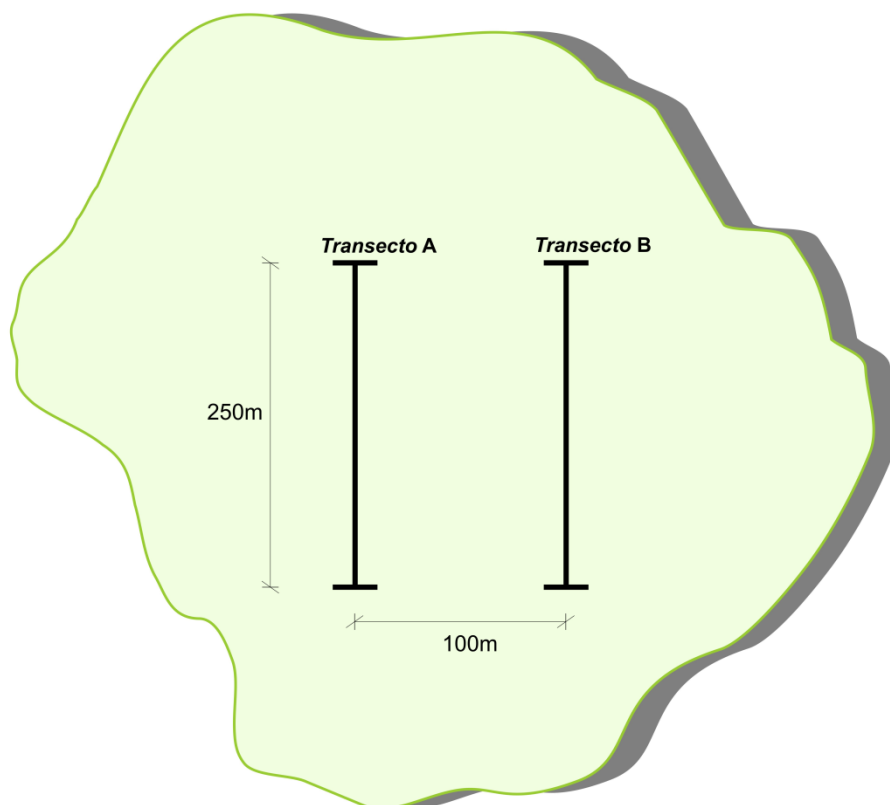
**Figura 2** - Área de estudo evidenciando os cinco platôs amostrados para obter registros de *Tapirus terrestris*. Os platôs estão situados na FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil. Fonte: Calaça 2014, modificado.

## 2. Delineamento amostral e métodos de campo

O estudo foi realizado em duas campanhas anuais, sendo uma na estação seca (de Agosto a Outubro) e outra na chuvosa (de Fevereiro a Abril), tendo um esforço de seis dias por platô em cada estação. De acordo com a disponibilidade de recursos e a logística, a amostragem foi realizada nos seguintes períodos: Setembro e Outubro de

2010; Março de 2011; Agosto e Setembro de 2011; Fevereiro, Março e Abril de 2012; e Setembro e Outubro de 2012, totalizando cinco campanhas.

Para a detecção da anta, utilizamos a busca ativa para a observação direta (visualizações) e indireta (pegadas, fezes e marcas de dentes em embaúbas) da espécie e também utilizamos armadilhas fotográficas (Buckland et al. 1993). Para a amostragem por busca ativa, foram aleatorizadas, por meio de sorteio, unidades amostrais em cada platô. Cada unidade amostral foi composta por dois transectos de 250 m de comprimento e com uma distância mínima de 100 m entre eles (Figura 3). O número de unidades amostrais foi distinto entre os platôs e variou de acordo com o tamanho de cada um deles. Sendo assim, Saracá e Papagaio tiveram seis unidades amostrais, Almeidas e Aviso quatro e Periquito apenas duas (Tabela 1). A distância até a água foi mensurada através da criação de vetores entre as unidades amostrais de cada platô e os corpos d'água mais próximos no programa ArcGIS v.10.3.1 (ESRI 2015). O tamanho dos platôs também foi medido com o auxílio do mesmo programa.



**Figura 3** - Unidade amostral para a busca ativa por anta nas áreas reflorestadas da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil. Fonte: Golder 2009.



**Tabela 1** – Quantidade de unidades amostrais, idade de reflorestamento (Idade), distância até os corpos d'água mais próximos (Dist.Agua), tamanho das áreas reflorestadas (AreaReflor) das unidades amostrais e tamanho de cada platô amostrado na FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.

Platô	Unidade Amostral	Idade (anos)	Distância até a água (m)	Área Reflorestada (ha)	Tamanho do platô (ha)
Saracá	SA1	5	684,76	1,99	4628,35
Saracá	SA2	5	750,00	4,07	4628,35
Saracá	SA3	16	366,20	5,75	4628,35
Saracá	SA4	20	807,77	7,16	4628,35
Saracá	SA5	29	782,30	9,08	4628,35
Saracá	SA6	27	657,95	13,6	4628,35
Papagaio	PA1	4	295,47	2,26	2084,50
Papagaio	PA2	5	642,03	2,52	2084,50
Papagaio	PA3	10	603,74	4,90	2084,50
Papagaio	PA4	10	362,49	6,70	2084,50
Papagaio	PA5	13	150,00	6,90	2084,50
Papagaio	PA6	13	331,36	30,64	2084,50
Almeidas	AL1	8	256,32	4,02	802,93
Almeidas	AL2	8	180,00	4,76	802,93
Almeidas	AL3	5	408,04	7,59	802,93
Almeidas	AL4	5	480,00	8,00	802,93
Aviso	AV1	4	391,15	2,53	1447,07
Aviso	AV2	5	829,76	3,99	1447,07
Aviso	AV3	7	630,00	6,24	1447,07
Aviso	AV4	8	865,85	9,69	1447,07
Periquito	PE1	8	872,07	4,77	659,99
Periquito	PE2	9	284,60	5,84	659,99

Os transectos foram percorridos durante seis dias consecutivos no período diurno (entre 7:00 e 11:00 e 13:00 e 17:00) e no período noturno (entre 19:00 e 22:00). Todos os transectos das unidades amostrais de cada platô foram percorridos todos os dias, ou seja, todas as unidades do platô foram amostradas por dia. As informações referentes à detecção (1) ou não (0) da anta eram anotadas durante a busca ativa por indícios da espécie (pegadas, fezes e marcas de dentes em embaúbas). Estes eram posteriormente apagados e descartados para que não fossem reconsiderados ao longo das ocasiões.

Como método complementar, foram instaladas duas armadilhas fotográficas digitais da marca Bushnell (modelo Trophy Cam) nos dois transectos de cada unidade amostral, a cerca de 30 cm do solo, sendo empregadas 1320 câmeras/dias de esforço amostral. Uma câmera foi instalada no início do primeiro transecto e a outra no final do segundo transecto, de modo a manter uma distância mínima de 250 m entre elas. Iscas foram utilizadas para maximizar a detecção durante o período de amostragem. A isca consistiu de uma mistura de creme de amendoim ou paçoca, banana, sardinhas, abacaxi e bacon. As armadilhas fotográficas foram instaladas no início de cada campanha e removidas para verificação dos registros após as seis noites consecutivas de coleta de dados.

### **3. Modelagem das probabilidades de uso ( $\psi$ ) e detecção ( $p$ ) da anta em função de variáveis preditoras**

#### **3.1. Análises preliminares**

Para construir a matriz de históricos de detecção (1 para detectada e 0 para não detectada), foram contabilizados os registros de busca ativa por indícios de anta e de amostragem por armadilhas fotográficas para cada uma das ocasiões de captura em cada unidade amostral (Otis et al. 1978). A nossa matriz de captura consistiu de cinco ocasiões primárias (estações seca ou chuvosa de cada ano amostrado) formadas por seis ocasiões secundárias cada (dias de coleta em cada mês do ano amostrado, seja ele dentro da estação seca ou chuvosa).

Essa matriz de detecção foi importada para o programa MARK (White e Burnham 1999), no qual estimou-se a probabilidade de uso do habitat pelas antas nas áreas em regeneração da FLONA. A seleção de modelos baseou-se no Critério de Informação de Akaike (*Akaike's Information Criterion* – AIC), corrigido para amostras pequenas (AICc), sendo que a diferença relativa do AICc entre modelos ( $\Delta AICc$ ) e os pesos associados dos modelos (AICc weight) foram utilizados para avaliar os modelos de melhor suporte (Burnham e Anderson 2002).

Já que a anta é um mamífero de grande porte, que requer áreas de vida maiores que a atual configuração das nossas unidades amostrais (Tobler 2008; Abdul Ghani 2009; Naranjo 2009), interpretamos o parâmetro ocupação ( $\psi$ ) como a probabilidade de

uso ( $\psi$ ) e o parâmetro detecção ( $p$ ) como uma aproximação da intensidade ou frequência de uso da anta nas nossas unidades amostrais (Mackenzie et al. 2006).

Para testar a premissa de que a probabilidade de uso das unidades amostrais pela anta foi estática entre as ocasiões primárias (Mackenzie et al. 2002), ou seja, sem taxas de probabilidades de extinção ( $\varepsilon$ ) e colonização ( $\gamma$ ) das unidades amostrais pela espécie entre as ocasiões primárias, utilizamos o modelo *multi-season* (Mackenzie et al. 2003). Para tal, foram criados modelos onde  $\varepsilon$  e  $\gamma$  eram estimados (modelo dinâmico) ou onde eram fixados com “0” (modelo estático). O modelo mais parcimonioso foi o dinâmico ( $\Delta AICc$  do modelo estático = 154,33). Sendo assim, permanecemos utilizando o modelo *multi-season* nas análises subsequentes.

Na mesma análise exploratória, testamos se utilizaríamos as detecções de anta provenientes da amostragem por armadilhas fotográficas ou por busca ativa. Para tal, os dois métodos de amostragem foram modelados como uma covariável de amostragem na detecção. O modelo mais parcimonioso indicou que o método da busca ativa teve uma probabilidade de detecção ( $p = 0,30$ ) 10 vezes maior que o método de armadilhas fotográficas ( $p = 0,03$ ). Finalmente, foi testado se houve diferença na probabilidade de detecção da anta entre as estações seca e chuvosa (isto é, entre as ocasiões primárias) e concluiu-se, através do modelo mais parcimonioso, que a probabilidade de detecção da anta foi constante ao longo das estações ( $\Delta AICc$  para o modelo com a detecção variando entre as estações = 147,36). Desse modo, nas análises subsequentes foram consideradas apenas as detecções provenientes do método de busca ativa, suprimindo os registros por armadilhas fotográficas, e não foram considerados modelos com diferentes probabilidades de detecção entre as estações.

### 3.2. Análises principais

Utilizamos três covariáveis para modelar  $\psi$ ,  $\varepsilon$ ,  $\gamma$  e  $p$ : a idade de reflorestamento nas unidades amostrais (Idade), a distância entre as unidades amostrais e os corpos d’água mais próximos – rios, lagos, represas – (Dist.Agua), e o tamanho da área reflorestada de cada unidade amostral (AreaReflor; Tabela 1). O modelo *multi-season* estima o parâmetro lambda ( $\lambda$ ), o qual interpretamos como sendo a probabilidade da expansão da distribuição da anta nos sítios amostrais ao longo das ocasiões primárias.

Foi feita uma análise de correlação de Pearson para investigar a presença de colinearidade entre as covariáveis e, assim, desenvolver o conjunto de modelos a ser testado. Os resultados não indicaram correlação entre as covariáveis escolhidas ( $r < 0,50$  em todos os casos), logo, mantivemos todas as covariáveis no conjunto de modelos.

Uma vez que essas covariáveis podem afetar os parâmetros  $\psi$ ,  $\varepsilon$ ,  $\gamma$  e  $p$  separadamente ou combinadas, foram efetuadas todas as combinações possíveis de modelos aditivos com as três covariáveis selecionadas (Idade, Dist.Água e AreaReflor; Doherty et al. 2012). Para tal, hipotetizamos que a anta deixe de usar um sítio ( $\varepsilon$ ) em estágio inicial de regeneração quando a disponibilidade e a qualidade dos recursos daquele local não mais atenderem aos critérios de seleção da espécie, que prefere plantas jovens, com menor altura e que investem mais na produção primária do que em defesas químicas contra a herbivoria (Henry et al. 2000; Tófoli 2006; Bachand et al. 2009); que a anta possua uma menor probabilidade de deixar de usar um sítio em áreas com fontes de água permanentes, por utilizá-las como estratégia de termorregulação (Western 1975; Valeix et al. 2007), para obter alimento, banhar-se e livrar-se de parasitas (Sekiyama et al. 2006; Medici 2010); e que a anta use menos um sítio com áreas reflorestadas menores, uma vez que há menor disponibilidade de recursos e maior competição por alimento (Crawley 1983; Stephens e Krebs 1986; Owen-Smith 2002). Para  $\gamma$ , hipotetizamos que a anta comece a usar um sítio em estágio inicial de regeneração devido aos seus critérios de seleção de plantas; que a anta possua uma maior probabilidade de começar a usar sítios mais próximos à água, por possuir hábitos associados a esse recurso; e que a espécie possua uma maior probabilidade de começar a usar sítios com áreas reflorestadas maiores. Finalmente, para  $p$ , hipotetizamos que a detecção possa estar relacionada ao fato de a espécie ser atraída para áreas de menor idade de reflorestamento, mais próximas a corpos d'água e maiores, o que provocaria uma maior movimentação da anta, aumentando a probabilidade de detectá-la.

A partir de todas as combinações possíveis de modelos aditivos, foi feita uma avaliação do peso acumulativo das covariáveis ( $w+$ ) para verificar qual delas seria mais explicativa nos modelos que tiveram melhor suporte em relação ao objeto de estudo (Doherty et al. 2012). Para testar a violação da premissa de falta de independência (*overdispersion*) entre os registros de anta nas unidades amostrais, utilizamos o teste *goodness-of-fit* (Mackenzie e Bailey 2004) no programa PRESENCE 10.3 (Hines 2015), o qual indica ausência de *overdispersion* quando o valor de  $\hat{c}$  é próximo a "1" e o  $p > 0,05$ .

## RESULTADOS

Os registros de anta entre as nossas unidades amostrais foram independentes ( $\chi^2 = 76,29$ ;  $\hat{c} = 1,28$  e  $p = 0,08$ ).

No geral, foram empregados 330 km de esforço amostral através de observações diretas e indiretas conduzidas em transectos lineares. Todas as combinações possíveis de modelos aditivos resultaram em 795 modelos (Tabela 2). Nós tivemos incerteza entre os modelos devido aos valores próximos do peso do AICc (Tabela 2), no entanto, a idade de reflorestamento das áreas em regeneração foi a covariável mais explicativa para as probabilidades de uso ( $\psi$ ;  $w+ = 0,96$ ) e colonização ( $\gamma$ ;  $w+ = 0,83$ ) da anta (Tabela 3). Houve uma evidência limitada para o efeito da idade de reflorestamento das áreas em regeneração na extinção ( $\varepsilon$ ;  $w+ = 0,29$ ) e na detecção ( $p$ ;  $w+ = 0,35$ ) da espécie nos sítios amostrados. Houve pouca evidência da influência das demais covariáveis testadas (Dist.Agua e AreaReflor) sobre os parâmetros avaliados ( $w+ < 0,25$ ; Tabela 3).

**Tabela 2** – Dez modelos mais parcimoniosos utilizados para modelar as probabilidades de uso ( $\psi$ ), extinção ( $\varepsilon$ ), colonização ( $\gamma$ ) e detecção ( $p$ ) da anta em cinco platôs da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.

Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	Peso do AICc	Número de parâmetros	Desvio
$\psi(\text{Idade})+\gamma(\text{Idade})+p(\text{Idade})$	634,85	0	0,05	7	483,74
$\psi(\text{Idade})+\varepsilon(\text{Idade})+\gamma(\text{Idade})+p(\text{Idade})$	635,14	0,29	0,04	8	481,71
$\psi(\text{Idade}+\text{AreaReflor})+\gamma(\text{Idade})+p(\text{Idade})$	635,24	0,39	0,04	8	481,80
$\psi(\text{Idade})+\varepsilon(\text{Idade})+\gamma(\text{Idade})$	635,33	0,48	0,04	7	484,22
$\psi(\text{Idade}+\text{Dist.Agua})+\gamma(\text{Idade})+p(\text{Idade})$	635,75	0,90	0,03	8	482,32
$\psi(\text{Idade}+\text{AreaReflor})+\varepsilon(\text{Idade})+\gamma(\text{Idade})$	635,82	0,97	0,03	8	482,39
$\psi(\text{Idade})+\gamma(\text{Idade})$	636,01	1,16	0,03	6	487,19
$\psi(\text{Idade})+\varepsilon(\text{AreaReflor})+\gamma(\text{Idade})+p(\text{Idade})$	636,30	1,45	0,03	8	482,87
$\psi(\text{Idade}+\text{Dist.Agua})+\varepsilon(\text{Idade})+\gamma(\text{Idade})$	636,32	1,47	0,03	8	482,89
$\psi(\text{Idade}+\text{AreaReflor})+\gamma(\text{Idade})$	636,57	1,72	0,02	7	485,47

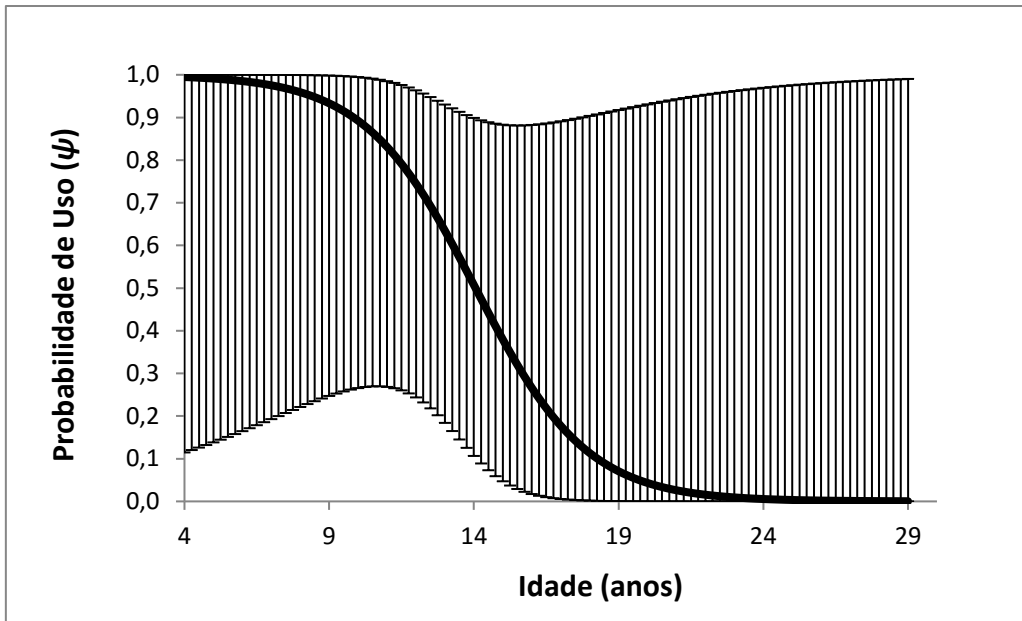
“Idade” significa idade de reflorestamento das unidades amostrais; “Dist.Agua” é a distância entre as unidades amostrais e os corpos d’água mais próximos; e “AreaReflor” é o tamanho da área reflorestada de cada unidade amostral.

**Tabela 3** – Peso acumulativo de AICc para as variáveis utilizadas para modelar as probabilidades de uso ( $\psi$ ), extinção ( $\varepsilon$ ), colonização ( $\gamma$ ) e detecção ( $p$ ) da anta em cinco platôs da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.

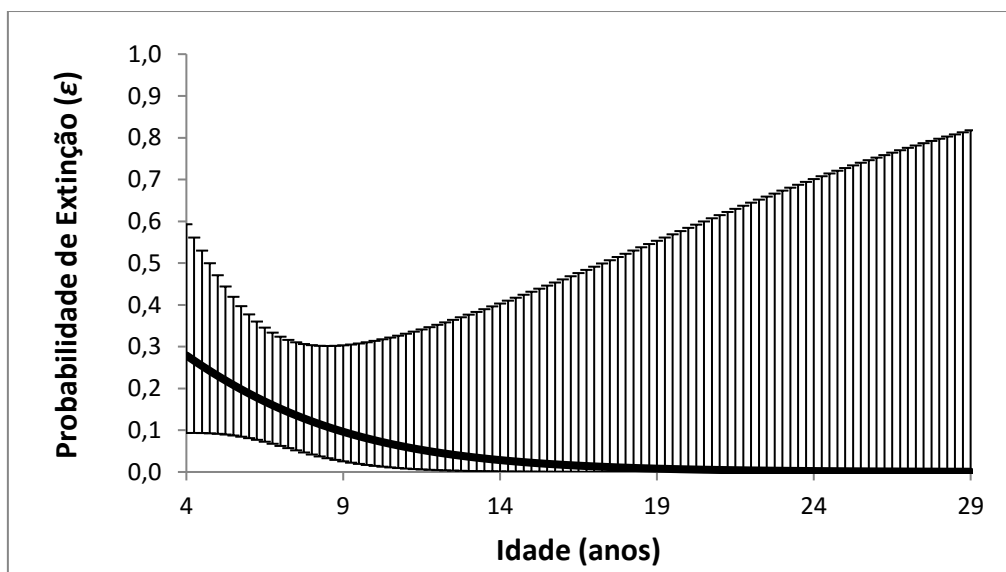
Covariáveis	Peso acumulativo do peso do	
	AICc (%)	
<b><math>\psi</math></b>		
Idade		96,41
Dist.Agua		15,69
AreaReflor		19,19
<b><math>\varepsilon</math></b>		
Idade		29,29
Dist.Agua		11,76
AreaReflor		17,61
<b><math>\gamma</math></b>		
Idade		83,42
Dist.Agua		10,20
AreaReflor		24,50
<b><math>p</math></b>		
Idade		35,21
Dist.Agua		10,39
AreaReflor		10,81

As estimativas de uso ( $\psi$ ), extinção ( $\varepsilon$ ), colonização ( $\gamma$ ) e detecção ( $p$ ) modeladas a partir da covariável “Idade” foram obtidas usando o modelo mais parcimonioso, que incluiu todos os parâmetros de interesse e essa covariável (modelo 2; Tabela 2). Os nossos dados indicam claramente que sítios amostrais localizados em áreas em estágios iniciais de regeneração (<10 anos; Figuras 4, 5 e 6) possuem maior probabilidade de serem usados pela anta ( $\psi$ ), maior probabilidade de que a espécie deixe de usá-los ( $\varepsilon$ ) e maior probabilidade de que esta comece a usá-los ( $\gamma$ ), quando comparados com sítios amostrais localizados em áreas em estágios avançados de regeneração (>10 anos; Figuras 4, 5 e 6). A probabilidade de detecção ( $p$ ), entretanto, foi maior para os sítios localizados em estágios avançados de regeneração, apesar do baixo suporte ( $w_+ = 0,35$ ; Tabela 3; Figura 7).

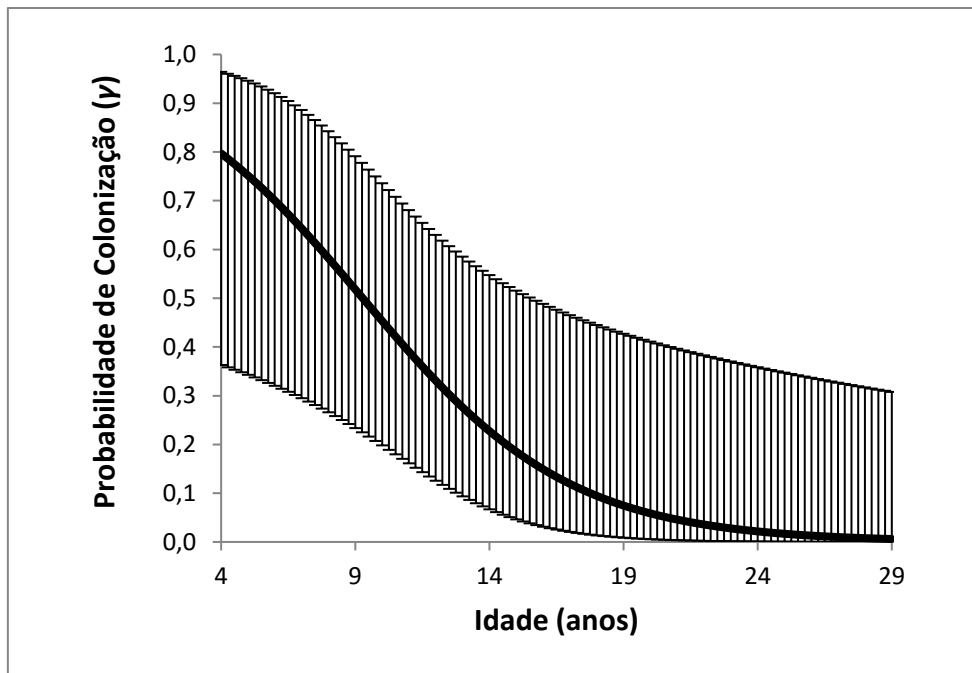
A taxa de expansão da distribuição da anta nas unidades amostradas ( $\lambda$ ; Figura 8) e a probabilidade de uso ( $\psi$ ; Figura 9) da espécie ao longo das ocasiões primárias, por sua vez, permaneceram constantes.



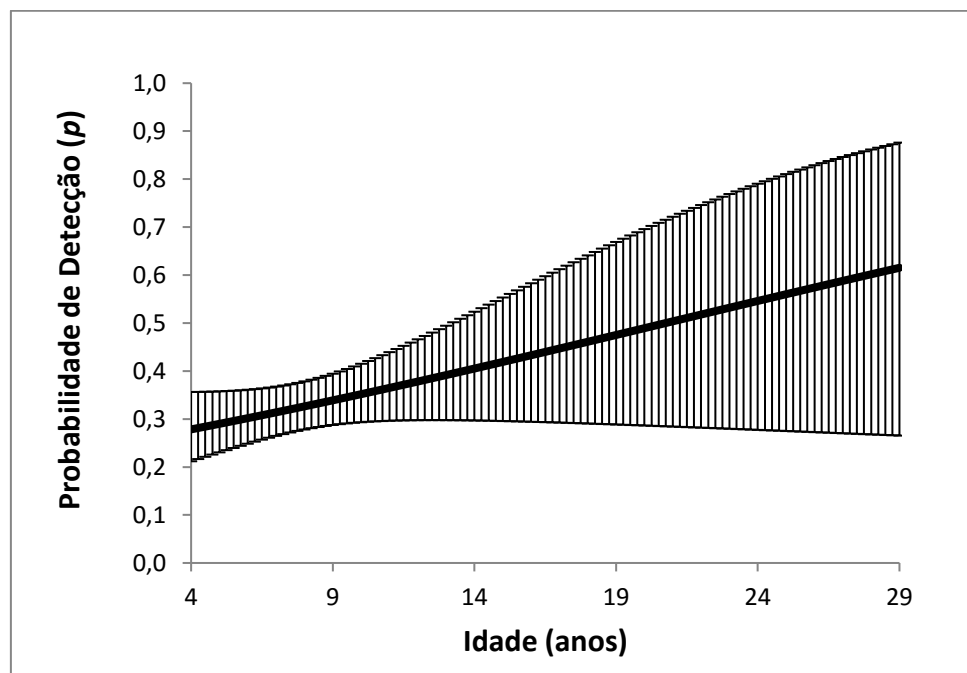
**Figura 4** – Estimativa da covariável “Idade” sobre a probabilidade de uso ( $\psi$ ) da anta em cinco platôs da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.



**Figura 5** – Estimativa da covariável “Idade” sobre a probabilidade de extinção ( $\epsilon$ ) da anta em cinco platôs da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.

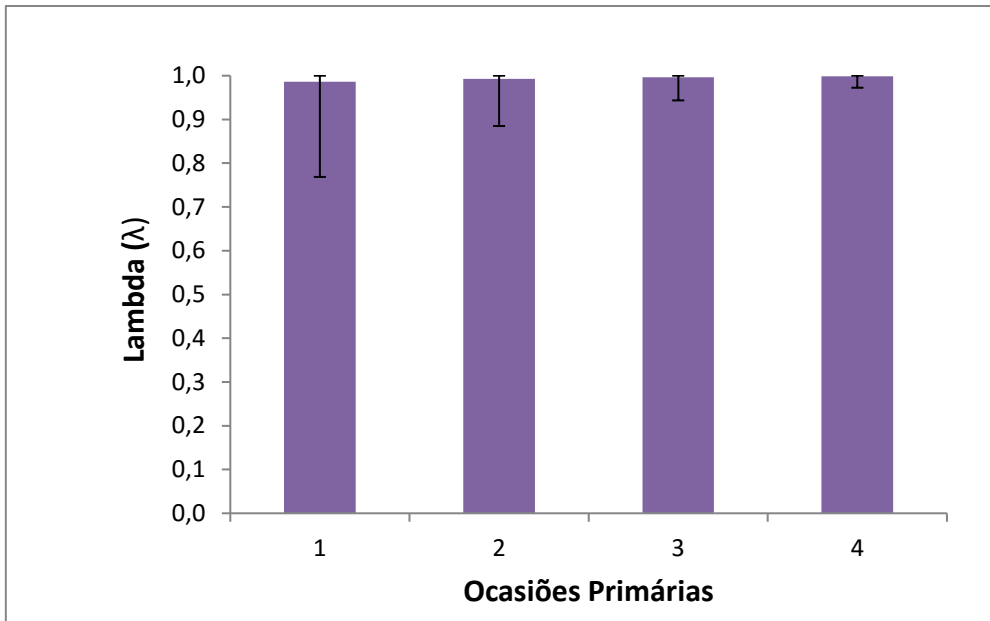


**Figura 6** – Estimativa da covariável “Idade” sobre a probabilidade de colonização ( $\gamma$ ) da anta em cinco platôs da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.

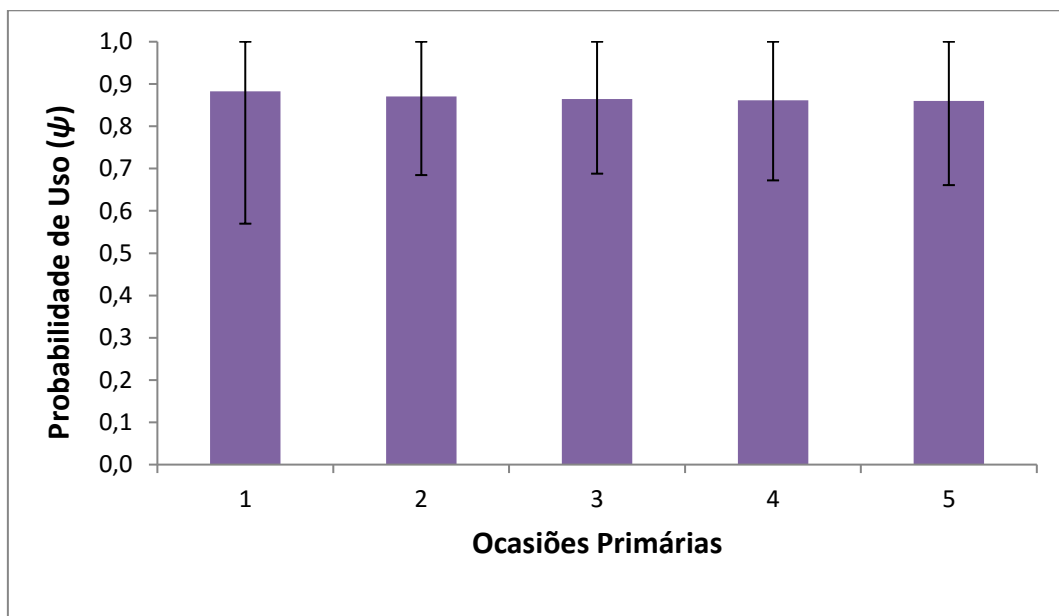


**Figura 7** – Estimativa da covariável “Idade” sobre a probabilidade de detecção ( $p$ ) da anta em cinco platôs da FLONA Saracá-Taquera, Pará, Brasil.





**Figura 8** – Taxa de expansão da distribuição ( $\lambda$ ) da anta nas unidades amostradas ao longo das ocasiões primárias.



**Figura 9** – Probabilidade de uso ( $\psi$ ) da anta nas unidades amostradas ao longo das ocasiões primárias.

## DISCUSSÃO

O padrão encontrado para as probabilidades de uso ( $\psi$ ) e de colonização ( $\gamma$ ) da anta tem explicações ecológicas plausíveis baseadas nas características da espécie. Tal padrão corroborou a hipótese de que a espécie tem uma maior preferência por áreas reflorestadas em estágios iniciais de regeneração. A anta possui o hábito típico florestal, habitando desde florestas de galeria a florestas tropicais de baixas elevações, além de áreas sazonalmente inundáveis (Eisenberg 1989; Medici 2010). As florestas ripárias são ambientes de extrema importância para a anta (Medici 2010). Da mesma maneira, florestas de palmeiras constituem um dos habitats mais importantes para esses animais (Fragoso 1997). No entanto, a espécie também correlaciona-se positivamente com áreas de vegetação secundária, mesmo com amplas áreas de mata primária disponíveis (Naranjo 1995; Foerster e Vaughan 2002; Novarino et al. 2005). Outros estudos também demonstraram que a espécie seleciona áreas secundárias ou em fases iniciais de regeneração para forragear ou se deslocar entre fragmentos florestais (Fragoso 1991; Padilla e Dowler 1994; Morais 2006). Áreas secundárias possuem vegetação de menor porte, com uma altura mais acessível à alimentação da anta, constituída principalmente por folhas, frutos e fibras de troncos de árvores jovens (Janzen 1982; Salas e Fuller 1996; Tobler 2002). Dessa forma, a anta deve maximizar seu ganho energético e minimizar o custo com a procura selecionando manchas em estágios mais iniciais de regeneração, onde a produtividade primária é maior nos estratos mais baixos da floresta, ao contrário dos estágios mais avançados de regeneração, onde a produtividade primária é concentrada no dossel da floresta (Bodmer 1989). Adicionalmente, nos platôs da FLONA, a exploração de bauxita resulta em enormes clareiras abertas dentro da floresta. Há indícios de que a anta utilize e prefira clareiras dentro de florestas maduras, onde tendem a consumir a maior parte das plantas (Hilbert et al. 2011), já que estas apresentam altas taxas de produção de folhas e investem menos em defesas contra herbívoros (Coley e Barone 1996). O forrageio seletivo sobre plantas em áreas de clareira é um comportamento comum desenvolvido por antas, sendo que a frequência e o tempo de forrageio dentro desses locais são maiores do que em florestas em estágios de regeneração mais avançados (Salas 1996; Salas e Fuller 1996). Além disso, a atividade de extração de bauxita remove camadas de vegetação original, rompendo a conectividade do habitat nos platôs e dificultando o acesso aos outros trechos de mata.

Nesse cenário, as antas podem usar essas áreas em recuperação florestal também para se deslocar entre os blocos de mata mais preservada.

Assim, a preferência da anta por sítios amostrais onde o processo de regeneração está em fase inicial pode facilitar a re-estruturação da dinâmica de ecossistemas degradados. Uma vez que despende cerca de 90% de seu período ativo forrageando e percorrendo cerca de 370 a 720 m por dia em busca de recursos (Ayala 2003; Tobler 2008; Medici 2010), a anta pode ser responsável pela translocação de nutrientes entre habitats através da deposição de fezes em ambientes aquáticos e terrestres (Luca 2012). As fezes, por exemplo, são mais facilmente decompostas do que o material vegetal da serapilheira devido à razão favorável de carbono/nitrogênio destas (Pastor et al. 1993; Hobbs 1996; Frank e Groffman 1998). Como consequência, o fluxo de nutrientes no ecossistema pode ficar mais acelerado (Day e Detling 1991; Hobbs 1996; Frank et al. 2000), aumentando a produtividade primária das plantas. Dessa forma, a anta pode translocar nutrientes dos estágios iniciais de regeneração, onde despende maior parte do seu tempo ativo forrageando, para os mais avançados, onde pode ocorrer a deposição de suas fezes, e contribuir para o restabelecimento da vegetação e de outras espécies em habitats em recuperação. Sendo assim, atua como “engenheira”, potencializando a restauração de áreas degradadas (Fragoso e Huffman 2000; Guimarães et al. 2008; Taber et al. 2007).

Ao contrário do esperado por nosso estudo, as outras duas covariáveis testadas (Dist.Água e AreaReflor) não tiveram suporte nas análises, não corroborando as hipóteses de que a anta possua uma maior probabilidade de uso ( $\psi$ ), colonização local ( $\gamma$ ) e detecção ( $p$ ) em sítios amostrais mais próximos à água ou em sítios amostrais com maiores áreas reflorestadas. Do mesmo modo, essas duas covariáveis não corroboraram a hipótese de que a extinção local ( $\varepsilon$ ) da anta seja menor em sítios (ou unidades) amostrais mais próximos da água ou em sítios amostrais com maiores áreas reflorestadas. A água pode não ter sido importante porque é um recurso abundante na área de estudo. Ou seja, todas as unidades amostrais estão próximas à água (Tabela 1), não sendo este um recurso limitante ou que influencie os parâmetros considerados.

Do mesmo modo, o tamanho das áreas reflorestadas de cada unidade amostral pode não ter sido suficientemente grande para influenciar o uso pela anta, sendo a maior área com apenas 30,64 ha (Tabela 1). Uma vez que a área de vida da espécie varia em média de 220 a 470 ha (Ayala 2003; Tobler 2008; Medici 2010), a anta deve estar usando e deixando de usar igualmente todas as unidades amostrais. Além disso, a anta

deve selecionar tais unidades de acordo com a melhor qualidade do alimento, idade de regeneração e o menor custo energético com a procura (Crawley 1983; Stephens e Krebs 1986; Owen-Smith 2002), e não de acordo com o seu tamanho.

A detecção da anta através da busca ativa por vestígios é um método mais eficiente do que o uso de armadilhas fotográficas, conforme sugerido por Luca (2012) e também por nossas análises preliminares. Porém, o número limitado de armadilhas fotográficas no presente estudo pode ter contribuído para a baixa detecção da espécie com esse método, assim como já sugerido por outros trabalhos (Shannon et al. 2014).

A taxa de expansão da distribuição da anta nas unidades amostradas ( $\lambda$ ) e a probabilidade de uso ( $\psi$ ) da espécie entre as ocasiões primárias permaneceram constantes e isso pode estar relacionado a valores similares de  $\gamma$  e  $\varepsilon$ . Apesar de a covariável “Idade” ter tido um melhor suporte para explicar a variação em  $\varepsilon$  ( $w_+ = 0,29$ ) ao longo das ocasiões primárias, é possível que alguma outra covariável não medida por nossas análises interfira com maior peso sobre  $\varepsilon$  e faça com que as estimativas deste parâmetro sejam similares a  $\gamma$ . Ou seja, é possível que a rotatividade de uso da anta nos sítios amostrais seja alta, de modo que tanto a probabilidade de colonização ( $\gamma$ ) quanto a de extinção ( $\varepsilon$ ) sejam rápidas, tornando as taxas de  $\lambda$  e  $\psi$  similares ao longo das ocasiões primárias.

No cenário atual, onde há uma intensa demanda por áreas de agricultura, criação de gado e exploração de recursos (Davies et al. 2006; Gorenflo e Brandon 2006; Dirzo et al. 2014), é imprescindível que se alie a atividade antrópica à conservação da biodiversidade, com estratégias práticas, efetivas e com menos custos para produtores rurais e empresas exploradoras de recursos naturais (Soares-Filho et al. 2014). Devido à histórica exploração desenfreada desses recursos, muitas paisagens de florestas tropicais, como a Mata Atlântica, já ultrapassaram o limiar de fragmentação (Fahrig 2003) e agora possuem pouco potencial para manter a biodiversidade nativa se os fragmentos isolados não forem reconectados, renovando a possibilidade de haver fluxos ecológicos entre eles (Metzger e Décamps 1997). Consequentemente, com o propósito de reduzir a degradação ambiental e sustentar a manutenção da biodiversidade nativa nos fragmentos florestais remanescentes, é importante ressaltar o papel chave da restauração ecológica para a conservação da biodiversidade (Chazdon 2008).

A restauração em larga escala é importante em biomas onde o funcionamento dos ecossistemas tem sido comprometido e uma vasta porção da biodiversidade nativa tem se tornado severamente ameaçada (MA 2005). Em áreas com grande potencial para

a exploração de recursos, como os platôs da FLONA Saracá-Taquera, a restauração ecológica em larga escala faz-se necessária, mas desde que a meta seja a restauração plena de ecossistemas degradados, e não apenas a reabilitação funcional ou o reflorestamento. A atenção para a vasta riqueza da biodiversidade nativa deve ser incorporada aos esforços de restauração (Kanowski et al. 2003; Larjavaara 2008). Isso é necessário para renovar a capacidade de perpetuação das florestas, para que auxiliem no funcionamento dos ecossistemas e na evolução adaptativa, bem como no fornecimento contínuo dos serviços ecossistêmicos para as atividades humanas (Loreau et al. 2001; Rey Benayas et al. 2009; Wright et al. 2009).

Como a restauração ecológica tem se tornado um método relevante para a conservação biológica, a escolha adequada de espécies da flora nativa durante esse processo, que podem beneficiar espécies da fauna nativa, como a anta (Pires-O'Brien e O'Brien 1995; Salomão et al. 2007), é fundamental para a recuperação de áreas degradadas e a facilitação de recursos para outras espécies. Em estudo desenvolvido por Salomão e colaboradores (2007), verificou-se que todas as espécies de plantas utilizadas nas áreas de restauração florestal da FLONA são frutíferas. Muitas delas, como *Bellucia grossularioides* (goiaba-de-anta), *Ficus guianensis* (apuí), *Pouteria* sp., *Onychopetalum amazonicum* (envira conduru) e *Cecropia* sp. (embaúbas), são comuns na dieta de antas (Tobler et al. 2010) e em estágios iniciais de regeneração. Ou seja, a anta possui um potencial de contribuir com a regeneração e expansão florestal local, atuando como “engenheira” desses ecossistemas.

Diante disso, manter populações viáveis de anta na Floresta Amazônica, onde ainda não foi classificada dentro de uma categoria de ameaça, é imprescindível para garantir a restauração e a qualidade dos habitats. Nesse bioma, essa espécie enquadra-se na categoria “Menos Preocupante” (LC) de acordo com os critérios da IUCN (International Union for the Conservation of Nature). Contudo, caso persistam as tendências atuais de perda de habitat e pressões de caça na Amazônia, é possível que ela seja incluída em alguma categoria de ameaça no futuro (Medici et al. 2012). Em âmbito nacional, a anta já se enquadra como “Vulnerável” (VU), segundo a Portaria nº 444/2014 do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio 2014). Portanto, uma vez que o cenário atual do bioma é de inevitáveis transformações da paisagem, provocadas pela intensa demanda antrópica, conservar espécies como a anta, que auxiliam no processo de regeneração de habitats degradados, trata-se de uma medida urgente.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Nossos resultados principais mostraram que a anta seleciona habitats em processo de regeneração inicial após a degradação provocada pela extração de bauxita nos platôs da FLONA Saracá-Taquera. De acordo com a Teoria de Forrageio Ótimo (Stephens e Krebs 1986), a espécie prefere áreas com maior qualidade e disponibilidade de alimento, onde maximizará o ganho energético e terá menos gasto com a procura, captura e ingestão do alimento. Sendo assim, os sítios mais jovens amostrados por nosso estudo dispõem da qualidade necessária ao uso pela anta.

Diante disso, é possível investir em estratégias de manejo e conservação da espécie considerando a relevância de áreas em estágios iniciais de regeneração para os seus requerimentos ecológicos. A implementação de corredores de biodiversidade nessas áreas poderia proteger e manter populações viáveis de anta em habitats já muito alterados pela atividade antrópica, reduzindo o isolamento de populações pequenas e ampliando a conectividade estrutural e funcional entre os fragmentos remanescentes. De acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012), os produtores rurais e empresas exploradoras de recursos naturais devem garantir a proteção aos cursos d'água dentro das Áreas de Proteção Permanente (APPs). Ao norte da FLONA Saracá-Taquera, localiza-se a Reserva Biológica do Rio Trombetas, sendo ambas as UCs ligadas por esse rio. Como as florestas ripárias são ambientes de extrema importância para a anta, manter o entorno do Rio Trombetas sob proteção legal, passível de punição se não cumprida, deve ser uma medida prática e eficaz.

Segundo a Lei nº 9.985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), a Floresta Nacional é uma UC de uso direto, que permite a coleta e o uso comercial dos recursos naturais, e sustentável, que permite a “exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a biodiversidade e os demais atributos ecológicos de forma socialmente justa e economicamente viável”. Em vista disso, a adoção de métodos de reflorestamento como os utilizados pela MRN também por outras empresas exploradoras de recursos naturais seria uma estratégia perspicaz de compensação ambiental, de modo a garantir a perenidade dos recursos e dos processos ecológicos. Logo, estudos futuros precisam investigar outras áreas de compensação ambiental a fim

de avaliar o uso pelas antas e a consequente potencialização da recuperação provocada pelas características ecológicas da espécie.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdul-Ghani, S. K. 2009. Home range size, density estimation and behaviour of Malayan tapirs (*Tapirus indicus*) at Krau Wildlife Reserve. Dissertação de Mestrado, University of Science, Malaysia.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J e Sparovek, G. 2013. Koppen's climate classification map for Brazil. *Metereologische Zeitschrift* 22 (6):711-728.

ARPA. 2008. Programa Áreas Protegidas da Amazônia. [www.mma.gov.br/arpa](http://www.mma.gov.br/arpa) Dados consultados em Janeiro de 2016.

Ayala, G. M. C. 2003. Monitoreo de *Tapirus terrestris* en el Izozog (Cerro Cortado) mediante el uso de telemetria como base para un plan de conservación. Dissertação de Mestrado, Universidad Mayor de San Andres, Santa Cruz, Bolivia.

Bachand, M., Trudel, O. C., Anseau, C. e Almeida-Cortez, J. 2009. Dieta de *Tapirus terrestris* Linnaeus em um fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 7 (2):188-194.

Balmford, A., Green, R. e Phalan, B. 2012. What conservationists need to know about farming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279:2714-2724.

Barea-Azcón, J. M., Virgós, E., Ballesteros-Duperón, E., Moleón, M. e Chiroso, M. 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Biodiversity and Conservation* 16:1213-1230.

Bodmer, R. E. 1989. Ungulate biomass in relation to feeding strategy within Amazonian forests. *Oecologia* 81:547-550.

Bruno, S. F. Ed. 2008. *100 animais ameaçados de extinção no Brasil – e o que você pode fazer para evitar*. São Paulo: Ediouro.

Brusius, L. 2009. Efetividade de dispersão por antas (*Tapirus terrestris*): Aspectos comportamentais de deposição de fezes e germinação de sementes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. e Laake, J. L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London: Chapman and Hall.

Burnham, K. P. e Anderson, D. R. Eds. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretical approach. New York: Springer-Verlag.

Calaça, A. M. 2014. Padrões de distribuição local e de diversidade funcional de mamíferos na Amazônia Central. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

Caproni, A. L., Franco, A. A., Berbara, R. L. L., Trufem, S. B., Granha, J. R. D. O. e Monteiro, A. B. 2003. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38 (12):1409-1418.

Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460.

Coley, P. D. e Barone, J. A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:305-335.



Connell, J. H. 1970. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: *Dynamics of Population*. Boer, P. J. D. e Gradwell, G. R. (Eds.). Wageningen: Pudoc.

Cove, M. V., Vargas, L. E. P., Cruz, J. C., Spínola, R. M., Jackson, V. L., Saénz, J. C. e Chassot, O. 2013. Factors influencing the occurrence of the Endangered Baird's tapir *Tapirus bairdii*: potential flagship species for a Costa Rican biological corridor. *Oryx* 48(3):402-409.

Crawley, M. J. 1983. Herbivory: the dynamics of animal-plant interactions. Oxford: Blackwell Scientific Publications. *Stud. Ecol.* 10:1-437.

Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R. F., Thompson, J. J. e Di Bitetti, M. S. 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in the Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 79:376-383.

Davies, R. G., Orme, C. D. L., Olson, V., Thomas, G. H., Ross, S. G., Ding, T., Rasmussen, P. C., Stattersfield, A. J., Bennet, P. M., Blackburn, T. M., Owens, I. P. F. e Gaston, K. J. 2006. Human impacts and the global distribution of extinction risk. *Proceedings of The Royal Society B* 273:2127-2133.

Day, T. A. e Detling, J. K. 1991. Grassland patch dynamics and herbivore grazing preference following urine deposition. *Ecology* 71:180-188.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. e Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345 (6195):401-406.

Doherty, P. F., White, G. C. e Burnham, K. P. 2012. Comparison of model building and selection strategies. *Journal of Ornithology* 152:317-323.

Eisenberg, J. F. 1989. *Mammals of the Neotropics*. The Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. University of Chicago Press.

Emmons, L. H. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. The University of Chicago Press, Chicago.

Enríquez, M. A. R. da S. 2007. *Mineração no Pará: uma agenda pró-ativa para ampliar e potencializar os benefícios regionais*. Belém: Fiepa/SENAI.

Enríquez, M. A. R. da S. 2014. Mineração na Amazônia. *Parcerias Estratégicas* 19 (38):155-198.

Espartosa, K. D., Trevisan, B. P. e Pardini, R. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation* 20 (12):2815-2829.

ESRI. 2015. ArcGIS 10.3.1 - Geographical information system. Environment System Research Institute Inc., Redlands, California.

Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12:2-7.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.

Fearnside, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conservation Biology* 19 (3):680-688.

Foerster, C. R. e Vaughan, C. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.

Fragoso, J. M. V. 1991. The effect of selective logging on Baird's tapir. In: *Latin American Mammalogy: History, Biodiversity and Conservation*. Mares, M. A. e Schmidly, D. J. (Eds.), pp.295-304. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, USA.

Fragoso, J. M. V. 1997. Tapir-generated seed shadows: Scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology* 85:519-529.

Fragoso, J. M. V. e Huffman, J. M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16:369-385.

Frank, D. A. e Groffman, P. M. 1998. Ungulate vs. landscape control of soil C and N processes in grasslands of Yellowstone National Park. *Ecology* 79:2229-2241.

Frank, D. A., Groffman, P. M., Evans, R. D. e Tracy, B. F. 2000. Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone Park grasslands. *Oecologia* 123:116-121.

Golder Associates. 2009. *Desenho Amostral para o Monitoramento da Fauna, Flora e Fertilidade dos Solos em atividade de Mineração de Bauxita nos Platôs Saracá, Papagaio, Periquito, Almeidas, Aviso, Bacaba e Bela Cruz.*

Gorenflo, L. J. e Brandon, K. 2006. Key human dimensions of gaps in global biodiversity conservation. *Bioscience* 56:723-730.

Guapindaia, V. L. C. 2008. Além da margem do rio – A ocupação Konduri e Pocó na região de Porto Trombetas, PA. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

Guimarães, P. R., Galetti, M. e Jordano, P. 2008. Seed dispersal anachronisms: rethinking the fruits extinct megafauna ate. *Plos One* 3:1745.

Henry, O., Feer, F. e Sabatiero, D. 2000. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. *Biotropica* 32:364-368.

Hilbert, F., Sabatier, D., Andrivot, J. et al. 2011. Botany, genetics and ethnobotany: a crossed investigation on the elusive tapir's diet in French Guiana. *Plos One* 6 (1):1-10.

Hines, J. E. 2015. PRESENCE-software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.

Hobbs, N. T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60(4):695-713.

IBAMA. 2001. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Estado do Pará, Brasil. [www.icmbio.gov.br](http://www.icmbio.gov.br) Dados consultados em Dezembro de 2015.

ICMBio. 2014. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Brasília, DF. [www.icmbio.gov.br](http://www.icmbio.gov.br) Dados consultados em Agosto de 2015.

ICMBio. 2016. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Unidades de Conservação. [www.icmbio.gov.br](http://www.icmbio.gov.br) Dados consultados em Maio de 2016.

Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. *The American Naturalist* 94(104): 501-528.

Janzen, D. H. 1982. Seeds in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19/20:129-135.

Kanowski, J., Catterall, C. P., Wardell-Johnson, G. W., Proctor, H. e Reis, T. 2003. Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. *Forest Ecology and Management* 183:265-280.

Larjavaara, M. 2008. A review on benefits and disadvantages of tree diversity. *The Open Forest Science Journal* 1:24-26.

Laurance, W. F. e Peres, C. A. Eds. 2006. *Emerging threats to tropical forests*. Chicago: University of Chicago Press.

Licona, M., McCleery, R., Collier, B., Brightsmith, D. J. e Lopez, R. 2011. Using ungulate occurrence to evaluate community-based conservation within a biosphere reserve model. *Animal Conservation* 14:206-214.

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808.

Luca, J. R. 2012. Mosaicos sucessionais em florestas tropicais: efeitos sobre o forrageio e deposição de fezes pela anta *Tapirus terrestris* (Perissodactyla: Tapiridae). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. R. et al. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54:739-744.

MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human wellbeing: multiscale assessments. In: *Synthesis Report Series*, vol. 4. Island Press, Washington DC.

Machado, I. F. e Figueirôa, S. F. M. 2001. 500 years of mining in Brazil: a brief review. *Resources Policy* 27:9-24.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A. e Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G. e Franklin, A. B. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8):2200-2207.

Mackenzie, D. I. e Bailey, L. L. 2004. Assessing the Fit of Site-Occupancy Models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9 (3):300-318.

- MacKenzie, D. I., Royle, J. A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42 (6):1105-1114.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Hines, J. E., Bailey, L. L. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, San Diego, USA.
- Malhi, Y., Timmons Roberts, J., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W. e Nobre, C. A. 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science* 319:169-172.
- Martins, S. V. 2007. *Recuperação de matas ciliares*. Aprenda Fácil Editora. Viçosa, MG. 2ª edição. 255 pp.
- McCook, L. J. 1994. Understanding ecological community succession: causal models and theories, a review. *Vegetatio* 110:115-147.
- Medici, E. P. 2010. Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. Tese de Doutorado, University of Kent Canterbury, United Kingdom.
- Medici, E. P., Flesher, K., Beisiegel, B. M. et al. 2012. Avaliação do Risco de Extinção da Anta brasileira *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* Ano II(3):103-116.
- Metzger, J. P. e Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18:1-12.
- Montenegro, O. 1999. Observaciones sobre la estructura de una población de Tapires (*Tapirus terrestris*) en el sureste de la amazonía peruana. In: *Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina*. Fang, T. G., Montenegro, O., Bodmer, R. E. (Eds.), pp. 437-442. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia.

Montenegro, O. 2004. *Natural licks as keystone resources for wildlife and people in Amazonia*. Tese de Doutorado, University of Florida, USA.

Morais, A. A. 2006. Dieta frugívora de *Tapirus terrestris* e deposição de fezes: contribuição para a dispersão de sementes e regeneração de florestas, Amazônia Central, AM. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas e Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.

MRN. 2016. Mineração Rio do Norte. [www.mrn.com.br](http://www.mrn.com.br) Dados consultados em Abril de 2016.

Naranjo, E. J. 1995. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:20-31.

Naranjo, E. J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in México. *Tropical Conservation Science* 2(2):140-158.

Novarino, W., Kamilah, S. N., Nugroho, A. Janra, M. N., Silmi, M. e Syafri, M. 2005. Habitat use and density of the Malayan tapir (*Tapirus indicus*) in the Tarak Forest Reserve, Sumatra, Indonésia. *Tapir Conservation* 14:28-30.

Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C. e Anderson, D. R. 1978. Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations. *Wildlife Monographs* 62:3-135.

Owen-Smith, N. 2002. Credible models for herbivore-vegetation systems: towards an ecology of equations. *South African Journal of Science* 98 (9-10):445-449.

Padilla, M. e Dowler, R. C. 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species* 481:1-8.

Pfleger, F. L., Stewart, E. L. e Noyd, R. K. Role of VAM fungi in mine land revegetation. In: *Micorrhizae and plant health*. Pfleger, F. L., Lingerman, R. G. (Eds.), pp. 47-82. APS Press, St. Paul.

Parrota, J. A., Knoeles, O. H., Wunderle Jr, J. M. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forestry Ecology and Management* 99:21-42.

Pastor, J., Dewey, B., Naiman, R. J., McInnes, P. F. e Cohen, Y. 1993. Moose browsing and soil fertility in the boreal forest of Isle-Royale-National-Park. *Ecology* 74 (2):467-480.

Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. e Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108:229-237.

Pires-O'Brien, M. J. e O'Brien, C. M. 1995. *Aspectos evolutivos da fenologia reprodutiva das árvores tropicais*. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação.

Reis, A., Bechara, F. C., Espindola, M. B., Vieira, N. K. e Souza, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1 (1):28-36.

Reis, A. e Três, D. R. 2007. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: *Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas*. Fundação Cargill, pp. 109-143.

Rey Benayas, J. M., Newton, A. C., Diaz, A. e Bullock, J. M. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystems services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121-1124.

Salas, L. A. 1996. Habitat use by lowlands tapirs (*Tapirus terrestris* L) in the Tabaro River valley, Southern Venezuela. *Canadian Journal of Zoology* 74:1452-1458.

Salas, L. A. e Fuller, T. K. 1996. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L) in the Tabaro River valley, Southern Venezuela. *Canadian Journal of Zoology* 74:1444-1451.



Salomão, R. P., Rosa, N. A. e Morais, K. A. C. 2007. Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 2 (2):85-139.

Sekiyama, M. L., Lima, I. P., Rocha, V. J. 2006. Ordem Perissodactyla. In: *Mamíferos do Brasil*. Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A., Lima, I. P. (Eds.), pp. 277-281. Londrina, Brasil.

Shannon, G., Lewis, J. S. e Gerber, B. D. 2014. Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: Insights from empirical wildlife data. *PeerJ* 2:532.

Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H. e Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 34:363-364.

Stephens, D. W. e Krebs, J. R. 1986. *Foraging theory*. Princeton University Press, Princeton.

Taber, A., Chalukian, S. C., Altrichter, M. et al. 2007. El destino de los arquitectos de los bosques neotropicales: evaluación de la distribución y el estado de conservación de los pecaríes labiados y los tapires de tierras bajas. WCS, Tapir Specialist Group e Grupo Especialista de la CSE/UICN en cerdos, pecaríes y hipopótamos.

Tobler, M. W. 2002. Habitat use and diet of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in a montane cloud forest of the Cordillera de Tallamanca, Costa Rica. *Biotropica* 34(3):468-474.

Tobler, M. W. 2008. The ecology of the lowland tapir in Madre de Dios, Peru: Using new technologies to study large rainforest mammals. Tese de Doutorado, University of Texas, USA.

Tobler, M. W., Janovec, J. P. e Cornejo, F. 2010. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica* 42(2):215-222.

Tófoli, C. F. 2006. Frugivoria e dispersão de sementes por *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

Valeix, M., Fritz, H., Matsika, R., Matsvimbo, F. e Madzikanda, H. 2007. The role of water abundance, thermoregulation, perceived predation risk and interference competition in water access by African herbivores. *African Journal of Ecology* 46:402-410.

Western, D. 1975. Water availability and its influence on the structure and dynamics of a savannah large mammal community. *East African Wildlife Journal* 13:265-286.

White, G. C. e Burnham, K. P. 1999. Program mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:120-139.

Wright, J., Symstad, A., Bullock, J. M., Engelhardt, K., Jackson, L., Bernhardt, E. 2009. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: *Biodiversity, Ecosystem Functioning and Human Wellbeing*. Naeem, S., Bunker, D.E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. (Eds.), pp. 167-177. Oxford University Press, Oxford.