

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE

ALEXANDRA BEZERRA DE MENEZES

**PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES FLORESTAIS
COMO SUBSÍDIO PARA A DEFINIÇÃO DE UNIDADES DE PRODUÇÃO
ANUAL EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL**

**RIO BRANCO
ACRE – BRASIL
ABRIL – 2020**

ALEXANDRA BEZERRA DE MENEZES

PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES FLORESTAIS
COMO SUBSÍDIO PARA A DEFINIÇÃO DE UNIDADES DE PRODUÇÃO
ANUAL EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Acre, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

RIO BRANCO
ACRE – BRASIL
ABRIL – 2020

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da UFAC

- M543p Menezes, Alexandra Bezerra de, 1993 -
Predição da distribuição potencial de espécies florestais como subsídio para a definição de unidades de produção anual em área de manejo florestal / Alexandra Bezerra de Menezes; Orientadora: Dr^a. Symone Maria de Melo Figueiredo. -2020.
64 f.: il.; 30 cm.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós – Graduação em Ciência Florestal, Mestre em Ciência Florestal, Rio Branco, 2020. Inclui referências bibliográficas.
1. Manejo Florestal. 2. Espécies florestais. 3. Sistemas de amostragem. I. Figueiredo, Symone Maria de Melo (Orientadora). II. Título.

CDD: 634



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação/
Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal-Ciflor

ATA DE SESSÃO DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA
FLORESTAL, DA MESTRANDA: **ALEXANDRA
BEZERRA DE MENEZES**, REALIZADA NO DIA 23 DE
ABRIL DE 2020.

Às nove horas do dia vinte e três do mês de abril de 2020, realizou-se, de forma remota, por meio da conferência web da RNP, a Defesa de Dissertação, intitulada: **“PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES FLORESTAIS COMO SUBSÍDIO PARA A DEFINIÇÃO DE UNIDADES DE PRODUÇÃO ANUAL EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL”**, de autoria da mestranda **Alexandra Bezerra de Menezes**, discente do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, em nível de Mestrado(UFAC). Na ocasião, a Comissão Examinadora esteve constituída pelos membros: **Symone Maria de Melo Figueiredo(Orientadora/Presidente/CCBN/UFAC)**, **Evandro Orfanó Figueiredo (Embrapa/Acre)** e **Anelena Lima de Carvalho (Membro externo/Sema)**. Logo após a exposição oral, houve arguição pelos examinadores e, ao final da arguição, reaberta a sessão pública, a discente foi considerada aprovada pela Comissão Examinadora. E ao final, foi lavrada a presente ata, que será assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Symone Ma de Melo Figueiredo

Dr^a. Symone Maria de Melo Figueiredo
(Orientadora/ Presidente/CCBN/UFAC)

Evandro Orfanó Figueiredo

Dr. Evandro Orfanó Figueiredo
(Embrapa/ Acre)

Anelena Lima de Carvalho

Dr^a. Anelena Lima de Carvalho
(Membro externo/ Sema)

À Deus, minha família e amigos,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, agradeço a Deus, pela dádiva da vida, as oportunidades proporcionadas, pela força, saúde, pela fé que me ajudou superar as dificuldades, ao Aba Pai, minha eterna gratidão.

À minha família, em específico minha mãe, Maria Rebouças Bezerra pelo exemplo de coragem e força, por não medir esforços para a concretização dessa etapa. Ao meu pai, Carlos Marques de Menezes.

À minha irmã, Auricélia Menezes e ao meu cunhado, Erisvar Silva, pelo apoio, cuidado e incentivo desde sempre.

À minha sobrinha, Aline Menezes, parte importante nessa trajetória, por proporcionar momentos de distração e alegria.

Aos meus irmãos, Aricleudo, Artemildo e Adriano. Agradeço pelo simples fato de ter suas torcidas, sei que se realizam nas minhas conquistas.

Agradeço à minha orientadora, Symone Maria de Melo Figueiredo, pela atenção e apoio. Por sua paciência e o conhecimento compartilhado, suas correções que foram imprescindíveis para a realização desse trabalho. Gratidão.

Aos amigos mais que especiais do Laboratório de Manejo Florestal, Égon, Elaine, Gabriel, Marcelo, Márcio e Uilian. Vocês fizeram todo o fardo parecer mais leve e o trajeto mais alegre.

Aos docentes do PPGCF, pela contribuição singular na minha formação acadêmica e profissional.

Meus agradecimentos aos amigos da turma 2018.

À Universidade Federal do Acre (UFAC) e ao Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal (PPGCF) pelas oportunidades oferecidas.

Ao Instituto de Meio Ambiente do Acre pelos dados disponibilizados.

E a todos que contribuíram e participaram direta ou indiretamente deste momento único e inestimável para mim.

*Há mais pessoas que desistem do
que pessoas que fracassam.*

(Henry Ford)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização da Floresta Estadual do Antimary, com a atual divisão de unidades de produção anual. Bujari, Acre, 2020.....	19
Figura 2. Floresta Estadual do Antimary com destaque nas UPAs onde estão localizados os pontos de ocorrência das espécies.....	20
Figura 3. Ilustração simulando a distribuição das parcelas nos sistemas de amostragem aleatório, conglomerado e sistemático na Floresta Estadual do Antimary.....	24
Figura 4. Teste de desempenho dos modelos por espécie medidos pela área sob a curva (AUC): a) <i>Amburana acreana</i> ; b) <i>Apuleia leiocarpa</i> ; c) <i>Castilla ulei</i>	29
Figura 5. Distribuição dos valores de área sob a curva (AUC) dos modelos para <i>Amburana acreana</i> (cerejeira), <i>Apuleia leiocarpa</i> (cumarú) e <i>Castilla ulei</i> (caucho).....	32
Figura 6. Distribuição dos valores de omissão dos modelos para <i>Amburana acreana</i> (cerejeira); <i>Apuleia leiocarpa</i> (cumarú) e <i>Castilla ulei</i> (caucho).....	33
Figura 7. Dispersão dos dados da variável altitude, observados nos registros de ocorrência das espécies nas unidades de produção anual.....	36
Figura 8. Modelos de distribuição potencial por espécie, gerados com dados de inventário amostral simulado na Floresta Estadual do Antimary.....	39
Figura 9. Mapa com a soma dos modelos de <i>Amburana acreana</i> (cerejeira), <i>Apuleia leiocarpa</i> (cumarú) e <i>Castilla ulei</i> (caucho) com destaque para área de maior omissão dos modelos, Floresta Estadual do Antimary, Bujari, Acre, Brasil, 2020.....	40
Figura 10. Mapa com as zonas de valor madeireiro para as espécies: <i>Castilla ulei</i> ; <i>Amburana acreana</i> ; <i>Apuleia leiocarpa</i> na Floresta Estadual Antimary.....	41
Figura 11. Mapa com as zonas de valor madeireiro para as espécies: <i>Amburana acreana</i> ; <i>Apuleia leiocarpa</i> ; <i>Castilla ulei</i> , na área em que foram obtidos os registros de ocorrência para gerar os modelos de distribuição potencial na Floresta Estadual Antimary.....	42
Figura 12. Mapa com a divisão das unidades de produção anual para: <i>Amburana acreana</i> ; <i>Apuleia leiocarpa</i> ; <i>Castilla ulei</i> para a área de maior probabilidade de ocorrência na Floresta Estadual Antimary.....	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relação das espécies florestais selecionadas para a modelagem e número total dos registros de ocorrência no inventário florestal censitário na Floresta Estadual do Antimary, considerando as UPAs selecionadas.....	21
Tabela 2 – Número de unidades amostrais de acordo com o sistema de amostragem e intensidade amostral.....	23
Tabela 3 – Número de ocorrências (treino) utilizadas para gerar os modelos, distribuídas por espécie, sistema de amostragem e intensidade amostral.....	30
Tabela 4 – Valores de AUC e omissão (%) dos modelos distribuídos por espécie, sistemas de amostragem e intensidade amostral (%)......	31
Tabela 5 – Matriz de correlação de Pearson das variáveis preditoras. HAND: distância vertical à drenagem mais próxima e NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada.....	34
Tabela 6 – Variáveis preditoras para os melhores modelos e sua contribuição percentual no modelo Maxent, por espécie florestal: a) <i>Amburana acreana</i> ; b) <i>Apuleia leiocarpa</i> ; c) <i>Castilla ulei</i>	35
Tabela 7 – Variação da altitude da ocorrência observada das espécies na área em que houve maior omissão para os modelos de distribuição potencial.....	40
Tabela 8 – Volume de madeira das espécies <i>Amburana acreana</i> , <i>Apuleia leiocarpa</i> e <i>Castilla ulei</i> nas UPAs que foram definidas no plano de manejo da Floresta Estadual do Antimary.....	44
Tabela 9 – Volume de madeira das espécies <i>Amburana acreana</i> , <i>Apuleia leiocarpa</i> e <i>Castilla ulei</i> nas UPAs definidas a partir dos modelos de distribuição de espécies Floresta Estadual do Antimary, Bujari, Acre, Brasil, 2020.....	45

RESUMO

MENEZES, Alexandra Bezerra de. Universidade Federal do Acre, abril de 2020. **Predição da distribuição potencial de espécies florestais como subsídio para a definição de unidades de produção anual em área de manejo florestal.** Orientadora: Symone Maria de Melo Figueiredo. Modelos de distribuição potencial de espécies constituem-se ferramenta fundamental e econômica no planejamento em áreas submetidas ao manejo florestal sustentado. Considerando os recursos disponíveis, geralmente limitados para a gestão de florestas e a crescente necessidade da regulação da produção florestal, faz-se necessário otimizar as abordagens de planejamento da espacialização das unidades de produção anual (UPA) por espécies. O objetivo deste estudo foi propor uma metodologia de planejamento de UPA para um conjunto de espécies florestais de alto valor madeireiro (*Amburana acreana* (Ducke) AC Sm., *Apuleia leiocarpa* (Vogel) JF Macbr. e *Castilla ulei* Warb.) em área de manejo, por meio da predição de distribuição potencial destas espécies com dados de ocorrência de inventário florestal censitário. Para isso, utilizamos dados de inventário amostral simulados em três sistemas de amostragem (aleatório, conglomerado e sistemático) e intensidades amostrais (0.5% e 0.8%). Na modelagem utilizamos como variáveis preditoras a altitude, distância vertical à drenagem mais próxima (HAND), bandas individuais do sensor TM a bordo do Landsat 5 e índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Foram obtidos 18 modelos, seis por espécie. A área sob a curva (AUC) de teste dos modelos variou de 0.517 a 0.804. Para todas as espécies o melhor modelo preditivo considerou o sistema conglomerado com intensidade amostral de 0.8%. A altitude foi a variável preditora que mais contribuiu para os modelos das três espécies, seguida da Banda 5 para *C. ulei* e *A. leiocarpa* e a Banda 3 para *A. acreana*. Os valores de AUC para os modelos de *A. acreana* foram significativamente diferentes de *A. leiocarpa* e *C. ulei* ($p=0.0138$). Para as espécies de menor densidade é recomendado utilizar maior intensidade amostral e sistemas de amostragem que proporcionem melhor espacialização de registros de ocorrência. A utilização de dados provenientes de inventários florestais amostrais em diferentes sistemas de amostragem é capaz de prever a adequabilidade ambiental para as espécies estudadas e a definição de UPAs. E assim, fortalecer as estratégias de planejamento da exploração e gestão nas áreas de manejo e florestas mais remotas, contribuindo para a perpetuação da atividade nas florestas inequiduais da região amazônica.

Palavras-chaves: Espécies madeireiras, Geotecnologias, Manejo florestal, Maxent, Planejamento florestal.

ABSTRACT

MENEZES, Alexandra Bezerra de. Federal University of Acre, april 2020. **Prediction of the potential distribution of forest species as a subsidy for the definition of annual production units in the area of forest management.** Advisor: Symone Maria de Melo Figueiredo. Models of potential species distribution constitute a fundamental and economic tool in planning in areas submitted to sustained forest management. Considering the available resources, which are generally limited to forest management and the growing need to regulate forest production, it is necessary to optimize the planning approaches for the spatialization of annual production units (APU) by species. The aim of this study was to propose a APU planning methodology for a set of forest species of high wood value (*Amburana acreana* (Ducke) AC Sm., *Apuleia leiocarpa* (Vogel) JF Macbr and *Castilla ulei* Warb.) In management area, by predicting the potential distribution of these species with data from the occurrence of a census forest inventory. For this, we used sample inventory data simulated in three sampling systems (random, conglomerate and systematic) and sample intensities (0.5% and 0.8%). In the modeling we used altitude, vertical distance to the nearest drain (HAND), individual bands of the TM sensor on board Landsat 5 and vegetation index by normalized difference (NDVI) as predictor variables. Eighteen models were obtained, six per species. The test area under the curve (AUC) of the models ranged from 0.517 to 0.804. For all species, the best predictive model considered the conglomerate system with a sample intensity of 0.8%. Altitude was the predictor variable that most contributed to the models of the three species, followed by Band 5 for *C. ulei* and *A. leiocarpa* and Band 3 for *A. acreana*. The AUC values for the models of *A. acreana* were significantly different from *A. leiocarpa* and *C. ulei* ($p = 0.0138$). For species of lower density, it is recommended to use greater sampling intensity and sampling systems that provide better spatialization of occurrence records. The use of data from sampling forest inventories in different sampling systems is able to predict environmental suitability for the species studied and the definition of UPAs. And so, strengthen exploration and management planning strategies in the most remote management and forest areas, contributing to the perpetuation of activity in the unequal forests of the Amazon region.

Keywords: Timber species, Geotechnology, Forest management, Maxent, Forest planning.

SUMÁRIO

págs.

LISTA DE FIGURAS
LISTA DE TABELAS
RESUMO
ABSTRACT

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 MANEJO FLORESTAL	4
2.2 INVENTÁRIO FLORESTAL	4
2.3 SISTEMAS DE AMOSTRAGEM	6
2.3.1 AMOSTRAGEM ALEATÓRIA	6
2.3.2 AMOSTRAGEM SISTEMÁTICA	7
2.3.3 AMOSTRAGEM POR CONGLOMERADO.....	8
2.4 FORMAS E TAMANHO DAS UNIDADES AMOSTRAIS	8
2.5 INTENSIDADE DE AMOSTRAGEM.....	10
2.6 UNIDADES DE PRODUÇÃO ANUAL.....	11
2.7 REGULAÇÃO FLORESTAL	12
2.8 MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES.....	14
2.8.1 DEFINIÇÃO.....	14
2.8.2 NICHOS ECOLÓGICOS.....	15
2.8.3 ALGORITMOS DE MODELAGEM E ESCALA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	15
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4.1 SISTEMAS DE AMOSTRAGEM E INTENSIDADE AMOSTRAL	30
4.2 VARIÁVEIS PREDITORAS	34
4.3 MODELOS SELECIONADOS	38
4.4 ZONAS DE VALOR MADEIREIRO E DEFINIÇÃO DE UPAs	41
5 CONCLUSÃO.....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47

1 INTRODUÇÃO

O manejo florestal é definido como a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo, aplicando métodos empresariais e princípios técnicos na operação de uma propriedade florestal (DE CARVALHO et al., 2019). O profissional florestal necessita ter uma visão global do planejamento, utilizando-se como suporte modelos estatísticos que possibilitem a previsão da produção, gerenciando informações através de planos de manejo.

Nesse processo, é imprescindível que o manejador florestal balize suas decisões em informações biológicas, econômicas, sociais e ambientais de modo a propiciar a sustentabilidade desta prática e a perpetuação da atividade florestal no empreendimento. Para isso, o inventário florestal, base para o manejo, tem como papel fundamental subsidiar informações qualitativas e quantitativas dos recursos florestais, promovendo informações para a conservação das florestas, fundamentar o planejamento regional e a tomada de decisões estratégicas nos diversos níveis administrativos (AUGUSTYNCZIK, 2011).

Frente aos novos desafios desencadeados no planejamento da exploração florestal, como por exemplo, a regulação da produção florestal citada no trabalho de Carvalho et al. (2015), denota que no manejo sustentado em florestas tropicais há necessidade da garantia de um fluxo constante de recursos para a sua viabilidade, entretanto, isso nem sempre é possível, devido à falta de planejamento da exploração (FERNANDES et al., 2013). Para que a floresta forneça produção anual de madeira de forma regular e satisfaça a demanda de uma determinada indústria, o dimensionamento e exploração da área de manejo florestal (AMF) devem ser adequadamente planejados e gerenciados (LEITE, 2017).

Tendo em vista que o planejamento da exploração madeireira em florestas inequidêneas é determinado com a partição das AMF em unidades de produção (UPs),

de tamanhos e formas semelhantes, e que este procedimento não corresponde necessariamente a um volume de colheita regular e renda em cada UP (SILVA, 2014; SILVA et al., 2018), a distribuição espacial das unidades de produção anual (UPAs) é um problema que necessita de solução otimizada.

O emprego de geotecnologias e métodos de otimização da exploração representam ferramentas potenciais para resolver a espacialização dos recursos florestais (SILVA, 2014). Para a alocação de pátios de estocagem de madeira, por exemplo, o uso dessas geotecnologias demonstrou ser mais eficiente que os métodos intuitivos ou empíricos usualmente empregados no manejo de florestas inequidêneas (MARTINHAGO, 2012).

Os modelos de distribuição de espécies estão baseados na distribuição dos pontos de ocorrência da espécie (localização geográfica) no sub-espço de condições de seu nicho ecológico e produzem funções para predizer em que locais no espaço geográfico é provável sua ocorrência (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009).

No planejamento da exploração florestal estes modelos com resolução espacial fina poderiam, portanto, tornar-se cada vez mais uma ferramenta poderosa e econômica para o manejo florestal e o planejamento de florestas naturais (MATEO et al., 2018). E assim, auxiliar no desenvolvimento de novas abordagens no planejamento das UPs.

Além do potencial dos modelos de distribuição de espécies para resolver problemas voltados para a conservação (GUISAN; THUILLER, 2005; BARRETO, 2008; GUISAN et al., 2013), bem como para mapear a distribuição potencial de espécies de interesse madeireiro na Amazônia (FIGUEIREDO et al., 2015; PÉREZ CHAVES et al., 2018), o processo de modelagem não envolve custos elevados, critério importante, tendo em vista que os recursos que estão disponíveis para a gestão de florestas, normalmente são limitados (MATEO et al., 2018).

Desta forma, ferramentas que auxiliem na espacialização dos recursos florestais, constituem a principal base para a formulação de estratégias e planos de desenvolvimento, tendo em vista que grande parte dos trabalhos como os de Martinhago (2012) e Silva (2015) ainda está voltada para alocação de pátios e mais recentemente para a regulação da produção florestal (CARVALHO et al., 2015; LEITE, 2017; SILVA et al., 2018). Assim, estratégias que visem subsidiar tomadas de decisões na divisão de unidades de produção anual tornam-se necessárias e fundamentais.

De forma geral, este trabalho teve por objetivo propor uma metodologia de planejamento de unidades de produção anual para um conjunto de espécies florestais de interesse, por meio da predição de distribuição destas espécies utilizando dados de inventário amostral e variáveis preditoras em resolução fina.

Em específico, analisamos se a partir de dados de inventário amostral simulado é possível construir modelos consistentes para espécies florestais de interesse madeireiro; verificamos a influência do sistema de amostragem e intensidade amostral na acurácia dos modelos de distribuição potencial; verificamos se a utilização de variáveis ambientais como a altitude, distância vertical à drenagem mais próxima (HAND), bandas individuais de sensores remotos e o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), em resolução fina (30 metros) são boas preditoras para a distribuição de um grupo de espécies florestais.

Por fim, verificamos se é possível definir unidades de produção a partir de modelos de distribuição de espécies utilizando dados de ocorrência provenientes de inventários florestais amostrais e variáveis preditoras com resolução espacial de 30 metros.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Manejo Florestal

O manejo florestal é a parte da ciência florestal que une o planejamento de ações adequadas para o uso econômico da floresta, com o objetivo de extrair madeira e produtos não-madeireiros com o mínimo de dano ao meio ambiente, controlando a produtividade e eficiência para alcançar os objetivos definidos (BALIEIRO et al., 2010).

Manejar significa administrar os recursos florestais, tendo como requisitos necessários para atingir uma boa administração, coletar, analisar e interpretar os diversos parâmetros dendrométricos, sociais, ecológicos e econômicos, estabelecendo metas, programando ações, para assim, atingir os resultados esperados (QUEIROZ, 2012).

O princípio do manejo é a produção contínua e sustentada dos produtos madeireiros por meio do desenvolvimento cognitivo e dinâmico, considerando todo o potencial da floresta, maximizando a renda sem comprometer a cobertura florestal necessária à proteção dos solos, mananciais, biodiversidade e outras funções reguladoras da floresta (HIGUCHI, 1994).

2.2 Inventário Florestal

O inventário florestal é o suporte técnico e científico necessário, para que sejam atingidos os objetivos estipulados, pois ele serve de base para a elaboração de planos de manejo, visando à utilização dos produtos florestais, manejo sustentado integrado da floresta, bem como para alicerçar propostas de planos de desenvolvimento e política florestal de caráter regional ou nacional (QUEIROZ, 2012).

Os inventários florestais são indispensáveis para avaliar quantitativa e qualitativamente os recursos existentes em determinada propriedade ou região (SYDOW et al., 2017). Normalmente, o inventário florestal é o primeiro passo para pesquisas referentes a recursos naturais e também para tomada de decisão relacionada ao uso da terra.

A população a ser considerada no inventário florestal pode ser definida como um conjunto de seres da mesma natureza que ocupam um determinado espaço em um determinado tempo (MANTOVANI et al., 2005). De acordo com os autores supracitados, enquanto o censo ou enumeração é a abordagem de 100% dos indivíduos de uma população, a amostragem consiste na observação de uma porção da população, a partir da qual serão obtidas estimativas representativas do todo, ou seja, o conjunto de unidades amostrais constitui uma amostra da população, e a unidade amostral representa o espaço físico sobre o qual são observadas e medidas as características quantitativas e qualitativas (variáveis) da população.

A abordagem da população referente a uma única unidade amostral diz respeito ao método de amostragem e esta abordagem pode ser feita através dos métodos de: Área Fixa, de Bitterlich, de Strand, de Prodan, de 3-P, entre outros (MANTOVANI et al., 2005).

Esses métodos buscam o menor erro e a precisão desejada, tornando-se importante investigar, para cada tipo florestal, os métodos e processos de amostragem que permitam aumentar a precisão das estimativas e reduzir o custo do inventário o qual é diretamente influenciado pelo tempo de medição, equipe executora e pelo caminhar entre parcelas (SOUZA et al., 2015). O mais conhecido e tradicional é o Método de Área Fixa, chamado assim por possuir limites fixos, de formato circular, quadrado ou retangular.

As unidades amostrais de área fixa utilizadas em inventários florestais chamadas de parcelas ou faixas caracterizam-se por ser uma seleção amostral de árvores com probabilidade proporcional à área e frequência, pois quando as unidades amostrais de área fixa são utilizadas, a probabilidade de selecionar árvores de um dado tamanho para a medição depende da área e da frequência com a qual uma árvore com aquele tamanho ocorre no povoamento (AUGUSTYNICZIK, 2011).

O método de amostragem de área fixa é amplamente utilizado também pela facilidade de obtenção de todos os dados estimadores diretamente nas unidades amostrais medidas, de acordo com o autor supracitado, este método proporciona

maior praticidade e simplicidade no estabelecimento das unidades amostrais em campo.

2.3 Sistemas de amostragem

Entende-se por processo ou sistema de amostragem em inventários de comunidades vegetais a configuração das unidades na população (SYDOW et al., 2017). As populações florestais são geralmente extensas e uma abordagem exaustiva (censo) de seus indivíduos demanda muito tempo e alto custo para sua realização. Uma forma de contornar essa situação é extrair uma amostra que seja representativa da população, sem onerar economicamente o processo de amostragem. Sendo assim, as inferências obtidas para a população são fidedignas se a amostra for uma verdadeira representação da população investigada (MANTOVANI et al., 2005).

É importante entender que não existe um único sistema de amostragem que pode ser universalmente aplicado. Para cada situação florestal existe um adequado tipo de amostragem. Como também, não há estudos relatados na literatura especializada sobre técnicas de amostragem apropriadas por espécies específicas com diferentes padrões espaciais na Floresta Amazônica (PÉLLICO NETTO et al., 2017).

O método a usar é produto final de uma série de considerações, cada uma tendo a influência sobre como a amostragem será executada (HIGUCHI et al., 1982). Dentro dos possíveis arranjos estruturais, os processos de amostragem mais utilizados em inventários florestais são o aleatório, o sistemático e o misto (aleatório e sistemático), simples ou estratificados, que devem ser eleitos de acordo com as características da população (AUGUSTYNCZIK, 2011).

De acordo com Kauai et al. (2019), estudos focados na comparação de diferentes técnicas de amostragem são escassos, mas fundamentais para a identificação de técnicas mais adequadas para a exploração de dados em florestas tropicais, que tem comprometido a eficácia de políticas públicas e estratégias para o manejo de estoques florestais, assim como para a pesquisa ecológica de espécies de interesse.

2.3.1 Amostragem aleatória

Mais antigo dos procedimentos de amostragem, caracteriza-se por ser um procedimento no qual todas as parcelas cabíveis na população têm a mesma chance de ser sorteadas para a implementação do inventário (BONETES, 2003). Neste procedimento as unidades amostrais são independentemente selecionadas, não havendo reposição, já que esta afeta o erro padrão da média. Este tipo de amostragem produz estimativas sem tendência da população e permite estimar o erro de amostragem (OLIVEIRA, 2010). Esse é o tipo de amostragem menos eficiente em relação ao custo e à precisão das estimativas, em parte devido à correlação espacial entre as observações (MCROBERTS et al., 2015).

Na amostragem aleatória, a área florestal a ser inventariada é tratada como uma população única, onde todas as combinações possíveis de (n) unidades amostrais da população tenham iguais chances de participar da amostra (AUGUSTYNCZIK, 2011). Preferencialmente aplicado em florestas pequenas, de fácil acesso e homogêneas, para que a intensidade amostral não seja muito alta (BONETES, 2003). O autor justifica a grande utilização do método no meio florestal devido à simplicidade e facilidade de manuseio da formulação da análise.

Devido à necessidade de propiciar maior precisão para as variáveis levantadas e maior economia de recursos demandados na execução da amostragem, ocorreram modificações do processo aleatório (AUGUSTYNCZIK, 2011), uma das principais modificações e talvez a mais importante delas, derivou o processo de amostragem sistemático.

2.3.2 Amostragem sistemática

A amostragem sistemática situa-se entre os processos probabilísticos não aleatórios. Este processo consiste no sorteio da primeira amostra e determinação da marcação das demais por meio de uma sistematização, utilizando intervalos fixos (AUGUSTYNCZIK, 2011). Neste, o critério de probabilidade se estabelece através da aleatorização da primeira unidade amostral.

A justificativa da adoção de tal método de seleção fundamenta-se nos custos reduzidos, na simplicidade de escolha das unidades amostrais e dos trabalhos de campo e na alta precisão das estimativas médias, tendo em vista que as unidades são distribuídas uniformemente sobre a área, abrangendo a maioria das peculiaridades da população (MANTOVANI et al., 2005).

Utilizando a amostragem sistemática em conglomerados para um Inventário Florestal com interesse em análise de composição florística e fitossociologia de uma unidade de conservação no estado do Pará, Andrade et al. (2015) verificaram erro inferior a 10%, demonstrando ser operacional e de baixo custo, podendo ser utilizado em outras florestas com grandes extensões na Amazônia. Este mesmo sistema de amostragem também tem sido utilizado pelo Inventário Florestal Nacional (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2015).

2.3.3 Amostragem por conglomerado

A amostragem por conglomerados ou grupos é uma variação de qualquer processo de amostragem que, em vez de utilizar unidades de amostra individuais, usa um grupo ou conglomerado de pequenas subparcelas. As subparcelas também são denominadas subunidades ou unidades secundárias (QUEIROZ, 2012).

Os conglomerados podem ser selecionados aleatoriamente ou sistematicamente na floresta, as subparcelas são tomadas sistematicamente. De acordo com o autor acima citado, a amostragem por conglomerados apresenta como importante vantagem a sensível redução dos custos, visto que custa mais efetuar a medição de unidades amostrais distribuídas esparsamente na floresta que medir o equivalente quando as unidades estão reunidas em subpopulações.

Flores et al. (2012), verificou ser eficiente o processo de amostragem por conglomerados para estimar o parâmetro volume, no estado do Pará. Neste estudo foram comparados tamanhos e distâncias de subparcelas e seus resultados indicaram o tamanho de subparcelas de 0,10 ha e a distância de 50 m entre as subparcelas.

Independentemente da localização geográfica, o tipo de amostragem pode ser repetido para diferentes regiões desde que haja a caracterização das tipologias florestais. Já para tamanhos de parcelas utilizadas em inventários florestais, há uma variação substancial, mesmo quando o mesmo tipo de amostragem é utilizada (HIGUCHI et al., 1982).

2.4 Formas e tamanho das unidades amostrais

Na amostragem estão implicitamente envolvidos o tamanho e forma da parcela, bem como a intensidade amostral (AUGUSTYNICZIK et al., 2013). Como

cita Higuchi et al. (1982), existem três fatores preponderantes no planejamento de um inventário florestal, são estes: obter o máximo de informações de uma floresta, com máxima precisão e um mínimo custo, fatores estes que estão diretamente ligados ao tamanho da parcela e intensidade de amostragem.

As parcelas ou unidades amostrais são uma parte da população objeto de estudo e dentro das parcelas são estabelecidas subamostras visando facilitar as operações e fornecer um melhor nível de detalhe das informações requeridas. As parcelas podem apresentar a forma circular, quadrada ou retangular, sendo as quadradas e retangulares em faixas e circulares os tipos mais usuais (OLIVEIRA, 2010). Para a autora, apesar da vantagem de instalação das parcelas circulares, elas são mais usuais em inventários de plantações florestais, que requerem unidades menores comparativamente com as demandas em florestas naturais, geralmente acima de 1.000 m².

Analizando os diferentes trabalhos que consideram as dimensões e formas de unidades amostrais de área fixa para a realização de inventários florestais, pode-se inferir que as dimensões das parcelas variam de acordo com a categoria do levantamento e a técnica de amostragem, podem variar também com o objetivo e o tipo de floresta em questão (CUNHA, 2004).

Nas florestas tropicais, o tamanho das parcelas é um fator chave para a realização do inventário florestal, e tanto a dimensão como a forma exercem importante influência sobre o coeficiente de variação e a precisão das estimativas. Os coeficientes de variação decrescem como função inversa do tamanho da parcela, e em consequência o número de parcelas necessárias para o mesmo grau de precisão é mais elevado quanto menor a parcela (DALLA CORTE et al., 2013).

Em relação ao tamanho das parcelas, Higuchi et al. (1982), conduzindo um trabalho para definição de tamanho de parcela amostral ideal para inventário florestal, principalmente para a região amazônica, fizeram 32 simulações (larguras de 12,5 m e múltiplos de 12,5 até 50 m e comprimentos de 25 m, em múltiplos de 25 até 200 m) em dados de um Inventário Florestal 100% em 80 hectares.

Definiram para as árvores com DAP ≥ 25 cm, que 0,5625 ha é o mais adequado, entretanto recomendaram o uso de parcelas a partir de 3000 m². Estes se basearam no método da eficiência relativa, em que o erro padrão, o custo e/ou o tempo de mensuração de um determinado tamanho e forma de unidade são comparados em relação à de outro tamanho e forma.

Diferentes tamanhos e formas de unidades de amostra foram testadas para diferentes categorias de diâmetros a altura do peito (DAP) no estado do Amazonas (OLIVEIRA et al., 2014). Observou-se que unidades amostrais variando de 1000 a 2000 m² são adequadas em inventários florestais exploratórios para árvores com DAP maior que 10 cm, porém, tamanhos diferentes são recomendados para DAP maior ou igual a 45 cm, que é normalmente o DAP mínimo para os planos de exploração madeireira.

2.5 Intensidade de amostragem

A intensidade de amostragem ou fração de amostragem é a razão entre o número de unidades da amostra e o número total de unidades da população (OLIVEIRA, 2010), ou seja, a porcentagem de área total da população que é incluída na amostra. De acordo com o autor supracitado, os procedimentos principais para a determinação da intensidade de amostragem podem ser: em função da variabilidade da população, do erro de amostragem admitido e da probabilidade de confiança fixada, ou ainda, em função do tempo e recursos disponíveis para a realização do inventário.

Em muitos inventários florestais, a intensidade de amostragem é fixada em função do tempo para sua realização, ou pelos recursos financeiros, humanos e materiais existentes, a quantidade de trabalho que pode ser realizado em determinado tempo, ou com os recursos colocados a disposição (BONETE, 2003). Podendo o erro resultante ser maior ou menor, dependendo das características da floresta.

Cavalcanti et al. (2008), objetivando definir a intensidade de amostragem suficiente para atender a exigência do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), que limita em 10% o erro amostral para as variáveis abundância, área basal e volume de árvores adultas de espécies comerciais em planos de manejo florestal, verificaram que os valores estimados por hectare destas variáveis constituíram estimativas bem próximas de seus respectivos valores verdadeiros, tanto para unidades amostrais de 1 ha como de 2 ha, utilizando a intensidade amostral de 11 e 13 %, respectivamente.

Já em estudo para a análise de composição florística e a fitossociologia na Floresta nacional do Tapajós, Andrade et al. (2015), obtiveram erro inferior a 10%, utilizando intensidade amostral de 0,19% em inventário florestal amostral, denotando

a potencialidade de utilização do método para áreas semelhantes. De maneira geral, a intensidade amostral varia de acordo com a área total da floresta inventariada, sendo que em áreas pequenas usa-se uma maior intensidade e em áreas grandes uma menor intensidade (AUGUSTYNCZIK et al., 2013).

2.6 Unidades de produção anual

A definição da área da UPA, refere-se à divisão da área de floresta de produção em unidades organizacionais, isto é, unidades de produção anual (UPA) e unidades de trabalho ou talhão (UT) para colheita de madeira e aplicações de tratamentos silviculturais.

A formação de UPAs, tradicionalmente é realizada empiricamente. Sendo demarcada preferencialmente de forma a coincidir com divisores naturais, como cursos d'água, linhas de cumeada (divisores de água, encostas etc.). Caso contrário, utilizam-se picadas e, ou, estradas como delimitadores de UPAs. As picadas devem ter de 1 a 2 m de largura a ser abertas num sentido previamente estabelecido, por exemplo, no sentido norte-sul ou no leste-oeste (SOUZA; SOARES, 2013).

Conforme o autor supradito, todas as UPAs deveriam apresentar iguais áreas ou, ser equiprodutivas, mas raramente essa condição é satisfeita. O critério que deve ser seguido é a minimização de custos de exploração, como de deslocamento de máquinas, equipamentos e pessoal entre as UPAs. É mais exequível obter Uts equiprodutivas mediante a estratificação em classes de estoque volumétrico.

Como reporta Braz, Carnieri e Arce (2004), a obtenção de áreas equiprodutivas em volume não é um trabalho simples, haja vista que deve-se considerar a heterogeneidade das florestas naturais, evidenciada por seu padrão de distribuição de espécies e tipologias florestais, como também, pela variedade de sítios, capacidade de suporte do solo, cargas (peso da madeira a ser extraída) e relevo.

Além disso, o engenheiro florestal responsável pelo planejamento poderá se defrontar com algumas situações, como i) a seleção do sistema de exploração que será utilizado; ii) a escolha de equipamento adequado ao sistema de exploração; iii) a elaboração de um planejamento de estradas secundárias compatível com os custos de construção e com o potencial da floresta; e por fim, iv) a conclusão das tarefas nas datas previstas, que frequentemente, dependem dos fatores climáticos (LEITE, 2017).

Como cita a mesma autora, a otimização dessas atividades são preponderantes para a decisão mais acertada e pode ser obtidas com base em ferramentas matemáticas conhecidas, técnicas de planejamento e pesquisa operacional (PO) aplicada às informações florestais, biológicas e econômicas, associadas a Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

Uma inovação tecnológica para o planejamento da exploração em florestas nativas na Amazônia é o Modelo Digital de Exploração Florestal (Modeflora), apresentado por Figueiredo, Braz e D'Oliveira (2007). O Modeflora consiste no georreferenciamento dos aspectos ambientais e árvores de interesse na área de manejo. Foi desenvolvido por pesquisadores da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa-Acre), em parceria com a Embrapa Florestas e empresas madeireiras do estado do Acre (FIGUEIREDO; LIMA, 2008; SILVA, 2015; LEITE, 2017).

O Modeflora integra o Sistema de Posicionamento Global (GPS), o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o Sensoriamento Remoto (SR) para planejar, executar e monitorar as atividades de manejo com alta precisão (PAPA; FIGUEIREDO, 2011).

Por meio desses recursos, em parte de seu trabalho, Leite (2017) propôs modelos matemáticos com o objetivo de otimizar a definição de Unidades de Produção Anual (UPAs) em áreas de manejo sustentável na Amazônia, regulando a produção de volume. De forma semelhante, Silva et al. (2018) para realizar a formação de UPAs, utilizaram um modelo de programação linear inteira binária, promovendo a regulação da produção florestal.

2.7 Regulação florestal

De maneira geral, uma das maiores dificuldades encontradas no manejo florestal é a regulação. Uma floresta regulada é aquela em que os produtos são obtidos em quantidade e qualidade suficiente para o atendimento das demandas (SANTOS, 2012).

A floresta regulada pode ser compreendida como aquela em que todas as áreas estão uniformemente distribuídas em classes de idade iguais, tendo periodicamente a mesma produção volumétrica e qualidade técnica, assegurando uma produção

contínua, bem como a sustentabilidade do uso de diversos produtos (CARVALHO et al., 2015).

Entre os principais benefícios de uma floresta regulada, no trabalho de Binoti (2012), são citadas as produções anuais aproximadamente iguais em volume, tamanho, qualidade e valor da madeira; balanço entre receitas e custos anuais aproximadamente constantes; melhor aproveitamento dos demais usos das florestas; proteção das fontes de água, proteção ambiental, benefícios sociais e uso regular e contínuo da mão de obra.

Conforme Santos (2012), de maneira geral, a regulação florestal é realizada através das seguintes formas de controle:

Controle por Área – é um método indireto ou indutivo de controle que determina a quantidade de produtos florestais a ser colhida, anualmente ou periodicamente, com base na área de floresta estocada.

Controle por Volume – é um método direto ou dedutivo de controlar e determinar a quantidade de madeira a ser colhida, anualmente ou periodicamente, através de cálculos baseados no estoque e no volume em crescimento, desconsiderando a área.

A principal diferença entre eles é que os métodos dedutivos permitem a determinação direta da taxa de corte, enquanto que os métodos indutivos apenas identificam os parâmetros que são utilizados na determinação da taxa de corte dos métodos dedutivos (SANTOS, 2012; SILVA, 2014).

Nas florestas inequidistantes o modelo de regulação considera um conjunto de zonas de florestas de produção que são divididas numa série de UPAs e devem ser regularmente colhidas no ciclo de corte (SOUZA; SOARES, 2013; LEITE, 2017).

Pressupõe-se que as UPAs produzem igual volume de colheita, no entanto, o planejamento da exploração madeireira em florestas inequidistantes é determinado pela partição das Áreas de Manejo Florestal em unidades de produção de tamanhos e formas semelhantes, porém, não há garantia neste método de renda e volume de colheita regulares em cada unidade (SILVA et al., 2018), sendo necessário por vezes, realizar a colheita em mais de uma UPA em um mesmo ano (LEITE, 2017) para que a produção total atenda a demanda anual do proprietário.

2.8 Modelagem de Distribuição de Espécies

2.8.1 Definição

A modelagem de distribuição de espécies se destaca como uma ferramenta com diversas aplicações, sendo um procedimento usual para determinar a amplitude de distribuição geográfica das espécies. Seu uso está em crescimento e tem sido utilizada para resolver vários problemas em ecologia, biogeografia e evolução (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009).

Como exemplos com aplicações dos modelos de distribuição potencial de espécies, podemos citar a predição de distribuição de espécies raras ou ameaçadas de extinção, a seleção de espécies para recuperação de áreas degradadas, seleção de áreas prioritárias para conservação, determinação de áreas com maior risco de invasão de espécies exóticas, análise do efeito das mudanças climáticas globais sobre a biodiversidade e guias de levantamentos para detectar espécies novas ou raras e novos padrões de distribuição (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009).

Cayuela et al. (2009) apontaram que 39% dos modelos de distribuição de espécies estavam focados principalmente no desenvolvimento de novas metodologias e avaliação de desempenho dos diferentes métodos de modelagem, outros 61% dos estudos aplicaram os modelos em contextos como conservação de espécies, invasões biológicas, mudanças climáticas, autoecologia e biologia.

Em suma, a modelagem de distribuição de espécies é usada para prever ocorrências de espécies em áreas para as quais os dados de campo não estão disponíveis e para fornecer mapas preditivos de distribuição de espécies (PÉREZ CHAVES et al., 2018).

Abordagens de modelagem são cada vez mais comuns e na Amazônia estudos da distribuição de espécies estão voltados para a modelagem de espécies arbóreas, lianas, samambaias, de palmeiras e de animais (MOURÃO; MAGNUSSON, 2007; PRATES-CLARK et al., 2008; VEDEL-SØRENSEN et al., 2013; FIGUEIREDO et al., 2018).

2.8.2 Nicho Ecológico

De forma geral, nas aplicações de modelagem potencial de espécie, se considera que o nicho ecológico é o modelo básico que sustenta a possibilidade de produzir predições sobre a ocorrência de espécies (ELITH et al., 2006). Isto porque, o nicho ecológico é definido como o conjunto de condições e recursos nos quais os indivíduos de uma espécie são capazes de sobreviver, crescer e reproduzir (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009). A intersecção das múltiplas variáveis ambientais, que definem as condições e recursos necessários à espécie constituiria seu nicho fundamental (HUTCHINSON, 1957). Segundo o autor, seu nicho realizado é aquele subconjunto do nicho fundamental que a espécie realmente ocupa.

Sendo assim, o nicho realizado da espécie pode ser menor do que o seu nicho fundamental, devido às interações bióticas (por exemplo, competição interespecífica, predação) ou barreiras geográficas que impedem a dispersão e a colonização. Tais fatores podem impedir que as espécies habitem (ou mesmo encontrem) condições que abranjam todo o seu potencial ecológico (PHILLIPS et al., 2006). Assim, o conhecimento dessas condições e recursos deve servir para predizer os locais de ocorrência da espécie.

Para os autores supracitados, um modelo baseado em nicho descreve a adequação no espaço ecológico, ele é tipicamente projetado no espaço geográfico, produzindo uma área geográfica da previsão de presença para a espécie. As áreas que satisfazem as condições do nicho fundamental de uma espécie representam sua distribuição potencial, enquanto as áreas geográficas que ela realmente habita constituem sua distribuição realizada.

2.8.3 Algoritmos de modelagem e escala das variáveis ambientais

Em geral, a modelagem relaciona a distribuição dos pontos de ocorrência da espécie em locais conhecidos com um conjunto multivariado de informações sobre o ambiente e/ou características espaciais desses locais por meio de ajustes de funções, para predizer em que locais no espaço geográfico é provável sua ocorrência (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009; FIGUEIREDO et al., 2015). A modelagem, em alguns casos, tenta estimar o quão satisfatório um local é para a espécie considerando-se suas condições ambientais (PHILLIPS, 2006). Ou seja, em termos estatísticos, as

variáveis que estão sendo modeladas indicam se um local é satisfatório para a espécie e não exatamente se ele está sendo ocupado.

Entre os diferentes algoritmos que podem ser usados para a modelagem, podemos citar aqueles que utilizam envelopes bioclimáticos, como o BIOCLIM e DOMAIN (HEIKKINEN et al., 2006), de regressão múltipla, modelos lineares generalizados - (“*General Linear Models*” – GLM), os modelos aditivos generalizados (*Generalized additive models* – GAM), (DE MARCO; SIQUEIRA 2009; MARIA; UDO, 2017), algoritmos genéticos como o GARP e de máxima entropia - Maxent (PHILLIPS et al., 2006). Algoritmos são sequências finitas de comandos executados através de códigos escritos em alguma linguagem computacional (GIANNINI et al., 2012)

Entre os estudos utilizando métodos de modelagem, o Maxent é usado em 73,5% deles, seguido pelo algoritmo genético para predição de conjunto de regras (GARP) com 18,7% (URBINA-CARDONA et al., 2019). A escolha do algoritmo depende do número de observações disponíveis, do tipo de variáveis ambientais, disponibilidade de dados de ausência, propósito para o qual o modelo vai ser adotado, preferências pessoais e experiência do usuário (FIGUEIREDO et al., 2015).

O algoritmo de máxima entropia (Maxent) consiste em um método para realizar predição ou inferências baseado apenas em dados de presença (PHILLIPS et al., 2006). Utiliza a técnica de aprendizagem de máquina (*machine-learning*), que estima a distribuição de probabilidades mais próxima à distribuição uniforme sob a restrição de que os valores esperados para cada variável ambiental estejam de acordo com os valores empíricos observados nos pontos de ocorrência (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009). Isto é, o princípio de máxima entropia diz que a melhor aproximação para uma distribuição de probabilidades é aquela que satisfaça qualquer restrição à distribuição (BARRETO, 2008).

Na Amazônia, os inventários florestais constituem uma fonte de dados importante para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies em sistemas florestais. E têm se tornado uma alternativa frente aos dados provenientes de outras bases, como herbários e museus disponíveis na rede *Species Link*, além de apresentarem uma precisão espacial maior (FIGUEIREDO et al., 2015; FIGUEIREDO; VENTICINQUE; FIGUEIREDO, 2016).

Como elencado por Figueiredo e Figueiredo (2019), os inventários florestais são levantamentos detalhados que contêm informações sobre a localização e

abundância de diversas espécies florestais de interesse madeireiro, dados de altura comercial, diâmetro à altura do peito (DAP), área basal e volume de cada um dos indivíduos inventariados a partir de um determinado diâmetro mínimo.

Por exemplo, no estudo de Ferreira (2009) utilizando dados de inventário florestal, no qual se fez a modelagem para espécies de árvores no Vale do Jari, Monte Dourado - PA, os inventários forneceram dados capazes de captar a riqueza mais que desejável para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies em sistemas florestais amazônicos. Isto demonstrou que a modelagem também é uma ferramenta valiosa em estudos ecológicos para a região.

Outra questão importante na modelagem é a resolução dos dados ambientais, tendo em vista que modelos baseados em dados climáticos de escala fina podem fornecer estimativas marcadamente diferentes daquelas obtidas quando se utilizam dados climáticos de escala grosseira (CONNOR et al., 2018).

Em um estudo recente de habitats de predadores marinhos, Scales et al. (2017) utilizando seis tamanhos de pixel (3 a 111 km) descobriram que as variáveis de melhor resolução melhoravam os modelos, a menos que faltassem dados devido a cobertura de nuvens. Em maior escala, efeitos do tamanho do pixel foram investigados em espécies de plantas, com aplicações de mudanças climáticas. Seo et al. (2008) analisaram o efeito do aumento do tamanho de pixel (sete, de 1 a 64 km) em modelos de distribuição de várias espécies de árvores na Califórnia, e descobriram que a AUC (área sob a curva, métrica de avaliação) declinou enquanto a área de ocorrência prevista aumentava.

Em contrapartida, Guisan et al. (2007) descobriram que a variação da escala operacional (tamanho do pixel) dos modelos de distribuição de espécies teve efeitos insignificantes no desempenho do modelo, conforme medido pela área sob os valores da curva ROC. Embora não haja um consenso em suas conclusões a respeito do efeito do aumento do tamanho do pixel dos preditores ambientais nos modelos de distribuição de espécies, a maioria dos estudos corrobora com o entendimento da importância prática dessas aplicações, pois previsões incorretas das espécies podem promover esforços de conservação espacialmente falhos (SEO et al., 2008).

Entre as variáveis geralmente utilizadas na modelagem, a informação detectada remotamente é uma fonte óbvia de dados de previsão de média resolução (dezenas ou centenas de metros). Dados de origem com resolução espacial mais precisa, consequentemente, com uma proporção menor de pixels misturados, produziriam

modelos de distribuição mais precisos do que os dados de resolução mais grosseira. Tendo em vista que, a heterogeneidade da paisagem não segue os limites de pixels, e que pixels mistos são comuns em imagens de satélite (PÉREZ CHAVES et al., 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Os estudos foram desenvolvidos em uma área com inventário florestal censitário na Floresta Estadual do Antimary (FEA), localizada no município de Bujari (S 09° 21' 30,40" e W 68° 03' 55,40", datum WGS84). É uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável criada pelo Decreto nº 46 de 07 de fevereiro de 1997 (SEDENS, 2012), com área total de 45.686,5 ha (Figura 1).

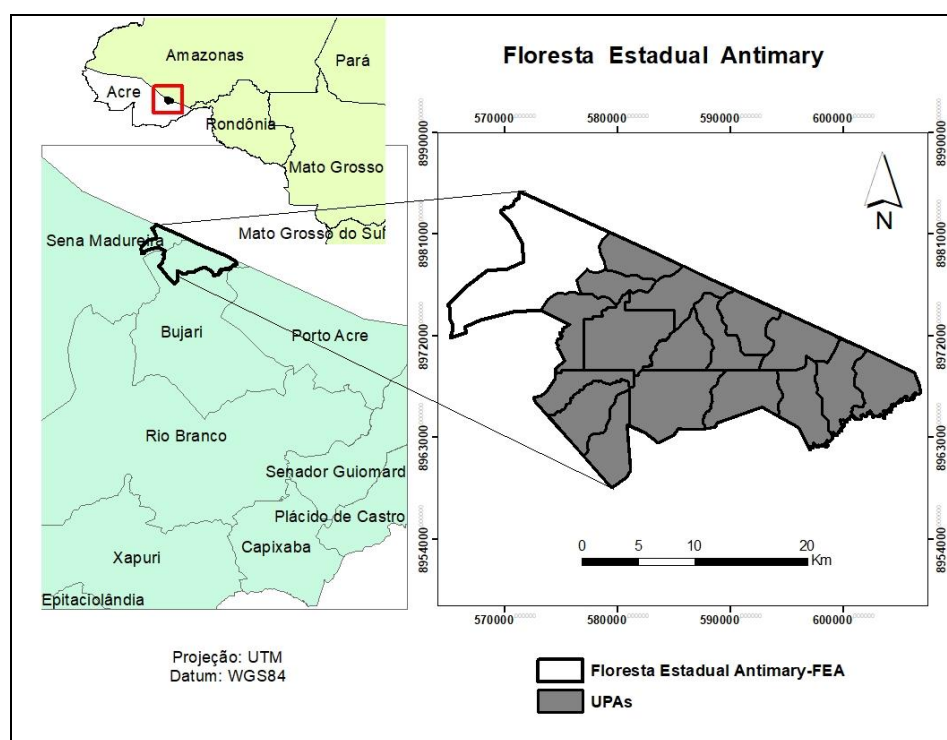


Figura 1. Mapa de localização da Floresta Estadual do Antimary, com a atual divisão de unidades de produção anual. Bujari, Acre, 2020. Fonte: Autor.

Na FEA há predominância da vegetação Floresta Densa associada com Floresta Aberta com Bambu e Floresta Densa associada com Floresta Aberta com Palmeiras. Possui precipitação pluviométrica superior a 2000 mm, porém apresenta período de

seca com precipitação mensal acumulada abaixo de 60 mm de chuva. A temperatura média anual é de 25 °C (SEMA, 2007).

Nesse trabalho foi utilizado o censo florestal (dados de ocorrência) de cinco UPAs (UPA-02, UPA-03, UPA-04, UPA-07 e UPA-08). A área dessas UPAs equivale a 13.703,7 ha (Figura 2). Para o cálculo do número de parcelas foi considerado valor inteiro (13.000 ha).

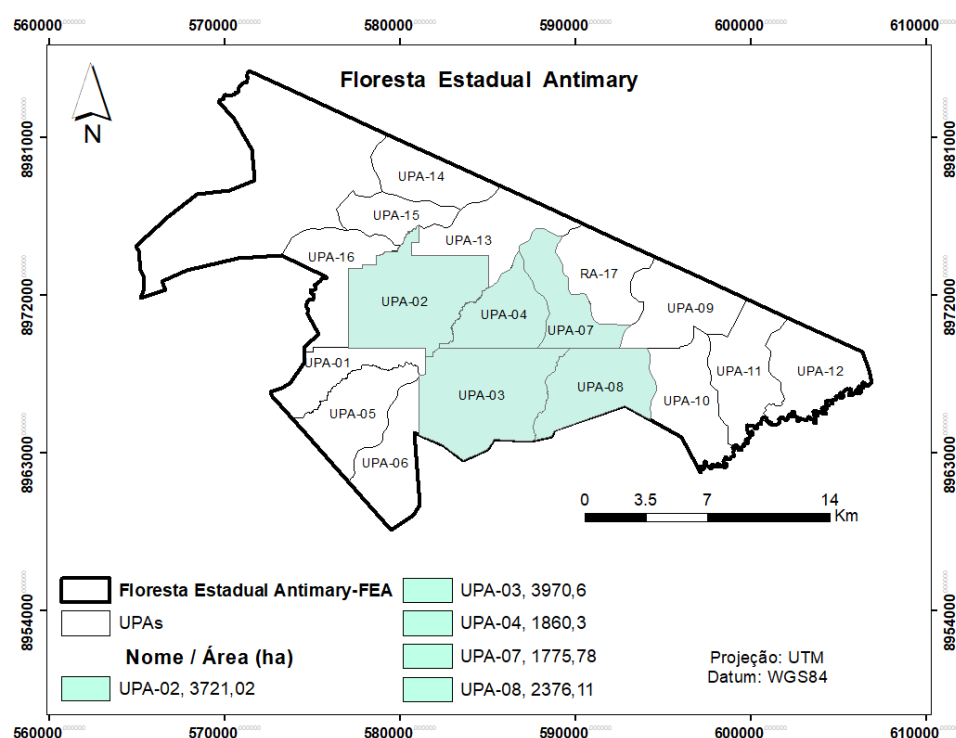


Figura 2. Floresta Estadual do Antimary com destaque nas UPAs onde estão localizados os pontos de ocorrência das espécies. Fonte: Autor.

Na modelagem, a posição geográfica da árvore foi utilizada para definir a presença. Para cada espécie foi selecionado apenas um dado de ocorrência por pixel na área das UPAs de interesse para o estudo, os demais foram excluídos do banco de dados. As coordenadas geográficas das árvores, pela projeção cartográfica cilíndrica UTM, foram obtidas através do GPS, que substituiu as falsas coordenadas X, Y e a posição direita e esquerda da linha utilizadas nos inventários tradicionais.

Foram selecionadas três espécies florestais de interesse madeireiro no estado do Acre (Tabela 1), considerando a demanda do mercado consumidor madeireiro, dado o volume de madeira processado pelas indústrias de base florestal do Acre (DE ARAUJO, 2014). Além disso, foi considerada ainda a suficiente abundância para a

modelagem robusta, assim como a identificação taxonômica considerada suficientemente confiável em nível de espécie.

Tabela 1 - Relação das espécies florestais selecionadas para a modelagem e número total dos registros de ocorrência no inventário florestal censitário na Floresta Estadual do Antimary, considerando as UPAs selecionadas.

Nome científico	Família	Nome comum	Nº total dos dados de ocorrência
<i>Amburana acreana</i> (Ducke) A.C.Sm.	Fabaceae	Cerejeira, cumaru-de-cheiro.	1883
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae	Cumaru-cetim, garapeira	4869
<i>Castilla ulei</i> Warb.	Moraceae	Caucho	7433

A área de estudo já dispõe de vasta coleta de material de identificação botânica realizada por estudos anteriores e as exsicatas das espécies de interesse encontram-se depositadas no herbário do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre (UFAC-PZ) (FIGUEIREDO et al., 2015).

Os registros de ocorrência das espécies florestais, advindos dos inventários florestais censitários foram fornecidos pelo Instituto do Meio Ambiente do Acre (IMAC), em formato digital. Esses dados foram auditados pelo quadro técnico da instituição em distintas fases da atividade de exploração florestal, além de ser área experimental da Embrapa Acre, com alta frequência de verdades de campo feitas por parobotânicos experientes, o que garante a confiabilidade da informação trabalhada.

Sobre as árvores mapeadas estão disponíveis as seguintes informações: localização geográfica, espécie, diâmetro a altura do peito (DAP), altura comercial e área basal, dentre outras. As espécies selecionadas para serem modeladas atendem ao pré-requisito de ultrapassarem o número mínimo de 70 observações na área de estudo, pois de acordo com Cayuela et al. (2009), pesquisas anteriores mostraram que uma amostra de tamanho inferior a 70 observações diminui o desempenho da modelagem da distribuição de espécies, embora modelos utilizando até 30 pontos tenham obtido boa acurácia com o algoritmo Maxent (GIANNINI et al., 2012).

Os dados de ocorrência provenientes do inventário florestal censitário foram particionados em dois conjuntos de dados: a. dados para a calibração dos modelos e b. dados de validação dos modelos. A seleção dos dados para a calibração dos modelos foi obtida de acordo com o sistema de amostragem simulado, assim, as ocorrências para a calibração foram aquelas contidas nas unidades amostrais e as ocorrências de validação foram todas as demais ocorrências restantes, de acordo com o sistema e intensidade amostral.

Os modelos de distribuição de espécies foram construídos segundo o sistema de amostragem e a intensidade amostral. Foram simulados três sistemas de amostragem: aleatório, conglomerado sistemático e sistemático e duas intensidades amostrais: 0.5 e 0.8% tendo em vista que se trata de amostragem para inventário florestal amostral e bons resultados em inventários foram encontrados utilizando intensidade amostral de 0.19% em Andrade et al. (2015), e inventários por amostragem na Amazônia geralmente são realizados com baixa intensidade amostral, menos de 1%, em função dos custos (CAVALCANTI et al., 2011).

Assim, para cada espécie selecionada foram gerados seis modelos preditivos de distribuição de espécies em função dos sistemas de amostragem e intensidade amostral.

No sistema de amostragem aleatório e sistemático as unidades de amostra tiveram as dimensões de (50 x 200 m), largura e comprimento respectivamente. Correspondendo a unidades amostrais de 1 ha (10.000 m²), possibilitando incluir maior amplitude das variáveis preditoras para os modelos. Com a diferença de que na amostragem sistemática após a seleção da primeira unidade amostral as parcelas obedeceram a um padrão pré-determinado em intervalos constantes de (1 x 1 km), tendo em vista a área disponível para a distribuição das parcelas.

A construção de parcelas nas dimensões mencionadas se tornaram possíveis devido ao sistema de Lidar aerotransportado, este sistema permite a cobertura em larga escala da superfície (D'OLIVEIRA; FIGUEIREDO; PAPA, 2014). Contando também com o Sistema de Posicionamento Global (GPS), utilizado para localização de árvores e microzoneamento.

Na amostragem por conglomerado sistemático foi seguido a metodologia adotada pelo Inventário Florestal Nacional (IFN) para a amostragem na região Amazônica, que por apresentar indivíduos de porte avantajado, não só em relação ao diâmetro do tronco e altura da árvore, mas também em relação à área de copa, essas

espécies se desenvolvem normalmente em distância também relativamente grande entre elas, como relatado no Manual de Campo do Serviço Florestal Brasileiro (2015).

As unidades amostrais por conglomerado sistemático foram constituídas por quatro subunidades retangulares de área fixa, perpendiculares em relação ao seu ponto central, orientadas na direção dos pontos cardeais e numeradas de 1 a 4. As subunidades com tamanho de 20 m de largura por 200 m de comprimento (4.000 m²) e 50 m entre elas, ao total uma unidade amostral correspondeu a 1.6 ha (16.000 m²). Alguns parâmetros a respeito dos sistemas de amostragem de acordo com a intensidade amostral estão resumidos na Tabela 2.

Tabela 2 – Número de unidades amostrais de acordo com o sistema de amostragem e intensidade amostral.

Parâmetro	Sistemas de amostragem					
	Aleatório		Conglomerado		Sistemático	
Intensidade amostral (%)	0.5	0.8	0.5	0.8	0.5	0.8
Área total (ha)	13.000		13.000		13.000	
Área da unidade de amostra (ha)	1	1	1.6	1.6	1	1
N	13.000	13.000	8.125	8.125	13.000	13.000
N.º de parcelas (n)	65	104	65	104	41	65
(N-n)/N	0.995	0.992	0.996	0.995	0.995	0.992

A distribuição das parcelas, segundo o sistema de amostragem simulado, intensidade e a seleção dos dados de ocorrência das espécies selecionadas foram realizadas em ambiente SIG, conforme Figura 3.

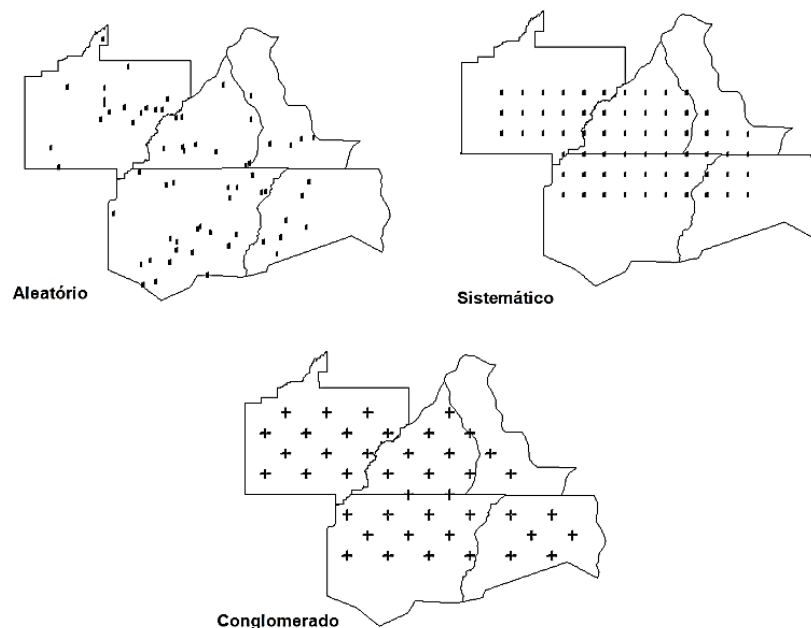


Figura 3. Ilustração simulando a distribuição das parcelas nos sistemas de amostragem aleatório, conglomerado e sistemático na Floresta Estadual do Antimary. Fonte: autor.

Na seleção das variáveis preditoras foram consideradas aquelas que contemplam os fatores preponderantes na ocorrência das espécies, pois de acordo com Venticinque et al. (2007), o poder de predição dos modelos é maior com a compreensão dos fatores que interferem na distribuição espacial das espécies e sua incorporação aos modelos preditivos podem providenciar modelos mais próximos da realidade.

Além disso, a utilização de preditores ambientais com maior resolução espacial (da ordem de poucos metros) pode ser aplicada para realizar a modelagem de distribuição geográfica de espécies de interesse (FIGUEIREDO et al., 2015).

Desta forma, como variáveis preditoras foram utilizadas neste estudo: a altitude, a distância vertical à drenagem mais próxima, bandas espectrais do sensor TM (satélite Landsat 5), e o índice de vegetação da diferença normalizada da sigla em inglês (NDVI), todos com resolução espacial de 30 m. Na escolha do sensor para as bandas individuais foi considerado o ano de 2009, a data em que o inventário ocorreu, no entanto, foram utilizadas as imagens referentes ao ano de 2008, por proporcionar melhor qualidade das imagens.

Os dados de altitude foram gerados a partir de dados do SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*), de resolução espacial (horizontal) de 1arc-segundos (~30 m) e resolução vertical (altura) de 1 m (VALERIANO, 2008).

A HAND (*Height Above the Nearest Drainage*), traduzida como a distância vertical à drenagem mais próxima, refere-se à distância vertical de cada ponto em relação à drenagem mais próxima, está relacionada indiretamente com a profundidade do lençol freático, que por sua vez, indica a disponibilidade da água do solo. Os valores das distâncias verticais extraídos a partir do HAND são computados a partir da topografia proveniente do Modelo Digital de Elevação (MDE) do *The Shuttle Radar Topography Mission* (RENNÓ et al., 2008).

Foi utilizado o mosaico das bandas espectrais derivadas do satélite Landsat TM (*Thematic Mapper*), bandas correspondentes à órbita/ponto 002/66 e 002/67, todas de 18 de agosto de 2008. As bandas foram obtidas do banco de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), sem nuvens, cobrindo a área de estudo um ano antes da realização do censo da floresta, devido a melhor qualidade das imagens. Foram georreferenciadas com base na imagem Landsat 8, Sensor - *Operational Land Imager* (OLI) referente ao ano de 2013 disponíveis no Libra, navegador de imagens Landsat.

Das sete bandas que o sensor TM possui, foram usadas quatro delas como variáveis preditoras nos modelos de distribuição de espécies, considerando que cada banda representa uma faixa do espectro eletromagnético captado pelo satélite.

Foram empregadas as banda 3 (0.63 - 0.69 μm) vermelho do espectro visível de luz e as bandas 4 (0.76 - 0.90 μm), 5 (1.55 - 1.75 μm) e 7 (2.08 - 2.35 μm) do espectro infravermelho próximo e médio, estas bandas foram selecionadas pois de acordo com Shimabukuro (1998), apesar da baixa reflectância das folhas na região do visível, há alta reflectância na região do infravermelho próximo. O infravermelho médio apresenta sensibilidade ao teor de umidade das plantas, servindo para observar estresse na vegetação, causado por desequilíbrio, o que torna possível o estudo da vegetação com essas bandas (RÊGO et al., 2016). A resolução geométrica ou espacial das imagens nas bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 é de 30 m, isto é, cada “pixel” da imagem representa uma área no terreno de 0,09 ha.

As faixas 1 e 2 (azul e verde, respectivamente) foram excluídas, assim como a banda 6 (infravermelho termal) pois sua resolução espacial é de 120 m (contra 30 m nas demais bandas), seguindo metodologia adotada por Pérez-Chaves et al. (2018).

O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) é um índice de expressiva importância na caracterização da vegetação (NETA et al., 2018). Está relacionado ao teor de clorofila foliar, devido à absorção diferencial da luz nos comprimentos de onda visíveis pela clorofila, e também à área foliar verde, portanto, à capacidade fotossintética do dossel da planta (LI et al., 2019). Os valores do NDVI indicam a quantidade de vegetação verde presente no pixel (PRATES-CLARK et al., 2008).

O índice auxilia nas estimativas de biomassa, cobertura vegetal e na detecção de mudanças de padrão de uso e cobertura da terra (NETA et al., 2018). Para o cálculo do NDVI, foi utilizado o mosaico das bandas espectrais (banda 3 e banda 4) correspondentes à órbita/ponto 002/66 e 002/67, as mesmas bandas que foram utilizadas como variáveis individuais.

Na modelagem, utilizou-se o algoritmo de máxima entropia, Maxent. O qual consiste num método para realizar predição ou inferências baseado apenas em dados de presença (PHILIPS et al., 2006). Este software tem como base a abordagem de máxima entropia para a modelagem de espécies do habitat. Utiliza como entrada um conjunto de camadas ou variáveis ambientais e produz um modelo das espécies em questão, usando os locais de ocorrência georreferenciado das espécies, sendo menos sensível ao tamanho da amostra (WISZ et al., 2008).

Foi utilizado o teste de *Jackknife* para estimar quais são as variáveis mais importantes nos modelos, consequentemente a contribuição das variáveis para os modelos (YANG et al., 2013).

As amostras de pontos aleatórios na paisagem (*background*) foram extraídas de uma região que abrange toda a área de estudo contendo a distribuição amostral dos dados de ocorrência do inventário florestal. Essa região foi definida considerando todas as ocorrências, independente da espécie.

O desempenho dos modelos foi analisado por meio da área sob a curva (*Area Under the Curve* – AUC). Foi utilizado o gráfico do receptor - operador (ROC - *plot*) no qual a AUC é a medida de desempenho, e onde se pode comparar a área estimada dos modelos com aquelas observadas no mesmo ponto pelas amostras de validação.

A AUC é um método bastante utilizado porque é uma medida global de desempenho independente de limites de corte (FIELDING; BELL, 1997). Indica quão bem o modelo se ajusta aos dados de treinamento, e assim pode-se avaliar o desempenho dos modelos como realizado em outros estudos (FIGUEIREDO et al.,

2015; PÉREZ CHAVES et al., 2018). Um modelo aleatório tem uma AUC de 0.5 e quanto mais próximo de 1.0 melhor o desempenho do modelo (PHILLIPS et al., 2006).

Na seleção dos modelos também se verificou a taxa de omissão, como uma medida auxiliar à AUC, considerada importante e utilizada no trabalho de Figueiredo et al. (2015).

Para calcular a taxa de omissão é necessário o uso de um limiar ou limite de corte. Eles são escolhidos para maximizar a concordância entre as distribuições observadas e as preditas. A soma da sensibilidade e especificidade pode ser maximizada para fornecer o limiar, que é equivalente a encontrar um ponto na curva ROC, ou seja, sensibilidade contra a especificidade (LIU et al., 2005).

Neste estudo foi utilizado o *Maximum test sensitivity plus specificity*, em português, sensibilidade máxima ao teste mais especificidade, fornecido pelo próprio Maxent, acima do qual está prevista a variável de interesse, sendo importante que a escolha do limiar pondere o uso pretendido do mapa, a escolha mais apropriada dependerá da precisão exigida pelo usuário (FREEMAN; MOISEN, 2008). Ponderamos também para a escolha dos modelos o menor esforço amostral, ou seja, a menor intensidade amostral para construção dos modelos.

Para o planejamento da UPA foi selecionado o melhor modelo por espécie de acordo com a análise da AUC, a taxa de omissão e consideramos também o esforço amostral.

A probabilidade de ocorrência das espécies nos mapas foi categorizada em quatro classes (1. Alta probabilidade; 2. Média probabilidade; 3. Baixa probabilidade e 4. Ausência). A categorização foi feita utilizando o método Natural Breaks, onde a divisão dos valores de probabilidade por classe foi feita pelo próprio programa. As áreas com os maiores valores de probabilidade foram categorizadas como de alta probabilidade de ocorrência das espécies, e as áreas com os menores valores de probabilidade foram categorizadas como ausência predita pelos modelos.

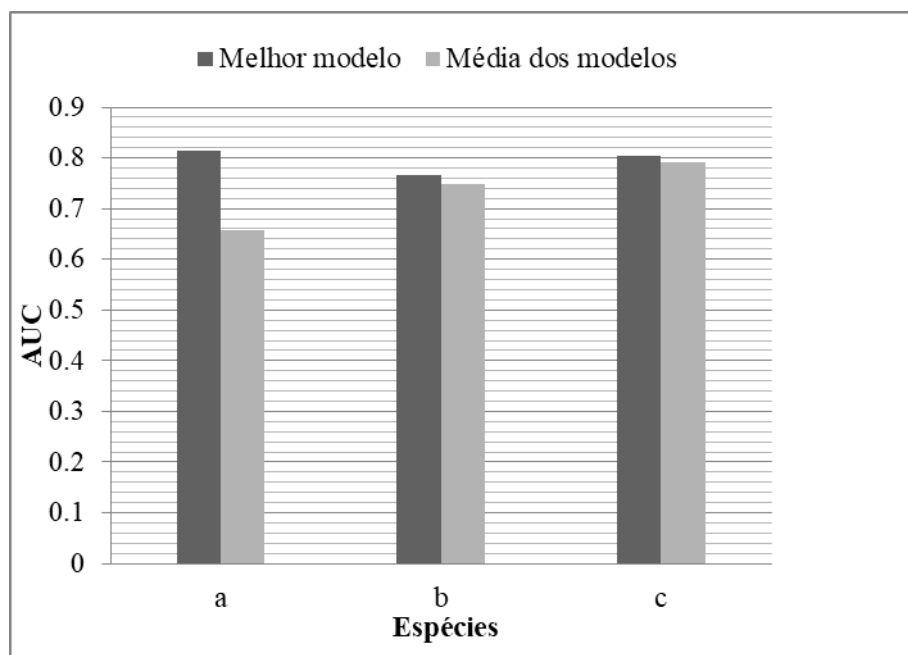
Os mapas de classes de probabilidade foram vetorizados por espécie. Após isso se procedeu com a soma dos mapas vetorizados, criando assim, zonas para subsidiar e definir as UPAs: por grupo de espécie. Foram três zonas: Zona 1: Alto valor madeireiro, Zona 2: Médio valor madeireiro e Zona 3: Baixo valor madeireiro na área das cinco UPAs de onde foram utilizadas as ocorrência para a modelagem (UPA-02, UPA-03, UPA-04, UPA-07 e UPA-08).

Foi dado maior peso aos mapas de probabilidade de *Amburana acreana* (Ducke) AC Sm. e *Apuleia leiocarpa* (Vogel) JF Macbr., na soma dos mapas dessas espécies foi multiplicado por dois (2), a importância dada à distribuição dessas espécies se deve a demanda do mercado consumidor madeireiro por elas (DE ARAUJO, 2014).

Como resultado da soma dos mapas de probabilidades, foi obtido um novo mapa de probabilidades para as três espécies. O novo mapa foi dividido em 15 classes de probabilidade de ocorrência, agrupadas de cinco em cinco de acordo com a variação de probabilidade. De acordo com este critério estas classes foram agrupadas, definindo assim três zonas de valor madeireiro para as espécies. Na qual, as probabilidades de ocorrência dos mapas ficaram distribuídos da seguinte maneira: A Zona 1 (2.31 - 3.5) maiores valores de probabilidade, a Zona 2 (1.15 - 2.30) com valores médios de probabilidade e a Zona 3 (0 - 1.14) com os menores valores de probabilidade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram obtidos 18 modelos utilizando o algoritmo de máxima entropia, seis por espécie, um modelo para cada combinação de espécie, sistema e intensidade amostral. O valor da AUC de teste dos modelos variou de 0.517 a 0.804 entre as espécies (Figura 4).



Figura

4. Teste de desempenho dos modelos por espécie medidos pela área sob a curva (AUC): a) *Amburana acreana*; b) *Apuleia leiocarpa*; c) *Castilla ulei*.

Fonte: autor.

A média dos valores de AUC para os modelos é correspondente ao estudo de Figueiredo e Figueiredo (2019), que analisaram a predição da distribuição de espécies florestais madeireiras, em escala local, aproximadamente 35.000 ha, utilizando dados de ocorrência agrupados por classe diamétrica, tendo em média

(AUC= 0.7). Para este, essa relação não é verdadeira apenas para *A. acreana*. (AUC= 0.6).

4.1 Sistemas de amostragem e intensidade amostral

Os modelos gerados seguindo os três sistemas de amostragem (aleatório, conglomerado e sistemático), assim como as duas intensidades amostrais (0.5% e 0.8%) apresentaram bom desempenho com AUC média de 0.7925 (*C. ulei*), 0.658 (*A. acreana*) e 0.749 (*A. leiocarpa*), valor acima de um modelo gerado aleatoriamente (AUC=0.5).

No desempenho dos modelos leva-se em conta o número de registros de ocorrência para a construção dos modelos e sua distribuição no espaço geográfico. Os resultados da modelagem dependem da combinação entre as variáveis preditoras associadas com a presença observada das espécies no subespaço do nicho realizado (FIGUEIREDO et al., 2015). A Tabela 3 apresenta o número de pontos de ocorrência utilizado para gerar os modelos.

Tabela 3 – Número de ocorrências (treino) utilizadas para gerar os modelos distribuídas por espécie, sistema de amostragem e intensidade amostral.

Sistema	Intensidade	<i>Amburana acreana</i>	<i>Apuleia leiocarpa</i>	<i>Castilla ulei</i>
		Treino	Treino	Treino
Aleatório	0,5	10	29	40
	0,8	12	34	40
Conglomerado	0,5	9	23	43
	0,8	17	36	80
Sistemático	0,5	6	26	40
	0,8	11	39	56

A utilização de dados de ocorrência derivados de inventários florestais têm tido bons resultados para a modelagem de espécies florestais. A utilização desses dados como registros de presença, possibilita aumentar o número de observações da espécie de interesse e melhorar a predição dos modelos (PÉREZ CHAVES et al., 2018).

Os resultados de AUC e omissão para os modelos podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4 – Valores de AUC e omissão (%) dos modelos distribuídos por espécie, sistemas de amostragem e intensidade amostral (%).

Sistema	Intensidade	<i>Amburana acreana</i>		<i>Apuleia leiocarpa</i>		<i>Castilla ulei</i>	
		AUC	Omissão	AUC	Omissão	AUC	Omissão
Aleatório	0.5	0.724	23.2	0.746	18.9	0.792	20.3
	0.8	0.725	23.7	0.747	14.3	0.78	18.8
Conglomerado	0.5	0.517	11.4	0.754	20.3	0.793	20.5
	0.8	0.814	18.1	0.747	12.7	0.803	16.1
Sistemático	0.5	0.531	3.9	0.737	19	0.783	19.3
	0.8	0.642	30	0.765	22.4	0.804	16.9

Para *A. acreana*, houve maior variação nos valores de AUC entre os modelos. Em um mesmo sistema de amostragem houve grande diferença de omissão, no sistemático com intensidade amostral de 0.5% apenas seis ocorrências foram utilizadas para gerar o modelo, estes pontos foram mais representativos da área de ocorrência da espécie do que na intensidade de 0.8% (11 pontos de ocorrência) que não foram suficientes para representar a área de ocorrência da espécie, com taxa de omissão de 30%.

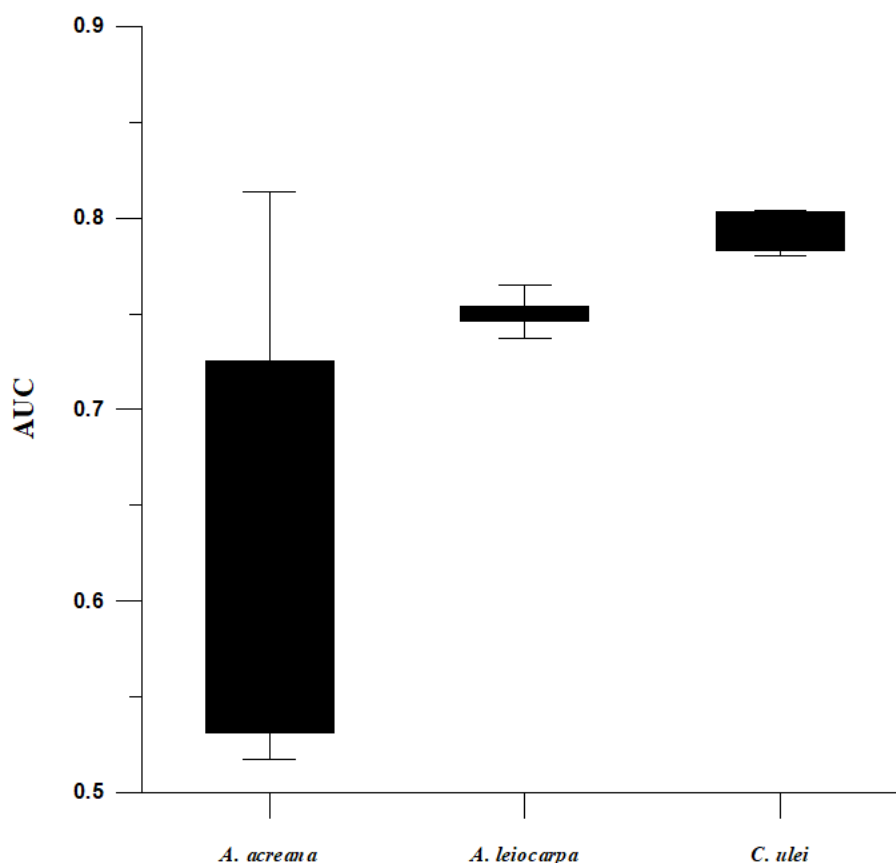
O menor número de registros de ocorrência para gerar os modelos refletiu na diminuição da AUC para *A. acreana* no sistema conglomerado sistemático e sistemático, no trabalho de Aguirre-Gutiérrez et al. (2013) o aumento no número de registros diminuiu significativamente os valores de AUC, resultado esperado ao usar pseudo-ausências ou dados históricos, não é o nosso caso. O aumento no número de registros não diminuiu a omissão dos modelos em nenhum dos sistemas para *A. acreana*. No sistema aleatório não houve grande variação em AUC e omissão, a quantidade de registros de ocorrência nesse sistema foi praticamente igual nas duas intensidades utilizadas, 10 e 12 pontos de ocorrência, intensidades de 0.5 e 0.8 % respectivamente, o número de registros utilizados para gerar os modelos podem ser visualizados na Tabela 3.

Para *A. leiocarpa* os valores de AUC tiveram pouca variação (0.737 a 0.765), valores de omissão de (14.3 a 22.4 %), na maioria dos modelos a omissão foi maior utilizando-se menor quantidade de registros de ocorrência.

Já para *C. ulei* todos os modelos mostraram bons valores de AUC variando de (0.783 a 0.804) e valores de omissão (16.1 a 20.5 %). Essa espécie teve o maior número de ocorrências para gerar os modelos. O aumento na quantidade dos pontos de ocorrência aumentou a AUC e diminuiu a omissão, para a maioria dos modelos.

Houve diferença significativa ao comparar os valores de AUC entre as espécies. Os valores de AUC para os modelos de *A. acreana* foram significativamente diferentes de *A. leiocarpa* e *C. ulei* ($p=0.0138$). Para os modelos de *A. leiocarpa* e *C. ulei*, não houve diferença significativa. A Figura 5 mostra o gráfico com a distribuição dos valores de AUC por espécie.

Figura 5. Distribuição dos valores de área sob a curva (AUC) dos modelos para



Amburana acreana (cerejeira), *Apuleia leiocarpa* (cumaru) e *Castilla ulei* (caucho). Fonte: Autor.

Considerando todos os modelos avaliados a omissão foi $\leq 30\%$. Para todas as espécies, não houve diferença significativa em relação à omissão dos modelos. Os valores de AUC e omissão para os modelos de *A. leiocarpa*. e *C. ulei* estavam contidos em menor variação do que os valores para *A. acreana*, a Figura 6 mostra o gráfico com a distribuição dos valores de omissão para os modelos.

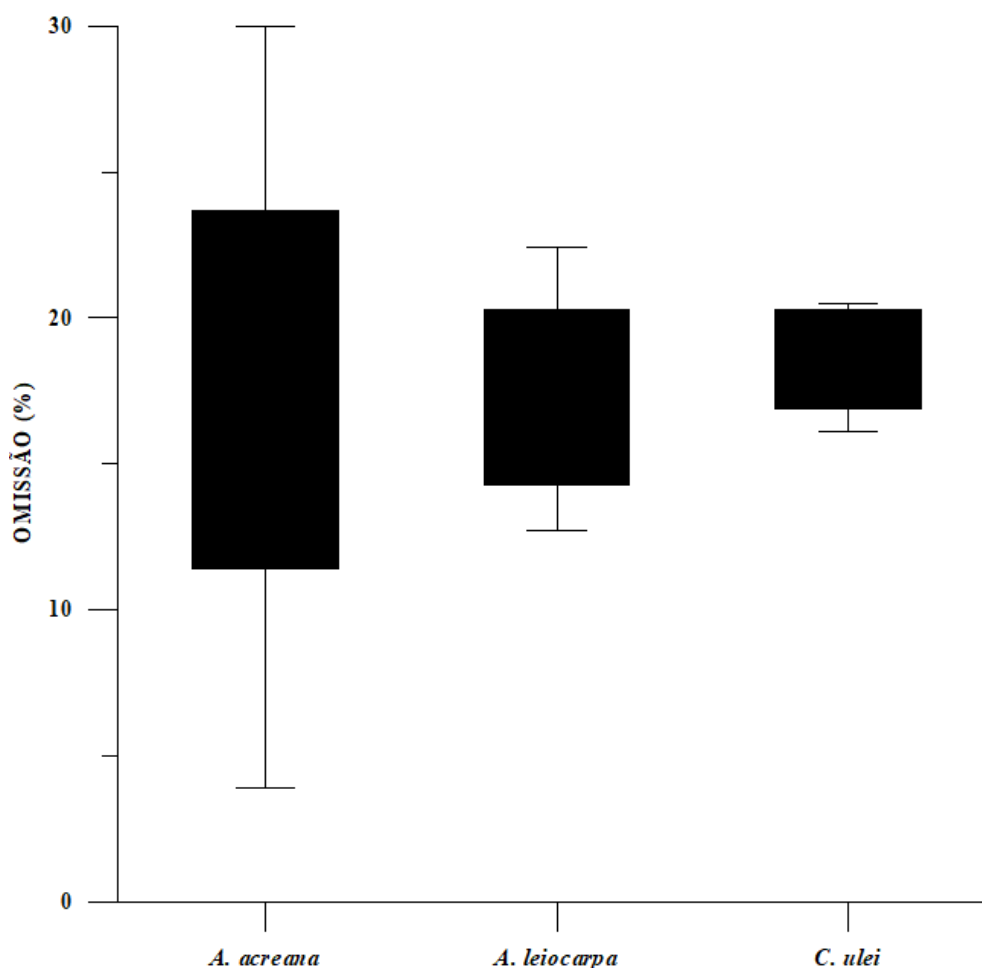


Figura 6. Distribuição dos valores de omissão dos modelos para *Amburana acreana* (cerejeira); *Apuleia leiocarpa* (cumaru) e *Castilla ulei* (caucho). Fonte: Autor.

Neste estudo, não houve diferença significativa quando diferentes sistemas de amostragem e intensidade amostral foram utilizados para *A. leiocarpa*. e *C. ulei*, todos os modelos tiveram resultados semelhantes. Podendo ser utilizado qualquer um destes para gerar modelos preditivos para essas espécies, pois são espécies de maior densidade na área.

Para *A. acreana*, é necessário maior quantidade de registros de ocorrência para a construção dos modelos, ou seja, maior intensidade amostral. Pois, o aumento na

intensidade amostral e maior número de ocorrências mais bem distribuídas no espaço geográfico podem proporcionar melhora na predição dos modelos (FIGUEIREDO et al., 2015).

4.2 Variáveis preditoras

Todas as variáveis selecionadas foram utilizadas nos modelos, exceto a Banda 7 do Landsat, que após análise do coeficiente de variação de Pearson, apresentou correlação maior que 0.7 com três variáveis (Banda 3, Banda 5 e NDVI). Apesar de haver correlação da Banda 3 com a Banda 5, os modelos tiveram melhor desempenho com a manutenção destas bandas.

A variável NDVI também foi mantida apesar da alta correlação observada com a Banda 3 (0.77), pois com a inclusão dessa variável nos modelos as áreas desmatadas não são preditas como áreas de adequabilidade ambiental para as espécies e não é necessário mascarar as áreas desmatadas (PRATES-CLARK et al., 2008; FIGUEIREDO et al., 2015). É importante salientar, entretanto, que Donnink et al. (2019), em seu estudo avaliando a utilidade da reflectância multiespectral do dossel em relação aos dados climáticos na modelagem da distribuição de espécies vegetais subestimadas em florestas tropicais na Amazônia removeram as variáveis quando a correlação foi maior que 0.78.

As interações entre as variáveis preditoras utilizadas para a construção dos modelos podem ser observadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Matriz de correlação de Pearson das variáveis preditoras. HAND: distância vertical à drenagem mais próxima e NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada.

Variável	Altitude	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7	HAND
Banda 3	0.04162					
Banda 4	0.10886	-0.05299				
Banda 5	0.02152	0.90807	0.12678			
Banda 7	0.02946	0.94379	0.00600	0.96856		
HAND	0.41981	0.09691	-0.02024	0.07907	0.07907	
NDVI	0.0141	0.77114	-0.17952	0.68389	0.82975	0.08328

Em que: HAND, distância vertical à drenagem mais próxima; NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada.

As contribuições relativas das variáveis preditoras foram estimadas através do teste de *Jackknife*. Os valores percentuais de contribuição das variáveis para os modelos selecionados por espécie podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6 - Variáveis preditoras para os melhores modelos e sua contribuição percentual no modelo Maxent, por espécie florestal: a) *Amburana acreana*; b) *Apuleia leiocarpa*; c) *Castilla ulei*.

Variável	Espécies		
	a	b	c
Altitude	62.4	54	62.3
Banda 5	7	35.6	13.2
Banda 3	18.2	0	12.7
Banda 4	1.5	2.5	4.4
HAND	7.4	6.8	0.4
NDVI	3.5	1.1	7

Em que: HAND, distância vertical à drenagem mais próxima; NDVI, índice de vegetação por diferença normalizada.

Considerando as contribuições das variáveis preditoras para os modelos selecionados, a altitude foi a variável preditora mais importante para as três espécies *A. acreana*, *A. leiocarpa* e *C. ulei*, resultado comumente encontrado em trabalhos que utilizam essa variável como preditora para os modelos (HIGGINS et al., 2012; FIGUEIREDO et al., 2015; PÉREZ CHAVES et al., 2018).

As medidas de dispersão dos dados de ocorrência, considerando a variável mais importante para os modelos, indica que em relação à altitude, *A. acreana* apresentou menor variação se comparada à *A. leiocarpa* e *C. ulei* (Figura 7).

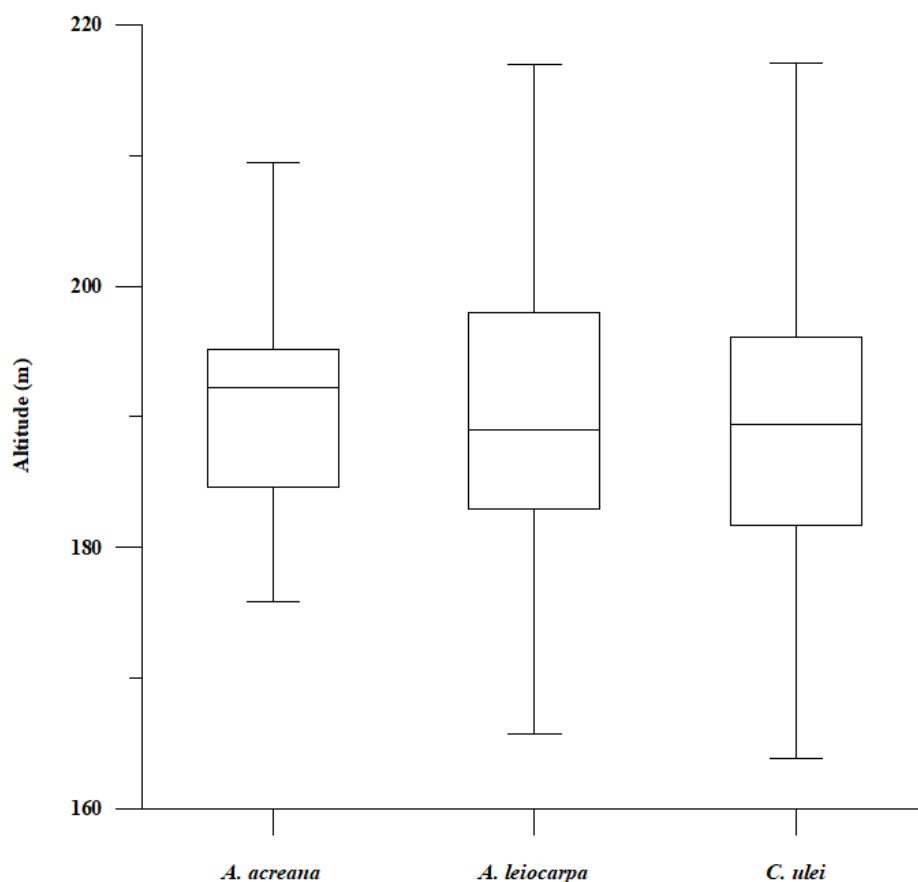


Figura 7. Dispersão dos dados da variável altitude, observados nos registros de ocorrência das espécies nas unidades de produção anual. Fonte: autor.

A Banda 5 (infravermelho de ondas curtas), foi a segunda variável mais importante para o modelo de *C. ulei* e *A. leiocarpa*, para *A. acreana* foi a Banda 3. Esta faixa do espectro (Banda 3), foi boa preditora para a maioria dos modelos de distribuição de espécies arbóreas na Amazônia de terras baixas do Peru (PÉREZ CHAVES et al., 2018). Neste estudo, a banda 4 (infravermelho próximo) teve menor contribuição que a Banda 3 (vermelho) para a maioria dos modelos.

A HAND foi a terceira variável mais importante para os modelos de *A. acreana*, provavelmente por esta variável está relacionada indiretamente com a profundidade do lençol freático, indicando a disponibilidade de água no solo (RENNÓ et al., 2008) e essa espécie ocupar áreas com floresta de terra firme (CARVALHO, 2007) no Acre.

Devido o NDVI incorporar informações das bandas 3 e 4 ele é frequentemente usado como um índice geral de vigor da vegetação. No entanto, o NDVI e a Banda 4 não foram as variáveis mais importantes para nenhum dos modelos, o NDVI foi a

terceira variável mais importante para os modelos de *A. acreana*, árvore decídua, com altura podendo chegar a 40 metros, de Floresta Ombrófila Densa (Floresta Tropical Pluvial Amazônica) de Terra Firme, no Acre (OLIVEIRA, 2018).

Para as três espécies, as contribuições das bandas 3 e 4, se somatizadas para os modelos, contribuíram mais do que o NDVI, resultado semelhante ao encontrado no estudo de Pérez Chaves et al. (2018) onde os autores relatam que a importância dessas bandas está relacionado ao fato de que a fotossintetização da vegetação absorve uma grande proporção da radiação vermelha incidente e também reflete uma alta proporção da radiação do infravermelho próximo.

Porém, no estudo de Higgins et al. (2012) utilizando dados de Landsat para detectar padrões de biodiversidade em larga escala no noroeste da Amazônia, a banda 4 e o NDVI foram fortemente associados à composição florística e previram de 68 a 75% de variação ao longo de um gradiente florístico, mas essa relação diferiu para outras áreas do mesmo estudo.

De acordo com o autor acima citado, os dados de Landsat e SRTM, em combinação com o inventário de campo rápido baseado em taxa, devem servir de base para o planejamento de pesquisa e conservação de vastas e remotas florestas.

Considerando os resultados biológicos dos modelos, as espécies *A. leiocarpa* e *C. ulei* têm potencial de ocorrência em grande extensão da área devido a maior capacidade generalista, toleram maior variação ambiental. Estas espécies possuíam o maior número de ocorrência no inventário em relação à *A. acreana* (Tabela 1).

A maior adequabilidade ambiental de *C. ulei* estava contida na altitude de 163 m a 217 m, ocorre em regiões de florestas com solos úmidos não inundáveis, nas áreas mais secas ou bem-drenadas também tem potencial de ocorrência (FIGUEIREDO, 2015). Para *A. leiocarpa* a maior adequabilidade ambiental estava entre 165 a 217 m, em ambientes mais úmidos, em muitos pontos do mapa de adequabilidade é possível ver a distribuição potencial da espécie seguindo próximo aos cursos de água (Figura 8).

Para *A. acreana* os modelos mostraram maior adequabilidade na altitude variando entre 175 a 209 m. No trabalho de Figueiredo et al. (2015) os modelos para a mesma espécie apresentaram maior variação da altitude (108 – 255 m) possivelmente devido a maior extensão da área de estudo e consequentemente a maior amplitude da variável para a espécie. Nesse estudo, a menor variação de

altitude para os modelos de *A. acreana* pode estar relacionada à menor densidade natural da espécie na área (OLIVEIRA, 2018).

Nossos resultados demonstram que as variáveis de sensoriamento remoto são adequadas para fornecer modelos úteis, com destaque para a banda 5 e banda 3. Exceto para o modelo de *A. leiocarpa*, em que a banda 3 não foi boa preditora. A resposta para esse resultado não é clara, mas pode estar relacionada à época de aquisição das bandas que corresponde ao período de senescência foliar para a espécie (de junho a setembro), visto que a mesma se comporta como espécie caducifolia (FELIPPI et al., 2012), não havendo, portanto, reflectância das folhas na região do infravermelho devido à ausência foliar. Isso pode ter comprometido a resposta espectral nesta faixa do espectro eletromagnético para a espécie.

A adição geral de camadas de dados ambientais baseados no Landsat melhora a capacidade discriminatória dos modelos em comparação com modelos que utilizam somente camadas de dados climáticos visto que o conjunto de dados multiespectrais complementa as camadas climáticas tradicionalmente usadas em análises que exigem informações sobre as condições ambientais do local (DONINCK et al., 2019). Desta forma, eles podem ajudar no planejamento da conservação e gerenciamento da biodiversidade.

Os dados ambientais baseados no Landsat também foram importantes para o estudo de Higgins et al. (2012) que, usando uma rede de 160 inventários de plantas distribuídos em 500 km lineares de floresta amazônica, previram até 83% da variação na composição de espécies de plantas.

4.3 Modelos selecionados

A partir dos modelos gerados com as variáveis, altitude, distância vertical à drenagem mais próxima, bandas espectrais do sensor TM (Banda 3, 4, 5) e o NDVI, os valores de AUC, taxa de omissão e esforço amostral foram considerados para selecionar os modelos para cada espécie. Este método foi adotado porque não houve diferença estatística significativa utilizando-se o teste t de Student para comparar as pontuações de AUC.

Para *C. ulei* foi considerado como melhor modelo o que combinou o sistema conglomerado sistemático e intensidade amostral de 0.8%, AUC (0.803) e omissão (16.1%). Para *A. acreana* o melhor modelo foi aquele que considerou a amostragem

por conglomerado sistemático e intensidade amostral de 0.8%, AUC (0.814) e taxa de omissão (18.1%). E para *A. leiocarpa* o melhor modelo foi aquele que considerou o sistema conglomerado sistemático com intensidade amostral de 0.8%, AUC (0.747) e taxa de omissão (12.7%).

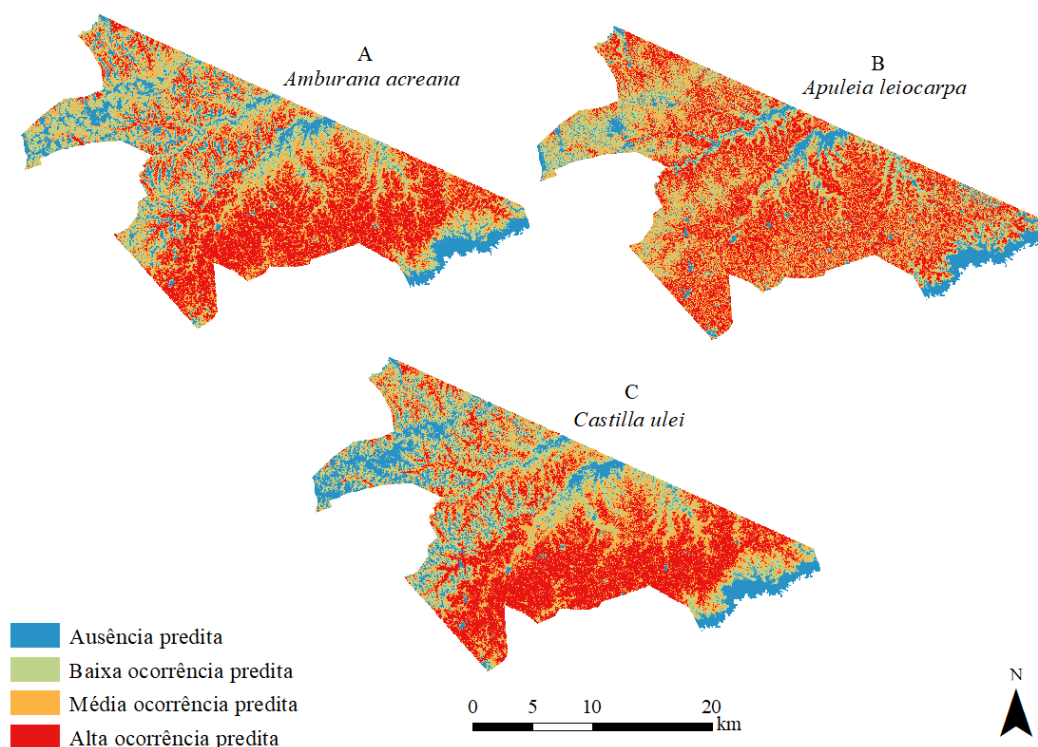


Figura 8. Modelos de distribuição potencial por espécie, gerados com dados de inventário amostral simulado na Floresta Estadual do Antimary. Fonte: autor.

A omissão dos modelos selecionados para as três espécies variou de 12.7% a 18.1 %, valores acima do encontrado em Figueiredo e Figueiredo (2019), com taxa de omissão de 8.8% avaliando a modelagem de espécies arbóreas por classe diamétrica. Em nosso estudo houve áreas de efetiva presença das espécies, mas que o modelo não conseguiu prever. Estes pontos de ocorrência não previstos estavam localizados próximos a cursos d'água e a grande parte dos registros de ocorrência utilizados para gerar os modelos estavam em pontos mais altos do terreno.

A parte em destaque no mapa (Figura 9) demonstra a ocorrência das espécies em uma região da Floresta Estadual de Antimary na qual os modelos de distribuição não foram capazes de prever.

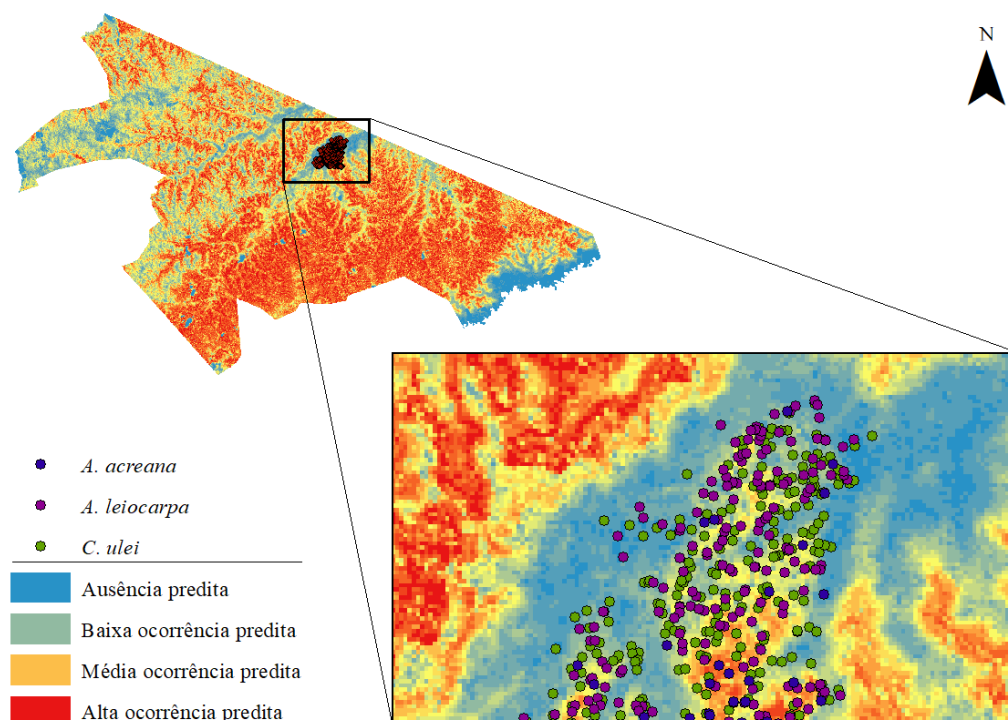


Figura 9. Mapa com a soma dos modelos de *Amburana acreana* (cerejeira), *Apuleia leiocarpa* (cumarú) e *Castilla ulei* (caucho) com destaque para área de maior omissão dos modelos, Floresta Estadual do Antimary, Bujari, Acre, Brasil, 2020. Fonte: autor.

As ocorrências para a modelagem foram obtidas de acordo com três sistemas de amostragem e duas intensidades amostrais. Essa omissão, provavelmente, ocorreu porque a distribuição dos pontos de ocorrência que gerou os modelos não foi capaz de captar o gradiente de variação da altitude, variável mais importante para as três espécies. Os valores de altitude para a área de omissão pode ser observado na Tabela 7.

Tabela 7 - Variação da altitude da ocorrência observada das espécies na área em que houve maior omissão para os modelos de distribuição potencial.

Espécies	Altitude (m)
<i>Amburana acreana</i>	160 - 183
<i>Apuleia leiocarpa</i>	153 - 184
<i>Castilla ulei</i>	153 - 184

É possível verificar para todas as espécies na área de omissão, menores valores de altitude do que para os pontos de ocorrência utilizados na calibração dos modelos (Figura 7), conseqüentemente houve problemas na transferabilidade dos modelos, pois não conseguiram prever a ocorrência das espécies para as áreas com menor cota altimétrica.

Uma forma de diminuir a omissão para os modelos neste caso é estratificar previamente o ambiente por gradiente topográfico e distribuir parcelas de forma a abranger a amplitude altimétrica da área.

4.4 Zonas de valor madeireiro e definição de UPAs

A partir dos mapas de probabilidade de ocorrência dos modelos selecionados obtemos as zonas de valor madeireiro por espécie para a FEA (Figura 10).

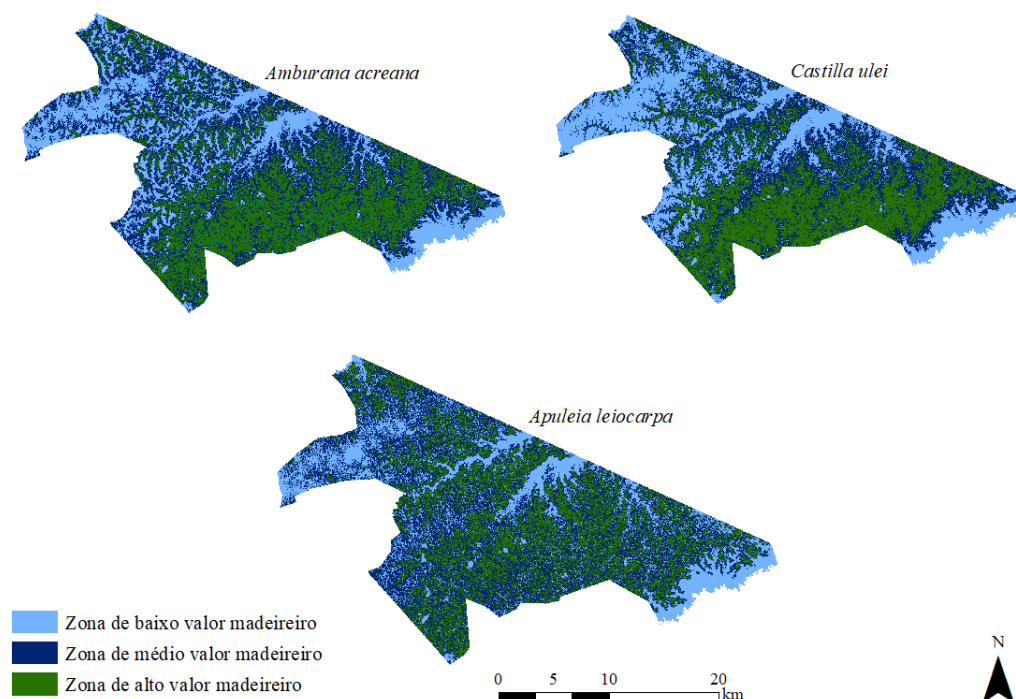


Figura 10. Mapa com as zonas de valor madeireiro para as espécies: *Castilla ulei*; *Amburana acreana*; *Apuleia leiocarpa* na Floresta Estadual Antimary. Fonte: autor.

No mapa de zonas de valor madeireiro por espécie, as áreas de menor adequabilidade ambiental formaram a zona de baixo valor madeireiro, que

corresponde a áreas já abertas, principalmente a oeste da FEA, cursos de água e em seu entorno e áreas de preservação permanente (APP).

De forma geral, as zonas de baixo e alto valor madeireiro ocuparam a maior parte do mapa. A zona de médio valor madeireiro no mapa são áreas intermediárias entre a zona de baixo e alto valor madeireiro, visivelmente essa zona teve menor proporção na área da FEA.

Ao realizar a soma dos mapas de probabilidades dos modelos selecionados foram obtidas as zonas de valor madeireiro para *A. acreana* (cerejeira), *A. leiocarpa* (cumaru) e *C. ulei* (caucho) na área onde estavam distribuídos os pontos de ocorrência que geraram os modelos (Figura 11).

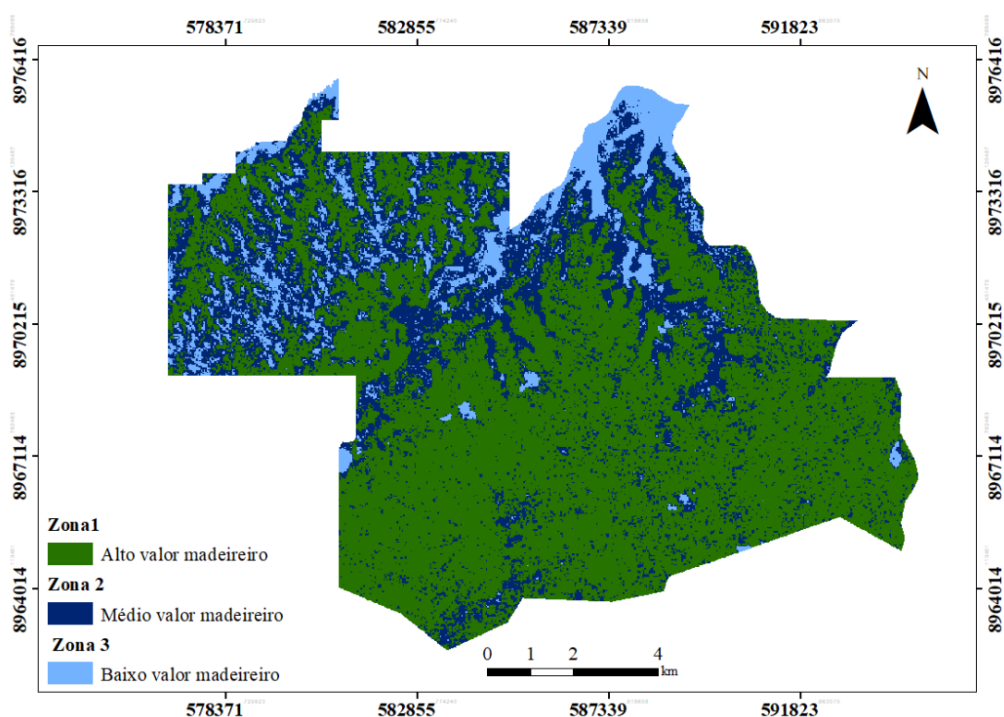


Figura 11. Mapa com as zonas de valor madeireiro para as espécies: *Amburana acreana*, *Apuleia leiocarpa* e *Castilla ulei*, na área em que foram obtidos os registros de ocorrência para gerar os modelos de distribuição potencial na Floresta Estadual Antimary. Fonte: autor.

Ao somar os mapas de probabilidade de ocorrência, maior peso foi dado para as áreas com adequabilidade ambiental para as espécies *A. acreana* e *A. leiocarpa* com o objetivo de destacar zonas que provavelmente estas espécies estão presentes,

por se tratar de espécies com grande demanda comercial e utilização em móveis e na construção civil (OLIVEIRA, 2018).

Neste mapa, áreas de baixa probabilidade de ocorrência para estas espécies são, na maior parte, áreas abertas, cursos de água e seu entorno – as zonas de baixo e médio valor madeireiro. No geral, a maior área do mapa está composta pela zona de alto valor madeireiro, ou seja, área em que há maior probabilidade de encontrar as três espécies madeireiras e que efetivamente há florestas.

A partir das zonas de valor madeireiro para as espécies, foram definidas as unidades de produção anual (UPAs) para a área de maior probabilidade de ocorrência (Figura 12).

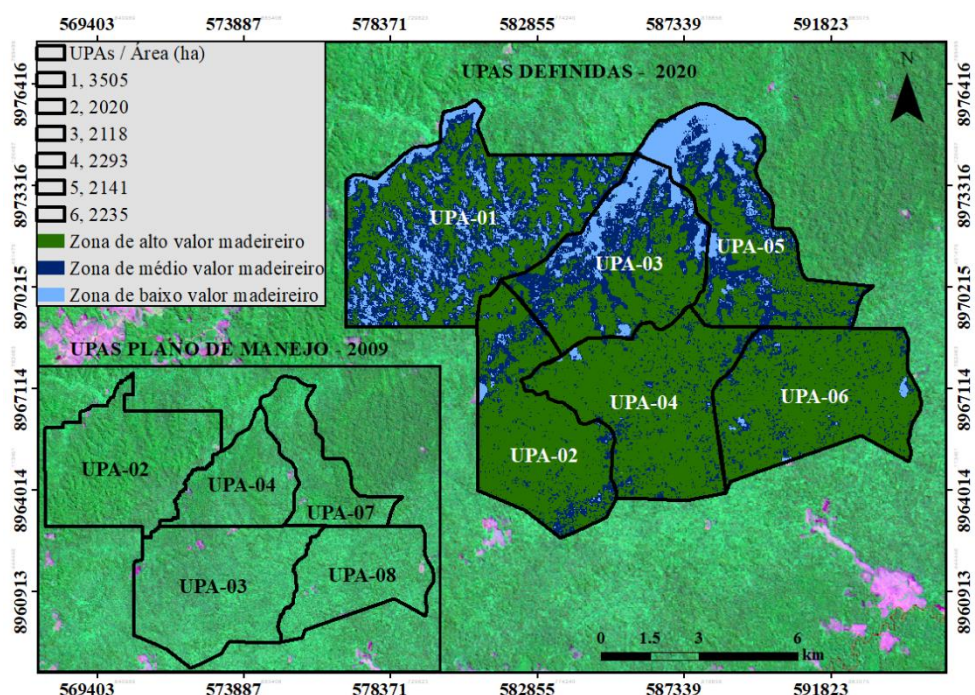


Figura 12. Mapa com a divisão das unidades de produção anual para: *Amburana acreana*; *Apuleia leiocarpa*; *Castilla ulei* para a área de maior probabilidade de ocorrência na Floresta Estadual Antimary. Fonte: autor.

Foram definidas para a área seis unidades de produção anual, de forma a coincidir com os divisores naturais, que são os cursos d'água, divisores de água (linha de cumeada) como recomendado por Souza e Soares (2013), as estradas também foram consideradas como delimitadores das UPAs.

Nas áreas de maior valor madeireiro considerou-se UPAs de menor área, tendo em vista que nessas áreas é previsto maior densidade de indivíduos e assim, maior

volume de madeira. Diferente disso, para áreas de menor valor madeireiro considerou-se UPAs de maior área, para que o volume final seja o mais proporcional possível entre elas.

A definição de unidades de produção a partir de modelos de distribuição potencial de espécies e zonas de valor madeireiro torna-se mais uma alternativa para otimizar a definição de UPAs em áreas de manejo, e assim, regular a produção em volume, objetivo testado em outros trabalhos como de Leite (2017) e Silva et al. (2018).

Na tabela 8 estão os valores de volume de madeira por unidade de produção para cada espécie. Nela também pode-se observar o volume total por espécie considerando todas as UPAs da área de manejo consideradas no estudo.

Tabela 8 – Volume de madeira das espécies *Amburana acreana*, *Apuleia leiocarpa* e *Castilla ulei* nas UPAs que foram definidas no plano de manejo da Floresta Estadual do Antimary.

	<i>Amburana acreana</i>	<i>Apuleia leiocarpa</i>	<i>Castilla ulei</i>
	Volume (m)		
UPA 02	1215.4	5049.4	2488.8
UPA 03	3385.9	1045.3	8137.3
UPA 04	1191.8	516.8	2937.2
UPA 07	425.6	1122.1	697.4
UPA 08	889.5	3509.7	2893.5
Total	7108.2	11243.3	17154.2
Média	1421.6	2248.7	3430.8
Desvio padrão	1022.6	1740.7	2491.7
Coeficiente de variação (%)	71.9	77.4	72.6

Há grande variação de volume das espécies por UPA. Nestes valores também são consideradas as árvores remanescentes, da área de APP (área de preservação permanente), porta-semente e para corte. A diferença entre o volume das espécies por UPA está relacionada tanto ao tamanho das unidades de produção como também a distribuição das espécies no espaço geográfico, com menor ou maior número de indivíduos por área e volume por espécie individual.

A espécie *A. Acreana* tinha maior volume na UPA 3 e menor na UPA 7. Para *A. leiocarpa* o maior volume foi na UPA 2 e menor na UPA 4. Já *C. ulei* tinha maior

volume na UPA 3 e menor na UPA 7. Os valores de volume foram contabilizados através dos dados disponibilizados em formato digital.

A Tabela 9 apresenta o volume das espécies por UPA que foram definidas utilizando os modelos de distribuição potencial, a descrição das UPAs dessa tabela não são correspondentes com a descrição da Tabela 8.

Tabela 9 – Volume de madeira das espécies *Amburana acreana*, *Apuleia leiocarpa* e *Castilla ulei* nas UPAs definidas a partir dos modelos de distribuição de espécies, Floresta Estadual do Antimary, Bujari, Acre, Brasil, 2020.

	<i>Amburana acreana</i>	<i>Apuleia leiocarpa</i>	<i>Castilla ulei</i>
	Volume (m)		
UPA 01	907.2	4602.3	2129.1
UPA 02	1637.1	4489.7	3497.6
UPA 03	167.2	211.93	174.7
UPA 04	1618.5	5934.7	4587.7
UPA 05	425.6	1125.4	702.9
UPA 06	852.6	3321.7	2765.2
Total	5608.2	19685.7	13857.2
Média	934.7	3281	2309.5
Desvio padrão	550.3	2013.2	1526.5
Coeficiente de variação (%)	58.9	61.4	66.1

Houve diminuição na diferença de volume entre as UPAS definidas com o auxílio dos modelos de distribuição potencial em relação as do plano de manejo, mas ainda assim, há grande diferença de volume entre as UPAs, sendo o coeficiente de variação maior que 50%, que denota grande variação de volume entre as unidades de produção. Isso evidencia que apenas a modelagem de distribuição potencial das espécies e formação de unidades de produção a partir dos modelos não é capaz por si só promover a distribuição equiprodutiva de volume por espécie.

Ainda assim, conhecer a distribuição potencial das espécies florestais madeireiras pode auxiliar tanto na formação de áreas de manejo florestal como também na definição de unidades de produção anual mais equiprodutivas a nível de espécie.

5 CONCLUSÃO

Os inventários florestais representam uma fonte de dados valiosos para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies. Até mesmo a partir de dados amostrais é possível construir modelos de adequabilidade ambiental para espécies madeireiras.

Neste estudo, para as espécies *A. leiocarpa* e *C. ulei*, não houve diferença significativa para os modelos mesmo quando diferentes sistemas de amostragem e intensidades amostrais foram utilizados. Podendo ser utilizado qualquer um destes para gerar modelos preditivos para essas espécies, pois são espécies de maior densidade na área.

Para espécies raras ou de menor densidade, os modelos de distribuição potencial podem ser influenciados pela intensidade e sistema amostral. Sendo necessário ampliar a intensidade de amostragem e utilizar um sistema de amostragem que proporcione registros de ocorrência melhor espacializados na área.

Com registros de ocorrência simulados, a altitude e dados de sensoriamento remoto são bons preditores para *A. acreana*, *A. leiocarpa* e *C. ulei*.

Os modelos de distribuição de espécies gerados a partir de dados amostrais podem ser uma ferramenta eficaz no planejamento de unidades de produção, tendo em vista que essa metodologia não exige custos elevados, e os dados necessários são de fácil acesso.

O método proposto facilita o planejamento anual para as áreas de manejo florestal e para as florestas mais remotas, identificando o potencial da floresta, sendo possível construir e adequar novas metodologias de acordo com o objetivo e as inovações tecnológicas disponíveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J.; CARVALHEIRO, L. G.; POLCE, C.; VAN LOON, E. E.; RAES, N.; REEMER, M.; BIESMEIJER, J. C. Fit-for-purpose: species distribution model performance depends on evaluation criteria—Dutch overflies as a case study. **Plos One**, San Francisco, v. 8, n. 5, p. e63708, Mai. 2013.
- ANDRADE, D. F.; GAMA, J. R. V.; MELO, L. O.; RUSCHEL, A. R. Inventário florestal de grandes áreas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 5, n. 1, p. 109-115, Mar. 2015.
- AUGUSTYNCZIK, A. L. D. **Avaliação do tamanho de parcelas e intensidades de amostragem para a estimativa de estoque e estrutura horizontal em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista**. 2011. 176 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) de Mestrado – (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2011.
- AUGUSTYNCZIK, A. L. D.; MACHADO, S. D. A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; NETTO, S. P. Evaluation of a plot sizes and sampling intensities in forest inventories. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p.361-368, Set. 2013.
- BALIEIRO, M.R; ESPADA, A. L. V.; NOGUEIRA, O.; PALMIERI, R.; LENTINI, M. As concessões de florestas públicas na Amazônia Brasileira: um manual para pequenos e médios produtores florestais. 1ª edição. **Imaflora e IFT**. Disponível para download na página do IFT, 2010.
- BARRETO, F. C. C. **Modelagem de distribuição potencial de espécies como ferramenta para a conservação: seleção e avaliação de algoritmos e aplicação com *Heliconius nattereri* FELDER, 1865 (NYMPHALIDAE: HELICONIINAE)**. 2008. 68 f. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.
- BINOTI, D. H. B. **Sistemas computacionais aplicados ao manejo florestal**. 2012. 122 f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2012.
- BONETES, L. **Tamanho de parcelas e intensidade amostral para estimar o estoque e índices fitossociológicos em uma floresta ombrófila mista**. 2003. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2003.
- BRAZ, E. M.; CARNIERI, C.; ARCE, J. E. An optimizing model for organizing harvesting compartments in tropical forest management. **Revista Arvore**, Viçosa, v.28, n. 1, p. 77-83, Jan./Fev. 2004.

- CARVALHO, K. H. A.; SILVA, M. L.; LEITE, H. G.; BINOTI, D. H. B. Influência da taxa de juros e do preço da madeira em modelos de regulação florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 35, n. 82, p. 143-151, 2015.
- CARVALHO, P. E. R. Cerejeira-da-Amazônia-Amburana acreana. Circular Técnica n.134, Embrapa–Acre, Nov. 2007. Disponível em:< <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPF-2009-09/42346/1/Circular134.pdf> >. Data de acesso: 31 Mar. 2020.
- CAVALCANTI, F. J. B.; MACHADO, S. A.; HOSOKAWA, R. T. Tamanho de unidade de amostra e intensidade amostral para espécies comerciais da Amazônia. **Floresta**, v. 39, n. 1, p. 207-214, Jan./Mar. 2008.
- CAVALCANTI, F. D. B.; MACHADO, S. D. A.; OSOKAWA, R. T.; DA CUNHA, U. S. Comparison of values estimated by sampling to characterize the structure of a forest area in the Amazon based on the information registered in the Forestry Census. **Revista Árvore**, v. 35, n. 5, p. 1061-1068, 2011.
- CAYUELA, L.; GOLICHER, D.J.; NEWTON, A.C.; KOLB, M.; ALBURQUERQUE, F.S.; ARETS, E.J. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. **Tropical Conservation Science** v. 2, n. 3, p. 319-352, 2009.
- CONNOR, T.; HULL, V.; VIÑA, A.; SHORTRIDGE, A.; TANG, Y.; ZHANG, J.; LIU, J. Effects of grain size and niche breadth on species distribution modeling. **Ecography**, v. 41, n. 8, p. 1270-1282, 2018.
- CUNHA, U. S. **Dendrometria e inventário florestal**. Escola Técnica de Manaus, 2004, 61p.
- DALLA CORTE, A.P.; SANQUETA, C.R.; FILHO, A.; PEREIRA, T.K.; BEHLING, A. Desempenho de métodos e processos de amostragem para avaliação de diversidade em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 4, p. 579-592, Out./Dez. 2013.
- DE ARAUJO, H. J. B. Espécies florestais madeireiras tradicionais consideradas em processo de escassez no estado do Acre. In: **Embrapa Acre-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE REFLORESTAMENTO AMBIENTA. Anais. CEDAGRO; CREA-ES; Florestas para a Vida; Reflorestar; GEF; Incaper; iema, Vitória: 2014.
- DE CARVALHO, A. N.; DE CARVALHO, T. L. G. S.; GAMA, J. R. V. Impactos ambientais do manejo florestal comunitário na floresta nacional do tapajós. **Revista Agroecossistemas**, v. 11, n. 1, p. 169-182, 2019.
- DE MARCO, P. Jr.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista. **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, 2009.
- D’OLIVEIRA, M. V. N.; FIGUEIREDO, E. O. ; PAPA, D. de A. Uso do LIDAR como Ferramenta para o Manejo de Precisão em Florestas Tropicais. **Embrapa Acre-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2014. Disponível em:<https://www.researchgate.net/profile/Marcus_Doliveira/publication/308017276_Uso_do_Lidar_como_Ferramenta_para_o_Manejo_de_Precisao_em_Florestas_Tropicais/links/57d6b8a208ae5f03b494cb6c/Uso-do-Lidar-como-Ferramenta-para-o-Manejo-de-Precisao-em-Florestas-Tropicais.pdf>. Data de acesso: 31 Mai 2019.
- DONINCK, J. V.; JONES, M. M.; ZUQUIM, G.; RUOKOLAINEN, K.; MOULATLET, G. M.; SIRÉN, A.; TUOMISTO, H. Multispectral canopy

- reflectance improves spatial distribution models of Amazonian understory species. **Ecography**, v. 43, n. 1, p. 128-137, 2019.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; ANDERSON, R.P.; DUDÍK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129-151, Mar. 2006.
- FELIPPI, M.; MAFFRA, C. R. B.; CANTARELLI, E. B.; ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J. FENOLOGIA, MORFOLOGIA E ANÁLISE DE SEMENTES DE *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J. F. Macbr. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 3, p. 477-491, Jul./Set. 2012.
- FERNANDES, A. P. D.; GUIMARÃES, P. P.; BRAZ, E. M.; HOEFLICH, V. A.; ARCE, J. E. Alternativas de planejamento para a exploração florestal. Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE), **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 3, p. 339-350, 2013. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/975345>>. Data de acesso: 17 Nov. 2019.
- FERREIRA, G. C. **Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do Jari, Monte Dourado, Pará usando dados de inventário florestal**. 2009. 204 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, RJ, 2009.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.
- FIGUEIREDO, E. O.; BRAZ, E. M.; D'OLIVEIRA, M. V. N. (Ed.). **Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2007. 183 p.
- FIGUEIREDO, E. O.; LIMA, Q. S. Coeficientes técnicos para o inventário e manejo florestal com emprego do Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora). (Embrapa Acre, 2008. 19 p.). Comunicado Técnico, 169, 2008. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/511370/1/comunica-do169.pdf>>. Data de acesso: 12 Dez. 2018.
- FIGUEIREDO, F. O.; ZUQUIM, G.; TUOMISTO, H.; MOULATLET, G. M.; BALSLEV, H.; COSTA, F. R. Beyond climate control on species range: The importance of soil data to predict distribution of Amazonian plant species. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 1, p. 190-200, Nov. 2018.
- FIGUEIREDO, S. M. M. **Modelagem de distribuição de espécies com dados de manejo de precisão em florestas tropicais no leste do Acre**. 2015. 78f. Tese (Doutorado) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, 2015. Disponível em: <<https://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/1773>>. Data de acesso: 10 Set. 2018.
- FIGUEIREDO, S. M. M.; FIGUEIREDO, E. O. Modeling the distribution of trees species by diameter class in southwestern Amazonia. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 124, p. 644-654, Dez. 2019.
- FIGUEIREDO, S. M. M.; VENTICINQUE, E. M.; FIGUEIREDO, E. O. Spatial scale effects of sampling on the interpolation of species distribution models in the Southwestern Amazon. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 4, p. 617-625, Jul. /Ago. 2016.
- FIGUEIREDO, S. M. M.; VENTICINQUE, E. M.; FIGUEIREDO, E. O.; FERREIRA, E. J. L. Predicting the distribution of forest tree species using topographic variables and vegetation index in eastern Acre, Brazil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 45, n. 2, p. 167-174, Abr./ Jun. 2015.

- FLORES, O. M. M.; DE QUEIROZ, W. T.; PINHEIRO, J. G.; VALENTE, M. D. R.; DE ASSIS OLIVEIRA, F.; DE BARROS, P. L. C.; MORAES, A. Comparação de tamanhos e distâncias de subparcelas aplicadas em processo de amostragem por conglomerado. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 3, p. 345-354, Set. 2012.
- FREEMAN, E. A.; MOISEN, G. G. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. **Ecological Modelling**, v. 217, n. 1-2, p. 48-58, Set. 2008.
- GIANNINI, T.C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F.C.C.; SARAIVA, A.M.; SANTOS, I. A. D. Current challenges of species distribution predictive modelling. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 63, n. 3, p. 733-749, Jul./Set. 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>>. Data de acesso: 28 Nov. 2018.
- GUISAN, A.; TINGLEY, R.; BAUMGARTNER, J. B.; NAUJOKAITIS-LEWIS, I.; SUTCLIFFE, P. R.; TULLOCH, A. I.; MARTIN, T. G. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology Letters**, v. 16, n. 12, p. 1424-1435, Out. 2013.
- GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, Ago. 2005.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E.; ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; PHILLIPS, S.; PETERSON, A.T. What Matters For Predicting The Occurrences of Trees: Techniques, Data, Or Species' characteristics?. **Ecological Monographs**, v. 77, n. 4, p. 615-630, Nov. 2007.
- HEIKKINEN, R. K.; LUOTO, M.; ARAÚJO, M. B.; VIRKKALA, R.; THUILLER, W. E.; SYKES, M. T. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 6, p. 751-777, Dez. 2006.
- HIGGINS, M. A.; ASNER, G. P.; PEREZ, E.; ELESURU, N.; TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; ALONSO, A. Use of Landsat and SRTM data to detect broad-scale biodiversity patterns in Northwestern Amazonia. **Remote Sensing**, v. 4, n. 8, p. 2401-2418, Ago. 2012.
- HIGUCHI, N. Utilização e manejo dos recursos madeireiros das florestas tropicais úmidas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 24, n. 3-4, p. 275-288, 1994.
- HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. **Acta amazônica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 91-103, Mar. 1982.
- HUTCHINSON, G.E. *Concluding remarks*. In: Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. 2, 1957, New Haven. **Resumo**. Connecticut: Yale University, 1957. p. 415-427. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/referata/arq/2.Hutchinson-CSHSymQunBio-1957.pdf>>. Data de acesso: 18 Set. 2018.
- KAUAI, F.; CORTE, A. P. D.; CYSNEIROS, V.; PELISSARI, A. L.; SANQUETTA, C. R. Avaliação de processos de inventário florestal em uma floresta sob concessão na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 49, n. 2, p. 91-96, Mai. 2019.
- LEITE, C. C. L. **Custo de produção de madeira em tora e definição ótima de unidades de produção anual em florestas nativas na Amazônia**. 2017. 201 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, 2017.

- LI, X.; INGVORSEN, C. H.; WEISS, M.; REBETZKE, G. J.; CONDON, A. G.; JAMES, R. A. E.; RICHARDS, R. A. Deeper roots associated with cooler canopies, higher normalized difference vegetation index, and greater yield in three wheat populations grown on stored soil water. **Journal of experimental botany**, v. 70, n. 18, p. 4963-4974, Set. 2019.
- LIU, C.; BERRY, P. M.; DAWSON, T. P.; PEARSON, R. G. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, v. 28, n. 3, p. 385-393, Jun. 2005.
- MANTOVANI, A.; REIS, A.; ANJOS, A.; SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; PUCHALSKI, A. Inventário e manejo florestal: amostragem, caracterização de estádios sucessionais na vegetação catarinense e manejo do palmitreiro (*Euterpe edulis*) em regime de rendimento sustentável. **Núcleo De Pesquisas Em Florestas Tropicais – NPFT/Florianópolis** p.105, 2005. Disponível em:<https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/1935289/mod_resource/content/1/Apostila_curso_inventarioNPFT%5B1%5D.pdf>. Data de acesso: 18 Out. 2018.
- MARIA, B.; UDO, S. Why input matters: selection of climate data sets for modelling the potential distribution of a treeline species in the Himalayan region. **Ecological Modelling**, v. 359, p. 92-102, Set. 2017.
- MARTINHAGO, A. Z. **Otimização para alocação de pátios de estocagem para exploração de impacto reduzido na Amazônia Brasileira**. 2012. 162 f. Tese (Doutorado em Manejo e Colheita Florestal), Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2012.
- MATEO, R. G.; GASTÓN, A.; AROCA-FERNÁNDEZ, M. J.; SAURA, S.; GARCÍA-VIÑAS, J. I. Optimization of forest sampling strategies for woody plant species distribution modelling at the landscape scale. **Forest Ecology and Management**, v. 410, p. 104-113, Fev. 2018.
- MCCROBERTS, R. E.; TOMPKO, E. O.; CZAPLEWSKI, R. L. Sampling designs for national forest assessments. **Knowledge Reference for National Forest Assessments**; FAO: Rome, Italy, p. 23-40, 2015. Disponível em:<<https://pdfs.semanticscholar.org/9640/ea0bbe039bed4e3a724e8103f7291a54fa6.pdf>>. Data de acesso: 02 Fev. 2020.
- MOURÃO, G.; MAGNUSSON, W.E. Modelos lineares como ferramentas para a modelagem da distribuição de espécies. **Megadiversidade**, v.3, n°s 1-2, p. 5-12, 2007.
- NETA, S. R. A.; BIAS, E. Dt. S.; BRITES, R. S.; DOS SANTOS, C. A. M. Aplicação de um Modelo de NDVI para Detecção Multitemporal de Mudanças no Uso e Cobertura do Solo. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 41, n. 3, p. 592-604, 2018. Disponível em:<http://dx.doi.org/10.11137/2018_3_592_604>. Data de acesso: 14 Mar. 2019.
- OLIVEIRA, C. A. S. **Distribuição espacial de espécies tropicais vulneráveis, sob regime de manejo florestal: um estudo de caso na floresta estadual do antimary, acre**. 2018. 105 f. Dissertação de Mestrado – (Mestrado em Ciências Florestais - CIFLOR) - Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC, 2018.
- OLIVEIRA, M. M. **Tamanho e forma de parcelas para inventários florestais de volume de madeira e estoque de carbono de espécies arbóreas da Amazônia central**. 2010. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, 2010.

- OLIVEIRA, M. M.; HIGUCHI, N.; CELES, C. H.; HIGUCHI, F. G. Tamanho e formas de parcelas para inventários florestais de espécies arbóreas na Amazônia Central. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 645-653, 2014.
- PAPA, D. de A.; FIGUEIREDO, E. O. Modelflora: modelo digital de exploração florestal. **Embrapa Acre-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E)**, 2011.
- PRATES-CLARK, C. D. C.; SAATCHI, S. S.; AGOSTI, D. Predicting geographical distribution models of high-value timber trees in the Amazon Basin using remotely sensed data. **Ecological Modelling**, v. 211, n. 3-4, p. 309-323, Mar. 2008.
- PÉLLICO NETTO, S.; PELISSARI, A. L.; CYSNEIROS, V. C.; BONAZZA, M.; SANQUETTA, C. R. Sampling procedures for inventory of commercial volume tree species in Amazon Forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 89, n. 3, p. 1829-1840, Jul./Set. 2017.
- PÉREZ CHAVES, P.; RUOKOLAINEN, K.; TUOMISTO, H. Using remote sensing to model tree species distribution in Peruvian lowland Amazonia. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 758-767, Ago. 2018.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, Jan. 2006.
- QUEIROZ, W.T. **Amostragem em inventário florestal**. Belém: Edufra, 2012.
- RÊGO, P. L.; DIAS, E. C.; MOURA, D. R. D.; NETO, V. L. D. S., SIQUEIRA, K. P. S.; RÊGO, A. B. D. M. L. Comportamento espectral de alvos naturais no perímetro irrigado Manuel Alves, Dianópolis, Tocantins. In: **7ª JICE-JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E EXTENSÃO**, 2016, Tocantins. Anais. Dianópolis: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins (IFTO), 2016. Disponível em: <<http://propi.iftto.edu.br/ocs/index.php/jice/7jice/paper/viewFile/7652/3630>>. Data de acesso: 13 Mar. 2020.
- RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3469-3481, Set. 2008.
- SANTOS, A. L. **Uso da programação linear na identificação de estratégias ótimas de regulação florestal considerando mix de consumo**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.
- SCALES, K. L.; HAZEN, E. L.; JACOX, M. G.; EDWARDS, C. A.; BOUSTANY, A. M.; OLIVER, M. J.; BOGRAD, S. J. Scale of inference: on the sensitivity of habitat models for wide-ranging marine predators to the resolution of environmental data. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 210-220, Mar. 2017.
- SEDENS. Governo do estado do Acre. **Diagnóstico socioeconômico da Floresta Estadual do Antimary e Entorno**. Rio Branco: SEDENS, 2012. p.104.
- SEO, C.; THORNE, J. H.; HANNAH, L.; THUILLER, W. Scale effects in species distribution models: implications for conservation planning under climate change. **Biology Letters**, v. 5, n. 1, p. 39-43, Nov. 2008.
- SEMA. Governo do estado do acre. **Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre**. Documento Síntese – Fase II. Rio Branco: SEMA, 2007. p.360.

- SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Manual de campo**: procedimentos para coleta de dados biofísicos e socioambientais. / Inventário Florestal Nacional – Particularidades Bioma Cerrado. / Serviço Florestal Brasileiro. – Brasília: SFB, jan. 2015.
- SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E. M.; PONZONI, F. J. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 13, p. 1729-1737, 1998.
- SILVA, D. A. S. **Regulação em florestas inequidêneas sob regime de manejo florestal comunitário**. 2014. 77p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, 2014. Disponível em: <<http://repositorio.ufes.br/handle/10/1966>>. Data de acesso: 07 Mai. 2019.
- SILVA, E. F. **Alocação de pátios de estocagem em planos de manejo na Amazônia por meio de programação matemática**. 2015. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES, 2015.
- SILVA, E.F.; SILVA, R.F.; VIEIRA, G.C.; LEITE, C.C.C.; AGUIAR, M.O.; FIGUEIREDO, E.Ó.; SILVA, M.L.M.; SILVA, G.F. Planning of production units for native forest management areas in the Amazon, **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.13, n.1, p.1-8, 2018.
- SOUZA, A.L.; SOARES, C.P.B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2013.322p.
- SOUZA, H. S.; CHAVES, A. G. S.; STRECK, D. G.; VENDRUSCOLO, R. S. D. S.; MOTTA, A. S.; GROSSO, M. Processos de amostragem para estimativa de produção em plantio de teca. **Agrarian Academy**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.2, n.03; p.81-89, 2015.
- SYDOW, J. D.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; SANQUETTA, M. N. I.; FIGUEIREDO FILHO, A. Comparação de métodos e processos de amostragem para inventário em floresta ombrófila mista. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 1, p. 60-68, 2017.
- URBINA-CARDONA, N.; BLAIR, M.E.; LONDOÑO, M.C.; LOYOLA, R.; VELÁSQUEZTIBATÁ, J.; MORALES-DEVIA, H. Species distribution modeling in Latin America: a 25- Year retrospective review. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 1940082919854058, Jun. 2019.
- VALERIANO, M. M. TOPODATA: guia de utilização de dados geomorfométricos locais. São José dos Campos: INPE, 2008. Disponível em <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Data de acesso: 14 Nov. 2018.
- VEDEL-SØRENSEN, M.; TOVARANONTE, J.; BØCHER, P.K.; BALSLEV, H.; BARFOD, A.S. Spatial distribution and environmental preferences of 10 economically important forest palms in western South America. **Forest Ecology and Management**, v. 307, p. 284-292, Nov. 2013.
- VENTICINQUE, E. M.; CARNEIRO, J. S.; MOREIRA, M. P.; FERREIRA, L. O uso de regressão logística para espacialização de probabilidades. **Megadiversidade**, v. 3, p. 25–37, 2007.
- WISZ, M.S.; HIJMANS.; R.J.; Li, J.; PETERSON, A.T.; GRAHAM, C.H.; GUISAN, A.; NCEAS, P.S.D.W. Effects of sample size on the performance of species distribution models. **Diversity and Distributions**, v. 14, n. 5, p. 763-773, Ago. 2008.
- YANG, X.Q.; KUSHWAHA, S.P.S.; SARAN, S.; XU, J. E.; ROY, P.S. Modelagem máxima para prever a potencial distribuição de plantas medicinais, *Justicia*

adhatoda L., no sopé do Himalaia. **Engenharia Ecológica** , v. 51, p. 83-87, 2013.