



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação



Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical

Mestrado e Doutorado

UNIFAP / EMBRAPA-AP / IEPA / CI-Brasil

ALDINE LUIZA PEREIRA BAIA

ALOMETRIA DE ALTURA DAS ÁRVORES EM FLORESTAS DO NORDESTE DA
AMAZÔNIA E AS IMPLICAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA

MACAPÁ, AP

2018

ALDINE LUIZA PEREIRA BAIA

ALOMETRIA DE ALTURA DAS ÁRVORES EM FLORESTAS DO NORDESTE DA
AMAZÔNIA E AS IMPLICAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO) da Universidade Federal do Amapá, como requisito final à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Orientador: Dr. Jose Júlio de Toledo

MACAPÁ, AP

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá

363.098116

B152a Baia, Aldine Luiza Pereira

Alometria de altura das árvores em florestas do nordeste da
Amazônia e as implicações para estimativa de biomassa / Aldine Luíza
Pereira Baia ; orientador, José Júlio de Toledo. – Macapá, 2018.

81 f.

Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do
Amapá, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical.

1. Floresta Tropical. 2. Modelo Hipsométrico. 3. Modelo de
Regressão não-linear. I. Toledo, José Júlio de, orientador. II. Fundação
Universidade Federal do Amapá. III. Título.

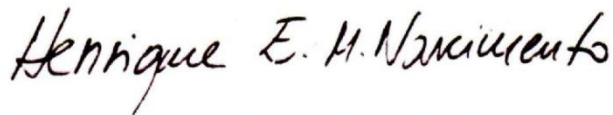
ALDINE LUIZA PEREIRA BAIA

**ALOMETRIA DE ALTURA DAS ÁRVORES EM FLORESTAS DO NORDESTE DA
AMAZÔNIA E AS IMPLICAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA**



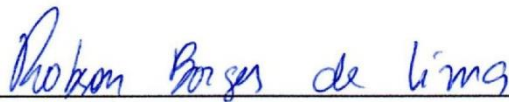
Jose Júlio de Toledo

Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)



Henrique Eduardo Mendonça Nascimento

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).



Robson Borges de Lima

Universidade do Estado do Amapá (UEAP)

Aprovada em 09 de março de 2018, Macapá, AP, Brasil

Dedico à Deus por não me deixar esmorecer,
à minha família, em especial a minha filha,
meu marido e meus pais por todo o incentivo,
apoio, confiança e por estarem ao meu lado sempre.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pois Ele é a base de tudo em minha vida.

Agradeço a minha família, pois me deu o apoio e a segurança que precisei para não esmorecer e por cuidarem da minha filha em minhas ausências. Aos meus pais, irmãos e meus sogros que disponibilizaram não somente sua atenção, mas seu tempo para ajudar.

A minha filha que sentiu minha ausência, mas mesmo pela pouca idade entendeu a importância do meu trabalho.

Ao meu marido, que mesmo longe deu seu apoio e ajuda dentro de suas possibilidades.

Ao meu orientador, professor Dr. José Julio de Toledo pela disponibilidade de orientação, ajuda nos cálculos e paciência. Ao professor Dr. Marcelino Carneiro Guedes e a EMBRAPA Amapá por disponibilizar, não somente seus materiais, mas todo o apoio logístico e de campo.

Ao professor Renato Richard Hilário, por toda a disponibilização financeira do projeto para a pesquisa na Floresta de Nacional do Amapá – FLONA.

A Universidade Federal do Amapá, por toda a sua estrutura, que me permitiu realizar e concluir o meu mestrado com excelência.

Ao CNPq, pelo financiamento do projeto de pesquisa, permitindo assim a realização do meu mestrado.

A CAPES, agradeço pela disponibilização da bolsa de auxílio e pesquisa.

Ao Laboratório de Ecologia – LabEco, da Universidade Federal do Amapá e a todos que compõem e auxiliam no projeto FLORESTAM, pela ajuda, parceria e conversas que sempre agregam muito para a evolução profissional e pessoal.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, em específico ao Érico Kauano e Sueli Pontes analistas da Floresta Nacional do Amapá – FLONA, por todo apoio logístico e autorização da pesquisa na área.

Agradeço a todos os meus amigos pessoais e aqueles que conquistei no decorrer deste mestrado, onde me apoiaram e auxiliaram sempre que possível, não deixando esmorecer nessa jornada árdua e que só quem faz é que sabe o quanto é.

RESUMO

Baia, Aldine Luiza Pereira. Alometria de altura das árvores em florestas do nordeste da amazônia e as implicações para estimativa de biomassa. Macapá, 2018. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

A Floresta Amazônica proporciona serviços ambientais ecológicos, que norteiam e regulam as atividades ecossistêmicas para sua manutenção. Ela concentra a maior biodiversidade, e é conhecida como a maior floresta tropical do mundo, onde influencia em muitas perspectivas, por ser excelente armazenadora de biomassa e carbono atmosférico, reduzindo, contudo, a incidência do efeito estufa. As relações alométricas entre altura-diâmetro interferem na estimativa de biomassa acima do solo, logo influenciam no estoque de carbono armazenado pela floresta. Com esse intuito, o objetivo do trabalho foi gerar equações hipsométricas para duas tipologias florestais e investigar o quanto essas estimativas influenciam na inferência de biomassa. O trabalho ocorreu em nove parcelas de 0.5 ha, sendo cinco encontradas em área de floresta de terra-firme e quatro em floresta de várzea do estuário amazônico. Através de inventário florestal, foram identificados e mensurados 2525 indivíduos nas duas tipologias florestais. Com os dados de altura total e diâmetro, validou-se os modelos hipsométricos locais e comparou as alturas totais estimadas com as alturas estimadas pelo modelo pantropical ajustado de Chave et al 2014. Como não foi possível obter nenhuma amostra destrutiva de biomassa nesses locais, os valores de referência da biomassa foram com base em alometrias com altura mensurada em campo, e com os coeficientes de variação (CV%) inferiu-se qual seria a eficiência de cada modelo hipsométrico na estimativa de biomassa. Em escala especificamente para os tipos de florestas, os modelos locais retangular-hipérbula (CV = 0.38%) e weibull (CV = 0.65%) foram os que obtiveram melhor ajuste para as florestas de terra-firme e várzea, respectivamente. Para análise com as duas florestas juntas, ou seja, em uma escala mais ampla, o modelo local de weibull (CV = -0.86%) foi o que obteve melhor iteração. Na estimativa de biomassa nas duas escalas, local e regional, os modelos locais hipsométricos foram os mais eficientes (modelo local para terra-firme: bias = -0.153%, CV = 35.30%; modelo local da várzea: bias = 0.01%, CV = 53.91%;

modelo local de ambas as florestas: bias = 0.03%, CV = 62.05%). Outrossim, os modelos locais são mais indicados para estimativas de alturas em escalas locais e regionais, levando em consideração que os modelos pantropicais são eficientes para um padrão mais amplo, ou seja, a nível global.

Palavras-chave: Floresta Tropical; Modelos hipsométricos; Modelo de regressão não-linear.

ABSTRACT

Baia, Aldine Luiza Pereira. Height allometry of trees in forests of the northeastern Amazonia and the implications for biomass estimates. Macapá, 2018. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação - Universidade Federal do Amapá.

Amazon Forest provides ecological environmental services, which guide and regulate the ecosystemic activities for its maintenance. It concentrates the largest biodiversity, and is known as the largest rainforest in the world, where it influences in many ways, because it is an excellent store of biomass and atmospheric carbon, while reducing the incidence of the greenhouse effect. The allometric relationships between height-diameter interfere in the estimation of above-ground biomass, thus influencing the carbon stock stored by the forest. For this purpose, the objective of the work was to generate hypsometric equations for two types of forest typologies and to investigate how these estimates influence the inference of biomass. The work was carried out in nine 0.5 ha plots, five of which were found in the terra firme forest area and four in the lowland forest of the Amazonian estuary. Through forest inventory, 2525 individuals were identified and measured in the two forest types. With total height and diameter data, the local hypsometric models were validated and compared the total estimated heights with the heights estimated by the adjusted pantropical model of Chave et al 2014. As it was not possible to obtain any destructive sample of biomass at these sites, the biomass reference values were based on allometrics with height measured in the field, and with the coefficients of variation (CV%) it was inferred what would be the efficiency of each model biomass estimation. On a local scale, the local rectangular-hyperbule (CV = 0.38%) and weibull (CV = 0.65%) local models were the best fit among the local hypsometric models for terra firme and floodplain forests, specifically. In the analysis for two forests together, on a more regional scale, the local weibull model (CV = -0.86%) was the one that obtained the best fit. In the estimative of biomass at the two local and regional scales, the local hypsometric models were the most efficient (local model for terra firma: bias = -0.153%, CV = 35.30%, local model of the várzea: bias = 0.01%, CV = 53.91%, local model of both forests: bias = 0.03%, CV = 62.05%). In addition, local models are best suited for height

estimates at local and regional scales, taking into account that pantropical models are efficient for a broader pattern, ie global level.

Keywords: Tropical Forest; Hypsometric models; Nonlinear model.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1. FLORESTA AMAZÔNICA	14
1.2. RELAÇÕES HIPSOMÉTRICAS	17
1.3. A IMPORTÂNCIA DOS MODELOS ALOMÉTRICOS DE ALTURA NA BIOMASSA	18
2. HIPÓTESES	19
3. OBJETIVOS.....	19
3.1. GERAL	19
3.2. ESPECÍFICOS	19
4. REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO 1.....	24
Alometria de altura das árvores em florestas do nordeste da Amazônia e as implicações para estimativa de biomassa	24
1. Introdução	24
2. Material e Métodos.....	25
2.1. Área de estudo	25
2.2. Delineamento amostral e inventário florestal	27
2.3. Modelos alométricos para estimativa de altura	28
2.4. Seleção de modelos	29
2.5. Estimativa de altura pelo modelo pantropical de Chave et al. (2014)	30
2.6. Determinação da biomassa	31
3. Resultados	32
3.1. Modelos de altura	33
3.2. Precisão dos modelos de estimativa de altura em relação às medidas de altura em campo	36
3.4. Estimativas de biomassa com as alturas estimadas	37
4. Discussão.....	40
4.1. Modelos locais estimados	40
4.2. Precisão das medidas de alturas de campo em relação aos modelos de estimativa de altura	41
4.3. Influência da altura estimada na biomassa	43
5. Conclusões	45
6. Referências	46
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	50
APÊNDICES.....	51

1. INTRODUÇÃO GERAL

A Amazônia é a maior floresta tropical e o maior reservatório de biodiversidade do planeta, no qual, cada um de seus diferentes ambientes florestais possui um contingente florístico rico e variado (Oliveira and Amaral 2004, Costa Neto and Rosário 2008). Com aproximadamente 30% de representatividade das florestas tropicais remanescente do mundo, sua fauna e flora variam entre 45.000 espécies (SFB 2013).

Como os ecossistemas oferecem uma gama de serviços ambientais essenciais para condições de vida na terra decorrentes da interação entre seus processos, como por exemplo ciclagem de nutrientes, regulação climática e entre outros (Laureto et al. 2015, Peralta 2014), um dos principais serviços que as florestas tropicais desempenham é o controle da concentração de dióxido de carbono através do sequestro de carbono (MEA 2005, Kindermann et al. 2008). Estima-se que 12% das emissões totais de carbono para atmosfera são consequências das alterações no uso e ocupação do solo, sendo o desmatamento o agente principal no Brasil (Le Quéré et al. 2009, INPE 2009).

A complexidade, diversidade das formações florestais naturais e fatores bióticos das florestas são influenciadas, principalmente, pelas atividades antropogênicas. Nepstad et al. (2001) afirmam que a partir da década de 1980, a ocorrência de incêndios florestais e fontes crescentes de ignição de incêndios aumentaram devido a fragmentação das florestas por atividades antrópicas. Com a ocorrência de secas após a intensificação dessas atividades, seu aumento influenciam diretamente na inflamabilidade da floresta a contar do aumento da aridez do ar até chegar na diminuição da umidade do combustível (Ray et al. 2005).

Essa ocorrência acentuada de seca associada com as mudanças climáticas na Amazônia, devido o desmatamento e uso e ocupação do solo, mostram as transformações degradantes sobre seus recursos naturais. De Farias et al. (2017) em simulações, propuseram que as emissões de carbono para atmosfera até ultrapassar o ano de 2050 podem aumentar 90% influenciados pela seca. Os autores ainda afirmam que as secas de 2005 e 2010, além de precursoras por suas intensidades na Amazônia, influenciarão no aumento da perda de carbono, dado que suas ocorrências e influencias nas secas seguintes ocasionarão a perda da biomassa, respectivamente, influenciando na intensidade e severidade do fogo, principalmente para o sul da Amazônia, área mais desmatada e que sofreu maior interferência em seus ambientes por suas ocorrências.

No Brasil, além da Amazônia encontram-se outros blocos de florestas tropicais, sendo o Escudo das Guianas um deles. Este bloco possui a mesma rica biodiversidade da Floresta

Amazônica, e sua porção de floresta tropical contém, aproximadamente, 90% da cobertura florestal intacta (Loftus and Svensson 2013).

O Estado do Amapá está posicionado estrategicamente em relação à grande biodiversidade das florestas tropicais, localizado no nordeste da Amazônia brasileira, estritamente no Escudo das Guianas e se perfaz o estado mais preservado do Brasil (Moraes 2005, IEPA 2008), com baixas taxas de desmatamento na Amazônia brasileira (INPE 2008, 2009) e uma variedade de ambientes naturais com características típicas da Amazônia, como áreas florestadas: Manguezais, Floresta de Várzea e Floresta Densa de Terra Firme; e domínios campestres: Floresta de Transição, Campo de Várzea e Cerrado (IEPA 2008).

Os domínios florestais representam mais de 70% da cobertura original do Estado e podem ser classificados em tipologias distintas conforme suas formações geológicas, altitudes e fatores florísticos estruturais (IBGE 2012, IEPA 2008). Do total da área do estado, cerca de 142.842,58 km² (Amapá 2006), 74% é ocupado por floresta de terra firme e 4,9% por floresta de várzea, distribuídas pelas mais diversas unidades de conservação existentes no Estado (CI 2007, IEPA 2008).

Com as intensas atividades que destroem e comprometem as extensas coberturas vegetais da Amazônia, em específico no Estado do Amapá, contribuem incisivamente nas mudanças climáticas regionais e globais (Houghton et al. 2000). Isso torna estudos relacionados à biomassa importantes para as florestas tropicais, já que essas florestas atenuam nas mudanças climáticas (Hunter et al. 2013) e na regulação hídrica das bacias hidrográficas (De Farias et al. 2017).

A altura é um traço funcional de relevância para o estudo das funções dos ecossistemas florestais, pois está além de estar relacionada ao volume de madeira, o índice de sítio e dentre outras variáveis de crescimento e produção florestal, ela influencia na biomassa e estocagem de carbono (Peng and Wen 1999, Feldpausch et al. 2012).

Diferentes tipos de vegetação ocorrem em áreas com características edáficas e climáticas distintas, gerando relações alométrica de diâmetro-altura que variam significativamente intra-especificamente na escala da paisagem (Siliprandi et al. 2016). Essa relação contribui para explicar a variação nos estoques de carbono sob o desmatamento, uma vez que, com a alometria de diâmetro-altura local obtêm-se uma altura total em uma subamostra das árvores estratificadas pelo diâmetro do tronco e pelo tipo de floresta (Nogueira et al. 2008, Chave et al. 2014). Quando se ignora o efeito da altura da árvore nas estimativas de biomassa, seja em escala local ou pantropical, pode-se superestimar a quantificação das mudanças nos estoques e emissões globais de carbono, já que a

contabilização da relação altura e diâmetro na alometria pode reduzir a incerteza associada com as estimativas de biomassa de florestas tropicais de parcela para parcelas maiores (Feldpausch et al. 2012, Nam et al. 2016, Stas et al. 2017).

1.1. FLORESTA AMAZÔNICA

A floresta Amazônica presente na América do Sul tem uma extensão de, aproximadamente, 6.000.000 km², sendo 65% coberto por floresta de Terra-firme (Prance 1976). No Brasil, este bioma possui área de 69,95% do total dessa floresta tropical, com 4.196.943 km², abrangendo os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins e parte do Maranhão (MMA 2007).

A diversidade dos solos na Amazônia é uma relação dos fatores de formação como relevo, geologia, clima, meio bióticos e feições da paisagem (Vale Junior et al. 2011), sua fertilização natural não é muito grande, uma vez que são formados de rochas sedimentares. No entanto, os fatores edafoclimáticos são comumente citados como possíveis fatores responsáveis pela alta diversidade de plantas na Amazônia (Oliveira and Amaral 2004, Saatchi et al. 2008).

As tipologias florestais desta floresta tropical correspondem à 81% da área florestal da floresta Amazônica Brasileira, formadas principalmente por Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Aberta, respectivamente (MMA 2007). As Florestas Ombrófilas Densas na Amazônia representam cerca de 41,67% do bioma (Figura 1), sendo subdividida em cinco formações hierarquia topográfica, condicionadas à fisionomias diferentes, conforme as variações do relevo, onde à cada 100 m de altitude as temperaturas diminuem 1° C, e com características ecológicas principais residentes de ambientes ombrófilos que marcam muito a “região florística florestal, tendo a presença de por fanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância, que a diferencia das outras classes de formações florestais (IBGE 2012, MMA 2007).

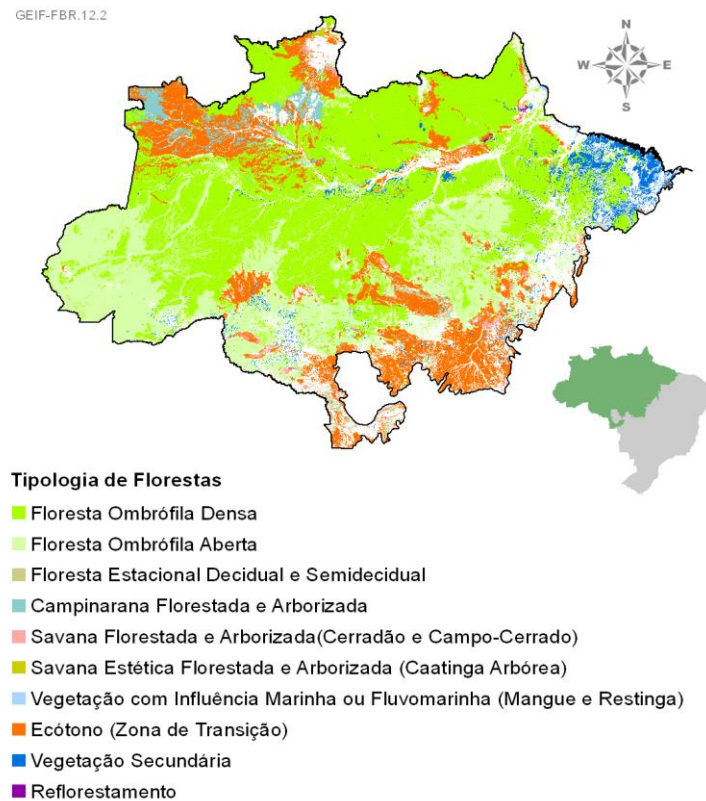


Figura 1 – Tipologias Florestais da Amazônia Brasileira. Fonte: MMA 2007.

A subdivisão do tipo vegetacional da Floresta Ombrófila Densa, foram ordenadas conforme a hierarquia topográfica, que condiciona fisionomias diferentes, conforme as variações das faixas altimétricas. Isso deu-se a partir dos levantamentos executados pelo Projeto Radambrasil, nas décadas de 1970 e 1980, e os estudos fitogeográficos mundiais, iniciados por Humboldt, em 1806, na ilha de Tenerife e contidos em vasta bibliografia, onde consentiram o estabelecimento de faixas altimétricas variáveis, conforme as latitudes, que se estreitavam de acordo com os seguintes posicionamentos (Figura 2) (IBGE 2012).



Figura 2 – Perfil Esquemático das fáceis da Floresta Ombrófila Densa. Fonte: IBGE (2012).

Formação Aluvial: não condicionada topograficamente e apresenta sempre os ambientes repetitivos, dentro dos terraços aluviais dos flúvios;

Formação das Terras Baixas: situada em áreas de terrenos sedimentares do terciário/quaternário – terraços, planícies e depressões aplanadas não susceptíveis a inundações, ocorrendo a partir de 5m até em torno de 100 m acima do mar;

Formação Submontana: formação que ocorre nas encostas dos planaltos e/ou serras, variando a partir de 100 m até em torno dos 600 m de altitude;

Formação Montana: esta formação tem altitude variando entre 600m à 2000 m, situando-se no alto dos planaltos e/ou serras; e

Formação Alto-Montana: formação situada acima dos limites estabelecidos para a formação Montana.

Dentro das formações das fáceis florestais da Floresta Amazônica, encontramos duas fisionomias distintas: a floresta de terra firme, composta por formações que variam das Terras Baixas até Alto-Montana sem susceptibilidade de inundação; e as florestas de várzeas, que são aquelas encontradas nas formações aluviais, inundadas sazonalmente pela cheia e vazante dos rios de água branca e água preta ao longo do ano na Amazônia (Prance 1979, IBGE 2012)

No Amapá, além das várzeas sazonalmente inundadas, encontramos a várzea estuarina, um ecossistema ripário, com grande aporte de água doce e sedimentos decorrentes do ciclo diário de enchentes e vazantes representados pelas marés dos rios de água branca (Veríssimo et al. 1999, Prance 1979). No entanto, independentemente de suas limitações ambientais, as várzeas estuarinas contêm diversas formas de vida, mas sua riqueza de espécies não é tão alta como na terra firme, embora possuam elementos florísticos exclusivos e característicos.

1.2. RELAÇÕES HIPSOMÉTRICAS

Conhecer a importância da altura é muito relevante, uma vez que é uma das principais variáveis de estudo da estrutura e estratificação vertical das florestas (Sanquetta 1999, Machado et al. 2008) e, por melhorar, significativamente, a precisão da biomassa acima do solo (BAS) com sua relação diâmetro-altura (Peng et al. 2001, Feldpausch et al. 2011, Nam et al. 2016).

Como variável de difícil mensuração, a altura está sujeita a vários erros associados ao método de mensuração, densidade da vegetação, forma do tronco, posição, arquitetura e luminosidade (Silva et al. 2007, Hunter et al. 2013, Sharma and Breidenbach 2015). Para (Hunter et al. 2013) a maior incidência de erro esta vinculada ao objeto, seja por inclinação ou sobreposição das copas entre as árvores, remetidos através do instrumento e até mesmo pelo manuseador, que ocasiona erros de leitura ou inabilidade. Devido a isso, faz-se necessário que sejam mensuradas alturas de no mínimo 100 indivíduos, para se obter estimativas mais precisas de alturas por equações hipsométricas para as demais árvores (Hunter et al. 2013, Thiersch et al. 2013).

A relação hipsométrica é um aspecto importante a ser considerado nos estudos e inventários florestais, tendo em vista que a mensuração da altura é uma atividade prolongada e com elevada margem de erro na coleta da informação (Hunter et al. 2013, Sousa et al. 2013, Sharma and Breidenbach 2015). Essa relação pode ser classificadas de duas formas: local e geral. Tomé et al. (2007) definem as relações hipsométricas locais são aquelas funções com apenas do diâmetro acima do peito (DAP), e as relações hipsométricas gerais são definidas por equações que utilizam além do DAP, variáveis como altura dominante, diâmetro dominante, a densidade, a idade e até mesmo a própria localização da população florestal.

Embora a relação diâmetro-altura influenciam na formação de extratos florestais diferentes, devido a diversificação entre essas variáveis e, conseqüente, competição entre os indivíduos, fatores como a espécie, densidade das árvores, disposição espacial, tamanho da copa, idade, manejo, presença de lianas e altitude, podem afetar a relação diâmetro-altura (Machado et al. 2008, Scaranello et al. 2012, Dias et al. 2017) e tendem a subestimar ou superestimar as alturas das árvores (Sanquetta et al. 2015).

Por mais que exista uma grande variedade de modelos e métodos na literatura para estimativa de altura das árvores (Castaño-Santamaría et al. 2013), os padrões hipsométricos se diferem para distintos tipos florestais, bem como em uma mesma tipologia florestal em diferentes sítios, e ainda mais, dentro de um sítio, em virtude da heterogeneidade ambiental e

estrutural (Batista et al. 2014). Isso faz com que modelos de relação não-lineares sejam mais utilizados devido serem menos sensíveis a pontos individuais e possuem fundamentações mais biológicas, tornando-os mais estáveis e confiáveis para extrapolação dos dados com bons ajustes (Batista et al. 2001, Hess et al. 2014, Souza et al. 2017).

1.3. A IMPORTÂNCIA DOS MODELOS ALOMÉTRICOS DE ALTURA NA BIOMASSA

As florestas tropicais são um importante componente para os estoques do carbono global e contribuem com uma estimativa de 428 Gt de carbono, dividido em vegetação e solos, uniformemente (IPCC 2000). As incertezas nos números de biomassa armazenada na vegetação ocorrem devido parte dela estar voltada à quantidade desconhecida de desmatamento, degradação, ambiguidade em definições de biomassa e biomassa em estoque acima do solo nas florestas tropicais (Brown 1997, IPCC 2000, Houghton 2005).

As estimativas de biomassa florestal, geralmente, são derivadas de equações alométricas baseadas em medidas do diâmetro e densidade de árvores em uma determinada área (Brown 1997). Com o intuito de diminuir o viés da estimativa de biomassa, os modelos alométricos que utilizam apenas medidas de diâmetro das árvores, passaram a inserir variáveis como altura e densidade da madeira para aumentarem suas precisões, já que estes atributos apresentaram variação associada às características ambientais locais (Chave et al. 2005, 2014, Nogueira et al. 2008, Nam et al. 2016, Siliprandi et al. 2016, Takoudjou et al. 2017).

No entanto, como as estimativas de carbono para escalas regionais e pantropicais são influenciadas pela presença de altura, sua ausência superestima a quantificação das mudanças nos estoques e emissões globais de carbono, uma vez que a contabilização da relação com diâmetro reduz a incerteza associada com as estimativas de biomassa de florestas tropicais (Chave et al. 2005, 2014, Nogueira et al. 2008, Feldpausch et al. 2011).

Embora, na maioria das florestas tropicais a inclusão da altura fornece melhores estimativas de biomassa, minimizando os desvios dos valores observados em comparação com os valores estimados, grande parte das incertezas nas estimativas de biomassa associam-se aos tipos de modelos alométricos utilizados, que se perfazem custosos e demorados, devido à necessidade de amostragem destrutiva para as calibrações (Chave et al. 2005, Feldpausch et al. 2012, Nam et al. 2016, Takoudjou et al. 2017).

2. HIPÓTESES

- O modelo hipsométrico pantropical é o melhor estimador de altura dos dados locais em escala regional do que os modelos hipsométricos locais, pois leva em consideração as diferentes condições edáficas e climáticas dos locais.
- Os modelos hipsométricos locais estimam melhor as alturas em escala local, já que se ajustam melhor para as condições específicas do local.

3. OBJETIVOS

3.1. GERAL

Analisar a eficiência dos modelos hipsométricos locais gerados com o modelo hipsométrico pantropical disponível para as florestas de terra-firme, várzea e ambas as florestas. E se na estimativa de biomassa o erro de estimativa esta associado ao tipo de modelo hipsométrico utilizado.

3.2. ESPECÍFICOS

- Ajustar os modelos hipsométricos locais e indicar o mais parcimonioso para as florestas de terra-firme, várzea e ambas as florestas juntas;
- Aferir qual o melhor modelo hipsométrico (local ou pantropical) para as estimavas de alturas para as florestas de terra-firme, várzea e ambas as florestas juntas.
- Avaliar qual o melhor modelo alométrico de altura na estimativa de biomassa para as florestas de terra-firme, várzea e para ambas as florestas juntas.

4. REFERÊNCIAS

- Amapá. 2006. Lei n. 1.028, de 12 de julho de 2006: Dispõe sobre a criação e gestão da floresta estadual do Amapá, e dá outras providências. **Diário Oficial do Amapá**. Macapá:AP.
- Batista, J. L. F., H. T. Z. Do Couto, and M. Marquesini. 2001. Desempenho de modelos de relações hipsométricas: Estudo em três tipos de floresta. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*:149–163.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Page FAO Forestry Paper.
- Castaño-Santamaría, J., F. Crecente-Campo, J. L. Fernández-Martínez, M. Barrio-Anta, and J. R. Obeso. 2013. Tree height prediction approaches for uneven-aged beech forests in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management* 307:63–73.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J. P. Lescure, B. W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra, and T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145:87–99.
- Chave, J., M. Rejou-Mechain, A. Burquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. C. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martinez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Pelissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga, and G. Vieilledent. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20: 3177–3190.
- Conservation International do Brasil - CI. 2007. Corredor de biodiversidade do Amapá. São Paulo: Ipsis.
- Costa Neto, S. V., and C. S. Rosário. 2008. Análise fitossociológica das várzeas da RDS Itatupã e Baquia, Gurupá, Pará, Brasil:4.
- De Faria, B. L., P. M. Brando, M. N. Macedo, P. K. Panday, B. S. Soares-Filho, M. T. Coe. 2017. Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. *Environmental Research Letters* 12: 095005
- Dias, A. S., K. dos Santos, F. A. M. dos Santos, and F. R. Martins. 2017. How liana loads alter tree allometry in tropical forests. *Plant Ecology* 218:119–125.
- Feldpausch, T. R., L. Banin, O. L. Phillips, T. R. Baker, S. L. Lewis, C. A. Quesada, K. Affum-Baffoe, E. J. M. M. Arets, N. J. Berry, M. Bird, E. S. Brondizio, P. De Camargo, J. Chave, G. Djagbletey, T. F. Domingues, M. Drescher, P. M. Fearnside, M. B. França, N. M. Fyllas, G. Lopez-Gonzalez, A. Hladik, N. Higuchi, M. O. Hunter, Y. Iida, K. A. Salim, A. R. Kassim, M. Keller, J. Kemp, D. A. King, J. C. Lovett, B. S. Marimon, B. H. Marimon-Junior, E. Lenza, A. R. Marshall, D. J. Metcalfe, E. T. A. Mitchard, E. F. Moran, B. W. Nelson, R. Nilus, E. M. Nogueira, M. Palace, S. Patiño, K. S. H. Peh, M. T. Raventos, J. M. Reitsma, G. Saiz, F. Schrod, B. Sonké, H. E. Taedoumg, S. Tan, L. White, H. Wöll, and J. Lloyd. 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences* 8:1081–1106.
- Feldpausch, T. R., J. Lloyd, S. L. Lewis, R. J. W. Brienen, M. Gloor, A. Monteagudo Mendoza, G. Lopez-Gonzalez, L. Banin, K. Abu Salim, K. Affum-Baffoe, M. Alexiades, S. Almeida, I. Amaral, A. Andrade, L. E. O. C. Aragão, A. Araujo Murakami, E. J. M. Arets, L. Arroyo, G. A. Aymard C., T. R. Baker, O. S. Bánki, N. J. Berry, N. Cardozo, J. Chave, J. A. Comiskey, E. Alvarez, A. De Oliveira, A. Di Fiore, G. Djagbletey, T. F. Domingues, T. L. Erwin, P. M. Fearnside, M. B. França, M. A. Freitas, N. Higuchi, E. Honorio C., Y. Iida, E. Jiménez, A. R.

- Kassim, T. J. Killeen, W. F. Laurance, J. C. Lovett, Y. Malhi, B. S. Marimon, B. H. Marimon-Junior, E. Lenza, A. R. Marshall, C. Mendoza, D. J. Metcalfe, E. T. A. Mitchard, D. A. Neill, B. W. Nelson, R. Nilus, E. M. Nogueira, A. Parada, K. S.-H. Peh, A. Pena Cruz, M. C. Peñuela, N. C. A. Pitman, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez-Angulo, J. M. Reitsma, A. Rudas, G. Saiz, R. P. Salomão, M. Schwarz, N. Silva, J. E. Silva-Espejo, M. Silveira, B. Sonké, J. Stropp, H. E. Taedoumg, S. Tan, H. Ter Steege, J. Terborgh, M. Torello-Raventos, G. M. F. Van Der Heijden, R. Vásquez, E. Vilanova, V. A. Vos, L. White, S. Willcock, H. Woell, and O. L. Phillips. 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9:3381–3403.
- Hess, A. F., E. M. Braz, F. Thaines, and P. P. Mattos. 2014. Adjustment of the hypsometric relationship for species of Amazon Forest. *Ambiência* 10:21–29.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3–35.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, C.A. Nobre, J.L. Hackler, K.T. Lawrence, and W.H. Chomentowski. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature* 40:301-304.
- Houghton, R. A. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology* 11:945–958.
- Hunter, M. O., M. Keller, D. Victoria, and D. C. Morton. 2013. Tree height and tropical forest biomass estimation. *Biogeosciences*:8385–8399.
- IEPA Instituto de Pesquisas Científicas e Tecnológicas do Estado do Amapá. 2008. Macrodiagnóstico do Estado do Amapá: primeira aproximação do ZEE. Macapá: IEPA 3:142
- IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. MAPA DE BIOMAS DO BRASIL E MAPA DE VEGETAÇÃO DO BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. First edition.
- IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. De Geografia E Estatística - Ibge. Second edition. Rio de Janeiro.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites sistemas prodes, deter, degrad e queimadas 2007-2008.
- INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2009. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. <http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2008.htm>
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. 2000. IPCC SPECIAL REPORT: SUMMARY FOR POLICYMAKERS. Land Use , Land-Use Change , and Forestry.
- Kindermann, G., M. Obersteiner, B. Sohngen, J. Sathaye, K. Andrasko, E. Rametsteiner, B. Schlamadinger, S. Wunder, and R. Beach. 2008. Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America – PNAS* 105:10302–10307.
- Le Queré, C., M. R. Raupach, J. G. Canadell., G. Marland et al. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience* 2:831–836.
- Loftus, S., and S. Svensson. 2013. Redd+ para o Escudo das Guianas. Georgetown.
- Machado, S. do A., R. G. M. Nascimento, A. L. D. Augustynczik, L. C. R. da Silva, E. M. Pereira, and

- S. J. Téó. 2008. Comportamento da relação hipsométrica de *Araucaria angustifolia* no capão da Engenharia Florestal da UFPR. *Pesquisa Florestal Brasileira* 1:5–16.
- MEA Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystem and human well-being: synthesis*. Washington: Island Press.
- MMA Ministério de Meio Ambiente. 2007. *Mapas de cobertura vegetal*. Brasília: MMA.
- Moraes, P. D., and J. D. Moraes, 2005. *O Amapá em perspectiva*. Macapá:Gráfica J.M.
- Nam, V. T., M. Van Kuijk, and N. P. R. Anten. 2016. Allometric equations for aboveground and belowground biomass estimations in an evergreen forest in Vietnam. *PLoS ONE* 11:6–9.
- Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, Bishop J and Prins E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154:395–407
- Nogueira, E. M., P. M. Fearnside, B. W. Nelson, R. I. Barbosa, and E. W. H. Keizer. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* 256:1853–1867.
- Oliveira, A.N., and Amaral, I. L. 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta. *Acta Amazonica* 34:21–34.
- Oliveira, L. L., A. C. Cunha, E. S. Jesus, and N. J. C. Barreto. 2010. *Tempo, Clima e Recursos Hídricos no Estado do Amapá*.
- Peng, C., and X. Wen. 1999. Recent Applications of Artificial Neural Networks in Forest Resource Management: An Overview Applications in Forest Resource Management. *Environmental Decision Support Systems and Artificial Intelligence*.
- Peng, C., L. Zhang, H. Shongoming, X. Zhou, J. Parton, and M. Wodds. 2001. Developing Ecoregion-Based Height-Diameter Models for Jack Pine and Black Spruce in Ontario. *Forest Research Report* 1:18.
- Peralta, C. 2014. O pagamento por serviços ambientais como instrumento para orientar a sustentabilidade ambiental. A experiência da Costa Rica. In: LAVRATTI, P., TEJEIRO, G. (Orgs.) *Direito e Mudanças Climáticas 7: Pagamento por Serviços Ambientais: experiências locais e latino-americanas*. São Paulo: Instituto O Direito por um Planeta Verde.
- Prance, G.T., W. A. Rodrigues, M. F. Silva. 1976. Inventário florestal de um hectare de mata de Terra Firme, km 30 da estrada Manaus - Itacoatiara. *Acta Amazônica* 6:9-35.
- Prance, G. T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31:26-38.
- Ray, D., D. Nepstad and P. Moutinho. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecol. Appl* 15: 1664–78.
- Saatchi, S., W. Buermann, H. Steege, S. Mori, and T. B. Smith. 2008. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. *Remote Sensing of Environment* 112: 2000–2017.
- Sanquetta, C. R. 1999. Análise da estrutura vertical de florestas através do diagrama h-m. *Ciência Florestal* 5:55–68.

- Sanquetta, C. R., J. Wojciechowski, A. P. Dalla Corte, A. Behling, S. Péllico Netto, A. L. Rodrigues, and M. N. I. Sanquetta. 2015. Comparison of data mining and allometric model in estimation of tree biomass. *BMC Bioinformatics* 16.
- Scaranello, M. A. da S., L. F. Alves, S. A. Vieira, P. B. de Camargo, C. A. Joly, and L. A. Martinelli. 2012. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. *Scientia Agricola* 69:26–37.
- SFB Serviço Florestal Brasileiro. 2013. Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012. Brasília: SFB.
- Sharma, R. P., and J. Breidenbach. 2015. Modeling height-diameter relationships for Norway spruce, Scots pine, and downy birch using Norwegian national forest inventory data. *Forest Science and Technology* 11:44–53.
- Siliprandi, N. C., E. M. Nogueira, J. J. Toledo, P. M. Fearnside, and H. E. M. Nascimento. 2016. Inter-site variation in allometry and wood density of *Goupia glabra* Aubl. in Amazonia 76:1–9.
- Silva, G. F. da, A. C. Xavier, F. L. Rodrigues, and L. A. Peternelli. 2007. Análise da influência de diferentes tamanhos e composições de amostras no ajuste de uma relação hipsométrica para *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore* 31:685–694.
- Sousa, G. T. O., G. B. Azevedo, and P. A. B. Barreto. 2013. Relações hipsométricas para *Eucalyptus urophylla* conduzidos sob regime de alto fuste e talhadia no sudoeste da Bahia. *Scientia Plena* 9:1–7.
- Souza, A. S. de;, J. X. dos; Santos, and D. V. Souza. 2017. MODELAGEM DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA PARA UM POVOAMENTO HÍBRIDO DE EUCALIPTO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA. *BIOFIX Scientific Journal* 2:44–53.
- Stas, S. M., E. Rutishauser, J. Chave, N. P. R. Anten, and Y. Laumonier. 2017. Estimating the aboveground biomass in an old secondary forest on limestone in the Moluccas, Indonesia: Comparing locally developed versus existing allometric models. *Forest Ecology and Management* 389:27–34.
- Takoudjou, S. M., P. Ploton, B. Sonké, J. Hackenberg, S. Griffon, F. de Coligny, N. G. Kamdem, M. Libalah, G. I. Mofack, G. Le Moguédec, R. Pélissier, and N. Barbier. 2017. Paper reduction using scs-slm technique in stfbc mimo-ofdm. *Methods in Ecology and Evolution* 12:3218–3221.
- Thiersch, C. R., M. G. de Andrade, M. F. B. Moreira, and S. Loibel. 2013. Estimate of the hypsometric relationship for eucalyptus sp. clones with the curtis' model fitted by empirical Bayesian methods | Estimativa da relação hipsométrica em clones de eucalyptus sp. com o modelo de curtis ajustado por métodos bayesianos empírico. *Revista Arvore* 37:1–8.
- Tomé, M., F. Ribeiro, and S. Faias. 2007. Relação Hipsométrica Geral para *Eucalyptus globulus* Labill. em Portugal. *Silva Lusitana* 15:41–55.
- Veríssimo, A., A. Cavalcanti., E. Vidal, E. Lima, F. Pantoja and M. Brito. 1999. O setor madeireiro no Amapá: situação atual e perspectivas para o desenvolvimento sustentável. Amapá: Governo do Estado do Amapá e Imazon.

CAPÍTULO 1

Alometria de altura das árvores em florestas do nordeste da Amazônia e as implicações para estimativa de biomassa

1. Introdução

As florestas tropicais têm papel mitigador das mudanças climáticas absorvendo carbono da atmosfera e convertendo em biomassa (Hunter et al., 2013). Grande parte das incertezas nas estimativas de biomassa está associada aos modelos alométricos utilizados (Nam et al., 2016). Os modelos usam, principalmente, medidas de diâmetro das árvores, mas a inserção de variáveis como altura e densidade da madeira tem aumentado a precisão, pois estes atributos apresentam variação associada às características ambientais (Chave et al., 2014, 2005; Nam et al., 2016; Nogueira et al., 2008; Siliprandi et al., 2016). Dessa forma, o conhecimento da altura de uma árvore permite aprimorar as estimativas de biomassa (Scaranello et al., 2012) e sua aferição e inserção nos modelos alométricos pode diminuir as incertezas das estimativas, principalmente, em áreas onde não se tem equações alométricas definidas, o que é o caso da maioria das florestas da Amazônia.

A relação altura-diametro estabelecida a partir de modelos estatísticos é chamada de relação hipsométrica (Sharma and Breidenbach, 2015), e o uso de equações para estimar a altura comercial ou total em florestas naturais são recomendadas no caso de não obtenção da variável em campo (Feldpausch et al., 2011; Soares et al., 2011). Embora existam uma grande variedade de modelos e métodos na literatura para estimativa de altura das árvores (Castaño-Santamaría et al., 2013), modelos de relação não-lineares são menos sensíveis a pontos individuais e possuem fundamentações mais biológicas, tornando-os mais estáveis e confiáveis para extrapolação dos dados com bons ajustes (Batista et al., 2001; Hess et al., 2014; Souza et al., 2017). Além disso, o uso de co-variáveis nos modelos melhoram significativamente os ajustes dos modelos (Oliveira et al., 2015; Scaranello et al., 2012).

Embora a utilização da altura nos modelos alométricos da biomassa é importante por melhorar significativamente a precisão da biomassa acima do solo (BAS), devido à sua relação com o diâmetro variar regionalmente (Feldpausch et al., 2011; Nam et al., 2016; Peng et al., 2001; Siliprandi et al., 2016), fatores como a espécie, densidade das árvores, disposição espacial, tamanho da copa, idade, manejo, presença de lianas e altitude, podem afetar esta relação (Dias et al., 2017; Machado et al., 2008; Scaranello et al., 2012).

Por ser uma variável de difícil mensuração, a altura está sujeita a vários erros associados ao método de mensuração, densidade da vegetação, altura da árvore, posição, arquitetura e luminosidade (Hunter et al., 2013; Sharma and Breidenbach, 2015; Silva et al., 2007). A maior variabilidade das alturas ocorrem em árvores acima da altura média, causando em média, erros de 6% na biomassa a nível de parcela e 16% na biomassa a nível de indivíduo (Hunter et al., 2013).

A escolha e aplicabilidade de modelos alométricos de biomassa depende significativamente da extensão e objetivo da pesquisa (Chave et al., 2005; Nam et al., 2016), pois fatores como arquitetura das árvores (Goodman et al., 2014), densidade da madeira (Chave et al., 2005), condições edáficas e climáticas (Chave et al., 2014; Feldpausch et al., 2012; Siliprandi et al., 2016) e relação com as árvores vizinhas (Feldpausch et al., 2012), podem afetar as estimativas de carbono para escalas regionais e pantropicais superestimando a quantificação das mudanças nos estoques e emissões globais de carbono, já que a contabilização da relação altura e diâmetro na alometria pode reduzir a incerteza associada com as estimativas de biomassa de florestas tropicais (Chave et al., 2014, 2005; Feldpausch et al., 2011; Nogueira et al., 2008).

O desenvolvimento de modelos alométricos de biomassa ainda são custosos e demorados, devido à necessidade de amostragem destrutiva para as calibrações (Takoudjou et al., 2017). No entanto, se os modelos alométricos não estiverem bem calibrados, passam a ser fontes de erros na cadeia de mapeamento de carbono da floresta, já que são empregados nas estimativas de biomassa acima do solo das árvores (Ahmed et al., 2013; Nam et al., 2016; Van Breugel et al., 2011).

O presente estudo teve por objetivo a geração de equações hipsométricas para florestas de terra-firme e várzea estuarina no escudo das guianas e determinar se os modelos gerados com dados locais são melhores que o modelo pantropical disponível. Além disso, foi investigado se as estimativas de biomassa apresentam erro associado ao tipo de modelo (local ou pantropical) usado na estimativa da altura das árvores.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido em duas áreas distintas, uma várzea estuarina e uma floresta de terra firme. A área de várzea estuarina situa-se no município de Mazagão-

Amapá, com área de 13189.1 km² (00° 06' 54" S e 51° 17' 20" W) às margens Rio Mazagão Velho e perpendicular ao Rio Amazonas (Figura 3B). O clima dessa região é do tipo Am, equatorial super-úmido (BRASIL, 1974; Kottek et al., 2006) com temperatura média anual de 27.64°C e precipitação pluviométrica média de 2.531 mm.ano⁻¹ (INMET, 2018) com chuvas se concentrando nos meses de janeiro a junho e um período seco de julho a dezembro, com estiagem entre setembro a novembro. A vegetação é classificada como Floresta Ombrófila Densa Aluvial (IBGE, 2012) com solo do tipo Gleissolo Háplico ou solos *Hidromórficos Gleysados* (BRASIL, 1974; Santos and Tardin 2003), com textura predominantemente siltosa e em sua maioria de elevada fertilidade (Araújo, 2015; BRASIL, 1974). A área de terra firme está localizada na Floresta Nacional (FLONA) do Amapá cuja área é de 4598.67 km² (delimitada pelos pontos Norte 51° 30' 25" W e 1° 51' 42" N, Sul 51° 35' 41" W e 0° 55' 27" N, Leste 51° 22' 01" W e 1° 24' 44" N, Oeste 52° 00' 29" W e 1° 11' 07" N) (Figura 3A), compreendendo parte dos municípios de Pracuúba, Ferreira Gomes e Amapá (ICMBio, 2014). O clima da FLONA/AP é tipo Af (Kottek et al., 2006), equatorial quente-úmido, com uma estação chuvosa de dezembro a julho e um período curto de estiagem de agosto a novembro (ICMBio, 2014; Oliveira et al., 2010). A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Submontana com Dossel Uniforme (ICMBio, 2014) e os solos dominantes são o Latossolos Amarelo, Vermelho-Amarelo, Podzólico Vermelho Amarelo (PB) e Petroplínticos (IBGE, 2004).

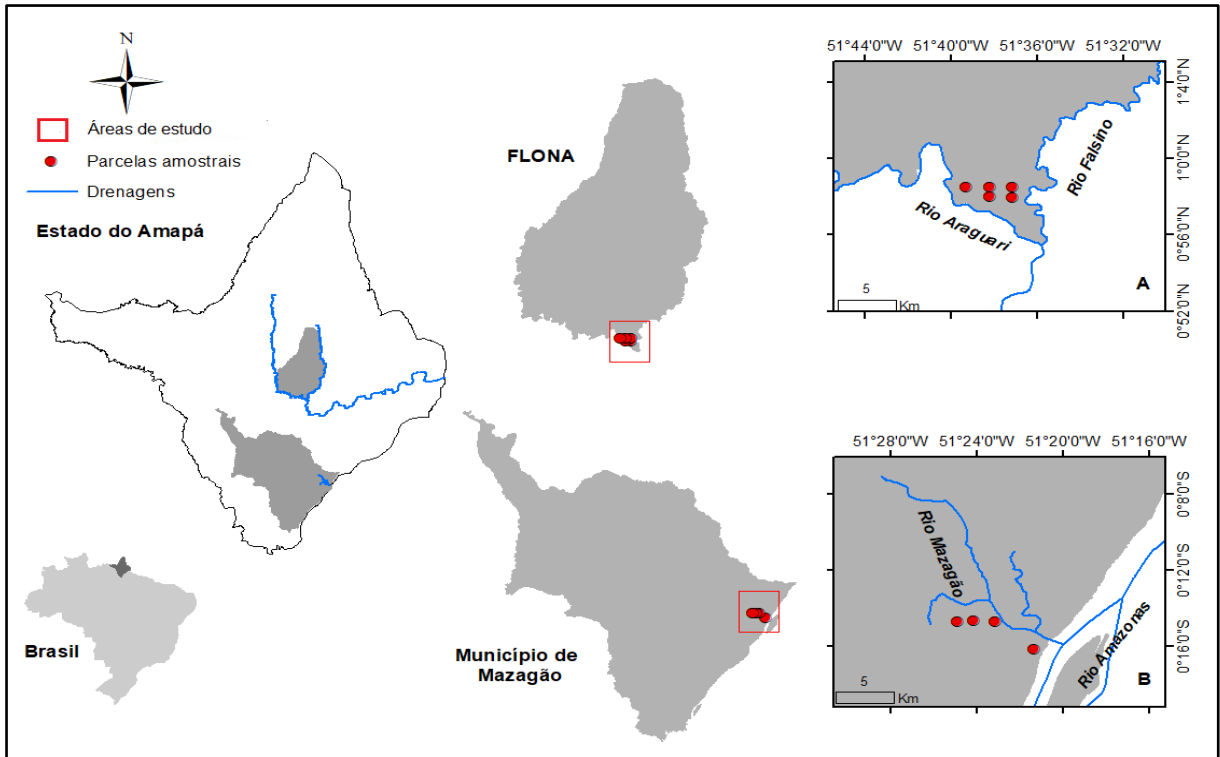


Figura 3 – Localização das áreas de estudo em (A) floresta de terra firme, localizada na Floresta Nacional do Amapá (FLONA-AP) e na (B) floresta de várzea estuarina do Rio Amazonas, localizada no município de Mazagão. Fonte: Costa e Baia (2018).

2.2. Delineamento amostral e inventário florestal

Na área de várzea estuarina foram utilizadas quatro parcelas de 0.5 ha (50 m x 100m) cobrindo área de aproximadamente 23.5 Km² e distando entre si por no mínimo 1 km. As parcelas, denominadas transectos, foram instaladas em 2011 pela equipe do projeto Ecologia e manejo florestal para uso múltiplo de várzeas do estuário amazônico (FLORESTAM) (Dantas, 2015) e foram dispostas a montante do rio Mazagão Velho, um afluente do Rio Amazonas. Em cada parcela foram alocadas 20 subparcelas de 250m² (10m x 25m) em diferentes partes do microrrelevo, 10 subparcelas em área de boa drenagem e 10 em área de pouca drenagem, a fim de cobrir maior variação no ambiente.

Na área de terra-firme também foram inventariadas cinco parcelas de 0.5 ha instaladas previamente em 2008 pelo Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio). As parcelas, de 250 m de comprimento e sub-divididas em três faixas para medições a partir da linha de caminhamento, foram instaladas em intervalos de 1 km adjacentes a duas trilhas de 5 km no sentido leste-oeste e seguem a curva de nível do terreno, com o intuito de minimizar a variação interna da topografia e solo (Magnusson et al., 2005; Magnussum et al., 2013).

Na área de várzea todos os indivíduos de diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm foram inventariados nas parcelas. Nas parcelas de terra firme todos os indivíduos com DAP ≥ 1 cm foram inventariados em uma faixa de 1 m \times 125 m (0.0125 ha) e indivíduos com DAP ≥ 10 cm foram inventariados em uma faixa de 20 m \times 125 m (0.25 ha), e todos os indivíduos com DAP ≥ 30 cm foram inventariados em uma faixa de 40 \times 125 m (0.5 ha). O DAP foi medido a 1.3 m acima do solo e 0.5 m acima de irregularidades ou sapopemas utilizando uma fita diamétrica para árvores > 5 cm de DAP e paquímetro digital para árvores menores.

Além dos dados biométricos, os indivíduos foram identificados por um parataxônomo experiente e amostras botânicas foram coletadas quando não se pôde identificar os indivíduos em campo. Material fértil foi depositado no Herbário do INPA e no Herbário IAN da EMBRAPA Oriental. Do total de indivíduos inventariados, 93.72% foram identificados até espécie, 6.04% até gênero e 0.24% não foram identificados.

A altura total (desde a base do tronco até o topo da copa) e a altura do fuste (desde a base do tronco até a inserção do primeiro galho da copa) foram medidas com um hipsômetro a laser (TruPulse® 360). Para o cálculo das alturas baseou-se no conhecimento das relações angulares de triângulos retângulos, a partir da distância e dos ângulos inferior e superior em relação ao operador, as alturas foram obtidas pela multiplicação da distância com a soma ou subtração (definidos pela inclinação do terreno) das tangentes dos ângulos (Silva 1979). Na medição, o aparelho realiza a correção automática da inclinação do terreno, proporcionando medidas mais precisas de altura.

2.3. Modelos alométricos para estimativa de altura

Buscou-se selecionar um modelo alométrico que melhor se ajustasse aos dados de ambas as áreas de várzea e terra-firme juntas e também separadamente, já que a relação entre altura e diâmetro podem variar de acordo com o tipo de vegetação (Batista et al 2014). A fim de definir que equação alométrica melhor se ajusta aos dados, foram elencados e testados cinco modelos hipsométricos usuais na região amazônica e tropical (Tabela 1).

Tabela 1 – Modelos hipsométricos utilizados para descrever a relação entre altura total e diâmetro das árvores em floresta de várzea e terra firme no Amapá. *a* e *b* são os parâmetros a serem estimados; *dbh* é diâmetro à altura do peito medido a 1,30 m do nível do solo em centímetros (cm); *Hmax* é a altura

total assintótica máxima da amostra em metros (m); H é a altura total de cada árvore em metros; ε é erro aleatório; e \ln é o logaritmo na base neperiana (2,7128).

Descrição	Modelo
Retangular-Hipérbula ^a	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b + \varepsilon$
Weibull ^a	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b)) + \varepsilon$
ln-ln ^a	$H = \exp(a + b * \ln(dbh)) + \varepsilon$
Função de potência simples ^b	$H = a * dbh^b + \varepsilon$
Ln ^a	$H = a + b * \ln(dbh) + \varepsilon$

(Feldpausch et al., 2012^b, 2011^a)

2.4. Seleção de modelos

Os parâmetros das equações foram estimados através do método de iteração e a análise do melhor modelo foi realizada por meio do coeficiente de determinação ajustado, critério de Akaike, Δ_i e peso de Akaike (w_i) (Burnham and Anderson, 2002; Chave et al., 2005):

$$AIC = 2K - 2\ln(L) \quad \text{Eq. (1)}$$

onde: AIC (*Akaike Information Criterion*) é o critério de Akaike, K é o número de parâmetros no modelo estatístico, L é o valor maximizado da função de máxima verossimilhança (*maximum likelihood*) para o modelo estimado.

$$\Delta_i = AIC_i - AIC_{min} \quad \text{Eq. (2)}$$

sendo, Δ_i diferença entre o valor de AIC de cada modelo (AIC_{min}) e o AIC do melhor modelo ajustado (AIC_i).

$$w_i = \frac{\exp(0.5\Delta_i)}{\sum \exp(0.5\Delta_i)} \quad \text{Eq. (3)}$$

w_i é o peso de Akaike, probabilidade relativa de que o modelo i seja o melhor modelo com informação Kullback-Leibler.

O AIC penaliza os modelos de acordo com o número de parâmetros estimados e seu menor valor de AIC e Δ_i indicam o melhor modelo dentre os testados, levando em conta as

regras de Burnham and Anderson (2002), de nível de suporte empírico do modelo, $\Delta_i \leq 2$ tem suporte substancial, $2 < \Delta_i \leq 10$ possui suporte marginal e $\Delta_i > 10$ não tem suporte algum. O peso de Akaike (w_i) foi calculado com o intuito de indicar uma probabilidade aproximada para o ajuste de cada modelo entre todos os modelos testados, ou seja, ele define que determinado modelo apresenta o melhor ajuste.

2.5. Estimativa de altura pelo modelo pantropical de Chave et al. (2014)

A equação desenvolvida por Chave et al. (2014) é dada por:

$$\ln(H) = 0,893 - E + 0,760 \times \ln(dbh) + 0,0340 \ln(dbh)^2 \quad \text{Eq. (5)}$$

onde H é a altura total (m), dbh é o diâmetro a altura do peito (cm), e E é um índice climático, que incorpora variáveis (déficit hídrico climático, sazonalidade na temperatura e na precipitação) que descrevem restrições climáticas que influenciam o crescimento das árvores e por esta razão tem capacidade de melhorar o ajuste dos modelos de predição de altura (Chave et al., 2014; Feldpausch et al., 2011).

O desempenho dos modelos hipsométricos foram avaliados baseados no desvio dos valores estimados com os valores mensurados, $(\hat{H} - H) / H$, sendo que \hat{H} é o valor da altura estimada (Feldpausch et al., 2011). A avaliação dos desvios nas estimativas deu-se através da comparação dos coeficientes de variação (CV) individuais por árvore entre modelos hipsométrico (Equação 6).

$$CV_i = \frac{\frac{(\hat{H}_{(i,j)} - H_{(i,j)})}{H_{(i,j)}}}{\frac{1}{N} \sum H_{(i,j)}} \quad \text{Eq. (6)}$$

onde $H_{(i,j)}$ é a altura mensurada das árvores i do local j , $\hat{H}_{(i,j)}$ é altura estimada pelo modelos hipsométricos das árvores i do local j , N é o número de observações de altura.

Com a informação dos CV's, além do valor indicar qual modelo é mais eficiente (adaptado de Chave et al. 2014) na estimativa de altura, verificou-se a existência de correlação (método de Pearson) entre os maiores CV's do modelo local e pantropical com as alturas mensuradas em campo.

2.6. Determinação da biomassa

A biomassa acima do solo (AGB) foi estimada com as equações alométricas propostas por Chave et al. (2014). Foi empregado uma equação que utiliza DAP, o índice E e a densidade específica da madeira (Equação 7), e outra equação retirando a informação do índice ambiental (E) e inserindo as informações de altura (Equação 8). Os valores de altura utilizados nas equações foram aqueles medidos em campo, valores estimados com o melhor modelo selecionado neste estudo (ver resultados) e também, valores estimados com o modelo (Equação 5) proposto por Chave et al. (2014):

$$AGB_{est} = \exp(-1,803 - 0,976 \times E + 0,976 \times \ln(\rho_i) + 2,673 \times \ln(dbh_i) - 0,0299 \times (\ln(dbh_i))^2) \text{Eq. (7)}$$

$$AGB_{est} = 0,0673 \times ((\rho_i) \times (dbh_i) \times H_i)^{0,976} \text{Eq. (8)}$$

em que : ρ_i , dbh_i , H_i e E são a densidade específica da madeira, diâmetro à altura do peito (DAP), altura total e índice ambiental sintético, respectivamente.

As estimativas de biomassa foram realizadas para indivíduos arbóreos com DAP ≥ 5 cm, devido às árvores com menores diâmetros representarem uma pequena fração de biomassa acima do solo (Chave et al., 2014).

A densidade da madeira foi obtida, através das identificações botânicas, do banco de dados mundial de densidade da madeira disponível em <http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235> (Zanne et al., 2009). As árvores identificadas ao nível do gênero receberam uma densidade média calculada para o gênero, os indivíduos identificados ao nível de família receberam uma média calculada para a família e os indivíduos sem identificação botânica receberam a densidade média da parcela.

O parâmetro sistemático (bias) e coeficiente de variação (CV) foram utilizados para avaliar o desempenho dos modelos hipsométricos na estimativa de biomassa (Chave et al., 2014, 2005; Colgan et al., 2013; Stas et al., 2017), sendo realizada uma ANOVA de medidas repetidas para verificar se há diferença entre os modelos alométricos nas 14 classes de diâmetros que variam a cada 10 cm.

$$Bias_{(j)} = [AGB_{est(j)} - AGB_{obs(j)}] / AGB_{obs(j)} \text{Eq. (9)}$$

$$RSE_{(j)} = \sqrt{\frac{\sum_{i=j}^n (AGB_{est(i,j)} - AGB_{obs(i,j)})^2}{n - p}} \quad \text{Eq. (10)}$$

$$MAGB_{(j)} = \frac{1}{N_j} \sum_{i=j} AGB_{obs(i,j)} \quad \text{Eq. (11)}$$

$$CV_{(j)} = \frac{RSE_{(j)}}{MAGB_{(j)}} \quad \text{Eq. (12)}$$

onde: $AGB_{obs(i,j)}$ é o valor de biomassa estimada com dados de altura medida em campo das árvores i do local j , $AGB_{est(i,j)}$ é o valor de biomassa estimada através das alturas estimadas pelos modelos hipsométricos das árvores i do local j , n é o número de observações, p é o número de parâmetros do modelo.

Com o intuito de testar como as parametrizações de H influenciam as estimativas de biomassa, utilizamos análises de variância (ANOVA) à nível de indivíduo, para inferir a existência de diferenças entre as estimativas de biomassa dos modelos alométricos propostos por Chave et al. (2014). Observando a eficiência dos modelos hipsométricos na estimativa de biomassa, fez-se teste t para apurar se houve alteração significativa entre os CVs obtidos pelos modelos alométricos de biomassa. Os parâmetros avaliados foram utilizados em porcentagem (%), devido o erro na biomassa acima do solo aumentar ao invés de permanecer constante quando a biomassa aumenta (Colgan et al., 2013). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Development Core Team, 2017). O ajuste e seleção dos modelos hipsométricos foi feito com o auxílio do pacote “nlme” (Pinheiro et al., 2017).

3. Resultados

Nas duas áreas de estudo foram amostrados 2525 indivíduos, sendo 1178 indivíduos arbóreos na área de terra firme, divididos em 330 espécies, 36 gêneros e 49 famílias botânicas. Dentre os indivíduos lenhosos, as espécies *Voucapoua americana* (3.65% - 43 indivíduos), *Eschweilera coriácea* (3.56% - 42 indivíduos) e *Lecythis chartacea* (2.97% - 35 indivíduos) e as famílias Fabaceae (41 spp.), Sapotaceae (39 spp.) e Burseraceae (27 spp.) foram as mais abundantes da área. Na várzea estuarina foram identificados 1347 indivíduos, divididos em 55 espécies, 15 gêneros e 30 famílias, onde cinco espécies são palmeiras.

Considerando os indivíduos arbóreos, *Mora paraensis* (291 indivíduos), *Pentaclethra macroloba* (72) e *Patino aparaensis* (39) foram as espécies mais abundantes e Fabaceae (15 spp.), Arecaceae (6 spp.) e Malvaceae (6 spp.) foram as famílias predominantes.

Na validação dos modelos hipsométricos, foram utilizados 1964 indivíduos arbóreos das 427 espécies agregadas das duas áreas de estudo. O DAP médio (17.91 cm) e a densidade média (0.69 g.cm^{-3}) foram menores na terra firme do que na várzea (22.35 cm e 0.73 g.cm^{-3}), porém, a altura foi maior na terra firme (17.33 m) do que na várzea (6.99 m) (Tabela 2).

Tabela 2 – Médias (med), desvios padrões (SD), mínimos (min) e máximos (max) do diâmetro à altura do peito – DAP (cm), altura (m) e densidade da madeira (g.cm^{-3}) em floresta de terra-firme, várzea e ambas as áreas

Tipo de Floresta	N	DAP (cm)				Altura total (m)				Densidade da madeira (g.cm^{-3})			
		med	SD	min	máx	med	SD	min	máx	med	SD	min	máx
Terra-firme	1156	17,91	17,31	0,90	109,10	17,33	11,32	1,20	51,90	0,70	0,14	0,28	1,11
Várzea estuarina	818	22,35	18,71	0,64	139,45	15,79	6,99	2,30	38,80	0,74	0,14	0,25	0,96
Total	1964	20,13	16,35	0,64	139,45	16,56	9,14	1,20	51,90	0,72	0,14	0,25	1,11

3.1. Modelos de altura

Na floresta de terra-firme, a função retangular-hipérbula apresentou melhor ajuste (AIC = 6561.75, $w_i = 1$) com alto suporte ($\Delta_i = 0$) (Tabela 3, Figura 4a) e a função de Weibull foi classificada como sem suporte ($\Delta_i > 10$) juntamente com as funções exponenciais ln-ln, potência simples e ln, que acabaram por superestimar a altura das árvores com DAP ≥ 60 cm e 0,5 – 10 cm, respectivamente (Figura 4b). Para as árvores da várzea estuarina, a função weibull recebeu suporte alto ($\Delta_i \leq 2$) e foi o modelo com melhor ajuste (AIC = 4610.68 e $w_i = 0.84$) (Tabela 3). A função exponencial ln apresentou melhor ajuste para esses dados apresentando suporte marginal ($\Delta_i = 3.25$), enquanto as funções exponenciais ln-ln e potência simples, e a função retangular-hipérbula não foram suportadas e superestimaram a altura das árvores com diâmetros de 0.5-10 cm e ≥ 20 cm, respectivamente (Figura 4b).

A função retangular-hipérbula, utilizando H_{max} , não proporcionou um bom ajuste para ambas as florestas juntas baseado no índice do AIC. As funções de Weibull, função exponencial que também utilizam a H_{max} , mostrou o melhor ajuste ($\Delta_i = 0$), alta certeza, como indicado pelo peso de Akaike ($w_i = 1$) e um ajuste adequado em relação ao modelo ($R^2_{aj} = 0.72$). As funções exponenciais ln-ln e de potência simples quase não apresentaram uma

curvatura assintótica (Figura 4c), e juntamente com a função ln superestimam a altura das árvores em algumas classes de diâmetro, sendo mal classificadas para o ajuste aos dados ($\Delta_i > 10$).

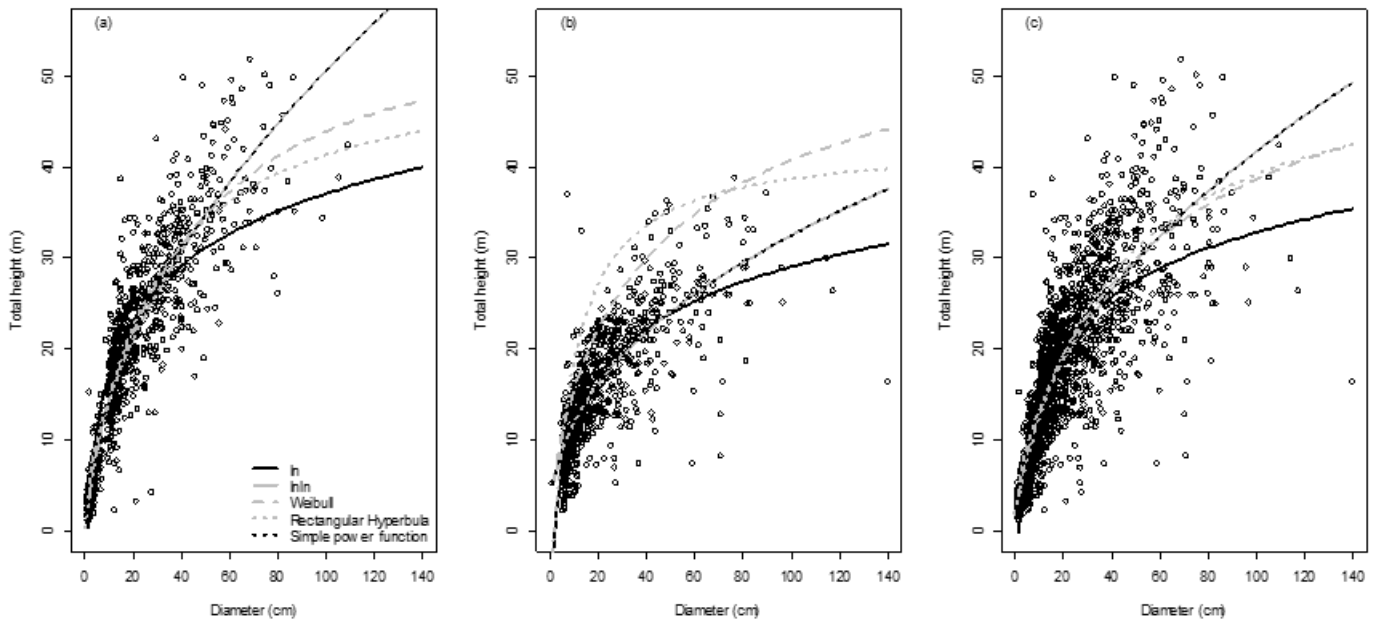


Figura 4 – Relação ajustada entre a altura da árvore (H) e o diâmetro (DAP) para os diferentes modelos hipsométricos locais em (a) floresta de terra-firme, (b) floresta de várzea estuarina e (c) ambas as florestas juntas. As estimativas dos parâmetros para cada equação estão na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros estimados e estatísticas de seleção de modelo para equações que descrevem a melhor relação hipsométrica (relação $H-D$). Os valores em negrito mostram qual modelo melhor se ajusta aos dados das florestas separadamente e com ambas agrupadas. Δ_i é a diferença em AIC entre cada modelo e o modelo de melhor ajuste, e w_i é o peso de Akaike.

Tipo de florestas	Modelo	df	$a \pm 1 SE$	$b \pm 1 SE$	AIC	Δ_i	w_i
Terra-firme	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b$	1	26.868 ± 0.7961	-0.406 ± 0.2956	6561.75	0.00	1.00
	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b))$	1	0.057 ± 0.0022	0.759 ± 0.0120	6585.51	23.76	0.00
	$H = \exp(a + b * \ln(dbh))$	1	1.419 ± 0.0284	0.544 ± 0.0083	6729.81	168.06	0.00
	$H = a * dbh^b$	1	4.132 ± 0.1175	0.544 ± 0.0083	6729.81	168.06	0.00
	$H = a + b * \ln(dbh)$	1	-2.581 ± 0.2872	8.611 ± 0.1108	6874.94	313.19	0.00
Várzea estuarina	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b))$	1	0.085 ± 0.0049	0.628 ± 0.018	4610.68	0.00	0.84
	$H = a + b * \ln(dbh)$	1	-5.057 ± 0.5697	7.408 ± 0.1956	4613.93	3.25	0.16
	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b$	1	8.611 ± 0.6964	9.082 ± 0.6638	4643.80	33.12	0.00
	$H = \exp(a + b * \ln(dbh))$	1	1.496 ± 0.0408	0.431 ± 0.0120	4645.00	34.32	0.00
	$H = a * dbh^b$	1	4.462 ± 0.1822	0.431 ± 0.0120	4645.00	34.32	0.00
Ambas as áreas	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b))$	1	0.063 ± 0.0023	0.667 ± 0.0112	11971.89	0.00	1.00
	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b$	1	3.925 ± 1.2045	-1.912 ± 0.2985	11993.68	21.79	0.00
	$H = \exp(a + b * \ln(dbh))$	1	1.454 ± 0.0278	0.495 ± 0.0081	12095.61	123.72	0.00
	$H = a * dbh^b$	1	4.28 ± 0.1192	0.495 ± 0.0081	12095.61	123.72	0.00
	$H = a + b * \ln(dbh)$	1	-2.779 ± 0.2976	7.735 ± 0.1091	12151.14	179.25	0.00

3.2. Precisão dos modelos de estimativa de altura em relação às medidas de altura em campo

Analisando a eficiência dos modelos para os tipos de floresta separadamente, na floresta de terra-firme o modelo pantropical (CV médio = 0.536%) não mostrou bom desempenho (Figura 5a) comparado com o modelo local retangular-hiperbula (CV médio = 0.38%). Ambos os CVs, tanto local ($r = -0.26$, $t = -9.036$, $df = 1154$, $\rho < 0.001$) quanto pantropical (terra-firme: $r = -0.45$, $t = -17.206$, $df = 1154$, $\rho < 0.001$) possuem correlação negativa com a altura mensurada em campo (Figura 1c e d do Apêndice).

Na área de várzea, o modelo local de weibull (CV médio = 0.65%) foi mais eficiente e mais representativo na estimativa das alturas comparado ao modelo pantropical (CV médio = 0.83%). Entre os CVs e as alturas mensuradas (modelo local: $r = -0.55$, $t = -18.794$, $df = 806$, modelo pantropical: $r = -0.40$, $t = -12.321$, $df = 806$, ambos à nível de significância $\alpha = 0.001$) obteve-se boa correlação entre essas variáveis (Figura 1e e f do Apêndice).

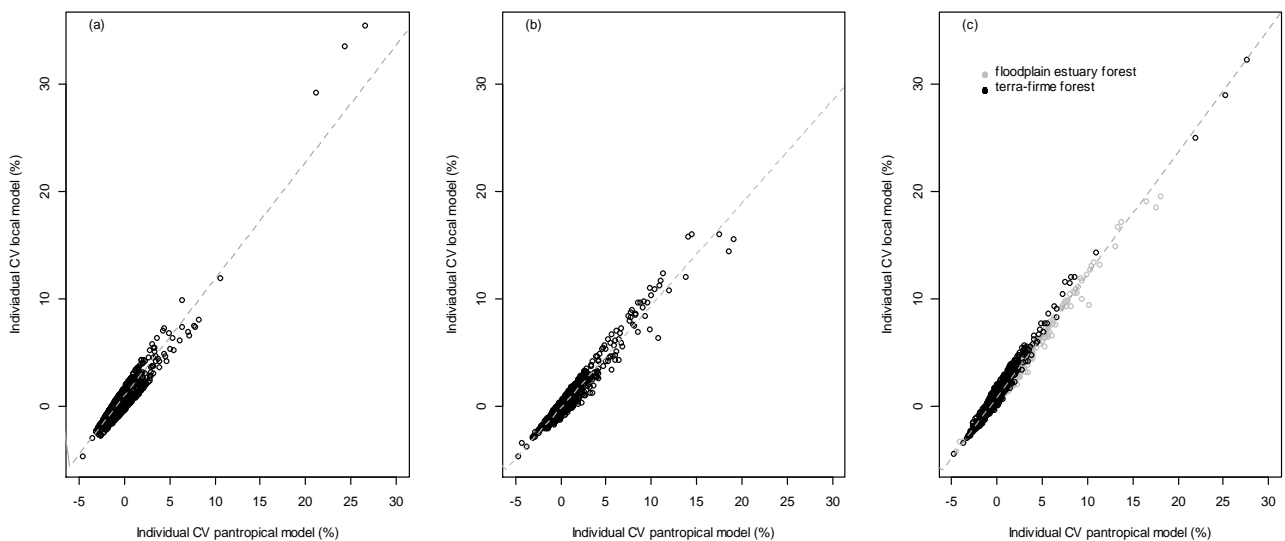


Figura 5 – Comparação do desempenho entre o modelo hipsométrico pantropical e o modelo alométrico local para os dados das florestas de (a) terra-firme, (b) várzea estuarina e (c) ambas as florestas juntas. Os coeficiente de variação individual de cada árvore dos modelos (a) retangular-hiperbula, (b) Weibull e (c) Weibull vs. modelo pantropical de Chave et al (2014) foram usados para os dados das florestas de terra-firme, várzea e para duas florestas juntas, respectivamente.

No ajuste para estimativa de altura para ambos os tipos de floresta juntos, o modelo de Chave et al (2014) apresentou uma melhor predição com CV médio = -0.003% em comparação com o modelo local de weibull, que obteve um CV médio = 0.86 %,

demonstrando-se assim que o modelo pantropical erra menos que o modelo local quando feito para as duas áreas juntas (Figura 5c). Tanto o modelo pantropical (correlação de Pearson: $r = -0.41$, $t = -20.178$, $df = 1962$, $\rho < 0.001$) quanto o local ($r = -0.512$, $t = -26.434$, $df = 1962$, $\rho < 0.001$) demonstraram correlação negativa com as alturas mensuradas em campo (Figura 1a e b do Apêndice).

3.4. Estimativas de biomassa com as alturas estimadas

Foram utilizados 1616 indivíduos, distribuídos entre 345 espécies e gêneros para as estimativas de biomassa acima do solo (AGB) utilizando as alturas mensuradas em campo, alturas estimadas pelos modelos hipsométricos e biomassa estimada sem presença de altura.

A floresta de terra-firme teve uma maior estimativa de biomassa individual através da altura medida em campo (1.0610 ± 1.9757 Mg; média \pm SD) seguida da biomassa com altura estimada através do modelo hipsométrico local (1.0600 ± 1.9329 Mg) (ANOVA one-way: $F = 2.66$, $df = 3$, $P = 0.046$), com diferença significativa comparado com a biomassa estimada com as alturas do modelo hipsométrico pantropical (0.8810 ± 1.7138 Mg) e biomassa individual estimada com modelo sem presença de altura (0.8755 ± 1.7069 Mg). Na floresta de várzea estuarina não encontrou-se diferença significativa entre as biomassas individuais estimada através do modelo hipsométrico pantropical (0.8982 ± 2.0847 Mg), modelo hipsométrico local (0.7778 ± 1.6946 Mg), altura mensurada em campo (0.7693 ± 1.6758 Mg) ou modelo alométrico de biomassa sem de altura (0.8932 ± 2.0782 Mg). A biomassa individual aferida com altura estimada através do modelo hipsométrico local, dada as duas florestas juntas, foi a maior (0.9442 ± 1.9478 Mg) para um âmbito mais regional, seguida pela biomassa estimada com altura de campo (0.9160 ± 1.8379 Mg), biomassa estimada pelo modelo hipsométrico pantropical (0.8896 ± 1.9068 Mg) e biomassa estimada sem a presença de altura (0.8843 ± 1.9001 Mg). No entanto, não houve diferença significativa entre as biomassas estimadas (ANOVA one-way: $F = 0.34$, $df = 3$, $P = 0.796$) (Tabela 2 do Apêndice).

O modelo hipsométrico local retangular-hipérbula, utilizado exclusivamente na floresta de terra-firme, mostrou-se mais eficiente (Figura 6a, Figura 2a do Apêndice) para estimativa de biomassa com alturas estimadas (CV = 35.30% e bias = -0.153%), do que o modelo pantropical (CV = 46.32% e bias = -16.03%), demonstrando assim que existe diferença entre os CVs dos respectivos modelos hipsométricos ($t = -1.1056$, $df = 7.5139$, $p = 0.303$). Na área

de várzea, com diferença entre as médias dos CVs ($t = -2.1528$, $df = 5.6726$, $p = 0.07745$), o modelo pantropical foi o que apresentou menor eficiência (Figura 6b; Figura 2b do Apêndice) para a estimativa de biomassa com altura (CV = 85.63% e bias = 0.16%), comparado com o modelo hipsométrico local de weibull (CV = 53.91% e bias = 0.01%).

Com diferença significativa entre as médias dos coeficientes de variação ($t = -0.145$, $df = 15.94$, $p = 0.886$), o modelo hipsométrico pantropical (CV = 63.39%, bias = -0.02 % e RSE = 0.5806) apresentou-se menos eficiente que o modelo hipsométrico local (CV = 62.05%, bias = 0.03 % e RSE = 0.5683) na estimativa de biomassa para uma escala regional, levando em consideração as duas tipologias florestais juntas (Figura 6c; Figura 2c do Apêndice). Isso ocorre porque o modelo alométrico de biomassa com altura estimada pelo modelo pantropical subestimou a biomassa em árvores com diâmetros pequenos e superestimou árvores grandes, resultando, assim, em um CV elevado (Figura 6c).

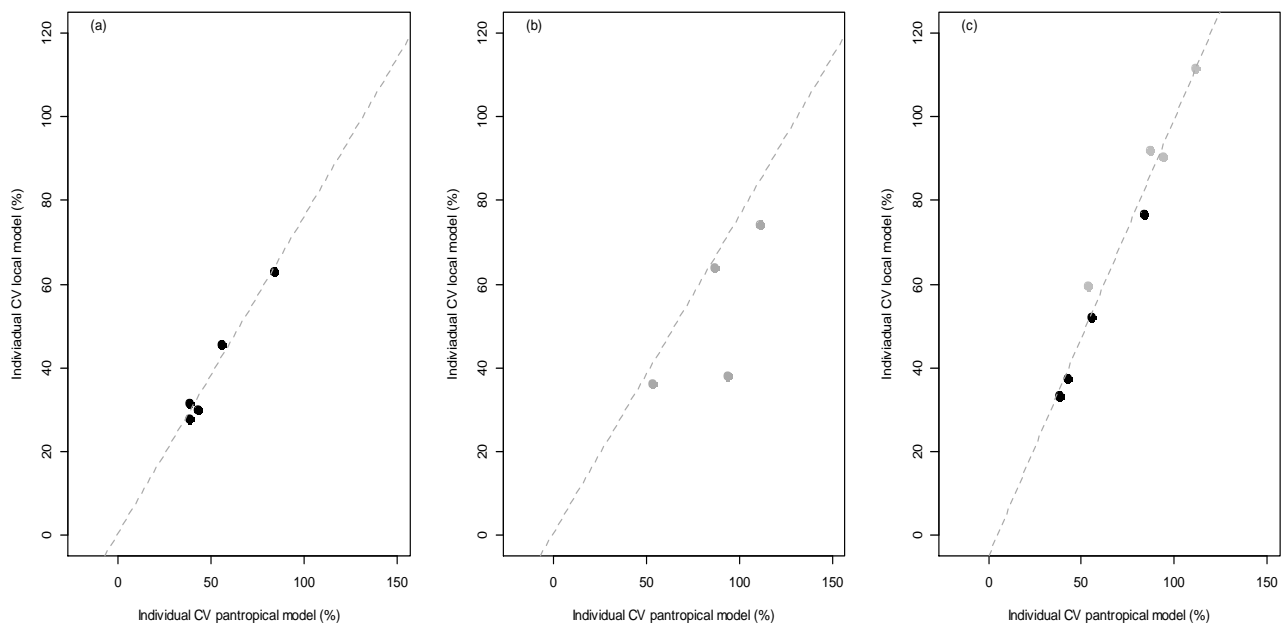


Figura 6 – Comparação de desempenho dos modelos entre o modelo alométrico local e o modelo alométrico pantropical na floresta de (a) terra-firme, (b) várzea do estuário amazônico e (c) ambas as florestas juntas. Coeficiente de variação individual de cada parcela para ambos os tipos de modelos alométricos. A cor dos pontos no painel são referentes aos coeficientes de variação individual médio das parcelas dos três tipos de análises, em cinza são as parcelas da área da várzea e em preto são as parcelas da área de floresta de terra-firme.

A floresta de terra-firme apresenta $478.36 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (34.17 ± 23.85 ; media \pm sd $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) de biomassa total estimada pelas alturas medidas em campo (Tabela 3a do Apêndice). As biomassas aferidas com alturas e sem altura não apresentaram diferença significativa, mas

demonstraram diferença entre as classes diamétricas nos quais os modelos foram distribuídos (ANOVA medidas repetidas: classes: $F = 6.993$, $df = 13$, $P < 0.001$, interação classe e modelo: $F = 0.089$, $df = 30$, $P = 1$). Na área de várzea, a biomassa estimada com altura de campo foi de $380.67 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ($27.19 \pm 20.32 \text{ Mg.ha}^{-1}$), $398.28 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ($28.45 \pm 20.13 \text{ Mg.ha}^{-1}$) foi estimado com altura aferida pelo modelo local de weibull e $471.46 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ($33.68 \pm 24.78 \text{ Mg.ha}^{-1}$) pelo modelo hipsométrico pantropical (Tabela 3b do Apêndice), não encontrou-se diferença significativa na estimativa de biomassa quando incluído a altura (ANOVA medidas repetidas: classes: $F = 6.993$, $df = 13$, $P < 0.001$, interação classe e modelo: $F = 0.089$, $df = 30$, $P = 1$).

Os diâmetros dispostos entre as classes de $\text{DAP} \geq 20 \text{ cm}$ e $\text{DAP} \leq 80 \text{ cm}$, nos dois tipos de florestas, representam mais de 50 % das biomassas estimadas pelos modelos alométricos (Tabela 3 do Apêndice). Na floresta de terra-firme os modelos de biomassa com altura estimada pelo modelo hipsométrico pantropical e modelo sem altura subestimam a biomassa estimada pelo modelo com altura mensurada em campo (Figura 7a e Tabela 3a do Apêndice). Observou-se que na floresta de várzea estuarina esses modelos de biomassa acabaram por superestimar a biomassa aferida pelas alturas mensuradas em campo em todas as classes de diâmetro (Figura 7b e Tabela 3b do Apêndice).

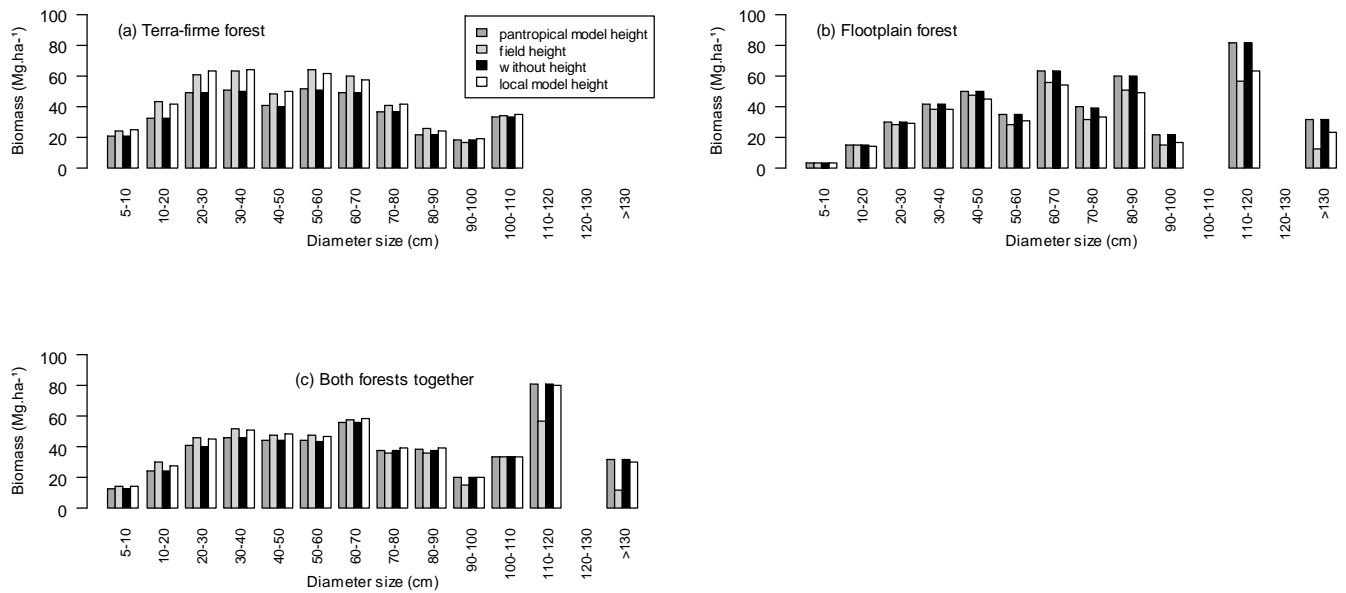


Figura 7 – Distribuição da biomassa acima do solo (Mg.ha⁻¹) para (a) floresta de terra firme, (b) floresta de várzea estuarina e (c) as duas florestas juntas nas 14 classes de diâmetro (cm) por modelo. A biomassa foi estimada com os modelos alométricos sem inclusão de altura “without height” e modelo alométrico com altura, sendo essas: alturas totais (Ht) mensuradas em campo– “field height”; alturas estimadas pelo modelo pantropical de Chave et al (2014) – “pantropical” e biomassa estimada por alturas estimadas pelos modelo locais (b) retangular-hiperbula e (a e c) weibull – “local”.

O modelo alométrico com a exclusão de altura estimou 509.90 Mg.ha⁻¹ (36.42 ± 19.55; media ± sd Mg.ha⁻¹) de biomassa para ambas as florestas juntas. Os modelos com a utilização de altura mensurada em campo e altura estimada por modelos hipsométricos local e pantropical estimaram 486.69 Mg.ha⁻¹ (34.76 ± 18.21), 533.94 Mg.ha⁻¹ (38.14 ± 19.81) e 512.19 Mg.ha⁻¹ (36.59 ± 19.61) de biomassa, respectivamente (Tabela 3c do Apêndice). Para ambas as florestas juntas, não houve diferença significativa entre os modelos de biomassa, mas sim entre as classes diamétricas (ANOVA medidas repetidas: classes: F = 29.51, df = 13, P < 0.001, interação classe e modelo: F = 0.05, df = 39, P = 1), onde os modelos de biomassa com altura pantropical e modelo alométrico sem altura subestimam as biomassas dentro as classe de DAP ≥ 5 cm e DAP ≤ 70 cm e superestimam a biomassa nas classes de DAP ≥ 80 cm (Figura 7c e Tabela 3c do Apêndice).

4. Discussão

4.1. Modelos locais estimados

O modelo não-linear de weibull foi o que obteve um melhor ajuste, tanto para uma escala regional quanto para escala local, já que ele melhor se adequou aos dados para as duas florestas juntas e, isoladamente para a floresta de várzea estuarina. Para a floresta de terra firme, o modelo local retangular-hipérbula foi outro modelo local que melhor se ajustou em uma escala local, já que se sobressaiu aos demais (Tabela 3).

Explorar diversos parâmetros com o intuito de selecionar os melhores modelos de regressão vem se conservando no decorrer das últimas décadas (Silveira 2010). No entanto, modelos não lineares são os mais recorrentes em florestas inequidâneas por serem mais flexíveis que os lineares, uma vez que envolvem um número mínimo de parâmetros possíveis a serem estimados, demonstrando uma melhor explicação para o comportamento da variável resposta. Burnham and Anderson (2002) argumentam que a seleção de modelos baseados na teoria da informação representam uma abordagem bastante diferente nas ciências estatísticas, e que os modelos selecionados nesta teoria diferem da seleção de modelos baseado em algum tipo de teste estatístico.

A utilização da variável H_{max} nesses modelos aponta na melhora dos ajustes e adequações destes para a estimativa de altura. Thomas (1996) afirma que o valor da variável H_{max} é importante, pois é através dela que se pode estabilizar a curva para estimativa de altura pelo diâmetro para cada local. Isso faz com que dentre os cinco modelos locais à serem selecionados, esses modelos locais que utilizam de variáveis como H_{max} em sua extensão podem melhor representar os modelos locais.

4.2. Precisão das medidas de alturas de campo em relação aos modelos de estimativa de altura

Os modelos locais e o modelo pantropical são eficientes para as estimativas de altura em escalas regionais e locais. Entretanto, o modelo local, para ambas as florestas juntas, demonstrou tendência ao erro nas estimativas de altura (Figura 5c), devido seu CV médio ser maior que do modelo pantropical.

A utilização da H_{max} no modelo local para ambas as florestas juntas, pode ter influenciado na eficiência do modelo para estimativa de altura à uma escala regional, visto que, a altura máxima definida pelo do banco de dados foi influenciada pelo tipo de região em que ocorreu, onde a mesma, naturalmente, se difere por sítio (Thomas, 1996). O uso da variável H_{max} como parâmetro demonstrou que modelos com esta variável são melhores ajustados para a estimativa de altura dentre os modelos locais mais utilizados na Amazônia, já

que a altura dominante usada como variável, independente dos modelos hipsométricos, tem efeito significativo na redução da soma dos quadrados dos resíduos, permitindo, então, representar as diferentes características produtivas dos locais em que as parcelas se encontram (Leite and Andrade, 2003).

O modelo hipsométrico pantropical de Chave et al. (2014) se fez mais eficiente para as duas florestas juntas, e podemos aferir que os fatores como a variável ambiental (E), parâmetro que tem correlação significativa com os diâmetros de determinadas espécies (Chave et al., 2014; Feldpausch et al., 2011), e o $[\ln(D)]^2$, que é um parâmetro muito utilizado com o intuito de atingir um valor de diâmetro excedido do valor biologicamente realista (Chave et al., 2014, 2005), podem ter influenciado na estimativa da altura. Denotando, então, que parâmetros estruturais e ambientais melhoram significativamente a alometria de diâmetro-altura em uma escala maior (Feldpausch et al., 2011).

Nas análises para as tipologias florestais, isoladamente, os modelos locais que utilizam a H_{max} se sobressaíram com eficiência comparado com o modelo pantropical, apresentando CVs (%) e bias menores. Scaranello et al. (2012), mesmo utilizando uma co-variável (ver também Chave et al., 2014; Feldpausch et al., 2011) para a estimativa de altura, definiu o modelo de weibull como um dos melhores modelos para aferição de altura, caso não a têm mensurada (ver também Feldpausch et al., 2011). Na floresta de várzea, obteve-se a mesma representatividade na estimativa de altura por este modelo local, uma vez que apresentou CV(%) e bias(%) menor que o modelo pantropical.

Embora tenha encontrado diferenças entre a característica métrica proveniente dos modelos hipsométricos, é possível verificar que a interação dos CVs extraídos com as alturas mensuradas em campo é uma correlação negativa para as duas escalas de avaliação das duas tipologias florestais da floresta amazônica, mesmo que, essencialmente, os maiores CVs sejam correlacionados com as maiores árvores (Hunter et al., 2013).

As análises de correlação para as análises das tipologias florestais juntas e isoladamente, demonstraram que as estimativas de altura para as árvores de maior porte tendem a apresentar maior precisão, uma vez que o CV diminui na medida que a altura da árvore aumenta.

Como a estimativa da biomassa dependem das medidas ou estimativas acuradas de altura, é essencial que se tenha cuidado na medição da altura, pois levados em consideração os erros derivados à inclinação e obstáculos na medição da distância entre o medidor e a árvores, dificuldade de enxergar parte superior da copa da árvore podem resultar em subestimações ou superestimação da altura, pode-se, conseqüentemente, superestimar ou subestimar a biomassa da florestal (Hunter et al., 2013; Takoudjou et al., 2017).

4.3. *Influência da altura estimada na biomassa*

O modelo hipsométrico local nas estimativas de biomassa, com valores de CVs mais baixo, apresentou-se mais eficiente que o modelo pantropical para as duas florestas juntas e isoladamente.

Coefficientes de variação são muito utilizados para analisar a variabilidade dos dados. Um percentual acima de 30% demonstra a existência de heterogeneidade entre os dados e uma maior incerteza de estimativa de biomassa. No entanto, esse valor é justificável quando o bias e o RES for baixo, já que a interação dessas variáveis com o CV refletem na eficiência do modelo, pois como o modelo é aplicado à muitas árvores dentro de um sítio, os erros aleatórios tendem a se anular (Chave et al., 2014).

Embora as alturas estimadas inferidas pelo modelo hipsométrico pantropical melhor representam as estimativas de altura para uma escala regional ou global (Chave et al., 2014), este modelo hipsométrico nas estimativa de biomassa para uma escala regional, no caso abrangendo as duas florestas juntas (terra firme e várzea), superestimou as árvores com diâmetros grandes e subestimou os indivíduos de menores diâmetros (Figura 7c). Isso é refletido na semelhança entre os resultados obtidos pelo modelo alométrico com altura estimada pantropical e os dados estimados pelo modelo alométrico sem presença de altura.

A estimativa de biomassa com o modelo hipsométrico local, teve maior eficiência, onde corroborou com valores mais aproximados da biomassa estimada com altura de campo. Essa diferença entre os modelos hipsométricos correlaciona-se com os padrões hipsométricos que se diferem entre si para distintos tipos florestais, bem como podem diferir dentro de uma mesma tipologia florestal em diferentes sítios, e até mesmo dentro de um sítio, devido a grande heterogeneidade ambiental e estrutural (Batista et al. 2014).

Em uma escala local, onde analisou-se as florestas especificamente, os modelos hipsométricos locais retangular-hipérbula e weibull se destacaram, apresentando uma melhor estimativa de biomassa nas classes de diâmetros dessas tipologias florestais (Figura 7a e b).

Como existem fortes evidencias da influencia da altura e do diâmetro na biomassa florestal, a relação altura-diâmetro deve-se ser levada em consideração quando se estimar biomassa (Chave et al., 2014; Colgan et al., 2013). A utilização de modelos de estimativa de biomassa por meio de equações alométricas que combinem diâmetro e altura são mais indicados, devido equações que utilizam apenas o diâmetro como variável explicativa resultar

em valores diferentes da realidade, superestimando ou subestimando a biomassa Chave et al. (2005).

A biomassa da floresta amazônica não se encontra devidamente correlacionada com o tipo de vegetação, o que a faz ser extremamente variável (Saatchi et al., 2007). Com isso, as biomassas totais encontradas, utilizando-se das alturas medidas em campo, para as florestas de terra-firme ($478.36 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), várzea ($380.67 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e ambas juntas ($486.69 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), são semelhantes ao inferido por Hunter et al. (2013) com modelo alométrico de biomassa pantropical ($>300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em florestas tropicais úmidas da Amazônia brasileira, por Feldpaush et al. (2012) que encontrou biomassa $>300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ no Escudo das Guianas, por Mazzei et al. (2010) onde obteve $409.8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 17 parcelas localizadas no leste do Estado do Pará, e dentro do intervalo relatado por Saatchi et al. (2007) que afirma que na bacia Amazônica e no Escudo das Guianas a biomassa chega a ser superior à $300 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Nosso estudo revelou que uma pequena proporção de AGB (5%) esta alocada em árvores de $\text{DAP} < 10 \text{ cm}$, semelhante ao inferido por Stas et al (2017), onde uma pequena parte de biomassa é representada pelas árvores menores. E corrobora com o afirmado por Chave et al (2014, 2008), onde árvores com menos diâmetros representam um pequena fração da biomassa e varia de 2 a 4% em no estoque de carbono em florestas tropicais maduras, podendo ficar até 10% em determinadas florestas desequilibradas.

A maior proporção de biomassa, em escala regional e local, está alocada em árvores de tamanhos medianos, o que fica próximo ao encontrado por Hunter et al. (2013) e Feldpaush et al. (2012), onde obtiveram a maioria de suas biomassas alocadas em árvores de tamanho médio.

A inclusão da altura não causou diferença significativa entre as análises de biomassa, mesmo que seja uma variável no qual reduz a incerteza na estimativa de biomassa (Nam et al., 2016; Stas et al., 2017). No entanto, além do valor estimado de biomassa, sua diferença nas respectivas classes de diâmetros, corrobora com a distribuição de biomassa dentro da zona de ocorrência do escudo das guianas (Feldpausch et al., 2012; Saatchi et al., 2011, 2007).

As classes de diâmetros maiores que 90 cm para a várzea estuarina e para ambas florestas juntas, possui biomassa superestimada pelos modelos hipsométricos e pelo modelo sem a presença de altura. Na área de terra-firme o resultado já é diferente, a presença de ambos modelos hipsométricos subestima a biomassa dessas árvores. Isso dá-se, devido modelos de altura produzirem erros que influenciam nos valores de biomassa, podendo ser reduzido nas estimativas de biomassa das classes com pequenos diâmetros, mas não muito nas classes de diâmetro maior (Feldpausch et al., 2011).

Scaranello et al. (2012) afirmam que árvores com DAP > 30 cm ao nível do mar possuem estatura mais baixas do que árvores em altitudes mais elevadas. Esse fato pode refletir na subestimação de biomassa que os modelos alométricos inferem em grandes árvores que em certos lugares possuem baixa estatura, mas copas grandes (Goodman et al., 2014).

Analisando a incerteza na estimativa de biomassa à nível de parcela, Chave et al. (2014) encontrou variação de 5-10% de biomassa estimada para parcelas de 1ha e Hunter et al. (2013) obteve uma variação menor (4.5%) para o mesmo tamanho de parcela, avaliando os modelos locais e pantropicais de Feldpausch et al. (2012). Neste estudo, ambos os modelos hipsométricos foram bem representativos, já que as incertezas não excederam 2% em parcelas de 1ha e 8% para as parcelas de 0.5ha. Como, a incerteza é tipicamente inferior a 10% da média em parcelas de 1ha (Chave et al., 2014), no emprego da alometria altura-diâmetro deve-se utilizar no mínimo 100 indivíduos para a diminuição do potencial de incerteza na biomassa das parcelas de 1ha (Hunter et al., 2013).

Considera-se, então, que os modelos de estimativas alométricas de biomassa e altura devam sempre ser cuidadosamente verificados e propagados até a quantidade de interesse (Chave et al., 2014; Larjavaara and Muller-Landau, 2013), pois quando não levados devidamente em consideração, a inferência pode ser errônea (Takoudjou et al., 2017).

5. Conclusões

Avaliando, o desempenho do modelo hipsométrico local e do pantropical ajustado por Chave et al. (2014), ambos mostraram-se eficientes para estimativa de altura em florestas tropicais amazônicas. No entanto, os melhores modelos hipsométricos, para uma escala local, no caso específico para os tipos de florestas, foram os modelos locais retangular-hiperbula e weibull, que se sobressaíram para as florestas de terra-firme e várzea estuarina, especificamente.

Para uma estimativa de altura em maior escala, no caso regional, o melhor modelo hipsométrico foi o modelo pantropical, já que apresentou aferição mais confiável para as duas florestas juntas. Com diferença entre as classes de diâmetro, biomassa estimada com o modelo hipsométrico pantropical para os dois tipos de florestas, seja em escala local ou regional, subestimou e superestimou as árvores remanescentes. Definimos, então, que o tipo de modelo hipsométrico influencia sim na estimativa de biomassa, inferindo que a utilização desses sejam conforme a abrangência e objetivo do estudo, mesmo que o modelo hipsométrico pantropical seja mais adequado para uma escala regional ou global.

6. Referências

- Ahmed, R., Siqueira, P., Hensley, S., Bergen, K., 2013. Uncertainty of forest biomass estimates in North temperate forests due to allometry: Implications for remote sensing. *Remote Sens.* 5, 3007–3036. <https://doi.org/10.3390/rs5063007>
- Araújo, B.H.P. de, 2015. Modelagem da altura, volume e afilamento do fuste de *Calycophyllum Spruceanum* Benth. empregando regressão e redes neurais artificiais. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA.
- Batista, J.L.F., Do Couto, H.T.Z., Marquesini, M., 2001. Desempenho de modelos de relações hipsométricas: Estudo em três tipos de floresta. *Sci. For. Sci.* 149–163.
- Batista, J.L.F.; Do Couto, H.T.Z.; Filho, D.F.S. 2014. Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas. 1 ed. São Paulo.
- BRASIL, 1974. Folha NA/NB.22 Macapá, geologia, geomorfologia, solos vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed), Ecological Modelling. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.11.004>
- Castaño-Santamaría, J., Crecente-Campo, F., Fernández-Martínez, J.L., Barrio-Anta, M., Obeso, J.R., 2013. Tree height prediction approaches for uneven-aged beech forests in northwestern Spain. *For. Ecol. Manage.* 307, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.014>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Chave, J., Rejou-Mechain, M., Burquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martinez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pelissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.* <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Colgan, M.S.C., Asner, G.P.A., Swemmer, T., 2013. Harvesting tree biomass at the stand level to assess the accuracy of field and airborne biomass estimation in savannas 23, 1170–1184.
- Dantas, A.R., 2015. Dinâmica e distribuição espacial de *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze (Fabaceae) em floresta de várzea do estuário amazônico. Rural Federal University of Pernambuco.
- Dias, A.S., dos Santos, K., dos Santos, F.A.M., Martins, F.R., 2017. How liana loads alter tree allometry in tropical forests. *Plant Ecol.* 218, 119–125. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0671-0>
- Feldpausch, T.R., Banin, L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lewis, S.L., Quesada, C.A., Affum-Baffoe, K., Arets, E.J.M.M., Berry, N.J., Bird, M., Brondizio, E.S., De Camargo, P., Chave, J., Djagbletey, G., Domingues, T.F., Drescher, M., Fearnside, P.M., França, M.B., Fyllas, N.M., Lopez-Gonzalez, G., Hladik, A., Higuchi, N., Hunter, M.O., Iida, Y., Salim, K.A., Kassim, A.R., Keller, M., Kemp, J., King, D.A., Lovett, J.C., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., Marshall, A.R., Metcalfe, D.J., Mitchard, E.T.A., Moran, E.F., Nelson, B.W., Nilus, R.,

- Nogueira, E.M., Palace, M., Patiño, S., Peh, K.S.H., Raventos, M.T., Reitsma, J.M., Saiz, G., Schrodt, F., Sonké, B., Taedoumg, H.E., Tan, S., White, L., Wöll, H., Lloyd, J., 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences* 8, 1081–1106. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1081-2011>
- Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Lewis, S.L., Brienens, R.J.W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., Alexiades, M., Almeida, S., Amaral, I., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo Murakami, A., Arets, E.J.M., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Baker, T.R., Bánki, O.S., Berry, N.J., Cardozo, N., Chave, J., Comiskey, J.A., Alvarez, E., De Oliveira, A., Di Fiore, A., Djagbletey, G., Domingues, T.F., Erwin, T.L., Fearnside, P.M., França, M.B., Freitas, M.A., Higuchi, N., Honorio C., E., Iida, Y., Jiménez, E., Kassim, A.R., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lovett, J.C., Malhi, Y., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., Marshall, A.R., Mendoza, C., Metcalfe, D.J., Mitchard, E.T.A., Neill, D.A., Nelson, B.W., Nilus, R., Nogueira, E.M., Parada, A., S.-H. Peh, K., Pena Cruz, A., Peñuela, M.C., Pitman, N.C.A., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Reitsma, J.M., Rudas, A., Saiz, G., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Sonké, B., Stropp, J., Taedoumg, H.E., Tan, S., Ter Steege, H., Terborgh, J., Torello-Raventos, M., Van Der Heijden, G.M.F., Vásquez, R., Vilanova, E., Vos, V.A., White, L., Willcock, S., Woell, H., Phillips, O.L., 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9, 3381–3403. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3381-2012>
- Goodman, R.C., Phillips, O.L., Baker, T.R., 2014. The importance of crown dimensions to improve tropical tree biomass estimates. *Ecol. Appl.* 680–698.
- Hess, A.F., Braz, E.M., Thaines, F., Mattos, P.P., 2014. Adjustment of the hypsometric relationship for species of Amazon Forest. *Ambiência* 10, 21–29. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2014.01.02>
- Hunter, M.O., Keller, M., Victoria, D., Morton, D.C., 2013. Tree height and tropical forest biomass estimation. *Biogeosciences* 8385–8399. <https://doi.org/10.5194/bg-10-8385-2013>
- ICMBio, I.C.M. da C. da B.-, 2014. Plano de Manejo Floresta Nacional do Amapá Estado do Amapá.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. 2018. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>> Acesso em: 20 de janeiro de 2018.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2004. MAPA DE BIOMAS DO BRASIL E MAPA DE VEGETAÇÃO DO BRASIL., 1st ed.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012. Manual técnico da vegetação brasileira, 2nd ed. Rio de Janeiro. <https://doi.org/ISSN 0101-4234>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Leite, H.G., Andrade, V.C.L. de, 2003. Importância das variáveis altura dominante e altura total em equações hipsométricas e volumétricas. *Rev. Árvore* 27, 301–310.
- Machado, S. do A., Nascimento, R.G.M., Augustynczyk, A.L.D., Silva, L.C.R. da, Pereira, E.M., Téo, S.J., 2008. Comportamento da relação hipsométrica de *Araucaria angustifolia* no capão da Engenharia Florestal da UFPR. *Pesqui. Florest. Bras.* 1, 5–16.
- Magnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F.R.C., Castilho, C.V. de, Kinupp, V.F., 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotrop.* 5, 21–26. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300002>

- Magnusson, W., Braga-Neto, R., Pezzini, F., Baccaro, F., Bergallo, H., Penha, J., Rodrigues, D., Verdade, L.M., Lima, A., Albernaz, A.L., Hero, J.-M., Lawson, B., Castilho, C., Drucker, D., Franklin, E., Mendonça, F., Costa, F., Galdino, G., Castley, G., Zuanon, J., Vale, J. do Santos, J.L.C. dos, Luizão, R., Cintra, R., Barbosa, R.I., Koblitz, A.L.R. V., Cunha, C.N. da, Pontes, A.R.M., 2013. Biodiversidade e Monitoramento Ambiental Integrated Biodiversity and Integrated Environmental Monitoring. Santo André, SP.
- Mazzei, L., Sist, P., Ruschel, A., Putz, F.E., Marco, P., Pena, W., Ferreira, J.E.R., 2010. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 259, 367–373. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.031>
- Nam, V.T., Van Kuijk, M., Anten, N.P.R., 2016. Allometric equations for aboveground and belowground biomass estimations in an evergreen forest in Vietnam. *PLoS One* 11, 6–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156827>
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *For. Ecol. Manage.* 256, 1853–1867. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.022>
- Oliveira, G.M.V., de Mello, J.M., Altoé, T.F., Scalon, J.D., Scolforo, J.R.S., Pires, J.V., 2015. Equações hipsométricas para *Eucalyptus* spp. Não manejado em idade avançada com técnicas de inclusão de covariantes. *Cerne* 21, 483–492. <https://doi.org/10.1590/01047760201521031740>
- Oliveira, L.L., Cunha, A.C., Jesus, E.S., Barreto, N.J.C., 2010. Tempo, Clima e Recursos Hídricos no Estado do Amapá.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team (2017). nlme:Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.
- Peng, C., Zhang, L., Shongoming, H., Zhou, X., Parton, J., Wodds, M., 2001. Developing Ecoregion-Based Height-Diameter Models for Jack Pine and Black Spruce in Ontario. *For. Res. Rep.* 1, 18.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel, and A., 2011. Benchmark for success map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Int. Water Power Dam Constr.* 65, 30–32. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Saatchi, S.S., Houghton, R.A., Alvalá, R., C.D.S., Soares, J.V., Yu, Y., 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Glob. Chang. Biol.* 13, 816–837. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x>
- Scaranello, M.A. da S., Alves, L.F., Vieira, S.A., Camargo, P.B. de, Joly, C.A., Martinelli, L.A., 2012. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. *Sci. Agric.* 69, 26–37. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162012000100005>
- Sharma, R.P., Breidenbach, J., 2015. Modeling height-diameter relationships for Norway spruce, Scots pine, and downy birch using Norwegian national forest inventory data. *Forest Sci. Technol.* 11, 44–53. <https://doi.org/10.1080/21580103.2014.957354>
- Siliprandi, N.C., Nogueira, E.M., Toledo, J.J., Fearnside, P.M., Nascimento, H.E.M., 2016. Inter-site variation in allometry and wood density of *Goupia glabra* Aubl. in Amazonia 76, 1–9. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.22514>

- Silva, G.F. da, Xavier, A.C., Rodrigues, F.L., Peternelli, L.A., 2007. Análise da influência de diferentes tamanhos e composições de amostras no ajuste de uma relação hipsométrica para *Eucalyptus grandis*. *Rev. Árvore* 31, 685–694. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000400013>
- Silveira, F. G. 2010. Classificação multivariada de modelos de crescimento para grupos genéticos de ovinos de corte. Universidade Federal de Viçosa.
- Soares, C.P.B., Martins, F.B., Leite Junior, H.U., Silva, G.F. da, Figueiredo, L.T.M. de, 2011. Equações hipsométricas, volumétricas e de taper para onze espécies nativas. *Rev. Árvore* 35, 1039–1053. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000600010>
- Souza, A.S. de;, Santos, J.X. dos;, Souza, D.V., 2017. MODELAGEM DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA PARA UM POVOAMENTO HÍBRIDO DE EUCALIPTO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA. *BIOFIX Sci. J.* 2, 44–53.
- Stas, S.M., Rutishauser, E., Chave, J., Anten, N.P.R., Laumonier, Y., 2017. Estimating the aboveground biomass in an old secondary forest on limestone in the Moluccas, Indonesia: Comparing locally developed versus existing allometric models. *For. Ecol. Manage.* 389, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.010>
- Takoudjou, S.M., Ploton, P., Sonké, B., Hackenberg, J., Griffon, S., Coligny, F. de, Kamdem, N.G., Libalah, M., Mofack, G.I., Mogueédec, G. Le, Péliissier, R., Barbier, N., 2017. Paper reduction using scs-slm technique in stfbc mimo-ofdm. *Methods Ecol. Evol.* 12, 3218–3221. <https://doi.org/10.1111/ijlh.12426>
- Thomas, S.C., 1996. Asymptotic Height as a Predictor of Growth and Allometric Characteristics in Malaysian Rain Forest Trees. *Am. J. Bot.* 83, 556–566. <https://doi.org/10.2307/2445913>
- Van Breugel, M., Ransijn, J., Craven, D., Bongers, F., Hall, J.S., 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *For. Ecol. Manage.* 262, 1648–1657. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.018>
- Zanne, AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DA, Ilic J, Jansen S, Lewis SL, Miller RB, Swenson NG, Wiemann MC, Chave J., 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ideia deste trabalho de dissertação é compreender o quão proveitoso pode ser a utilização de modelos hipsométricos nas florestas do Estado do Amapá, sabendo-se que o Estado ainda possui demasiadas áreas de difícil acesso, conhecer qual modelo hipsométrico é mais eficiente para estimativas de altura para o tipo de floresta em escala local e uma escala regional é importante, dado que no Amapá ainda é difícil elencar informações de áreas florestais das áreas distantes e muitas instituições de pesquisa ainda possuem dificuldades de se obter equipamentos mais avançados.

Com isso, dentre os modelos não-lineares mais utilizados para estimativa de altura na Amazônia, o modelo retangular-hipérbula e weibull foram os que melhor se ajustaram para as florestas de terra-firme, várzea estuarina e para as duas florestas juntas, uma vez que se apresentaram com características mais parcimoniosas.

O modelo hipsométrico local foi o modelo mais eficiente na estimativa de altura em escala local, ou seja, para um tipo de sítio, especificamente para as florestas de terra-firme e várzea. Analisando-se em escala regional, compreendendo os dois tipos de florestas juntas, o modelo pantropical se destacou.

Utilizando-se de medidas não destrutivas, ou seja, de método indireto para quantificação de biomassa, encontrou-se valores de biomassa acima do solo compatíveis com o encontrado do na bacia Amazônica e Escudo das Guianas. Mostrando que a presença da altura de forma acurada melhora independente do modelo melhora nas estimativas de biomassa

No entanto, a equiparação dos valores de biomassa encontrados com altura estimada pantropical e biomassa estimada com modelo sem altura pode estar correlacionados com o tamanho e número de amostras utilizadas nas estimativas, uma vez que para a eficiência de modelos alométricos, quanto mais informações e dados se obtiver, melhor eles se apresentarão.

APÊNDICES

Tabela 1 do Apêndice– Estatística das variáveis dendrométricas mensuradas e estimadas para as florestas de (a) de terra-firme, (b) várzea estuarina e (c) ambas as florestas juntas. DAP é o diâmetro a altura do peito, H é a altura total mensurada, H¹ é a altura estimada pelo modelo pantropical de Chave et al. (2014) e H² é a altura estimada pelos modelos locais de (a) retangular-hipérbula e (b e c) weibull.

Parâmetros	N	DAP (cm)	H (m)	H ¹ estimada (m)	H ² estimada (m)
a) Terra-firme forest	1156				
Minimum		0,90	1,20	2,22	2,09
Maximum		109,10	51,90	40,20	42,05
1° Quartile		3,40	5,80	5,79	6,24
3° Quartile		26,20	25,13	20,03	26,03
Median		12,90	17,40	13,48	17,24
Mean		17,90	17,33	13,98	17,33
Standard deviation		17,40	11,33	8,36	10,61
Standard error		0,51	0,33	0,25	0,31
b) Floodplain forest	808				
Minimum		0,64	2,30	1,69	2,41
Maximum		139,45	38,80	44,60	32,96
1° Quartile		8,75	10,40	10,64	10,98
3° Quartile		29,28	21,00	21,17	19,74
Median		15,55	14,60	14,94	14,74
Mean		22,30	15,79	16,70	15,83
Standard deviation		18,61	6,99	7,23	5,59
Standard error		0,65	0,25	0,25	0,20
c) Both forests	1964				
Minimum		0,64	1,20	1,69	2,38
Maximum		139,50	51,90	44,60	42,47
1° Quartile		6,80	8,70	9,10	10,55
3° Quartile		27,40	22,91	20,52	22,73
Median		13,80	16,00	13,99	15,86
Mean		19,71	16,70	15,10	16,82
Standard deviation		18,03	9,81	8,03	8,30
Standard error		0,41	0,22	0,18	0,19

Tabela 2 do Apêndice – Estatística descritiva das biomassas estimadas em Mg para as (a) duas florestas juntas, especificamente para a (b) floresta de terra-firme e (c) várzea estuarina. N é o número de indivíduos em cada área, AGB¹ é biomassa estimada com altura mensurada em campo, AGB² é a biomassa aferida com altura estimada pelos modelos locais de (a e c) weibull e (b) retangular-hipérbula, AGB³ é a biomassa estimada com altura determinada pelo modelo pantropical de Chave et al (2014) e AGB⁴ é a biomassa calculada sem a presença de altura.

Parâmetros	N	AGB ¹ (Mg)	AGB ² (Mg)	AGB ³ (Mg)	AGB ⁴ (Mg)
a) Terra-firme forest	812				
Minimum		0.0045	0.0055	0.0047	0.0047
Maximum		19.4700	20.9000	19.8500	19.8200
1° Quartile		0.0960	0.0925	0.0728	0.0723
3° Quartile		1.1300	1.1890	0.9291	0.9212
Median		0.2686	0.2620	0.2022	0.2005
Mean		1.0610	1.0600	0.8810	0.8755
Standard deviation		1.9757	1.9329	1.7138	1.7069
Standard error		0.0693	0.0678	0.0601	0.0599
b) Floodplain forest	804				
Minimum		0.0036	0.0081	0.0076	0.0076
Maximum		15.4900	16.2400	20.9500	20.9400
1° Quartile		0.0332	0.0367	0.0356	0.0354
3° Quartile		0.6116	0.6554	0.6995	0.6937
Median		0.1482	0.1473	0.1499	0.1487
Mean		0.7693	0.7778	0.8982	0.8932
Standard deviation		1.6758	1.6946	2.0847	2.0782
Standard error		0.0591	0.0598	0.0735	0.0733
c) Both forests	1616				
Minimum		0.0036	0.0055	0.0047	0.0047
Maximum		19.4700	20.6200	20.9500	20.9400
1° Quartile		0.0656	0.0653	0.0572	0.0569
3° Quartile		0.8818	0.9016	0.8210	0.8140
Median		0.2035	0.1995	0.1770	0.1755
Mean		0.9160	0.9442	0.8896	0.8843
Standard deviation		1.8379	1.9478	1.9068	1.9001
Standard error		0.0457	0.0485	0.0474	0.0473

Tabela 3 do Apêndice – Estimativa da biomassa acima do solo (Mg.ha⁻¹) baseada nas alturas estimadas pelo modelo local de (a) retangular-hiperbulas¹ e (b e c) Weibull¹, nas alturas ajustadas pelo modelo pantropical de Chave et al (2014)², nas altura mensuradas em campo e biomassa sem inclusão de altura (excluindo-a da fórmula, conforme Chave et. al (2014)).

Classes de DAP (cm)	N	Biomassa - Mg.ha ⁻¹			
		Sem altura	Altura de campo	Altura estimada por modelo local ¹	Altura estimada por modelo pantropical ²
a) Floresta de terra firme					
5-10	65	20.48	24.13	24.89	20.57

10-20	370	32.25	43.09	41.70	32.51
20-30	2	48.79	60.60	63.54	49.21
30-40	137	49.89	62.88	63.65	50.30
40-50	114	40.09	48.28	49.85	40.39
50-60	50	50.86	63.87	61.40	51.19
60-70	39	48.72	59.83	56.99	48.98
70-80	19	36.49	40.47	41.53	36.65
80-90	10	21.70	25.25	24.11	21.78
90-100	5	17.81	16.06	19.08	17.85
100-110	1	33.49	33.91	35.20	33.53
110-120	0	0.00	0.00	0.00	0.00
120-130	0	0.00	0.00	0.00	0.00
>130	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Total (mean±sd)	812	400.57 (28.61 ± 18.97)	478.36 (34.17 ± 23.86)	481.96 (34.43 ± 23.65)	402.96 (28.78 ± 19.10)

b) Floresta de várzea estuarina

5-10	241	2.86	2.88	3.00	2.88
10-20	234	14.41	14.92	14.33	14.52
20-30	132	29.92	28.42	28.56	30.19
30-40	78	41.22	37.83	38.03	41.56
40-50	49	49.74	47.37	44.63	50.11
50-60	21	34.91	28.13	30.53	35.13
60-70	24	62.97	55.70	53.90	63.32
70-80	11	39.33	31.58	32.83	39.50
80-90	9	59.85	50.52	49.11	60.07
90-100	2	21.09	14.75	16.85	21.14
100-110	0	0.00	0.00	0.00	0.00
110-120	2	81.39	56.58	62.97	81.43
120-130	0	0.00	0.00	0.00	0.00
>130	1	31.66	11.98	23.53	31.61
Total Geral	804	469.35 (33.53 ± 24.70)	380.67 (27.19 ± 20.32)	398.26 (28.45 ± 20.13)	471.46 (33.68 ± 24.78)

c) Ambas as florestas juntas

5-10	306	12.65	14.69	14.62	12.71
10-20	604	24.32	30.57	27.66	24.52
20-30	269	40.40	46.30	45.21	40.76
30-40	192	46.03	51.75	50.73	46.41
40-50	99	44.38	47.88	48.22	44.71
50-60	60	43.77	47.99	46.82	44.05
60-70	43	55.85	57.77	58.89	56.15
70-80	21	37.91	36.02	39.35	38.08
80-90	14	38.05	36.08	39.01	38.19
90-100	3	20.00	15.19	20.11	20.04
100-110	2	33.49	33.91	33.20	33.53
110-120	2	81.39	56.58	80.00	81.43
120-130	0	0.00	0.00	0.00	0.00

>130	1	31.66	11.98	30.13	31.61
Total Geral	1616	509.90 (36.42 ± 19.55)	486.69 (34.76 ± 18.21)	533.94 (38.14 ± 19.81)	512.19 (36.59 ± 19.61)

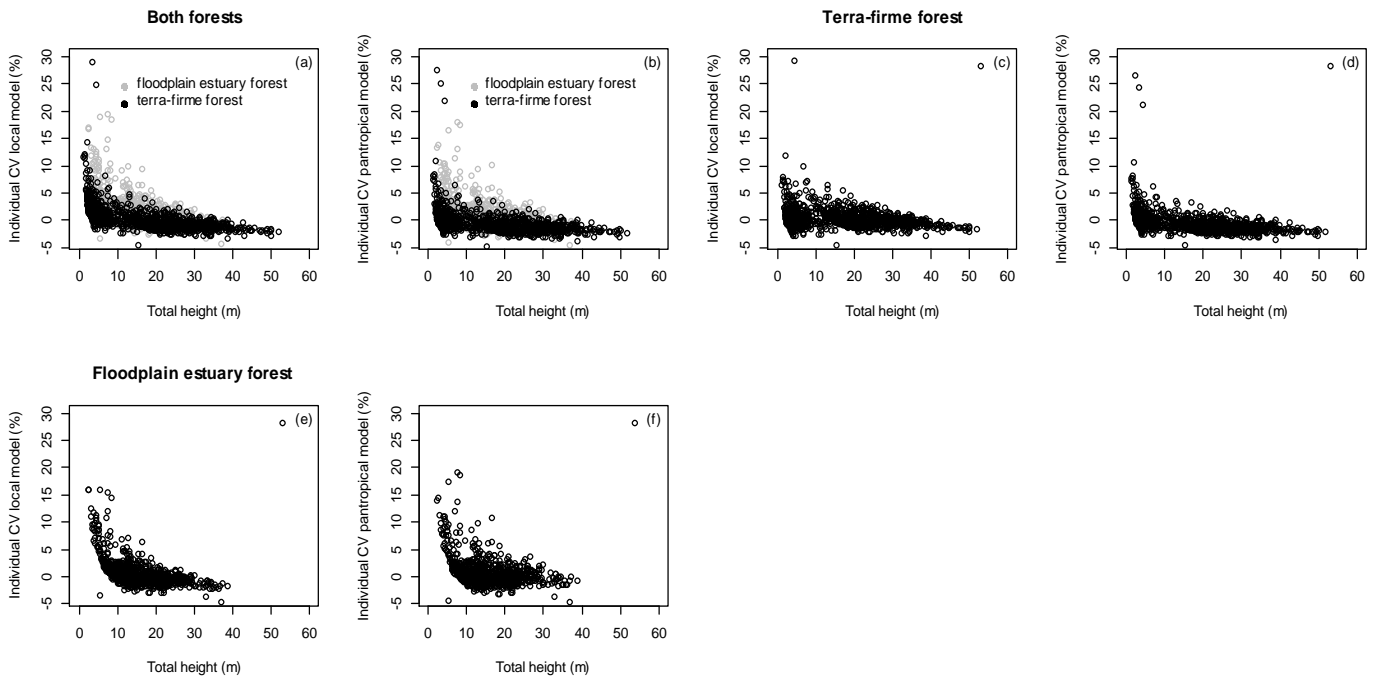


Figura 1 do Apêndice – Relação do CV (%) do melhor modelo hipsométrico local e do modelo pantropical de Chave et al (2014) com altura total das árvores mensuradas. A correlação entre as duas variáveis foram calculadas em três condições: para ambas as florestas juntas (a) e (b), e especificamente para a floresta de terra-firme (c) e (d), e várzea estuarina (e) e (f). Pontos em cinza e preto (a e b) são dos CVs das florestas de várzea e terra-firme, respectivamente. Coeficiente de variação individual de cada árvore para modelo local (a) weibull, (c) retangular-hiperbula, (e) weibull e (b, d e f) pantropical de Chave et al (2014).

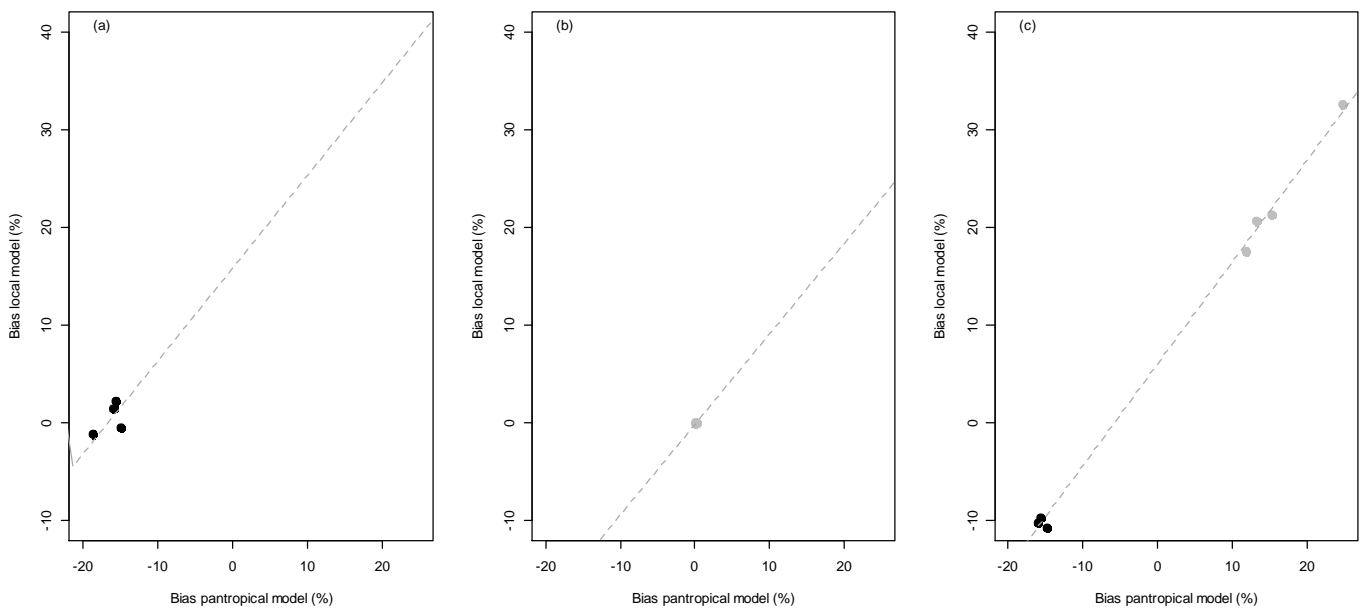


Figura 2 do Apêndice – Comparação de desempenho dos modelos entre o modelo alométrico local e o modelo alométrico pantropical na floresta de (a) terra-firme, (b) várzea do estuário amazônico e (c) ambas as florestas juntas. Bias de cada parcela para ambos os tipos de modelos alométricos. A cor dos pontos no painel são referentes aos coeficientes de variação individual médio das parcelas dos três tipos de análises, em cinza são as parcelas da área da várzea e em preto são as parcelas da área de floresta de terra-firme

Tree height-diameter allometry in northeastern forests of Amazonia and implications for biomass estimates

Artigo submetido ao periódico “Forest Ecology and Management”



Successfully received: submission Tree height-diameter allometry in northeastern forests of Amazonia and implications for biomass estimates for Forest Ecology and Management

1 mensagem

Forest Ecology and Management <Evisesupport@elsevier.com>
Responder para: foreco@elsevier.com
Para: aldine.luiza@gmail.com

qua, 7 de mar de 2018 às 15:51

This message was sent automatically. Please do not reply.

Ref: FORECO_2018_369

Title: Tree height-diameter allometry in northeastern forests of Amazonia and implications for biomass estimates
Journal: Forest Ecology and Management

Dear Miss. Baia,

Thank you for submitting your manuscript for consideration for publication in Forest Ecology and Management. Your submission was received in good order.

To track the status of your manuscript, please log into EVISE® at: http://www.evise.com/evise/faces/pages/navigation/NavController.jspx?JRNL_ACR=FORECO and locate your submission under the header 'My Submissions with Journal' on your 'My Author Tasks' view.

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Forest Ecology and Management

Have questions or need assistance?

For further assistance, please visit our [Customer Support](#) site. Here you can search for solutions on a range of topics, find answers to frequently asked questions, and learn more about EVISE® via interactive tutorials. You can also talk 24/5 to our customer support team by phone and 24/7 by live chat and email.

Copyright © 2018 Elsevier B.V. | [Privacy Policy](#)

Elsevier B.V., Radarweg 29, 1043 NX Amsterdam, The Netherlands, Reg. No. 33156677.

Tree height-diameter allometry in northeastern forests of Amazonia and implications for biomass estimates

Aldine Luiza Pereira Baia^{a*}, Marcelino Carneiro Guedes^b, Renato Richard Hilário^c, José Julio de Toledo^c

^a Federal University of Amapá (UNIFAP), Post-graduate Program in Tropical Biodiversity (PPGBIO), Rodovia Juscelino Kubitschek, Km 02, Jardim Marco Zero, 68903-419, Macapá, Amapá, Brazil

^b EMBRAPA Amapá, Rodovia Juscelino Kubitschek, Km 5, no. 2600, Bairro Universidade, 68903-419, Macapá, Amapá, Brazil

^c Federal University of Amapá, Department of Environment and Development (DMAD), Rodovia Juscelino Kubitschek, Km 02, Jardim Marco Zero, 68903-419, Macapá, Amapá, Brazil

* Corresponding author.

E-mail addresses: aldine.luiza@gmail.com (A.L. P. Baia).

ABSTRACT

Tree height-diameter allometry varies among forest types and uncertainties in height estimates may be propagated to above ground biomass in tropical forests. Therefore, we measured diameter and height of 1964 trees in two representative forest types (terra firme and white-water floodplain forest) of northeastern Amazonia in order to establish local allometric models and compare their performances with a pantropical height model. We also determined which estimates of height (or the absence of height) provided the best estimates of biomass at different scales (within and between forest types). Asymptotic height-diameter models (rectangular-hyperbola and Weibull) showed the best fit for data of terra firme and white-water floodplain forest at local and regional scales. Local models performed better than the pantropical for each forest separately, but for pooled data of the two forests, the pantropical model generated most precise height estimates. The height estimated with asymptotic local models increased consistently the precision of biomass estimates for terra firme (< 1% of difference from biomass estimates with field height) and white-water forests (4.6%). However, height from the pantropical, or the absence of height, underestimated the biomass for terra firme (16%) and overestimated for white-water forest (23%). Using pooled data of both forests the height from the pantropical model provided better biomass estimates (only 5% of difference) than local models. Uncertainties in biomass were mainly due to error in height of large trees (> 90 cm of diameter) which vary widely in height. Therefore, modeling

of tree height is necessary for distinct forest types and more effort for sample large trees must be done in order to improve biomass estimates in northeastern Amazonia.

Keywords: Height models; Biomass uncertainties; terra firme; white-water forests; Large trees; Guiana Shield

1. Introduction

Tropical forests contribute to mitigation global warming by absorbing carbon from the atmosphere and converting into biomass (Hunter et al., 2013). Uncertainties on biomass estimates are mainly associated to allometric models applied to estimate biomass based on tree attributes (Nam et al., 2016). Models use mainly measures of tree diameter to estimate biomass, but the insertion of traits such as height and wood specific gravity may increase the precision of predictions (Chave et al., 2014, 2005; Nogueira et al., 2008). Tree size (diameter and height) and wood specific gravity are known to vary due to changes in species composition and intra-specific plasticity among forest types. Also, these traits are influenced by environmental factors such as climate, soil, water table depth and flooding (Silva et al., 2010; Toledo et al., 2011). Thus, understand how trait variation among forests affect the predictability of models may contribute to reduce the uncertainties on biomass estimates.

Tree height may improve the biomass estimates because inter- and intra-specific variation in this trait is associated to site characteristics (Nogueira et al., 2008; Schiatti et al., 2016; Siliprandi et al., 2016), resulting in trees of different stature than expected from a given diameter. In the South of Amazonia, trees are shorter probably because of differences in composition but also due to climatic constraints. However, at local scale, due to soil textural and nutritional limitations, white-sand forests host large trees with shorter height than expected (Demarchi et al., 2018; Fine et al., 2010; Mora, 2014). The insertion of tree height in biomass models have reduced the error in relation to the values obtained from destructive sampling (Chave et al., 2014; Feldpausch et al., 2012; Scaranello et al., 2012). Therefore, tree height may contribute to improve substantially the estimates of biomass at local and regional scales for most Amazonian forests for which allometric equations are not available.

Height measurement is subject to several errors associated to the method, vegetation density, tree height, position, crown architecture and luminosity (Hunter et al., 2013; Larjavaara and Muller-Landau, 2013; Silva et al., 2007). The highest height variability occurs for trees with height above average, generating errors of 16% in biomass at the individual

level which causes errors of 6% at plot-level (Hunter et al., 2013). Large trees (> 80 cm of diameter) can vary widely in height [32 m to 71 m in the database examined by Feldpausch et al. (2012)] increasing the uncertainties about height-diameter allometry. However, smaller trees can represent most of biomass in representative forests such as those on the Guiana Shield (Feldpausch et al., 2012). Thus, model choice for height-diameter allometry may take into account the predictability on particular tree sizes which contribute to most portion of the biomass.

Tree height is often non-linearly related to diameter and may be estimated by allometry when direct measurements of height are not available. Although there is a wide variety of models and methods for estimating tree height (Castaño-Santamaría et al., 2013; Feldpausch et al., 2011), non-linear models may represent better the biological limitations of trees regarding height –diameter relationships (Batista et al., 2001; Hess et al., 2014; Souza et al., 2017). The relationship between height and diameter may change among forest types mainly due to differences in species composition, density of trees, spatial arrangement, crown size, age, management, presence of lianas and topography (Dias et al., 2017; Machado et al., 2008; Scaranello et al., 2012; Siliprandi et al., 2016). Therefore, a systematic sample of tree height and diameter must be conducted in order to provide enough data for selection of best-fitting models. Researchers and foresters are including tree height measurements in protocols of forest inventories (see Feldpausch et al., 2011), providing opportunity to improve the modeling of height –diameter relationship for different forest types. Chave et al. (2014) provided a pantropical equation to estimate height using diameter and also including an index of environmental stress (using variables from the Global Climate Data -World Clim), because height is limited by climatic limitations. Although this equation is an advance to estimate height on forests where inventories are not available, there is no evaluation up to date about the predictability of this model against local models established for different forest types in Amazonia.

Terra firme forests cover most part of the Guiana Shield in northeastern Amazonia and white-water floodplain forests spans hundreds of kilometers along the banks of the Amazon River delta. However, there is no height-diameter equation available for these forests and biomass estimates are scarce and estimates were not calculated using equations with height included. These forests are very different in structure and composition and recent inventories conducted for measurement of diameter and height provide an opportunity for modeling height-diameter relationship and test for the effect of inclusion of height estimated from

different equations (local vs. Chave's pantropical height model) on the estimates of biomass at different scales (within and between forest types).

2. Material and Methods

2.1. Forest sites

The study was conducted in two distinct forests, at an estuarine white-water floodplain forest (varzea forest) located in the left bank of the Amazon River and in a terra firme forest located at the National Forest of Amapá (NFA) in the Guyanan shield. The estuarine varzea forest spans an area of approximately 13,189 km² (00° 06 '54 "S and 51° 17' 20" W) at the municipality of Mazagão, South of Amapá state, Brazil. The climate is Am-type, super-humid equatorial (Brasil -Projeto RadamBrasil, 1974; Kottek et al., 2006), with an annual average temperature of 27.64 °C and annual rainfall of 2,531 mm (INMET, 2017). The rainfall is concentrated between January and June and decreases sharply in the dry season from July to December. Topography is flat with altitude varying from 0 to 100 m.a.s.l. and flooding follows the tidal cycle. The haplic gleysols are the most common in the area (Brasil -Projeto RadamBrasil, 1974; Santos and Tardin, 2003). These soils show high concentration of silt and mostly have high fertility (Araújo, 2015; Brasil -Projeto RadamBrasil, 1974). A dense floodplain forest classified in the Brazilian system as dense alluvial forest (IBGE, 2012) covers most of the area. The canopy varies from 15 m to 25 m with emergent trees reaching 40 m.

The site study in terra firme forest is located in the south part of NFA (0°59' 24"N and 51° 38' 13" W), which is the core of the Amapá state, spanning an area of 4,598,672 km² managed by Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio). The climate at NFA is equatorial hot-humid, Af in Köppen's classification (Kottek et al., 2006). The temperature varies between 22°C and 32 °C, and annual rainfall is around 2,284 mm with a rainy season from December to July and a dry season from August to November, but precipitation often exceeds 60 mm in dry months (ICMBio, 2014). The topography is slightly undulated with altitudes varying between 100 and 200 m and inclination around 7% on slopes. The ultisols are predominant and chemical fertility is low. An old growth terra firme forest classified as dense submontane ombrophylous forest in the Brazilian system (IBGE, 2012) predominates in the area. The canopy is high (25 – 35 m) with frequent emergent trees reaching 50 m.

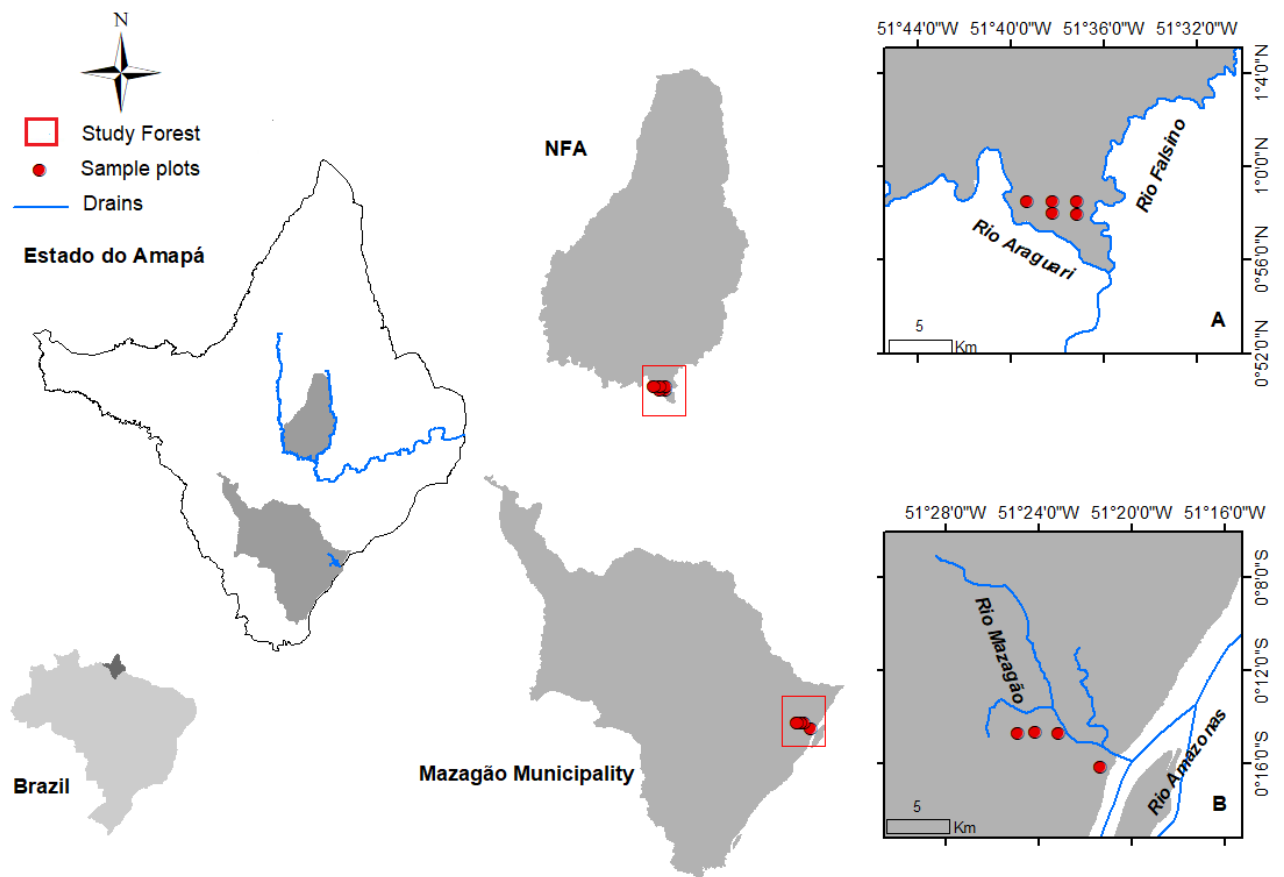


Fig. 1. Location of study forests. The red points are the plots.

2.2. Sampling design and tree measurements

Four permanent plots of 0.5 ha (50 m × 100 m), distant from each other by at least 1 km, were established in the white-water floodplain forest along the Amazon River in 2011 by the FLORESTAM (acronym for “Forest Ecology and Management for Multiple use of Floodplains of the Amazonian Estuary”) project team (Dantas, 2015). All trees with diameter at breast height (dbh) ≥ 5 cm were inventoried in these plots.

Five plots of 0.5 ha (125 × 40 m) in the terra firme forest were used in this study. These plots were previously installed by the Biodiversity Research Program (PPBio) team in 2008 at least 1 km from each other along 2 east-west trails and a complete inventory was carried out from 2015 to 2016 by the team of the Laboratory of Ecology (LabEco) of Federal University of Amapá. Trees with dbh ≥ 1 cm and dbh ≥ 10 cm were inventoried in subplots of 0.0125 ha (1 × 125 m) and 0.25 ha (20 m × 125 m), respectively, while trees with dbh ≥ 30 cm were inventoried 0.5 ha (40 × 125 m).

In both terra firme e floodplain forests, trees were mapped, tagged with aluminum numbered tags. The dbh was measured at 1.3 m above the ground and 0.5 m above irregularities or buttresses using a fabric diameter tape (Forestry Suppliers, model 283D) for trees ≥ 5 cm of dbh and with a digital caliper for smaller trees. Trees were identified by an experienced parataxonomist and botanical vouchers were collected to compare with herbarium material when identification was not possible in the field. Fertile vouchers were deposited in the National Institute for Research in the Amazonia's Herbarium and in the EMBRAPA Eastern Amazonia's Herbarium. From 2525 inventoried trees, 93.72% were identified up to species, 6.04% up to genus and 0.24% were not identified.

The total height of a tree was defined as the distance from the base of the trunk up to the top of the crown (Larjavaara and Muller-Landau, 2013). The measurements were conducted using a laser rangefinder TruPulse® 360 (Laser Technology Inc.). Total height was calculated using the tangent method (see Larjavaara and Muller-Landau, 2013). The angle (α) from the horizontal view (D) to the top of the tree (B) was recorded as well as the distance from the operator (A) to the tree trunk (D) to allow the calculation: $BD = \tan(\alpha) \times AD$, where BD is the distance from the horizontal view up to the top of the tree, and AD is the distance from the operator to the tree trunk. When the terrain was not flat, the vertical distance from the trunk base (C) to the horizontal view (D) was not estimated by the height of the operator, but by the following equation: $CD = \tan(\beta) \times AD$, where β is the angle from the horizontal view to the base of the trunk. Therefore, tree height was calculated as $BC = BD + CD$.

2.3. Model selection for height-diameter allometry

In order to find an allometric model to describe adequately the relationship between height and diameter, we used set of five models recommended by (Feldpausch et al., 2011)(Table 1) and tested their fit to the data of terra firme and white-water floodplain forest separately, and also for both datasets pooled. We tested the fit

Table 1

Allometric models used to describe the relationship between tree height and diameter of trees in terra firme and white-water floodplain forests in northeastern Amazonia. The fitted parameters are: a , b and H_{max} , where the last is the asymptotic tree height (m) estimated by non-linear regression. The dbh is the diameter at breast height (cm) measured at 1.3 m above the ground, H is the tree height (m), \ln is the natural logarithm (base 2.7128), and ε is the error.

Description	Equation
Rectangular-Hyperbola ^a	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b + \varepsilon$
Weibull ^a	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b)) + \varepsilon$
ln-ln ^a	$H = \exp(a + b * \ln(dbh)) + \varepsilon$
ln ^a	$H = a + b * \ln(dbh) + \varepsilon$
Power function ^b	$H = a * dbh^b + \varepsilon$

^aFeldpausch et al. (2011); ^bFeldpausch et al. (2012).

Model parameters were estimated using iterative non-linear regression. The statistics for model selection were calculated as following (Burnham and Anderson, 2002; Chave et al., 2005):

$$AIC = 2K - 2\ln(L)$$

(1)

where AIC is the Akaike Information Criterion, K is the number of parameters estimated in the model, and L is the value of maximum likelihood estimated for the model;

$$\Delta_i = AIC_i - AIC_{min}$$

(2)

where, Δ_i represents the difference between the value of AIC from a model i (AIC_i) and the AIC of the best fitting model (AIC_{min});

$$w_i = \frac{\exp(0.5\Delta_i)}{\sum \exp(0.5\Delta_i)}$$

(3)

where, w_i is the Akaike weight, which is a probability of a given model to be the best model among the set of models i ;

$$R^2_{adj} = R^2 - \left[\frac{K-1}{N-K} \right] \cdot (1 - R^2)$$

(4)

where, R^2 and R^2_{adj} are multiple and adjusted coefficients of determination (respectively), and N is the sample size.

The AIC penalizes the models according to the number of parameters estimated and was employed to rank the models from the best (smallest AIC) to the worst (highest AIC) (Burnham and Anderson, 2002). The Δ_i was also used to classify the models (Burnham and Anderson, 2002) as having substantial support ($\Delta_i \leq 2$), no support ($\Delta_i > 10$), or having marginal support ($2 < \Delta_i \leq 10$). The Akaike weight (w_i) furnished the probability of a model to be the best model among the tested models, and R^2_{adj} provides the quantity of variation explained by a model after a penalization by the number of parameters estimated in the model.

2.4. Height estimation at local and regional scales

We used the best models selected for each forest (terra firme and white-water floodplain) and for both datasets pooled to estimate tree height. Also tree height was estimated by the pantropical model developed by Chave et al. (2014):

$$\ln(H) = 0.893 - E + 0.760 \times \ln(dbh) + 0.0340 \ln(dbh)^2 \quad (5)$$

where H is the total height (m), dbh is the diameter at breast height (cm), and E is an index of environmental stress which incorporates measures of temperature seasonality, climatic water deficit and precipitation seasonality. This index describes variation in climatic constraints of tree growths and is able to improve the adjustment of height-diameter model (Chave et al., 2014).

The performances of allometric models were assessed by the individual coefficient of variation (CV) which measures the deviation of estimated from observed height relative to the mean observed height (adapted from Feldpausch et al. (2011)):

$$CV_{(i,j)} = \frac{\left(\frac{H_{obs(i,j)} - H_{est(i,j)}}{H_{obs(i,j)}} \right)}{\frac{1}{N} \sum_{i=j} H_{obs(i,j)}} \quad (6)$$

where, the $H_{obs(i,j)}$ and $H_{est(i,j)}$ are the values of heights measured at the field and estimated by the models for tree i at site j , respectively.

We calculated the individual CVs for tree heights estimated with models selected in this study and for heights estimated with Chave's pantropical model (Eq. 5). In order to test if the selected models of this study performed better than the pantropical model at local (data of

terra firme and white-water floodplain forests separately) and regional scale (using pooled data of both forests) we applied the Mann-Whitney test, to compare the median CVs between models. Medians were used for comparisons to reduce the influence of uncommon large or small trees.

2.5. Biomass estimation using estimated tree heights

The above-ground biomass (AGB) was estimated using two allometric equations proposed by Chave et al. (2014), first one (Eq. 7) using dbh, the E index of environmental stress and the wood specific gravity, and another equation (Eq. 8) utilizing tree height (H) instead of E :

$$AGB_{est} = \exp(-1,803 - 0,976 \times E + 0,976 \times \ln(\rho_i) + 2,673 \times \ln(dbh_i) - 0,0299 \times (\ln(dbh_i))^2) \quad (7)$$

$$AGB_{est} = 0,0673 \times (\rho_i) \times (dbh_i) \times H_i^{0,976}$$

(8)

where, ρ_i , dbh_i , H_i and E are the wood specific gravity (g.cm^{-3}), diameter at breast height (cm), total tree height (m) and the synthetic index of environmental stress, respectively. Wood specific gravity was extracted from the global database available at <http://datadryad.org/handle/10255/dryad.235> (Zanne et al., 2009) using botanical identifications. Trees identified at genus or family levels received an average value calculated for its corresponding level and the individuals not identified received the average wood specific gravity calculated for the plot. Three types of height were used to estimate biomass, measured in the field, those estimated with the best local model selected in this study and also, values estimated with the model (Eq. 5) proposed by Chave et al. (2014). Biomass was calculated for individuals with $dbh \geq 5$ cm, because the equations were fitted using data with this dbh cut.

At the individual level, we calculated the average of systematic error (BIAS) and the coefficient of variation (CV) to evaluate the performance of hypsometric models as described by Colgan et al (2013) and Chave et al. (2014):

$$Bias_{(j)} = [AGB_{est(j)} - AGB_{obs(j)}] / AGB_{obs(j)}$$

(9)

$$RSE_{(j)} = \sqrt{\frac{\sum_{i=j}^n (AGB_{est(i,j)} - AGB_{obs(i,j)})^2}{n - p}}$$

(10)

$$MAGB_{(j)} = \frac{1}{N_j} \sum_{i=j} AGB_{obs(i,j)}$$

(11)

$$CV_{(j)} = \frac{RSE_{(j)}}{MAGB_{(j)}}$$

(12)

where, $AGB_{obs(i,j)}$ is the biomass of a tree of the location j estimated using height measured in the field, $AGB_{est(i,j)}$ is the biomass estimated using tree height estimated through hypsometric models and p is the number of model parameters.

In order to determine if the different estimates of height [measured in the field, estimated by local equations of this study and by the pantropical model of Chave et al. (2014)] or the absence of height influence the estimates of biomass, we applied an analysis of variance (ANOVA) of repeated measures. A one-way ANOVA was performed to compare the errors obtained from the estimates of biomass using estimates of heights from the local and pantropical hypsometric models. Also, a two-way ANOVA was applied to test if tree size influences the error of biomass estimates. Tukey post hoc test was used to compare the means. All the statistical analyzes were performed in the R software (R Development Core Team, 2017) and the "nlme" package was used to model selection analyses (Pinheiro et al., 2017).

3. Results

In the terra firme forest we sampled 1178 trees distributed into 330 species, 36 genera and 49 botanical families. The most abundant species were *Voucapoua americana* (43 individuals; Fabaceae), *Eschweilera coriacea* (42; Lecythidaceae) and *Lecythis chartacea* (35; Lecythidaceae) and the most important families were Fabaceae (41 species), Sapotaceae (39) and Burseraceae (27). For the white-water floodplain forest we sampled 1347 individuals from 55 species, 15 genera and 30 families. *Mora paraensis* (291 individuals; Fabaceae), *Pentaclethra macroloba* (72; Fabaceae) and *Patinoa paraensis* (39; Malvaceae) were the most

abundant species is Fabaceae (15 species), Arecaceae (6) and Malvaceae (6) were the predominant families. After exclusion of palms, the analyses were performed with 1964 individuals. In terra firme, trees were on average (17.91 ± 17.31 cm; mean \pm standard deviation) smaller in size than in white-water floodplain forest (22.35 ± 18.71 cm), likewise the wood specific gravity with 0.70 ± 0.14 g.cm⁻³ for terra firme and 0.74 ± 0.14 g.cm⁻³ for white-water forest (Table 2). were lower in terra firme than in the lowland (22.35 cm and 0.73 g.cm⁻³), but the height was higher in terra firme (17.33 ± 11.32 m) compared to white-whater forest (15.79 ± 6.99 m) (Table A.1).

3.1. Height-diameter models

The Weibull model showed the best fit with high support ($\Delta_i = 0.0$), high certainty ($w_i = 1$) and a reasonable adjustment ($R^2_{aj} = 0.72$) for the height-diameter relationship of pooled data of terra firme and white-water floodplain forests (Table 2, Fig. 2a). The rectangular-hyperbola also showed an acceptable adjustment ($R^2_{aj} = 0.82$), but provided poor fit without support ($\Delta_i = 21.79$, $w_i = 0.0$). The remaining models (ln-ln, ln and simple power function) received no support ($\Delta_i > 10$, $w_i = 0.0$). The exponential (ln-ln) and the simple power functions have not shown asymptotic curvature and overestimated height of larger trees, while the simple function (ln) underestimated the height of these trees (Fig. 2a).

In the terra-firme forest, the rectangular-hyperbola model presented the best fit, receiving high ($\Delta_i = 0.0$, $w_i = 1$ and $R^2_{aj} = 0.88$) (Table 2, Fig. 2b) and the Weibull adjusted reasonably to the data ($R^2_{aj} = 0.88$) but was unsupported ($\Delta_i = 23.76$, $w_i = 0.0$). The other three models were unsupported ($\Delta_i > 10$, $w_i = 0.0$). The exponential model (ln-ln) and the power function overestimated the height of large trees ($\text{dbh} \geq 60$ cm) and the simple model (ln) overestimated the height of smaller trees (1 - 20 cm dbh) and underestimated the height of the larger trees (Fig. 2b). For data of the white-water floodplain forest the Weibull model received high support ($\Delta_i = 0.0$, $w_i = 0.84$) and was followed by the simple function (ln) which received marginal support ($\Delta_i = 3.25$, $w_i = 0.16$), but both models showed low precision ($R^2_{aj} = 0.64$) (Table 2, Fig. 2c). The exponential function (ln-ln), the power function and the rectangular-hyperbola were not supported and overestimated the height of the trees with diameters of 0.5 - 10 cm and ≥ 20 cm (Fig. 2c).

Table 2

Estimates of model parameters and model selection statistics to height-diameter relationship for two forest types in northeastern Amazonia. Models are ranked from the best to the worst according to akaike information criterion (AIC). Δ_i represents the difference in AIC between each candidate model and the best-fitting model, and w_i is the Akaike weight, which gives a probability that a given model shows the best fit.

Forest type	Modelo	df	$a \pm 1$ SE	$b \pm 1$ SE	R^2_{aj}	AIC	Δ_i	w_i
Both forests	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b))$	1	0.063 ± 0.0023	0.667 ± 0.0112	0.72	11971.89	0.00	1.00
	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b$	1	3.925 ± 1.2045	-1.912 ± 0.2985	0.82	11993.68	21.79	0.00
	$H = \exp(a + b * \ln(dbh))$	1	1.454 ± 0.0278	0.495 ± 0.0081	0.66	12095.61	123.72	0.00
	$H = a * dbh^b$	1	4.28 ± 0.1192	0.495 ± 0.0081	0.66	12095.61	123.72	0.00
	$H = a + b * \ln(dbh)$	1	-2.779 ± 0.2976	7.735 ± 0.1091	0.72	12151.14	179.25	0.00
Terra-firme	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b$	1	26.868 ± 0.7961	-0.406 ± 0.2956	0.88	6561.75	0.00	1.00
	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b))$	1	0.057 ± 0.0022	0.759 ± 0.0120	0.85	6585.51	23.76	0.00
	$H = \exp(a + b * \ln(dbh))$	1	1.419 ± 0.0284	0.544 ± 0.0083	0.78	6729.81	168.06	0.00
	$H = a * dbh^b$	1	4.132 ± 0.1175	0.544 ± 0.0083	0.78	6729.81	168.06	0.00
	$H = a + b * \ln(dbh)$	1	-2.581 ± 0.2872	8.611 ± 0.1108	0.84	6874.94	313.19	0.00
White-water floodplain	$H = H_{max}(1 - \exp(-a * dbh^b))$	1	0.085 ± 0.0049	0.628 ± 0.018	0.64	4610.68	0.00	0.84
	$H = a + b * \ln(dbh)$	1	-5.057 ± 0.5697	7.408 ± 0.1956	0.64	4613.93	3.25	0.16
	$H = ((H_{max} * dbh) / (a + dbh)) - b$	1	8.611 ± 0.6964	9.082 ± 0.6638	0.74	4643.80	33.12	0.00
	$H = \exp(a + b * \ln(dbh))$	1	1.496 ± 0.0408	0.431 ± 0.0120	0.59	4645.00	34.32	0.00
	$H = a * dbh^b$	1	4.462 ± 0.1822	0.431 ± 0.0120	0.59	4645.00	34.32	0.00

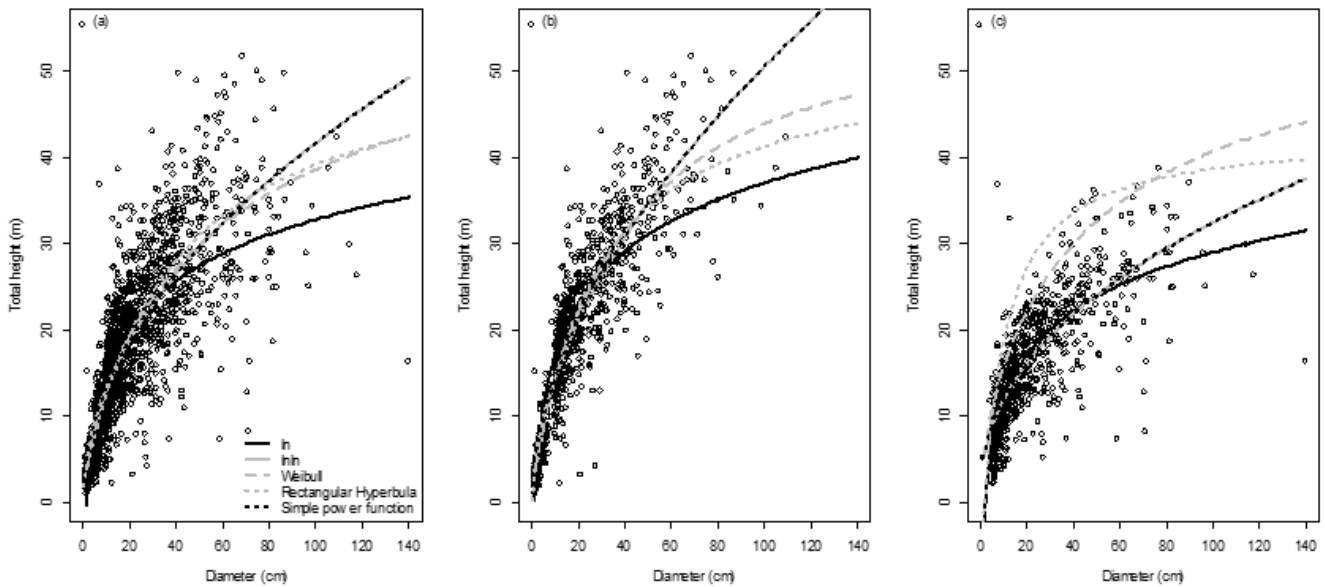


Fig. 1. Model fitting to height-diameter relationships for (a) pooled data of both terra firme and white-water floodplain forests and for (b) terra firme and (c) white-water floodplain separately. Parameter estimates are in Table 2.

3.2. Accuracy of height-diameter models

The pantropical model underestimated the heights for pooled data of both forests and terra firme alone (Fig. 3a). The estimates of pantropical model were smaller (median = 13.48 m; $W = 776100$, $p < 0.001$) than from local models for terra firme (17.24 m; $W = 660860$, $p = 0.649$) (Fig. 3b). For white-water floodplain forest the estimates were very close (14.94 m, $W = 308210$, $p = 0.05206$ for pantropical; 14.73 m, $W = 318080$, $p = 0.373$) (Fig. 3c).

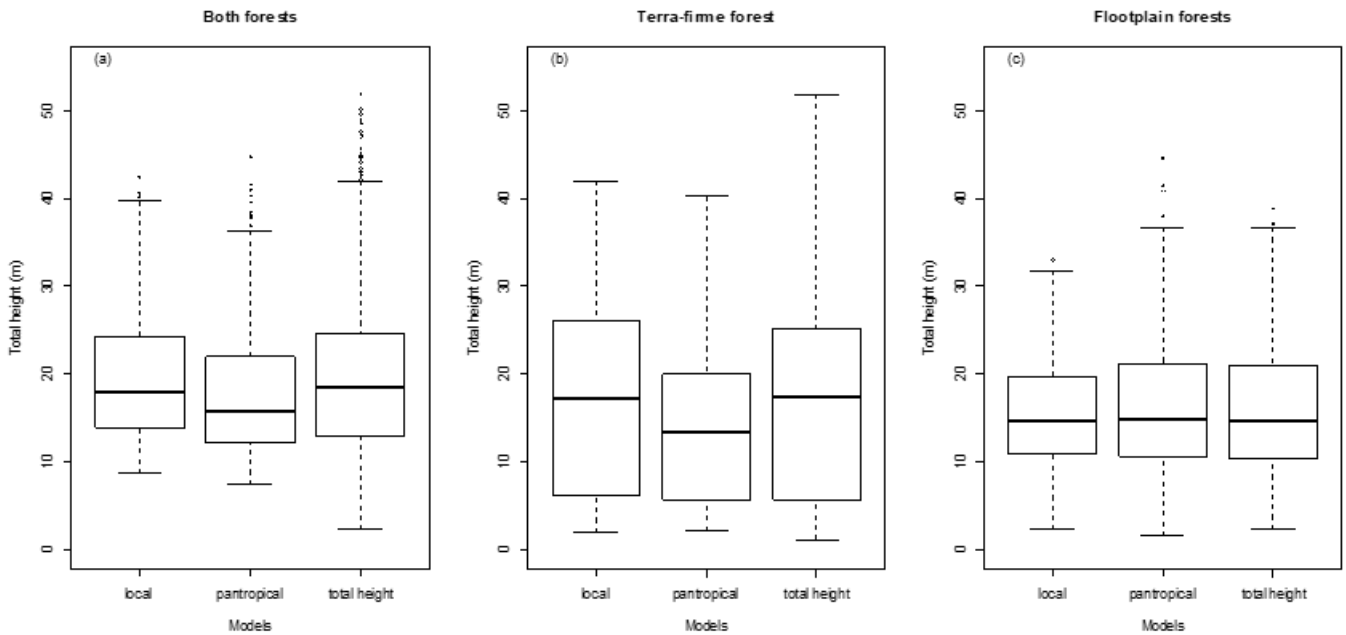


Fig. 3. Height estimates using local and pantropical models compared to observed height measured in the field for (a) pooled data of both forests, (b) terra firme and (c) white-water floodplain forests. The box indicates the limits of lower and upper quantiles and the horizontal line is the median.

The pantropical model from Chave et al. (2014) produced estimates of height with significant (Mann Whitney-Wilcoxon test: $W = 2437200$, $P < 0.001$) smaller error (mean CV = -0.003%) compared to the local Weibull model (CV = -0.86) when the data of the two forest were pooled (Fig. 4a), indicating that the pantropical model fit better at a regional scale. The CVs from the local (Pearson correlation: $r = -0.512$, $P < 0.001$) and pantropical ($r = -0.41$, $P < 0.001$) were negatively correlated to the height measured in the field (Fig. A.1a,b), indicating higher uncertainty of height estimates for smaller trees.

For the terra firme forest, the pantropical model (mean CV = -0.536%) did not show good performance (Fig. 4b) compared to the local rectangular-hyperbola model (CV = 0.38%). The CVs were significantly different ($W = 944140$, $P < 0.001$) between pantropical and local model. The CVs were also negatively correlated to tree height measured in the field using local ($r = -0.26$, $P < 0.001$) and pantropical ($r = -0.45$, $P < 0.001$) model (Fig. A.1c,d). In white-water floodplain forest, the Weibull model (mean CV = 0.65%) showed significant lower CVs ($W = 304250$, $P = 0.01802$) compared to the pantropical model (mean CV = 0.83%) (Fig. 4c). The CVs were negatively related to observed height (Weibull: $r = -0.55$, and pantropical model: $r = -0.40$, $P < 0.001$ for both models; Fig. A.1e,f).

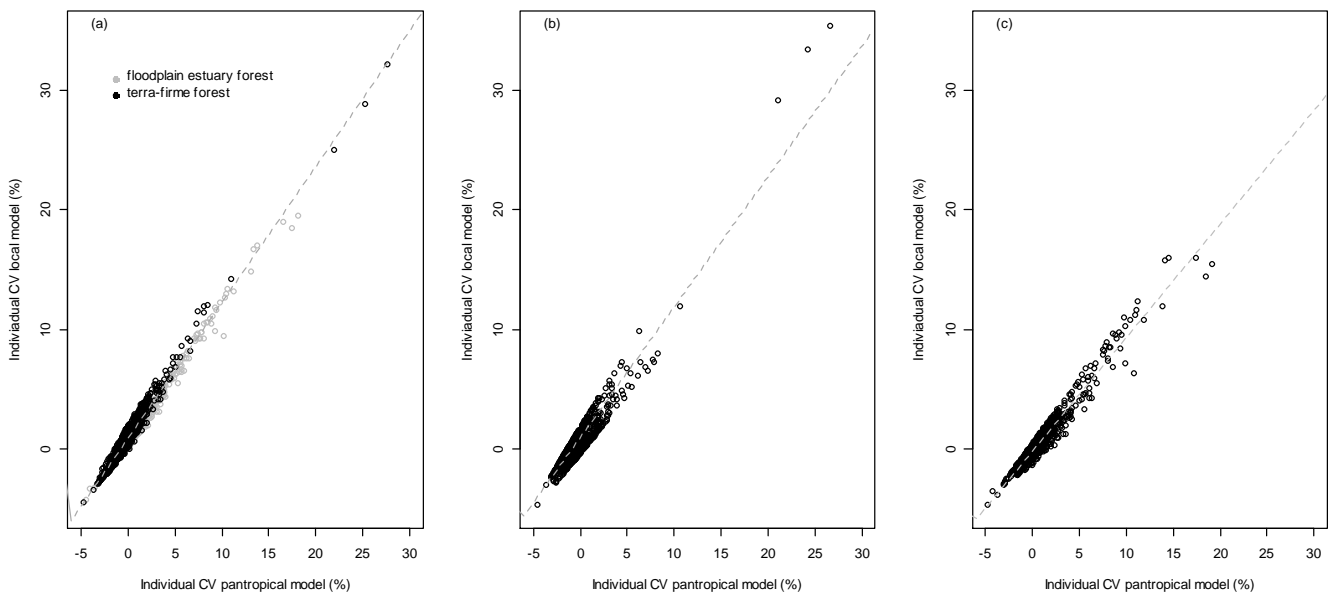


Fig. 4. Performances of the pantropical model proposed by Chave et al. (2014) against the local allometric models (a) with pooled data of both forests, (b) terra firme forest and (c) white-water floodplain forest using individual coefficient of variation (CV) at tree level. Weibull was used for (a) data of both forests pooled together and for (c) white-water floodplain, while the (b) rectangular-hyperbola was used for data of terra firme forest.

3.3. Effect of height on biomass estimates

The biomass estimated with height from pantropical model was less biased ($CV = 63.39\%$, $Bias = -1.84\%$) than the local Weibull model ($CV = 62.04\%$ and $Bias = 9.64\%$) at regional scale when we analyzed the data of the two forest types together (Fig. 5a). For the terra firme forest (Fig. 5b) the rectangular-hyperbola was more efficient for biomass estimates ($CV = 35.30\%$ and $Bias = 5.52\%$) than the pantropical model ($CV = 46.32\%$ and $Bias = -16.03\%$). For the white-water floodplain forest (Fig. 5c), the height provided by Weibull model generated better estimates of biomass ($CV = 53.91\%$ and $bias = 9.51\%$) than height furnished by the pantropical model ($CV = 85.63\%$ and $bias = 12.49\%$).

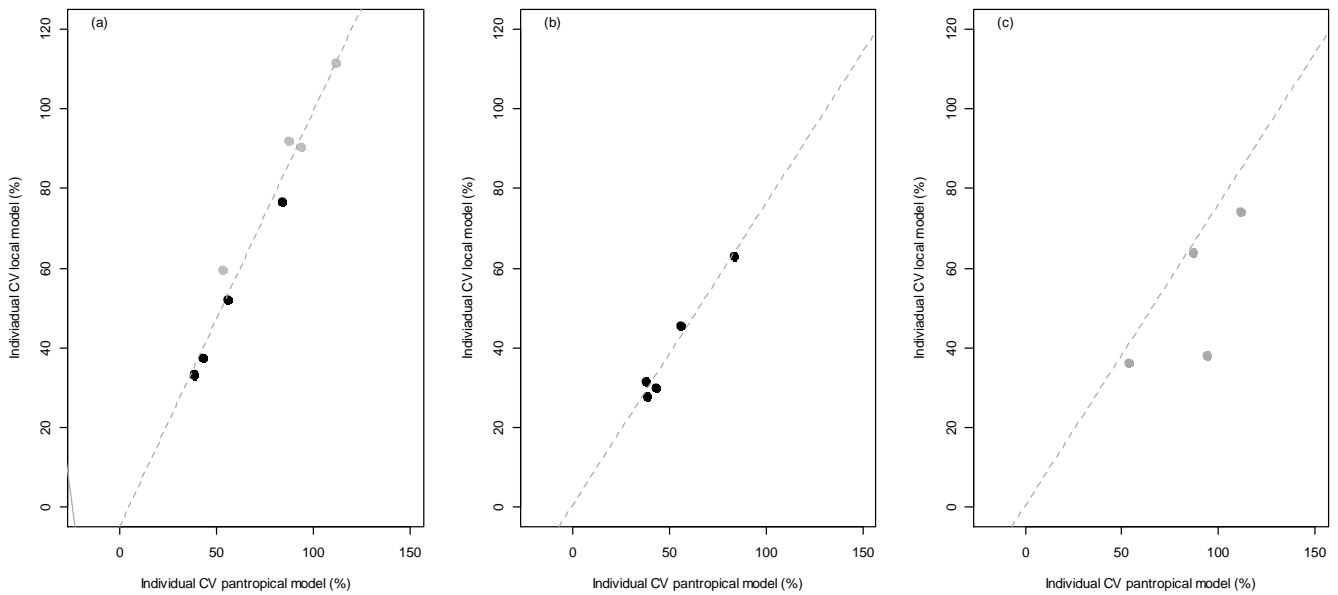


Fig. 5. Comparison between the use of height provided by the pantropical model proposed by Chave et al. (2014) against local allometric models in the estimation of biomass (using Chave's model, Eq. 7) for (a) pooled data of both forests, (b) terra firme forest and (c) white-water floodplain forest. Weibull was used to estimate height for (a) data of both forests pooled together and for (c) white-water floodplain, while the (b) rectangular-hyperbola was used for data of terra firme forest.

At local scale, for terra firme and white-water floodplain forest separately, local models of height improved the accuracy of plot-level biomass estimates (Table A.2), since the inclusion of heights from these models produced biomass values ($481.99 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $398.28 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ for terra firme and white-water forest, respectively) closer to the biomass estimated with field height ($478.36 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $380.67 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, respectively), while the addition of height from pantropical model and the absence of height underestimated biomass for terra firme ($402.96 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $400.57 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ for pantropical and absence of height, respectively) and overestimated for white-water floodplain ($471.46 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $469.35 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, for pantropical and absence of height, respectively) forest. However, at regional scale (both forest data analyzed together) the use of height from pantropical model and the absence of height from biomass models generated values ($512.19 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ and $509.90 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, respectively) closer to the estimates using field height ($533.94 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), while the use of height from local model underestimated the biomass ($486.69 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) (Table A.2).

At local scale (terra firme and white-water floodplain forest separately), the height from local models improved the estimates of biomass throughout the whole range of tree size,

producing estimates very similar to those generated with field height (Fig. 6a,b). However, big trees ($90 \leq \text{dbh} < 110$ cm for terra firme and ≥ 90 cm dbh for white-water forest) had biomass overestimated with the use of local model's height, by only 9% for terra firme, but by 24% for white-water forest. At regional scale, height from local model propitiated estimates of biomass quite similar to the values calculated using field height (Fig. 6c) with the exceptionality of overestimating by 60 % the biomass of large trees (≥ 110 cm dbh).

Biomass estimated with height from pantropical model systematically underestimated by 21 % the biomass of trees $10 \leq \text{dbh} < 70$ in terra firme and overestimated by 23% the biomass for trees ≥ 50 cm dbh in white-water floodplain forest. At regional scale the biomass estimated with height from pantropical model underestimated by only 8 % the biomass of trees $10 \leq \text{dbh} < 70$ cm, but overestimated by 65 % the biomass of trees 110 cm dbh. The model which did not use height followed the same pattern of the model which employed height from the pantropical model.

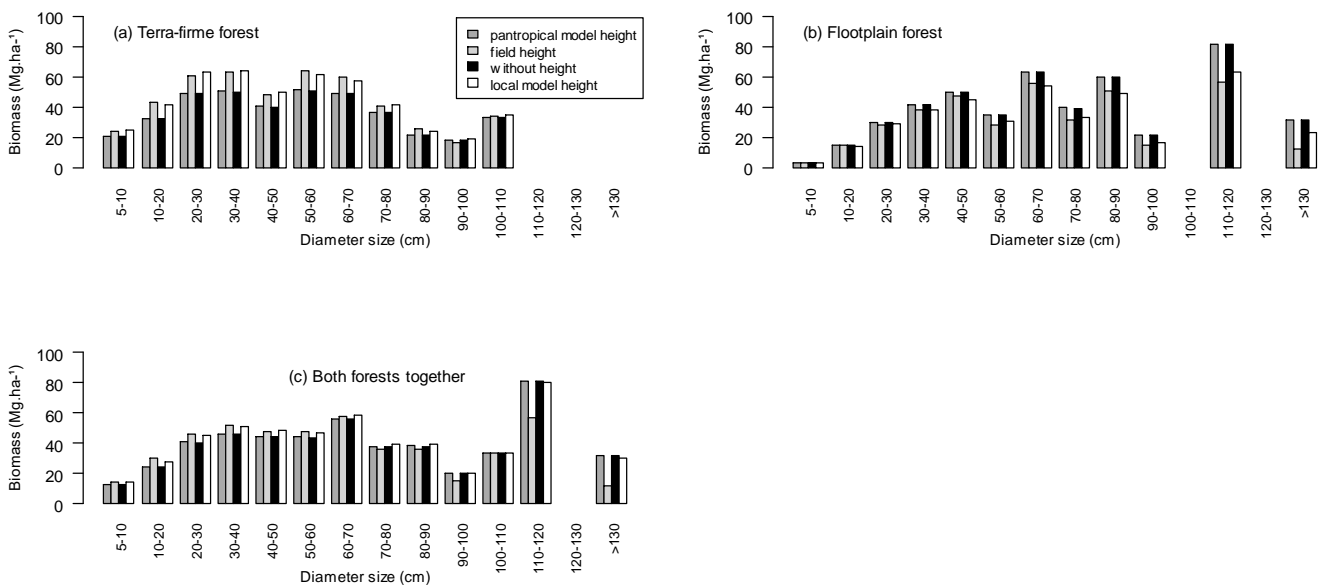


Fig. 6. Distribution of above ground biomass (Mg.ha⁻¹) according to tree size for (a) terra firme, (b) white-water floodplain forest and (c) for pooled data of both forests. Biomass was estimated using Chave's et al. (2014) models, one without the use of height and other model using height measured in the field and estimated by local models and by the pantropical height model proposed by Chave et al. (2014). Rectangular-hyperbola model was used for data of terra firme forest and Weibull model was used for white-water floodplain and pooled data of both forests.

4. Discussion

4.1. Tree height models for distinct forests

We adjusted models to estimate tree height for two representative forest types (terra-firme and white-water floodplain forest) of northeastern Amazonia and showed that different asymptotic models fitted better at local and regional scale. A rectangular hyperbola model fit better for tree height estimation in terra-firme, while the Weibull function provided better adjustment for white-water forest and for pooled data of both forests. Trees of terra firme are taller than white-water trees at a given diameter. In this study, smaller trees (< 30 cm dbh) and larger trees (≥ 30 cm dbh) were 4 m and 11 m higher in terra firme (17 m for smaller and 35 m for larger trees) than in white-water forest (12 m and 24 m), respectively. Differences in density of trees may affect the height-diameter relationship since at higher densities the competition for light is more intense and may increase disproportionately the height due to higher allocation of resources for apical growth. As in terra firme larger trees are almost 50% taller than in white-water forest, canopy species at smaller diameters are expected to invest more in apical growth to have access to light, producing taller trees. Moreover, soil composition in terra firme is deep and clayey, allowing better anchorage able to support taller trees, while the alluvial soil of white-water forest is poorly structured and the frequent waterlogging reduce considerably the anchorage capacity. As a consequence, trees in white-water forests need to invest in lateral growing and building of larger buttressed roots to resist against external forces and avoid felling.

Because of smaller heights of larger trees in white-water forest the asymptotic functions provided a poorer fit for this forest than for terra firme. The asymptotic functions estimate the maximum height which should be interpreted with caution since the estimates may exceed biological limits (Feldpausch et al., 2011). As trees in white-water were lower than expected, the maximum height was overestimated by asymptotic function such as Weibull and rectangular-hyperbola, thereby generating values of height which exceed the observed. However, asymptotic functions reduce uncertainties of height for smaller trees and are recommended for forests where biomass stocks are concentrated in small to intermediate size trees, which is the case of Guianan Shield forests (see Feldpausch et al. (2012)). Indeed, the asymptotic rectangular-hyperbola model fitted well the data of terra firme forest in this study, but white-water forests is distinct because the curvature provided by the Weibull model did not match properly the inflection showed by the observed data. Although we have used Weibull to estimate height for trees of white-water forest because model selection statistics

ranked this model as the best, we need to be aware that the estimates may be higher than expected and it may overestimate biomass mainly for large trees because the higher uncertainty of Weibull on these trees.

Although asymptotic models of height have some limitations, these models (Weibull and rectangular-hyperbola) performed better than the pantropical model of Chave et al. (2014) to predict tree height for terra firme and white-water forest separately. These findings highlight that local models of height-diameter are able to provide better estimates than general models. However, at regional scale, using pooled data of terra firme and white-water forest, the pantropical model generated less biased estimates of height. As climate variation between these sites may be responsible by part of the tree height variation, the index of environmental stress incorporated in the model probably contributed to reduce the bias. Nonetheless, site properties (e.g. soil, topography, ground water, flooding, disturbances and species composition) may affect tree height causing interspecific and intraspecific variation (Schiatti et al., 2016; Siefert et al., 2015; Siliprandi et al., 2016; Silva et al., 2010) which cannot be predicted properly with continental scale models since is difficult to incorporate all these site characteristics, since for most remote areas information is not available, and satellite data may not provide enough resolution to describe the variation found on the ground. Therefore, efforts to conduct tree height inventories must be made in order to provide enough data to allow the fitting of local-specific height-diameter models.

4.2. Implications of tree height for biomass estimates

Biomass estimates at plot-level were more accurate with the use of height provided by local asymptotic models than using height of Chave's et al. (2014) pantropical model or in the absence of height. Biomass model using only diameter underestimated (78 Mg ha^{-1}) biomass for terra firme forest and overestimated (89 Mg ha^{-1}) for the white-water forest. Also, the height from pantropical model caused similar effect, underestimating biomass by 75 Mg ha^{-1} for terra firme and overestimating by 91 Mg ha^{-1} for white-water forest, while the use of height from local models overestimated biomass by only 3.6 Mg ha^{-1} and 17.6 Mg ha^{-1} , respectively. These findings show that the intercontinental model cannot represent most variation of tree height and the uncertainties associated to height can be propagated to plot-level biomass. Although the lack of a destructive biomass data cast some uncertainties on the choice of the best biomass model for local forests, the use of height cause an decreasing of biomass in forest where trees are shorter than expected for a given diameter (Nogueira et al.,

2008) and contribute significantly to reduce the error in biomass estimates for forests dominated for shorter trees (Chave et al., 2014; Feldpausch et al., 2012). Trees in white-water forest were shorter than expected and thereby the models without height (or even with height from the pantropical model) caused significant overestimation of biomass. Conversely, trees from the terra firme forest have taller trees than expected for a given diameter, thereby the underestimation of biomass in models employing no height or with height from the pantropical model. The modeling of tree height appears to be crucial for local forests, since general height-diameter relationship may have substantial variation associated to forest type, which propagates biomass estimation.

Although the asymptotic models of height fail to describe the height of large trees, these models provided more precise fitting for small and intermediate-sized trees, improving the precision of biomass estimates for the most representative tree sizes and consequently for biomass at plot-level. Nevertheless, at regional scale, the inclusion of height from pantropical model and the absence of height resulted in less biased biomass (overestimating by 26 Mg ha⁻¹ and by 23 Mg ha⁻¹, respectively) than the asymptotic model (47 Mg ha⁻¹). The index of environmental stress in the pantropical model may have contributed to reduce the uncertainties on height and subsequently on biomass estimates. Even though, the error in biomass estimates was higher than that obtained with height estimated for each forest separately. Terra firme and white-water floodplain forests are completely different in structure and composition and attempts to model both forests may encompass soil, water table fluctuations, flooding and topography which may contribute to describe the variation of tree height, but even so, local and mesoscale differences driven by these factors can be modeled if trees are measured for height estimate in the plots.

Tree height calculated with local asymptotic models improved the accuracy of biomass estimates across size classes. However, higher uncertainties for biomass of large trees may be due to the fact that asymptotic height-diameter models fail to describe the height of these trees. Feldpausch et al. (2011, 2012) used asymptotic models (which estimate maximum height) to increase the precision of estimates of small and intermediate-sized trees of Guiana Shield tree data because these trees represent most part of the biomass. Large trees (≥ 70 cm dbh) have a wide variation in height in this study, varying from 26 m to 50 m (18 trees) in terra firme and from 8 m to 39 m (28 trees) in white-water forest. Therefore, only with a concentrated effort to increase the sample size of these trees may improve the accuracy of height-diameter models and consequently of biomass estimates.

5. Conclusions

Asymptotic height-diameter models (Weibull and rectangular-hyperbola) fitted better for tree data from terra firme and white-water floodplain forest of northeastern Amazonia. These models performed better than Chave's et al. (2014) height-diameter pantropical model when terra firme and white-water forest were treated separately. Therefore, we stress for the need of local models to increase the precision of height-diameter allometry in different forest types of northeastern Amazonia.

The use of height estimated with asymptotic models in biomass models improved greatly the accuracy of biomass estimates for terra firme and white-water forest separately. Height from Chave's et al. (2014) pantropical model and the absence of height underestimated the biomass for terra firme and overestimated the biomass for white-water forest since the former has trees taller and the latter has tree shorter than expected by a given diameter. These uncertainties were mainly due to error for larger trees which have a wide variation of height and small sample size. Therefore, modeling of tree height is needed for different forest types and more effort for sample large trees must be given in order to improve biomass estimates in northeastern Amazonia.

Acknowledgements

We acknowledge the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for supporting A. L. B. with a scholarship to undertake her Master's thesis in Tropical Biodiversity. We also thank Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation and all staff of Amapá National Forest and Brazilian Company for Agricultural Research (EMBRAPA) Amapá for logistical support. Federal University of Amapá (UNIFAP) provided financial support through PAPESQ/UNIFAP (Nº 015/2015). Financial support was also given by National Council for Scientific and Technological Development (CNPq Universal Nº 447432/2014-1).

Appendix A. Supplementary material

Supplementary material. Supplementary material contains Tables A1–A2 and Figs. A1.

References

- Araújo, B.H.P. de, 2015. Modelagem da altura, volume e afilamento do fuste de *Calycophyllum Spruceanum* Benth. empregando regressão e redes neurais artificiais. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA.
- Batista, J.L.F., Do Couto, H.T.Z., Marquesini, M., 2001. Desempenho de modelos de relações hipsométricas: Estudo em três tipos de floresta. *Sci. For. Sci.* 149–163.
- Brasil -Projeto RadamBrasil, 1974. Folha NA/NB.22 Macapá, geologia, geomorfologia, solos vegetação e uso potencial da terra, in: Levantamento de Recursos Naturais. Rio de Janeiro, p. 467.

- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed), Ecological Modelling. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.11.004>
- Castaño-Santamaría, J., Crecente-Campo, F., Fernández-Martínez, J.L., Barrio-Anta, M., Obeso, J.R., 2013. Tree height prediction approaches for uneven-aged beech forests in northwestern Spain. *For. Ecol. Manage.* 307, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.014>
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145, 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>
- Chave, J., Rejou-Mechain, M., Burquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martinez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pelissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.* <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Dantas, A.R., 2015. Dinâmica e distribuição espacial de *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze (Fabaceae) em floresta de várzea do estuário amazônico. Rural Federal University of Pernambuco.
- Demarchi, L.O., Scudeller, V.V., Moura, L.C., Dias-terceiro, R.G., Lopes, A., Wittmann, F.K., Teresa, M., Piedade, F., 2018. Floristic composition, structure and soil-vegetation relations in three white-sand soil patches in central Amazonia. *Acta Amaz.* 48, 46–56. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201603523>
- Dias, A.S., dos Santos, K., dos Santos, F.A.M., Martins, F.R., 2017. How liana loads alter tree allometry in tropical forests. *Plant Ecol.* 218, 119–125. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0671-0>
- Feldpausch, T.R., Banin, L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lewis, S.L., Quesada, C.A., Affum-Baffoe, K., Arets, E.J.M.M., Berry, N.J., Bird, M., Brondizio, E.S., De Camargo, P., Chave, J., Djagbletey, G., Domingues, T.F., Drescher, M., Fearnside, P.M., França, M.B., Fyllas, N.M., Lopez-Gonzalez, G., Hladik, A., Higuchi, N., Hunter, M.O., Iida, Y., Salim, K.A., Kassim, A.R., Keller, M., Kemp, J., King, D.A., Lovett, J.C., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., Marshall, A.R., Metcalfe, D.J., Mitchard, E.T.A., Moran, E.F., Nelson, B.W., Nilus, R., Nogueira, E.M., Palace, M., Patiño, S., Peh, K.S.H., Raventos, M.T., Reitsma, J.M., Saiz, G., Schrodte, F., Sonké, B., Taedoumg, H.E., Tan, S., White, L., Wöll, H., Lloyd, J., 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. *Biogeosciences* 8, 1081–1106. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1081-2011>
- Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Lewis, S.L., Brienens, R.J.W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza,

- A., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., Alexiades, M., Almeida, S., Amaral, I., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo Murakami, A., Arets, E.J.M., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Baker, T.R., Bánki, O.S., Berry, N.J., Cardozo, N., Chave, J., Comiskey, J.A., Alvarez, E., De Oliveira, A., Di Fiore, A., Djagbletey, G., Domingues, T.F., Erwin, T.L., Fearnside, P.M., França, M.B., Freitas, M.A., Higuchi, N., Honorio C., E., Iida, Y., Jiménez, E., Kassim, A.R., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lovett, J.C., Malhi, Y., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., Marshall, A.R., Mendoza, C., Metcalfe, D.J., Mitchard, E.T.A., Neill, D.A., Nelson, B.W., Nilus, R., Nogueira, E.M., Parada, A., S.-H. Peh, K., Pena Cruz, A., Peñuela, M.C., Pitman, N.C.A., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Reitsma, J.M., Rudas, A., Saiz, G., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Sonké, B., Stropp, J., Taedoumg, H.E., Tan, S., Ter Steege, H., Terborgh, J., Torello-Raventos, M., Van Der Heijden, G.M.F., Vásquez, R., Vilanova, E., Vos, V.A., White, L., Willcock, S., Woell, H., Phillips, O.L., 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9, 3381–3403. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3381-2012>
- Fine, P.V.A., García-Villacorta, R., Pitman, N.C.A., Mesones, I., Kembel, S.W., 2010. A Floristic Study of the White-Sand Forests of Peru. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 97, 283–305. <https://doi.org/10.3417/2008068>
- Hess, A.F., Braz, E.M., Thaines, F., Mattos, P.P., 2014. Adjustment of the hypsometric relationship for species of Amazon Forest. *Ambiência* 10, 21–29. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2014.01.02>
- Hunter, M.O., Keller, M., Victoria, D., Morton, D.C., 2013. Tree height and tropical forest biomass estimation. *Biogeosciences* 8385–8399. <https://doi.org/10.5194/bg-10-8385-2013>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012. Manual técnico da vegetação brasileira, 2nd ed. Rio de Janeiro. <https://doi.org/ISSN 0101-4234>
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, 2014. Plano de Manejo Floresta Nacional do Amapá Estado do Amapá. Macapá.
- Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. 2017. Available in: <http://www.inmet.gov.br>. Accessed: November 20, 2018.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Larjavaara, M., Muller-Landau, H.C., 2013. Measuring tree height: A quantitative comparison of two common field methods in a moist tropical forest. *Methods Ecol. Evol.* 4, 793–801. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12071>
- Machado, S. do A., Nascimento, R.G.M., Augustynczyk, A.L.D., Silva, L.C.R. da, Pereira,

- E.M., Téo, S.J., 2008. Comportamento da relação hipsométrica de *Araucaria angustifolia* no capão da Engenharia Florestal da UFPR. *Pesqui. Florest. Bras.* 1, 5–16.
- Mora, M.C.P., 2014. Understanding Colombian Amazonian White Sand Forests. Mora, M.C.P., 2014. Understanding Colombian Amazonian White Sand Forests.
- Nam, V.T., Van Kuijk, M., Anten, N.P.R., 2016. Allometric equations for aboveground and belowground biomass estimations in an evergreen forest in Vietnam. *PLoS One* 11, 6–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156827>
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Keizer, E.W.H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *For. Ecol. Manage.* 256, 1853–1867. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.022>
- Santos, V. F. and Tardin, A.T. 2003. Projeto zoneamento ecológico-econômico do setor costeiro estuarino do estado do Amapá: diagnóstico sócio-ambiental. Macapá: IEPA. 22p.
- Scaranello, M.A. da S., Alves, L.F., Vieira, S.A., Camargo, P.B. de, Joly, C.A., Martinelli, L.A., 2012. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. *Sci. Agric.* 69, 26–37. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162012000100005>
- Schietti, J., Martins, D., Emilio, T., Souza, P.F., Levis, C., Baccaro, F.B., Pinto, J.L.P. da V., Moulatlet, G.M., Stark, S.C., Sarmento, K., de Araújo, R.N.O., Costa, F.R.C., Schöngart, J., Quesada, C.A., Saleska, S.R., Tomasella, J., Magnusson, W.E., 2016. Forest structure along a 600 km transect of natural disturbances and seasonality gradients in central-southern Amazonia. *J. Ecol.* 104, 1335–1346. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12596>
- Siefert, A., Violle, C., Chalmandrier, L., Albert, C.H., Taudiere, A., Fajardo, A., Aarssen, L.W., Baraloto, C., Carlucci, M.B., Cianciaruso, M. V., de L. Dantas, V., de Bello, F., Duarte, L.D.S., Fonseca, C.R., Freschet, G.T., Gaucherand, S., Gross, N., Hikosaka, K., Jackson, B., Jung, V., Kamiyama, C., Katabuchi, M., Kembel, S.W., Kichenin, E., Kraft, N.J.B., Lagerström, A., Bagousse-Pinguet, Y. Le, Li, Y., Mason, N., Messier, J., Nakashizuka, T., Overton, J.M., Peltzer, D.A., Pérez-Ramos, I.M., Pillar, V.D., Prentice, H.C., Richardson, S., Sasaki, T., Schamp, B.S., Schöb, C., Shipley, B., Sundqvist, M., Sykes, M.T., Vandewalle, M., Wardle, D.A., 2015. A global meta-analysis of the relative extent of intraspecific trait variation in plant communities. *Ecol. Lett.* 18, 1406–1419. <https://doi.org/10.1111/ele.12508>
- Siliprandi, N.C., Nogueira, E.M., Toledo, J.J., Fearnside, P.M., Nascimento, H.E.M., 2016. Inter-site variation in allometry and wood density of *Goupia glabra* Aubl. in Amazonia 76, 1–9. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.22514>
- Silva, A., Higuchi, P., van den Berg, E., 2010. Effects of soil water table regime on tree community species richness and structure of alluvial forest fragments in Southeast

Brazil. *Brazilian J. Biol.* 70, 465–71. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000300002>

Silva, G.F. da, Xavier, A.C., Rodrigues, F.L., Peternelli, L.A., 2007. Análise da influência de diferentes tamanhos e composições de amostras no ajuste de uma relação hipsométrica para *Eucalyptus grandis*. *Rev. Árvore* 31, 685–694. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000400013>

Souza, A.S. de;, Santos, J.X. dos;, Souza, D.V., 2017. Modelagem da relação hipsométrica para um povoamento híbrido de Eucalipto na Amazônia Brasileira. *BIOFIX Sci. J.* 2, 44–53. <https://doi.org/dx.doi.org/10.5380/biofix.v2i1.51395> Alex

Toledo, M., Poorter, L., Peña-Claros, M., Alarcón, A., Balcázar, J., Leño, C., Licona, J.C., Llanque, O., Vroomans, V., Zuidema, P., Bongers, F., 2011. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance. *J. Ecol.* 99, 254–264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>

Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez G., Coomes D.A., Ilic J., Jansen S., Lewis S.L., Miller R.B., Swenson N.G., Wiemann M.C., Chave J., 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

