DOI: 10.1590/s0103-4014.202438112.013

Desmatamento restringe refúgios climáticos na Amazônia

Calil Torres-Amaral [I]
Luciano Jorge Serejo dos Anjos [II]
Everaldo Barreiros de Souza [II]
Ima Célia Guimarães Vieira [III]

Introdução

Entre as multifacetadas respostas da biodiversidade às mudanças climáticas, a redistribuição espacial é uma das oportunidades mais aguardadas para a sobrevivência de espécies na Amazônia. Isso porque as espécies tropicais têm nichos termais estreitos, tornando-as menos capazes de se aclimatar ou adaptar (Barros et al., 2019), provavelmente pela evolução sob regimes climáticos estáveis (Perez; Stroud; Feeley, 2016). Evidências na escala regional (Feeley et al., 2012) e continental (Feeley; Rehm, 2012) sugerem que muitas espécies de plantas tropicais já estão mudando suas distribuições geográficas potencialmente em resposta a mudanças no clima. Entretanto, a bacia amazônica está classificada entre as regiões globais com maiores velocidades climáticas e mais longas distâncias à climas análogos (Carroll et al., 2015; Williams; Jackson; Kutzbach, 2007), indicando uma grande ameaça para a sobrevivência de espécies incapazes de acompanhar o ritmo das mudanças do clima (Feeley et al., 2012). Diante disso, a identificação e proteção de áreas climaticamente adequadas para espécies no futuro representa uma ferramenta imprescindível no planejamento da conservação das florestas da Amazônia no século XXI.

Além da disponibilidade futura de climas adequados, o potencial de uma espécie florestal de mudar sua distribuição espacial em resposta às mudanças climáticas depende também da conservação da cobertura de dossel florestal das áreas análogas e da conectividade entre elas (Senior; Hill; Edwards, 2019). Mudanças de uso e cobertura da terra constituem uma das maiores ameaça para a biodiversidade na Amazônia (Lovejoy; Nobre, 2018) e a fragmentação da paisagem é capaz de reduzir substancialmente a velocidade dos movimentos de espécies de planta (Corlett; Westcott, 2013). Por conta disso, métodos que encontrem climas análogos no futuro (Hamann et al., 2015; Williams; Jackson; Kutzbach, 2007) e que busquem trajetos que evitem barreiras antrópicas (Garcia-Molinoset al., 2017) ou de menor custo climático (Dobrowski; Parks, 2016) têm sido incorporados nos estudos de priorização de áreas protegidas. Em geral, tais métodos são aplicados individualmente, sendo poucos estudos que os

integraram (Lawler et al., 2013; Littlefield et al., 2017; McGuirE et al., 2016; Senior; Hill; Edwards, 2019) e, desses, nenhum identificou refúgios climáticos com foco no ecossistema amazônico, nem considerou como a área de refúgios mudou ao longo do tempo em razão do desmatamento.

Refúgios climáticos são áreas-chave para a conservação da biodiversidade uma vez que fornecem o único hábitat onde elementos da biota podem se retrair, persistir ou potencialmente se expandir sob mudanças nas condições ambientais (Keppel; Wardell-Johnson, 2012; Michalak et al., 2018). Esses podem ser identificados a partir de diferentes métodos e escalas, a depender dos interesses aplicados de conservação (Carroll et al., 2017). A Amazônia é um ecossistema megadiverso e com lacunas de informações sobre a distribuição das espécies, fazendo que a priorização de áreas destinadas à proteção desse bioma seja um desafio para os tomadores de decisão e para a comunidade científica (Joppa et al., 2008; Vieira et al., 2008). Nesse contexto, a escala espacial de macrorrefúgios – definidos por mesoclimas (1-10 km²) – pode direcionar ações de conservação de uma vasta e diversa fração da biota. A métrica develocidades climáticas (VoCC) – taxas (km/ano) nas quais os organismos teriam que se mover para manter as condições climáticas consistentes sob mudanças do clima (Hamann et al., 2015) – oferece uma oportunidade metodológica de utilizar apenas dados climáticos para medir a exposição às mudanças climáticas. Além disso, macrorrefúgios calculados com VoCC podem indicar duas oportunidades de conservação, a depender do método de mensuração: 1) identificando áreas de onde os organismos devem emigrar com menores velocidade para rastrear um local com condições climáticas semelhantes no futuro – classificadas como Refúgios *In Situ*; e 2) identificando áreas para onde os organismos devem imigrar com menores velocidades a partir de áreas circundantes – classificadas como Refúgios *Ex Situ*.

Neste estudo, perguntamos: 1) como estão distribuídos os macrorrefúgios climáticos dentro da floresta amazônica?; e 2) Como as mudanças de uso e cobertura da terra tem afetado a distribuição dos refúgios? Para responder a essas questões foi utilizada a métrica de velocidades baseado em climas análogos com o método de busca *least-cost path* nas direções de avanço (refúgios *In Situ*) e de recuo (refúgios *Ex Situ)*. A busca por climas análogos foi restringida às áreas com florestas em 2000 e 2012, e a extensão dos refúgios – bem como a distância média até eles – foi comparada em cada um dos anos a fim de quantificar o efeito das mudanças de cobertura da terra. Por fim, analisou- se também a porcentagem de conservação dessas áreas e a distribuição delas entre as ecorregiões do bioma Amazônia.

Procedimentos metodológicos

Delimitação da cobertura do dossel florestal

A cobertura do dossel florestal do bioma Amazônia foi delimitada a partir do limite biogeográfico definido pela Rede Amazônica de Informação Socioambiental (RAISG) sobre a base de dados de Hansen et al. (2013). Os dados

originais na escala 30 x 30 m foram reamostrados para a escala de 10 x 10 km. Foram recortadas duas máscaras: uma com a cobertura do dossel florestal do ano 2000 e outra com a cobertura do dossel florestal do ano 2012 – e essa última considera os ganhos e perdas no intervalo entre as duas. Em ambas foram filtradas somente as áreas com > 50%de dossel florestal, consideradas como áreas naturais Hansen et al. (2013).

Dados climáticos

Utilizou-se a base de dados WorldClim, um repositório gerado a partir de dados climáticos mensais interpolados espacialmente para áreas terrestres globais em uma resolução espacial alta (aproximadamente 1x1 km) (Fick; Hijmans, 2017). Aplicou-se uma reamostragem na escala de 10x10 km – escala capaz de captar fatores que vão desde padrões de circulação continental em larga escala até a variabilidade local do terreno e indicada para aplicação da métrica de velocidade climática pois infere com maior acurácia sobre a distribuição espacial dos organismos vivos (Carroll et al., 2017; Stralberg et al., 2018).

As variáveis bioclimáticas média de temperatura anual (Bio1) e precipitação anual (Bio12) foram selecionadas. Condições climáticas atuais são representadas pelos valores médios registrados no período de 1970–2000 (Fick; Hijmans, 2017). Dados climáticos futuros foram representados por um ensemble de 5 GCMs (ver Torres-Amaral et al., 2023), todos retirados do World Climate Research Program Coupled Model Intercomparison Project phase 6 (CMIP6) e selecionadas para o período de 2041-2060, sob um cenário de concentração de combustíveis fosseis "*middle of the road*" (SSP245). Esse cenário tem o potencial de refletir uma extensão das experiências históricas, descrevendo um aumento constante das emissões ao longo do século XXI, ao mesmo tempo que limita a temperatura média global a menos de 2 graus Celsius (Eyring et al., 2016; Fricko et al., 2017). Todos os cálculos das velocidades climáticas foram realizados em R (R Coreteam, 2021) e as análises espaciais através de softwares de geoprocessamento.

Refúgios climáticos

Refúgios climáticos foram definidos a partir das velocidades baseadas em climas análogos com o método de busca *least-cost path*, desenvolvido em García Molinos et al. (2019). O cálculo de velocidade seguiu o mesmo procedimento metodológico aplicado em Torres-Amaral et al. (2023). A velocidade baseada em análogos calcula o deslocamento espacial das condições climáticas ao longo do tempo (Hamann et al., 2015). Como é baseada na distância aos climas análogos, quanto maior essa distância, maior será a exposição de uma célula às mudanças climáticas. O método de busca *least-cost path* encontra trajetórias de menor custo com base na variabilidade climática do período histórico de base (1970-2000). O clima análogo específico para cada célula foi definido como a média climática (bio 1 e bio 12) mais o conjunto de valores contemplados pelo desvio padrão da variabilidade histórica mensal da temperatura média e da preci-

pitação total anual de cada célula (1970-2000). Como utilizou-se duas variáveis climáticas, bio1 e bio12, foram mensuradas as distâncias aos climas análogos em cada uma e calculada a média entre elas. Quando os valores da variabilidade histórica mensal de uma das variáveis climáticas não são encontrados, a célula é considerada não análoga.

A busca por análogos pode ser medida por dois tipos de velocidades: de avanço – distância dos climas presentes até seus análogos no futuro – e de recuo – distância dos climas futuros até seus análogos no presente. Cada uma das métricas determina implicações ecológicas diferentes e, a partir delas, é possível definir diferentes tipos de refúgios climáticos. Áreas com mais baixas velocidades de avanço implicam que espécies adaptadas ao seu nicho climático necessitarão se deslocar com baixas velocidades para acompanhar o ritmo das mudanças climáticas. Tal condição torna essas áreas refúgios climáticos *In Situ*. Por outro lado, áreas com mais baixas velocidades de recuo implicam que as condições climáticas do futuro de uma determinada célula serão adequadas para espécies localizadas em células próximas, tornando menores as velocidades necessárias para as espécies migrantes acompanharem o ritmo das mudanças climáticas. Essa condição torna essas áreas refúgios climáticos *Ex Situ*. Classificou-se como macrorrefúgios climáticos as células com o percentil mínimo 5 de velocidades de avanço e de recuo. O limite de percentil 5 foi utilizado anteriormente em abordagens de refúgios climáticos em regiões temperadas (Haight; Hammill, 2019) e apresentou valores condizentes com a taxa de migração média de espécies na maioria dos ecossistemas e grupos taxonômicos estudados até o momento (<2 km/ano) (Chen et al., 2011). Paraо limite biogeográfico da Amazônia, o percentil 5 do gradiente de velocidades de avanço e de recuo foi de 0,6 km/ano. Células classificadas como refúgios em ambas as métricas foram classificadas como refúgios prioritários e células com velocidades acima do percentil 5 e células sem análogos climáticos nas duas velocidades e nos dois cenários anuais não foram consideradas.

Análise de dados

Primeiro, foram calculadas as extensões espaciais dos refúgios *In Situ*, *Ex Situ* e Prioritários nos anos 2000 e 2012. Em seguida, calculamos a diferença entre essas áreas para medir o impacto dasmudanças de cobertura da terra sobre a área dos refúgios. Quantificamos a extensão espacial de Áreas Protegidas dentro dos refúgios climáticos em cada um dos anos e a extensão espacial dos refúgios em cada ecorregião. Por fim, analisamos como os valores mudaram em razão das mudanças de cobertura do dossel florestal. Todos os valores de área (em km²) e os percentuais foram tabelados (Tabela 1). O ano 2012 foi utilizado como base para descrição da distribuição dos refúgios por ser o ano mais recente com acurácia de informações sobre as perdas e ganhos de cobertura do dossel florestal (Hansen et al., 2013).

Resultados

Os macrorrefúgios climáticos estão distribuídos ao longo de 460.549, 75 km², ocupando 7,8% das áreas com cobertura de dossel florestal. Cerca de 70% dessa área é constituída de refúgios climáticos *In Situ* e os outros 43 % em refúgios climáticos *Ex Situ*, sendo 14% da área total constituída por sobreposição entre as classes (Tabela 1). Cerca de 69% dos refúgios climáticos estão dentro de PAs, onde 41% são Refúgios *Ex Situ* e 64% Refúgios *In Situ*. Das 53 ecorregiões do bioma Amazônia, 14 não possuem áreas classificadas como macrorrefúgios climáticos. A ecorregião com maior extensão de área classificada como refúgios foi a Bolivian Yungas para refúgios *Ex Situ* (49.863 km² em 2012) e I*n Situ* (56.444 km² em 2012), seguida da ecorregião Guianan Highlands Moist Forests (42.536 km² em *In situ* e 40.578 km² em *Ex situ* 2012).

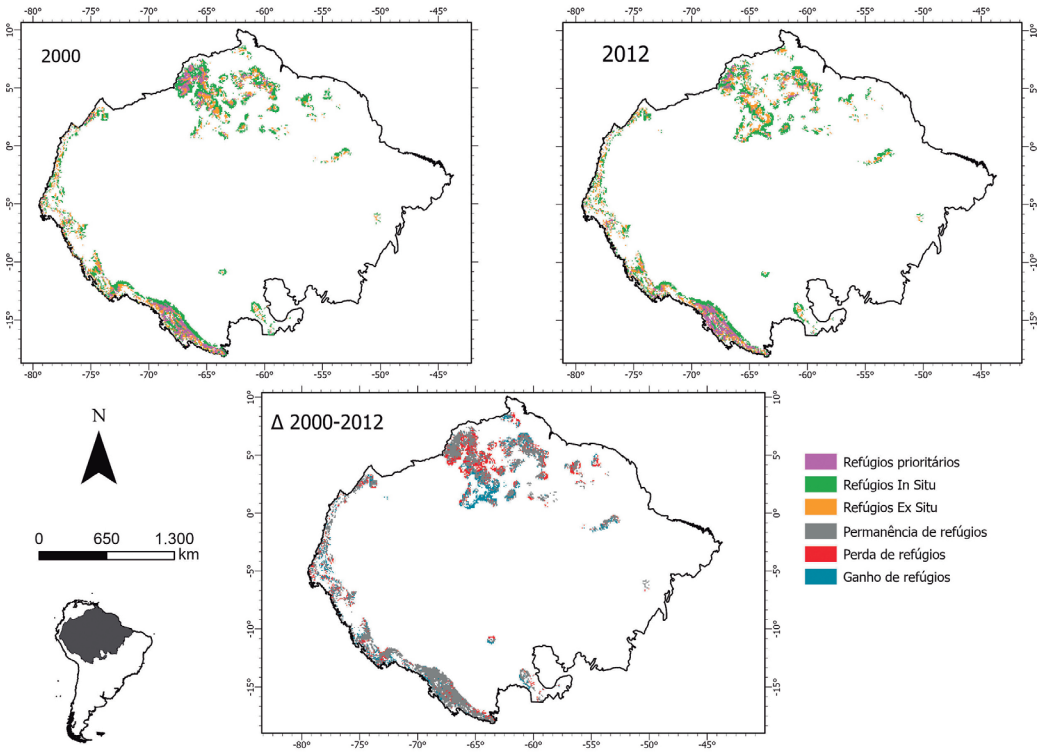
Entre 2000 e 2012 os macrorrefúgios climáticos *In situ* e *Ex Situ* da Amazônia tiveram trajetórias contrárias. Refúgios *In Situ* tiveram sua área restringida em 26.871,90 km², perda correspondente a 5,6 % da área de cobertura de dossel florestal disponível para refúgios. A ecorregião que mais perdeu Refúgios *In Situ* em extensão areal foi a Guianan Highlandsmoist forests (~ 12.517 km²) e a que mais perdeu Refúgios *Ex Situ* foi a Pantepui *forests & shrublands* (~ 8.885 km²). Porém, se considerarmos a proporção de perda à área total de cada ecorregião em 2000, a ecorregião que mais perdeu áreas de Refúgio *In Situ* foi a Cordillera Central Páramo (~ 60 %) e a que mais perdeu Refúgio *Ex Situ* foi a Northwest Andean montane forests (100%).

Como a base de dados de cobertura da terra também quantifica os ganhos de cobertura de dossel florestal (Hansen et al., 2013), registrou-se o ganho total de 25.917,90 km², correspondente a 5% da área de cobertura de dossel florestal disponível para refúgios em 2000. Uma ecorregião que não possuía refúgios climáticos em 2000, passou a ter em 2012: a Purus Várzea. A ecorregião que mais ganhou Refúgios *In Situ* em extensão foi a Negro-Branco moist forests (~ 3.496 km²) e a que mais ganhou Refúgios *Ex Situ* foi a Bolivian Yungas (~ 3.789 km²). Se considerarmos a proporção de ganho à área total de cada ecorregião em 2000, a ecorregião que mais ganhou áreas de Refúgio *In Situ* foi a Northern Andean Páramo (~ 935 %), e a que mais ganhou Refúgios *Ex Situ* foi a Maranhão Dry Forests (~ 493 %).

Tabela 1 – Comparação das extensões espaciais (km²) e da porcentagem correspondente das classes de refúgios climáticos entre 2000 e 2012. Os valores em porcentagem das colunas 2000 e 2012 sao referentes a porcentagem das areas de refugios em relacao a area total da Amazonia (6.101.067,43 km²). Os valores em porcentagem *da* coluna Δ 2000-2012 sao referentes a porcentagem de area perdida ou ganha entre 2000 e 2012 em relacao a area original em 2000

Tipos de Refúgios	2000	2012	Δ 2012-2000
Cobertura total de dossel florestal (km²)	6.101.067,43	5.859.680,59	- 241.386,84
Refúgio total (km²)	479.507,90	460.549,75	-18.958,15
% Refúgio	7,8	7,8	-3,9
Refúgio In Situ (km²)	351.748,80	324.876,90	-26.871,90
% In Situ	73,3	70,5	-5,6
Refúgio Ex Situ (km²)	199.731,90	201.962,30	+2.230,40
% Ex Situ	41,6	43,8	0,4
Prioritário (km²)	46.315,70	66.290,20	+19.974,50
% Prioritário	9,6	14,3	4,1
Refúgios em áreas protegidas (km²)	313.475	321.041	7.5
% Áreas protegidas (AP)	5,1	5,4	0,002
Refúgios In Situ em AP (km²)	204.848,50	205.832,90	+984,40
% In Situ em AP	63,3	64,1	0,48
Refúgios Ex Situ em AP (km²)	130.088,80	134.583,30	+4.494,50
% Ex Situ em AP	41,4	41,9	3,45

Fonte: Elaborado pelo autor.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 1 – Distribuição espacial dos refúgios climáticos em 2000 (a) e 2012 (b); Distribuição dos ganhos e perdas de área de refúgios climáticos entre 2000-2012 com base na cobertura de dossel florestal (c).

Discussão

Refúgios Climáticos na Amazônia

Usando um modelo de macrorrefúgios que utiliza a velocidade baseada em análogos a partir da temperatura e precipitação, nossos resultados indicaram que até 2050 potencialmente 7,8% da Amazônia representarão áreas climaticamente adequadas ou de fácil migração para as espécies. As restantes apresentarão áreas não análogas ao clima do presente ou muito distantes para que as espécies consigam migrar. Os macrorrefúgios climáticos estão espacialmente distribuídos nas bordas oeste, junto à encosta andina, e na borda norte, no escudodas guianas (Figura 1). A borda sudeste e o centro da Amazônia apresentam uma grande extensão espacial ausente de refúgiosclimáticos. O centro da Amazônia, composto principalmente por florestas de várzea, é constituído por células onde condições climáticas atuais estarão muito distantes dos análogos futuros ou condições climáticasfuturas irão escapar à variabilidade histórica. A borda sudeste, por outro lado, é marcada pelo avanco da fronteira agrícola, formando um mosaico de fragmentos florestais e áreas agrícolas, que dificulta a redistribuição espacial de espécies (Marques et al., 2020).

Esses resultados concordam com evidências observadas por Feeley et al. (2012) que, usando dados de coleta de herbários, demonstrou que a maioria das espécies de plantas amazônicas que exibem movimentos de extensão estão perdendo hábitats mais rápido em porções mais quentes e de baixa elevação de suas distribuições geográficas e compensando isso com a migração para novas áreas em altitudes mais elevadas. A mesma tendência é evidenciada em dados de experimentos de campo (Feeley et al., 2011), com os quais identificou-se aumento na abundância relativa de táxons de várzea na encosta oriental dos Andes peruanos. Ambos os estudos apontam que espécies equatoriais precisarão mudar suas distribuições para maiores altitudes (Feeley; Rehm; Machovina, 2012). Nesse sentido, um dos maiores obstáculos para a migração das espécies, no ritmo intenso com que mudanças climáticas estão ocorrendo nos trópicos, será o baixo gradiente de elevação na Amazônia, que torna estas distâncias muito longas em alguns locais (Loarie et al., 2009). Tal condição é representada explicitamente em nosso modelo pelo padrão de refúgios climáticos na encosta andina e região da guianas e extensa ausência de refúgios no centro da Amazônia.

Ao comparar nossos resultados com outras projeções percebe-se concordância dos valores, apesar de diferentes fontes de dados e métodos de busca por análogos. Feeley e Rehm (2012) mensurou – também utilizando precipitação e temperatura – que 53% das células possuíam análogos em 2050 que podem ser alcançados com velocidades 2 km/ano. Os resultados de nosso modelo indicam que 8% das células possuem análogos que podem ser alcançados com velocidades de até 0,6 km/ano (percentil 5 de velocidades). A fim de comparação com modelos anteriores, realizamos um teste utilizando o percentil 50 de velocidades, limitando a busca por análogos em células com até 3 km/ano, e para essas até 51% das áreas possuem análogos climáticos. Além de diferentes métodos de busca análogos e da utilização de diferentes gerações de GCM (modelos do CMIP6, utilizados aqui, apresentam valores médios mais elevados) – nosso modelo acrescenta o cálculo das velocidades de recuo, que representam implicações ecológicas únicas (Hamann et al., 2015), tais como o potencial isolamento de uma área como hábitat adequado para espécies e o surgimento de climas que escapam à variabilidade histórica do presente em todo o bioma, nomeados novos climas.

A localização dos refúgios climáticos nas bordas do limite biogeográfico da Amazônia acarreta desafios particulares para sua conservação a depender da localização geográfica. A borda sudeste é a região de maiores níveis históricos de desmatamento, conformando uma fronteira de expansão agrícola. Refúgios climáticos nesta área, portanto, estão duplamente ameaçados: pelo maior nível de fragmentação de habitats e pelos menores extensões de refúgios climáticos (Aguiar et al., 2016). A borda oeste compreende a encosta andina, e uma expansão de áreas protegidas nessa área será desafiada por microendemias geograficamente isoladas e padrões endêmicos variados entre táxons, além do aumento do desmatamento de menor escala (Swenson et al., 2012).

Em relação aos tipos de refúgios, que por sua vez indicam as habilidades necessárias para espécies sobreviverem, identificaram-se dois terços da área de refúgios da Amazônia como Refúgios *In Situ* e um terço Refúgios *Ex Situ*, e 14% das áreas têm sobreposição de ambas as classes. Refúgios *In Situ* são caracterizados por condições climáticas relativamente constantes que facilitam a persistência das espécies (Keppel; Wardell-Johnson, 2012). Portanto são áreas essenciais para espécies de baixa capacidade dispersiva (Ashcroft, 2010; Carroll et al., 2015) e indiscutivelmente de alta prioridade para a conservação dado seu potencial em reter populações (Michalak et al., 2018). Enquanto isso, Refúgios *Ex Situ* são áreas que irão servir como florestas de climas adequados para muitas espécies no futuro. Portanto, são ideais para espécies incapazes de ocupar continuamente sua distribuição atual.

A maior proporção de Refúgios *In Situ* e Refúgios Prioritários, em comparação com refúgios apenas *Ex Situ,* indica que a maior parte dos hábitats adequados no futuro serão em áreas com condições climáticas cada vez mais raras e que, ao mesmo tempo, permanecerão dentro dos limites da variabilidade histórica das células circundantes. Em razão disso, é possível inferir uma intensa mudança composicional nas comunidades dessas áreas, seja por interações de competição, seja por incompatibilidades fenológicas entre espécies de flora e fauna (Parmesan, 2006). Interações de competição causadas pela redistribuição da biodiversidade são pouco consideradas em avaliações dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, porém modelos indicam que elas podem diminuir a riqueza de espécies e produzir as chamadas comunidades "não análogas", definidas como uma nova combinação de espécies que atualmente não co-ocorrem. Tais impactos podem ser maiores quando espécies têm nichos estreitos, as taxas médias de dispersão em toda a comunidade são baixas, e quando as espécies diferem nas habilidades de dispersão – como é o caso de espécies tropicais (Urban et al., 2012). Entretanto, ressalta-se que projeções de mudanças distributivas de espécies sob as mudanças climáticas baseadas em modelos do tipo envelope climático (Wiens et al., 2009) não são projetadas para incorporar explicitamente as interações entre as espécies e carecem de investigações sobre este efeito à nível de bioma na Amazônia.

Conservação dos refúgios

A identificação de refúgios é uma etapa-chave na produção de dados que informem melhor a tomada de decisão baseada nos possíveis impactos das mudanças climáticas (Jones et al., 2016; Reside et al., 2018). Nesse sentido, o primeiro passo para uma priorização de áreas protegidas que lide com os impactos das mudanças climáticas deve ser avaliar o quão bem as áreas atuais já alcançamesse propósito (Haight; Hammill, 2019). Nosso modelo mostra que uma proporção substancial de mais da metade dos refúgios climáticos está protegida pela configuração atual da rede de áreas protegidas do bioma Amazônia. Essa descoberta indica que muitas PA da região – assim como de outras latitudes (Michalak et

al., 2018) – têm um papel importante a desempenhar na conservaçãode espécies adaptadas a condições climáticas cada vez mais raras. Entretanto, a outra metade dos refúgios da Amazônia existe fora da rede atual de PA. Espera-se, portanto, que a identificação dessas áreas possa levar a reavaliações de sua conservação e, assim, evite o avanço das mudanças deuso e cobertura da terra sobre elas.

Uma segunda análise comparativa dos refúgios climáticos foi feita entre as classes de ecorregiões no bioma Amazônia. Ecorregiões são unidades contendo um conjunto distinto de comunidades e espécies naturais definidas com base no conhecimento biogeográfico existente(Olson et al., 2001). Assim, são úteis para o planejamento da conservação em escalas regionais. Em nosso modelo, a maior parte das ecorregiões estão cobertas em algum nível por refúgios. Porém, nem todas as ecorregiões terão refúgios climáticos. Verificamos que 14 das 53 ecorregiões não possuem nenhuma área classificada como refúgio climático. As ecorregiões com maiores extensões de refúgios climáticos estão distribuídas nas Yungas bolivianas e no escudo das guianas – essa última uma das áreas mais prístinas da Amazônia (Gomes et al., 2019) e com uma composição de espécies de flora única (Ter Steege et al., 2000).

Desmatamento em refúgios climáticos

Entre 2000 e 2012, aproximadamente 1,2% da área total de refúgios climáticos nas florestas amazônicas foi perdida. Especificamente, foram perdidos 5,6% dos refúgios climáticos *In Situ*, enquanto houve um ganho relativo de 4% e 0,4% nos refúgios Prioritários e *Ex Situ*, respectivamente, devido ao crescimento das florestas secundárias. Esse intervalo de 12 anos foi um período de intensas mudanças na dinâmica de desmatamento. Durante os primeiros anos do século, na Amazônia brasileira, o desmatamento atingiu suas maiores taxas históricas, com o pico de 27.772 km² / ano em 2004 e em 2012 o desmatamento diminuiu para sua menor taxa das últimas duas décadas, 4.571 km²/ano (Inpe, 2024). Apesar de não entrarem no escopo deste estudo os dados a partir de 2012, vale notar que após os anos de tendência de queda, o desmatamento na Amazônia voltou a aumentar até 2021 (13.038 km² / ano) e atualmente apresenta uma retomada da tendência de queda (Inpe, 2024). Ressaltamos que os padrões de perda de refúgios climáticos na Amazônia avaliados neste trabalho (2000-2012) podem refletir os valores contemporâneos, uma vez que estes estão próximos das baixas taxas de desmatamento alcançadas no período estudado (Viera; Silva, 2024).

No periodo estudado, a distribuição espacial de perda da floresta também mudou: o padrão de arco do sul da Amazônia brasileira deu lugar a pontos críticos no Peru e na Bolívia;ao mesmo tempo que o padrão de novas clareiras florestais grandes (> 50 ha) diminuiu significativamente, substituído pelo padrão de novas clareiras pequenas (<1 ha) (Kalamandeen et al., 2018). Nossos resultados sustentam que a mudança de pontos críticos para áreas no Peru e na Bolívia pode ser preocupante devido a grande quantidade de refúgios climáticos identi-

ficados nas encostas andinas desses países. Identificamos ainda que a borda com menores extensões de refúgios é a borda sudeste e isso concorda com o histórico dessa região como ponto crítico do desmatamento (Aguiar et al., 2016).

Além da perda de refúgios, como os dados de alto resolução espacial (30 metros, degradados para 10 km) utilizados nesse modelo são capazes de capturar a dinâmica da cobertura de dossel florestal – foram identificadas também áreas com ganhos de refúgios climáticos. Aproximadamente 0,4% das células experenciou ganhos de refúgios. A ecorregião que mais ganhou Refúgios *In Situ* em extensão foi a Negro-Branco moist forests (~ 3.496 km²), e a que mais ganhou Refúgios *Ex Situ* foi a Bolivian Yungas (~ 3.789 km²). Porém, se compararmos a proporção de área em 2012 à área total das ecorregiões em 2000, a ecorregião que mais ganhou áreas de Refúgio *In Situ* foi a Northern Andean Páramo (~ 935%), e a que mais ganhou Refúgios *Ex Situ* foi a Maranhão Dry Forests (~ 493%). Tal acréscimo em termos percentuais pode ser reflexo da metodologia de identificação de dossel florestal que é sensível à queimadas e pode assim resultar em grandes variações anuais (Hansenet al., 2013). As florestas secundárias representam um importante papel no planejamento da conservação e política ambiental na Amazônia (Wang et al., 2020) e estudos sobre sua influência no movimento das espécies podem aperfeicoar métricas de potencial redistribuição da biodiversidade (Chazdon et al., 2009). Em nosso modelo não foi levada em conta o nível de degradação florestal – apenas considerou-se as células com cobertura de dossel florestal maior que 50% (Hansen et al., 2013). Mas vale notar que, apesar de menos estudados, os distúrbios causados pela degradação florestal excedem as taxas de desmatamento na Amazônia brasileira em extensão espacial (Matricardi et al., 2020). Avanços em modelos preditivos como o desenvolvido neste estudo devem incluir os níveis de degradação florestal como indicador da qualidade de uma célula em promover o deslocamento espacial da distribuição de uma espécie.

O desmatamento entre 2000-2012 causou não somente perda de área dos macrorrefúgios, mas também contribuiu para o aumento da distância média que espécies terão que enfrentar para redefinir sua área de ocupação para dentro de refúgios climáticos *Ex Situ*. A fragmentação da paisagem é capaz de servir como barreira para a migração, reduzindo a velocidade real dos movimentos de dispersão de sementes e, assim, da redistribuição de nichos (Corlett; Westcott, 2013). Os resultados indicam, dessa forma, que o desmatamento em áreas adjacentes aos refúgios está limitando ainda mais a capacidade das espécies de rastrear climas adequados conforme eles mudam rapidamente (McGuire et al., 2016).

Por fim, é bem constatado que a perda indiscriminada de florestas tropicais por desmatamento significa também a perda de biodiversidade (Barlow et al., 2016; Gibson et al., 2011), serviço ecossistêmicos (Nobre et al., 2016) e reservas de carbono terrestre (Aguiar et al., 2016). Quando combinados, o desmatamento e as mudanças climáticas podem causar um grande declínio na riquezade

espécies de árvores da Amazônia, suprimindo mais da metade da área original ambientalmente adequada das espécies (Gomes et al., 2019). O modelo aqui desenvolvido mostra que quando essa supressão de florestas tropicais ocorre em uma área potencialmente adequada como hábitat para espécies no futuro, perde-se ainda uma das poucas possibilidades das espécies se adaptarem às mudanças climáticas. Além disso, mesmo se a mudança no uso e cobertura da terra não ocorre em áreas de refúgios, mas em adjacências, há o potencial de limitar as trajetórias de migrações.

Limites do método

Um dos maiores desafios da modelagem atual é prever a potencial redistribuição das espécies levando em conta diferentes fatores climáticos, não apenas a temperatura, e combiná-los com fatores que interferem na conectividade entre os climas análogos, como a fragmentação dos hábitats. Em busca de maior relevância ecológica, utilizou-se aqui uma definição de análogos a partir de uma análise multivariada (Temperatura média anual e Precipitação anual) e aplicou-se um método de busca capaz de traçar rotas com menor custo climático sobre uma camada de cobertura de dossel florestal que exclui áreas desmatadas. Entretanto, além do clima e das mudanças de uso e cobertura da terra, muitos outros fatores não considerados podem influenciar a condição de hábitat adequado para espécies. Por exemplo, as distribuições de muitas espécies tropicais são determinadas especialmente por outros fatores ambientais não climáticos, como o tipo de solo (Moulatlet et al., 2017). Isso significa que as projeções de disponibilidade de hábitat adequado no futuro para espécies da Amazônia provavelmente ainda são conservadoras em relação à redução real que poderá acontecer (Ibáñez et al., 2006).

Nesse modelo a definição de refúgios baseou-se nos 5% menores valores de velocidades das mudanças climáticas distribuídas no bioma Amazônia, que corresponde à velocidade de 0,6 km/ano para as velocidades de avanço e de recuo. Essa escolha seguiu o método de Haight e Hammill (2019) para definição de refúgios e impactou os padrão espacial do modelo. Uma maior abrangência de valores para definição de refúgios resultaria proporcionalmente em uma maior extensão de áreas. Por exemplo, uma definição de refúgios como células com valores de velocidades climáticas 50% menores, corresponderia à velocidades de até 3km/ano e estenderia os refúgios para até 51% do biomaAmazônia.

No modelo desenvolvido os resultados são limitados pela resolução de 10 km, com base nos dados de entrada do clima. Essa escala permite identificar os macrorrefúgios, que se constituem num índice de potencial adequabilidade de hábitats em uma abordagem de conservação mais ampla (Carroll et al., 2017). No entanto, macrorrefúgios não devem ser considerados isoladamente na priorização de áreas para conservação e para avaliar refúgios de espécies individuais, ou planejar a conservação em escala regional, modelos em escala mais fina podem ser mais informativos (Carroll et al., 2017; Stralberg et al., 2017).

É importante notar também que os macrorrefúgios climáticos aqui identificados representam apenas um tipo de refúgio e que outros tipos também são importantes. Isso inclui áreas mais resistentes à extremos climáticos (Morelli et al., 2016), refúgios em redes de drenagem para espécies aquáticas (Troia et al., 2019) e refúgios à distúrbios específicos como incêndios florestais, secas ou surtos de insetos (Krawchuk et al., 2020). É possível ainda classificar os refúgios com base na trajetória climática ao longo da paisageme no tempo de permanência das espécies nestas áreas, diferenciado assim refúgios, *stepping stones eholdouts* (Hannah et al., 2014).

Outra maneira de aumentar a relevância ecológica dos modelos de potencial redistribuição das espécies é investigar mais profundamente os processos ecológicos que determinam outras consequências das mudanças climáticas sobre a biodiversidade. Em face de tais mudanças, espécies deverão ser capazes de se aclimatar por plasticidade fenotípica, adaptar por mudanças fisiológicas ao longo de gerações ou migrar para manter seu nicho climático, e apenas falhando em todas estas possibilidades, as espécies podem ser extintas (Feeley; Rehm; Machovina, 2012). A métrica VoCC é comumente utilizada para inferir implicações ecológicas no eixo espacial, assim não foram incluídas nesse modelo e nem serão discutidas as respostas fenológicas e fisiológicas das espécies (Bellard et al., 2012).

A compreensão das respostas ecológicas no eixo espacial tem como premissa a abordagem de envelopes climáticos, isto é: de que as espécies estão atualmente em equilíbrio com o clima e, em face das mudanças climáticas, irão rastrear seus nichos climáticos ao longo da paisagem (Wiens et al., 2009). Entretanto, a realidade é que uma espécie pode ser capaz de tolerar uma gama de condições climáticas mais ampla do que seu nicho climático atual – isso quando não há outros fatores como predação ou competição (Hillerislambers et al., 2013). Portanto, para explorar as possibilidades de algumas espécies persistirem através de migração – ou de outras respostas ecológicas individuais e combinadas – sugere-se a inclusão de atributos funcionais que indiquem capacidades dispersivas e tolerâncias climáticas. Por exemplo, estudos recentes indicam que determinados atributos funcionais de tolerância à seca e ao calor determinam a sobrevivência das árvores amazônicas (Barros et al., 2019; Tiwari et al., 2020).

Considerações finais

Este estudo desenvolveu e avaliou uma oportunidade de priorização de áreas protegidas na floresta amazonica a partir da abordagem de velocidades climáticas. As áreas com menores velocidades climáticas (percentil 5) foram consideradas refúgios climáticos. Consideramos as velocidades sobre uma camada de cobertura de dossel florestal que limitou a busca por condições climáticas em florestas – o que aumentou a relevância ecológica e permitiu a quantificação da perda de refúgios pelo desmatamento histórico (até o ano de 2012). Nossa análise revelou que entre 2000-2012 os macrorrefúgios climáticos *In*

Situ da Amazônia perderam 5,6% de sua área pelo impacto do desmatamento, ao mesmo tempo que o crescimento de florestas secundárias causou um ganho de 4% e 0,4% em refúgios prioritários e *Ex Situ*, respectivamente. Pontuamos que tais padrões de perda de refúgios climáticos na Amazônia ocorridos entre 2000-2012 podem refletir os valores contemporâneos, uma vez que desde de 2021 as taxas de desmatamento estão em declínio similar ao ocorrido no período estudado. Além disso, apesar de 69% dos refúgios estarem dentro de Áreas Protegidas, o restante desprotegido está potencialmente ameaçado, sobretudo aqueles distribuídos nas encostas andinas do Peru e Bolívia, onde nos anos recentes o desmatamento avança. Atualmente os refúgios ocupam apenas 7,8% do bioma Amazônia (460.549,75 km²), sendo que cerca de 70% destes são Refúgios *In Situ*, 43% Refúgios *Ex Situ* e 14% são sobreposições entre as classes. Eles distribuem-se espacialmente em diferentes níveis por quase todas as ecorregiões, sendo as maiores extensões nas Yungas bolivianas e no escudo das guianas.

A Amazônia é uma área-chave para investigação da redistribuição potencial da área de ocupação de espécies em resposta às mudanças climática. A redistribuição espacial dos nichos ecológicos será uma das últimas oportunidades para a sobrevivência das espécies, uma vez que a região amazônica combina rápidas velocidades climáticas (Hamann et al. 2015; Loarie et al., 2009), baixas capacidades das espécies se aclimatarem ou se adaptarem às mudanças globais (Perez; Stroud; Feeley, 2016) e intenso avanço da fronteira do desmatamento (Kalamandeen et al., 2018). Nosso modelo de refúgios a partir de menores velocidades necessárias para acompanhar as mudanças climáticas indica que é urgente que os refúgios climáticos sejam incorporados nos planos de conservação implementados no bioma Amazônia – seja na conservação de florestas previstas como refúgios climáticos, seja na recuperação de refúgios climáticos atualmente degradados.

Referências

AGUIAR, A. P. D. et al. Land Use Change Emission Scenarios: Anticipating A Forest Transition Process In The Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, v.22, p.1821-40, 2016. https://Doi.Org/10.1111/Gcb.13134.

ASHCROFT, M. B. Identifying Refugia From Climate Change. *Journal Of Biogeography*, v.37, n.8, p.1407-13, 2010. https://Doi.Org/10.1111/J.1365-2699.2010.02300.X.

BARLOW, J. et al. Anthropogenic Disturbance In Tropical Forests Can Double Biodiversity Loss From Deforestation. *Nature*, v.535. n.7610, p.144-7, 2016. https://Doi.Org/10.1038/Nature18326.

BARROS, F. de V. et al. Hydraulic Traits Explain Differential Responses Of Amazonian Forests To The 2015 El Niño-Induced Drought. *New Phytologist*, v.223, n.3, p.1253-66, 2019. https://Doi.Org/10.1111/Nph.15909.

BELLARD, C. et al. Impacts Of Climate Change On The Future Of Biodiversity. *Ecology Letters*, v.15, p.365-77, 2012. https://Doi.Org/10.1111/J.1461-0248.2011.01736.X.

CARROLL, C. et al. Biotic And Climatic Velocity Identify Contrasting Areas Of Vulnerability To Climate Change. *Plos ONE*, v.10, n.10, 2015. https://Doi.Org/10.5061/Dryad.Q8d7d.Funding.

CARROLL, C. et al. Scale-Dependent Complementarity Of Climatic Velocity And Environmental Diversity For Identifying Priority Areas For Conservation Under Climate Change. *Global Change Biology*, v.23, n.11, p.4508-20, 2017. https://Doi.Org/10.1111/Gcb.13679.

CHAZDON, R. L. et al. The Potential For Species Conservation In Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology*, v.23, n.6, p.1406-17, 2009. https://Doi.Org/10.1111/J.1523-1739.2009.01338.X.

CHEN, I. C. et al. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, v.333, n.6045, p.1024-6, 2011. ISSN: 00368075, DOI: 10.1126/science.1206432.

CORLETT, R. T.; WESTCOTT, D. A. Will Plant Movements Keep Up With Climate Change? *Trends In Ecology And Evolution*, v.28, n.8, p.482-8, 2013. https://Doi.Org/10.1016/J.Tree.2013.04.003.

DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S. A. Change Exposure In Mountainous Regions. *Nature Communications*, v.1-8, 2016. https://Doi.Org/10.1038/Ncomms12349.

EYRING, V. et al. Overview Of The Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) Experimental Design And Organization. *Geoscientific Model Development*, v.9, n.5, p.1937-58, 2016. https://Doi.Org/10.5194/Gmd-9-1937-2016.

FEELEY, K. J. et al. The Relative Importance Of Deforestation, Precipitation Change, And Temperature Sensitivity In Determining The Future Distributions And Diversity Of Amazonian Plant Species. *Global Change Biology*, v.18, n.8, p.2636-47, 2012. https://Doi.Org/10.1111/J.1365-2486.2012.02719.X.

FEELEY, K. J.; REHM, E. M. Amazon's vulnerability to climate change heightened by deforestation and man-made dispersal barriers. *Global Change Biology*, v.18, n.12, p.3606-14, 2012. ISSN: 13541013, DOI: 10.1111/gcb.12012.

FEELEY, K. J.; REHM, E. M.; MACHOVINA, B. The responses of tropical forest species to global climate change: acclimate, adapt, migrate, or go extinct? *Frontiers of Biogeography,* v.4, n.2, 2012. DOI: 10.21425/f5fbg12621.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. Worldclim 2: New 1-Km Spatial Resolution Climate Surfaces For Global Land Areas. *International Journal Of Climatology*, v.37, n.12, p.4302-15, 2017. https://Doi.Org/10.1002/Joc.5086.

FRICKO, O. et al. The Marker Quantification Of The Shared Socioeconomic Pathway 2: A Middle-Of-The-Road Scenario For The 21st Century. *Global Environmental Change*, v.42, p.251-67, 2017. https://Doi.Org/10.1016/J.Gloenvcha.2016.06.004.

FUENTES-CASTILLO, T.; HERNÁNDEZ, H. J.; PLISCOFF, P. Hotspots And Ecoregion Vulnerability Driven By Climate Change Velocity In Southern South America. *Regional Environmental Change*, v.20, n.1, 2020. https://Doi.Org/10.1007/S10113-020-01595-9.

GARCIA-MOLINOS, J. et al. Improving The Interpretability Of Climate Landscape Metrics: An Ecological Risk Analysis Of Japan's Marine Protected Areas. *Global Change*

Biology, v.23, n.10, p.4440-52, 2017. https://Doi.Org/Https://Doi.Org/10.1111/Gcb.13665.

GARCÍA MOLINOS, J. et al. Vocc: An R Package For Calculating The Velocity Of Climate Change And Related Climatic Metrics. *Methods In Ecology And Evolution*, v.10, n.12, p.2195-202, 2019. https://Doi.Org/10.1111/2041-210X.13295.

GIBSON, L. et al. Primary Forests Are Irreplaceable For Sustaining Tropical Biodiversity. *Nature*, v.478, n.7369, p.378-381, 2011. https://Doi.Org/10.1038/Nature10425.

GOMES, V. H. F. et al. Amazonian Tree Species Threatened By Deforestation And Climate Change. *Nature Climate Change*, v.9, n.7, p.547-53, 2019. https://Doi.Org/10.1038/S41558-019-0500-2.

GOMES, V. H. F. et al. Modelling The Distribution Of Amazonian Tree Species In Response To Long-Term Climate Change During The Mid-Late Holocene. *Journal Of Biogeography*, v.47, n.7, p.1530-40, 2020. https://Doi.Org/10.1111/Jbi.13833.

HAIGHT, J.; HAMMILL, E. Protected Areas As Potential Refugia For Biodiversity Under Climatic Change. *Biological Conservation*, 108258, May 2019. https://Doi.Org/10.1016/J.Biocon.2019.108258.

HANNAH, L. et al. Fine-Grain Modeling Of Species' Response To Climate Change: Holdouts, Stepping-Stones, And Microrefugia. *Trends In Ecology And Evolution*, v,29, n.7, p.390-7, 2014. https://Doi.Org/10.1016/J.Tree.2014.04.006.

HAMANN, A. et al. Velocity Of Climate Change Algorithms For Guiding Conservation And Management. *Global Change Biology*, v.21, n.2, p.997-1004, 2015. https://Doi.Org/10.1111/Gcb.12736.

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps Of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, v.850, p.123-34, nov. 2013. https://Doi.Org/10.1126/Science.1244693.

HILLERISLAMBERS, J. et al. How Will Biotic Interactions Influence Climate Change-Induced Range Shifts? *Annals Of The New York Academy Of Sciences*, May 2013, N/A-N/A. https://Doi.Org/10.1111/Nyas.12182.

IBÁÑEZ, I. et al. Predicting Biodiversity Change : Outside The Climate Envelope, Beyond The Species-Area Curve. *Ecology*, v.87, n.8, p.1896-906, 2006.

INAGUE, G. M.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M. C. M. Climate Change Threatens The Woody Plant Taxonomic And Functional Diversities Of The Restinga Vegetation In Brazil. *Perspectives In Ecology And Conservation*, v.Xxxx, p.4-11, 2021. https://Doi.Org/10.1016/J.Pecon.2020.12.006.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AMAZÔNIA E DEMAIS BIOMAS. Desmatamento – Amazônia Legal – Disponível em: <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 29 set. 2024.

JONES, K. R. et al. Incorporating Climate Change Into Spatial Conservation Prioritisation: A Review. *Biological Conservation*, v.194, p.121-30, 2016. https://Doi.Org/10.1016/J.Biocon.2015.12.008.

JOPPA, L. N.; LOARIE, S. R.; PIMM, S. L. On The Protection Of "Protected Areas."

Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America, v.105, n.18, p.6673-8, 2008. https://Doi.Org/10.1073/Pnas.0802471105.

KALAMANDEEN, M. et al. Pervasive Rise Of Small-Scale Deforestation In Amazonia. *Scientific Reports*, v.8, n.1, p.1-10, 2018. https://Doi.Org/10.1038/S41598-018-19358-2.

KEPPEL, G.; WARDELL-JOHNSON, G. W. Refugia: Keys To Climate Change Management. *Global Change Biology*, v.18, n.8, p.2389-91, 2012. https://Doi.Org/10.1111/J.1365-2486.2012.02729.X.

KRAWCHUK, M. A. et al. Disturbance Refugia Within Mosaics Of Forest Fire, Drought, And Insect Outbreaks. *Frontiers In Ecology And The Environment*, v.18, n.5, p.235-44, 2020. https://Doi.Org/10.1002/Fee.2190.

LAWLER, J. J. et al. Projected Climate-Driven Faunal Movement Routes. *Ecology Letters*, v.16, n.8, p.1014-22, 2013. https://Doi.Org/10.1111/Ele.12132.

LITTLEFIELD, C. E. et al. Connecting Today's Climates To Future Climate Analogs To Facilitate Movement Of Species Under Climate Change. *Conservation Biology*, v.31, n.6, p.1397-408, 2017. https://Doi.Org/10.1111/Cobi.12938.

LOARIE, S. R. et al. The Velocity Of Climate Change. *Nature*, v.462, n.7276, p.1052-5, 2009. https://Doi.Org/10.1038/Nature08649..

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon Tipping Point. *Science Advances*, v.4, n.2, p.1-2, 2018. https://Doi.Org/10.1126/Sciadv.Aat2340.

MANCHEGO, C. E. et al. Climate Change Versus Deforestation: Implications For Tree Species Distribution In The Dry Forests Of Southern Ecuador. *Plos ONE*, v.12, n.12, p.1-19, 2017. https://Doi.Org/10.1371/Journal.Pone.0190092.

MARQUES, E. Q. et al. Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, v.29, n.5, p.1501-17, 2020. ISSN: 15729710, DOI: 10.1007/s10531-019-01720-z.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-Term Forest Degradation Surpasses Deforestation In The Brazilian Amazon. *Science*, v.369, n.6509, p.1378-82, 2020. https://Doi.Org/10.1126/SCIENCE.ABB3021.

MCGUIRE, J. L. et al. Achieving Climate Connectivity In A Fragmented Landscape. *PNAS*, v.113, n.26, 2016. https://Doi.Org/10.1073/Pnas.1602817113.

MICHALAK, J. L. et al. Distribution And Protection Of Climatic Refugia In North America. *Conservation Biology*, v.32, n.6, p.1414-25, 2018. https://Doi.Org/10.1111/Cobi.13130.

MORELLI, T. L. et al. Managing Climate Change Refugia For Climate Adaptation. *Plos ONE*, v.11, n.8, p.1-17, Aug. 2016. https://Doi.Org/10.1371/Journal.Pone.0159909.

MOULATLET, G. M. et al. Using digital soil maps to infer edaphic affinities of plant species in Amazonia: Problems and prospects. Ecology and Evolution, v. 7, no 20, p. 8463–8477, 2017. ISSN: 20457758, DOI: 10.1002/ece3.3242.

NOBRE, C. A. et al. Land-Use And Climate Change Risks In The Amazon And The Need Of A Novel Sustainable Development Paradigm. *PNAS*, v.113, n.39, p.10759-68, 2016. https://Doi.Org/10.1073/Pnas.1605516113.

OHLEMÜLLER, R. et al. The Coincidence Of Climatic And Species Rarity: High Risk To Small-Range Species From Climate Change. *Biology Letters*, v.4, n.5, p.568-72, 2008. https://Doi.Org/10.1098/Rsbl.2008.0097.

OLSON, D. M. et al. Terrestrial Ecoregions Of The World: A New Map Of Life On Earth. *Bioscience*, v.51, n.11, p.933-8, 2001. https://Doi.Org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v.37, p.637-69, 2006. ISBN: 1543-592X, ISSN: 1543-592X, DOI: 10.2307/annurev.ecolsys.37.091305.30000024.

PEREZ, T. M.; STROUD, J. T.; FEELEY, K. J. Thermal Trouble In The Tropics. *Science*, v.351, n.6280, p.1392-3, 2016. https://Doi.Org/10.1126/Science.Aaf3343.

PHILLIPS, O. L. et al. Habitat Association Among Amazonian Tree Species: A Landscape-Scale Approach. *Journal Of Ecology*, v.91, n.5, p.757-75, 2003. https://Doi.Org/10.1046/J.1365-2745.2003.00815.X.

PORTAL TERRABRASILIS. Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais (Inpe). 2024. Disponível em: <Http://Terrabrasilis.Dpi.Inpe.Br>..

RESIDE, A. E.; BUTT, N.; ADAMS, V. M. Adapting Systematic Conservation Planning For Climate Change. *Biodiversity And Conservation*, v.27, n.1, 2018. https://Doi.Org/10.1007/S10531-017-1442-5.

SANDEL, B. et al. The Influence Of Late Quaternary Climate-Change Velocity On Species Endemism. *Science*, v.334, p.660-4, nov. 2011. https://Doi.Org/10.1126/Science.1210173.

SENIOR, R. A.; HILL, J. K.; EDWARDS, D. P. Global Loss Of Climate Connectivity In Tropical Forests. *Nature Climate Change*, v.9, n.8, p.623-6, 2019. https://Doi.Org/10.1038/S41558-019-0529-2.

STRALBERG, D. et al. Macrorefugia For North American Trees And Songbirds : Climatic Limiting Factors And Multi-Scale Topographic Influences. *Global Ecology And Biogeography*, v.27, n.6, p.1-14, april 2017. https://Doi.Org/10.1111/Geb.12731.

SWENSON, J. J. et al. Plant and animal endemism in the eastern Andean slope: challenges to conservation. *BMC Ecology*, 2012. Disponível em: <http://www.biomedcentral.com/1472-6785/12/1>. DOI: 10.1186/1472-6785-12-1.

TER STEEGE, H. et al. A Spatial Model Of Tree Alpha-Diversity And Tree Density For The Amazon. *Biodiversity And Conservation*, v.12, n.11, p.2255-77, 2003.

TER STEEGE, H. et al. An Analysis Of The Floristic Composition And Diversity Of Amazonian Forests Including Those Of The Guiana Shield. *Journal Of Tropical Ecology*, v.16, n.6, p.801-28, 2000. https://Doi.Org/10.1017/S0266467400001735.

TIWARI, R. et al. Photosynthetic Quantum Efficiency In South-Eastern Amazonian Trees May Be Already Affected By Climate Change. *Plant Cell And Environment*, p.1-12, march 2020. https://Doi.Org/10.1111/Pce.13770.

TORRES-AMARAL, C. et al. The Climatic Risk Of Amazonian Protected Areas Is Driven By Climate Velocity Until 2050. *Plos One*, v.18, n.6, E0286457, 2023.

TROIA, M. J. et al. Species Traits And Reduced Habitat Suitability Limit Efficacy Of Climate Change Refugia In Streams. *Nature Ecology & Evolution*, v.3, sept. 2019. http://Dx.Doi.Org/10.1038/S41559-019-0970-7.

URBAN, M. C.; TEWKSBURY, J. J.; SHELDON, K. S. On A Collision Course: Competition And Dispersal Differences Create No-Analogue Communities And Cause Extinctions During Climate Change. *Proceedings Of The Royal Society B: Biological Sciences*, v.279, n.1735, p. 2072–80, 2012. https://Doi.Org/10.1098/Rspb.2011.2367.

VIEIRA, I. C. G. et al. Deforestation And Threats To The Biodiversity Of Amazonia. *Brazilian Journal Of Biology*, v.68, 4 SUPPL., p.949-56, 2008. https://Doi.Org/10.1590/S1519-69842008000500004.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C. da. Zero Deforestation And Degradation In The Brazilian Amazon. *Trends In Ecology & Evolution*, 2024.

WANG, Y. et al. Accepted - Nature Sustainability , 2020 Upturn In Secondary Forest Clearing Buffers Primary Forest Loss In The Brazilian Amazon. *Nature Sustainability*, 2020.

WIENS, J. A. et al. Niches, Models, And Climate Change: Assessing The Assumptions And Uncertainties. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, v.106, SUPPL. 2, p.19729-36, 2009. https://Doi.Org/10.1073/Pnas.0901639106.

WILLIAMS, J. W.; JACKSON, S. T.; KUTZBACH, J. E. Projected Distributions Of Novel And Disappearing Climates By 2100 AD. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, v.104, n.14, p.5738-42, 2007. https://Doi.Org/10.1073/Pnas.0606292104.

RESUMO – Refúgios climáticos são cruciais para a sobrevivência de diversas espécies em face das mudanças climáticas e do desmatamento. Na Amazônia, uma combinação de rápidas taxas de mudanças climáticas, extenso desmatamento e baixos níveis de tolerância climática faz que a migração para áreas com climas mais favoráveis seja uma estratégia vital. Neste estudo foram identificados e quantificados os macrorrefúgios climáticos na região entre 2000 e 2012. Descobriu-se que apenas 7,8% da Amazônia servem como refúgio, distribuídos especialmente nas bordas do bioma. Cerca de 70% são refúgios *In Situ* e 43% são *Ex Situ*. A maioria está em Áreas Protegidas, mas há lacunas em algumas ecorregiões. O desmatamento entre 2000 e 2012 resultou na perda de 1,2% dos refúgios. É urgente limitar essa perda e priorizar a proteção desses refúgios para garantir a adaptação da biodiversidade às mudanças climáticas.

PALAVRAS-CHAVE: Macrorrefúgios, VoCC, Desmatamento, Mudanças climáticas, Climas Análogos.

ABSTRACT – Climate refugia is crucial for the survival of various species in the face of climate change and deforestation. In the Amazon, a combination of rapid rates of climate change, extensive deforestation, and low levels of climate tolerance make migration a vital strategy. This study identified and quantified climate macro-refuges in the region between 2000 and 2012. It was found that only 7.8% of the Amazon serves as refugia, distributed mainly on the edges of the biome. Approximately 70% are in situ refugia and 43% are ex situ. The majority are in protected areas, but there are gaps in some ecoregions. Deforestation between 2000 and 2012 resulted in the loss of 1.2% of refugia. It is urgent to limit this loss and prioritize the protection of these refugia to ensure biodiversity adaptation to climate change.

KEYWORDS: Macrorefuges, VoCC, Deforestation, Climate change, Analogous climates.

Calil Torres-Amaral é discente no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) do Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Pará (UFPA). @ – calil.torresamaral@gmail.com / https://orcid.org/0000-0002-8910-4353.

Luciano Jorge Serejo dos Anjos é professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) do Instituto de Geociências, Faculdade de Meteorologia, da Universidade Federal do Pará (UFPA). @ – ljsanjos@gmail.com / https://orcid.org/0000-0002-3270-6679.

Everaldo Barreiros de Souza é professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) do Instituto de Geociências, Faculdade de Meteorologia, da Universidade Federal do Pará (UFPA). @ – everaldo@ufpa.br / https://orcid.org/0000-0001-6045-0984.

Ima Célia Guimarães Vieira é professora do Departamento de Botânica, Museu Paraense Emilio Goeldi. @ – ima@museu-goeldi.br / https://orcid.org/0000-0003-1233-318X.

Recebido em 29.4.2024 e aceito em 22.7.2024.

[I,II] Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Faculdade de Meteorologia, Belém, Pará, Brasil.

[III] Museu Paraense Emilio Goeldi, Departamento de Botânica, Belém, Pará, Brasil.