



IAGO BARROSO DA SILVA

O futuro dos quelônios amazônicos no contexto das mudanças climáticas

Belém,
2023

IAGO BARROSO DA SILVA

O futuro dos quelônios amazônicos no contexto das mudanças climáticas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação

Linha de Pesquisa: Zoologia aplicada

Orientador: Prof. Dr. Gleomar Fabiano Maschio

Coorientadora: Prof^a. Dra. Camila Kurzmann Fagundes

Belém,
2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586f Silva, Iago Barroso.
O futuro dos quelônios amazônicos no contexto das mudanças
climáticas / Iago Barroso Silva. — 2023.
53 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Gleomar Fabiano Maschio
Coorientação: Prof^a. Dra. Camila Kurzmann Fagundes
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Zoologia, Belém, 2023.

1. Modelos de distribuição de espécies. 2. Aquecimento
global. 3. Tartarugas continentais. 4. Jabutis. I. Título.

CDD 597.92

FOLHA DE APROVAÇÃO

IAGO BARROSO DA SILVA

O futuro dos quelônios amazônicos no contexto das mudanças climáticas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, do Museu Paraense Emílio Goeldi, em convênio com a Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre em Zoologia, sendo a COMISSÃO JULGADORA formada pelos seguintes membros:

Prof. DR. GLEOMAR FABIANO MASCHIO
Instituto de Ciências Biológicas /UFPA (Presidente)

Prof^a. DRA. ANA CRISTINA MENDES DE OLIVEIRA
Instituto de Ciências Biológicas /UFPA

Prof. DR. JUAREZ CARLOS BRITO PEZZUTI
Núcleo de Altos Estudos Amazônicos/UFPA

Prof. DR. LEANDRO SCHLEMMER BRASIL
Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde/UFMT

Prof. DR. PAULO DE MARCO JÚNIOR
Instituto de Ciências Biológicas/UFG

Prof^a. DRA. TEREZA CRISTINA GIANNINI
Instituto Tecnológico Vale

Quem honra aqueles que amamos pela vida que vivemos?
Quem envia monstros para nos matar?
E ao mesmo tempo, canções que nunca vão morrer?
Quem nos ensina o que é real e como rir das mentiras?
Quem decide quem vai viver ou morrer defendendo?
Quem nos acorrenta? E quem tem a chave para a nossa liberdade?
É você!
Você tem todas as armas que precisa.
Agora, lute!

(Sucker Punch 2011)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha Família (Mãe, Pai e Irmão), que dentro de suas possibilidades nunca deixaram de me apoiar durante toda minha trajetória, muitas vezes sem entender o caminho que trilhava.

Agradeço de forma imensurável ao Dr. Gleomar Fabiano e a Dra. Camila Fagundes, que sempre estiveram dispostos a me orientar e tirar dúvidas, respeitando minhas escolhas, me auxiliando nesse momento tão relevante que é minha especialização acadêmica. Vocês são hoje parte da minha história não somente como orientadores, mas também como grandes exemplos de profissionais.

Agradeço ao Dr. Daniel Paiva, que sempre se disponibilizou para sanar dúvidas e acrescentar suas considerações no trabalho.

A Dra. Geovana de Oliveira e Dra. Gabriela Gonçalves, por serem não somente profissionais exemplares, por acreditam em mim em momentos que estava sem norte. Se hoje posso entregar um trabalho que me orgulho, devo isso em grande parte a vocês. Muito Obrigado pelas palavras, scripts, conversar e principalmente pelo apoio.

A minha irmã (científica) mais velha Msc. Silvita Pinho, que a quase uma década me apoia e tranquiliza. No decorrer desse trabalho foi essencial. Muito obrigado por me dar esse privilégio de poder te chamar de Amiga.

A Maria Luiza, Bruno, Lucas Abreu e João Vitor, pela ajuda no decorrer do trabalho.

Aos demais amigos do Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados que estão comigo desde meu início no mundo acadêmico, sempre serei grato por aprender com vocês.

Um agradecimento especial para minha nova família de Marabá Adelson, Adriano, Jonilson e Luciana por conservarem minha saúde mental durante esse último ano. Espero no fim desse processo comer o tão esperado tambaqui.

Agradeço a banca avaliadora por se disponibilizar nessa avaliação e que trará considerações importantes para a melhoria do trabalho.

Por fim, a todos e todas que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	6
<i>Abstract.....</i>	<i>7</i>
INTRODUÇÃO.....	8
MATERIAL E MÉTODOS.....	11
Área de estudo	11
Coleta de dados	12
Variáveis ambientais	13
Modelagem de distribuição de espécies.....	13
Partição dos dados de ocorrência	13
Algoritmos	14
Avaliação	15
Acessibilidade	15
<i>Ensemble</i>	<i>16</i>
Análise de dados	16
RESULTADOS.....	16
DISCUSSÃO.....	19
CONCLUSÕES	23
REFERÊNCIAS	24
APÊNDICE.....	37

RESUMO

A avaliação dos efeitos do aquecimento global na distribuição das espécies é amplamente necessária para o entendimento das suas consequências na biodiversidade. Com base no conhecimento sobre os impactos atuais e previstos das mudanças climáticas na Amazônia e no grupo dos quelônios, este estudo utilizou modelos de distribuição de espécies para compreender as consequências dessas modificações nas áreas potenciais de ocorrência das espécies, respondendo as seguintes questões: 1) Quais as regiões e qual a extensão da distribuição dos quelônios amazônicos que serão afetadas pelas mudanças climáticas futuras? 2) Quais espécies serão mais impactadas? Como resultados, observamos que os modelos apresentaram desempenhos consideráveis. Destacam-se as, como projeções de distribuições potenciais no período atual, a ampla distribuição das espécies *Chelonoidis denticulatus*; *C. carbonarius* e *Platemys platycephala*. Para as projeções no cenário climático futuro, todas as espécies perderam área potencial. *Phrynops tuberosus* (87.69%), *M. nasuta* (82.51%), *P. platycephala* (45.16%), *M. raniceps* (43.96%), *P. sextuberculata* (38.69%), *C. denticulatus* (36.19%) são as espécies que mais perderam área nesse cenário. Para um cenário de um futuro mais extremo, as espécies que perderam maior área potencial são *M. nasuta* (98.93%), *P. tuberosus* (97.87%), *P. erythrocephala* (66.26%), *M. raniceps* (63.46%), *C. denticulatus* (61.62%). Quelônios são animais muito afetados pela dinâmica hidrológica dos corpos d'água, a qual será especialmente impactada na Amazônia, prevendo-se modificações na vazão, precipitação, umidade, extensão de inundação e na intensidade desses fenômenos em diferentes estações da bacia. Essas mudanças trarão efeitos deletérios para os quelônios, os quais dependem do nível dos rios e da área e período de inundação para reprodução e alimentação. Quelônios com hábitos semiaquáticos também perdem áreas importantíssimas de alimentação com a modificação do regime hidrológico e da paisagem do entorno dos rios. É muito preocupante o fato que todas as espécies de quelônios da Amazônia serão afetadas pelas mudanças climáticas, sendo que a grande maioria perderá amplas extensões de áreas ambientalmente adequadas para sua ocorrência. Ações governamentais mitigatórias, a longo prazo, em diferentes escalas, são essenciais para suavizar os impactos desse cenário e contribuir para a conservação dessas espécies.

Palavras-chave: Modelos de distribuição de espécies; Aquecimento global; Tartarugas continentais; Jabutis.

ABSTRACT

Assessing the effects of global warming on species distribution is largely necessary for understanding its consequences on biodiversity. Based on knowledge about the current and expected effects of climate change in the Amazon and in the chelonian group, this study used species distribution models to understand the consequences of these changes in the potential areas of species occurrence, answering the following questions: 1) Which regions and what is the extent of the distribution of Amazonian chelonians that will be experienced by future climate changes? 2) Which species will be most impacted? As a result, we observed that the models presented considerable performances. They stand out as, as projections of potential distributions in the current period, the wide distribution of the species *Chelonoidis denticulatus*; *C. carbonarius* and *Platemys platycephala*. For future climate scenario projections, all lost species are potential. *Phrynops tuberosus* (87.69%), *M. nasuta* (82.51%), *P. platycephala* (45.16%), *M. raniceps* (43.96%), *P. sextuberculata* (38.69%), *C. denticulatus* (36.19%) are the species that most lost area in this scenario. For a more extreme future scenario, the species that lost the greatest potential area are *M. nasuta* (98.93%), *P. tuberosus* (97.87%), *P. erythrocephala* (66.26%), *M. raniceps* (63.46%), *C. denticulatus* (61.62%). Chelonians are animals that are very protected by the hydrological dynamics of water bodies, which will be especially impacted in the Amazon, avoiding changes in flow, precipitation, humidity, extent of flooding and the intensity of phenomena in different seasons of the basin. These changes will bring deleterious effects to chelonians, which depend on the river level and the area and period of flooding for reproduction and feeding. Chelonians with semiaquatic habits also lose very important feeding areas with the change in the hydrological regime and the landscape around the rivers. Very worrying is the fact that all species of turtles in the Amazon will be affected by climate change, with the vast majority losing large areas of suitable environmental areas for their occurrence. Mitigation actions, in the long term, at different scales, are essential to soften the effects of this scenario and contribute to the preservation of these species.

Keywords: Species distribution models; Global warming; Continental turtles; tortoises.

INTRODUÇÃO

A avaliação dos efeitos do aquecimento global na distribuição das espécies é amplamente necessária para o entendimento das suas consequências na biodiversidade (Sintayehu 2018; Nunez et al. 2019). Transformações ambientais podem provocar mudanças na distribuição dos organismos devido às alterações do seu nicho ecológico, as quais podem estar relacionadas à modificações fisiológicas e/ou comportamentais nos organismos, acarretando perdas irreparáveis para os ecossistemas (Bálint et al. 2011; Pawson et al. 2013; Habibullah et al. 2022). Poderão ocorrer, também, modificações da diversidade local ou alterações vegetacionais devido a ocupação de ambientes mais adequados, acarretando a completa substituição de fitofisionomias (Ostendorf et al. 2001; Anderegg 2015).

Cada espécie ou grupo é impactado pelo aumento da temperatura de forma diferente de acordo com a sua plasticidade de nichos. Espécie mais tolerantes ao aumento de temperatura, ou mais generalistas e com maior amplitude de nicho, tenderão a ser beneficiadas ou menos afetadas (Menéndez et al. 2006; Gunderson et al. 2015). Além disso, mudanças climáticas também alteram as relações interespecíficas ou intraespecíficas, como competição, predação, taxas de herbivoria, frugivoria, polinização etc. (Stenseth et al. 2015; Laws 2017).

O clima global está mudando rapidamente, sendo acelerado por ações antrópicas (Nunes et al. 2020). O aumento da temperatura já é evidenciado por diversos estudos e relatórios de entidades internacionais, os quais identificam um aumento próximo de 1,5°C na superfície terrestre do final do século XIX ao início do século XXI, sendo que esse cenário de aquecimento tende a escalonar (IPCC 2022). As mudanças climáticas já estão afetando fortemente as espécies (Kappelle et al. 1999; Sintayehu 2018; Nunez et al. 2019), tanto de ambientes terrestres quanto de ambientes aquáticos (Vittoz et al. 2013; Herrera-R et al. 2020; De Moraes et al. 2020), ocasionando, em alguns casos, a diminuição das suas áreas de distribuição (Román-Palacios e Wiens 2020) e, consequentemente, prevendo uma importante redução das suas populações e, até mesmo, extinções locais (Velásquez-Tibatá et al. 2013; Giannini et al. 2020).

A transformação das paisagens afeta o equilíbrio da biodiversidade e, consequentemente, as comunidades humanas (Wolff et al. 2018). Um grande impacto do aquecimento global é estimado para florestas tropicais, pois a tendência é a substituição das florestas ombrófilas por savanas ou pastagens, o que claramente afeta toda a dinâmica ecológica da região (Werth e Avissar 2002; Lyra et al. 2017). As florestas tropicais apresentam a maior biodiversidade do mundo, além de possuírem o maior estoque de carbono do planeta (Baccini et al. 2012), assim, ameaças a esses ecossistemas

terão impactos globais. Grandes porções de áreas florestadas têm sido perdidas na Amazônia nas últimas décadas devido ao aumento de diferentes atividades de uso do solo na região, acarretando a perda de biodiversidade (Almeida et al. 2016). Estima-se que a floresta amazônica tenha perdido 513.016 Km² de 2003 a 2018 (RAISG 2020). Esses impactos têm alterado as condições climáticas da região, afetando a manutenção e a distribuição da vegetação e o regime hidrológico das suas bacias (Li et al. 2008; Hilker et al. 2014; Esquivel-Muelbert et al. 2018) e, assim, a estrutura de habitat disponível para a fauna (Zhong et al. 2021). O aquecimento global produz períodos secos mais severos, com menores índices de precipitação (Hilker et al. 2014; Esquivel-Muelbert et al. 2018), deixando a floresta mais propensa a queimadas e promovendo maior mortalidade da vegetação (Laurance e Williamson 2001). Por outro lado, as estações chuvosas tendem a ser mais intensas, apresentando maiores índices de precipitação (Esquivel-Muelbert et al. 2018). Devido a essas modificações, já são projetadas alterações da área de vida de diversos grupos e, inclusive a possibilidade de extinções de espécies (Moraes et al. 2020, Sales et al. 2019; Da Silva et al. 2022)

Quelônios são animais ectotérmicos muito impactados pela temperatura e por mudanças nos ecossistemas aquáticos, os quais ocupam ao longo de toda sua vida. O regime de cheia e seca afeta grandemente as espécies, particularmente as amazônicas, uma vez que influencia no tamanho das áreas alagadas, ambientes muito utilizados para sua alimentação, em cada período, (Eisemberg et al. 2017; Hinderaker 2020). Alterações hidrológicas, como o atraso da estação seca, podem provocar a diminuição ou ausência de áreas disponíveis para as desovas nas margens dos corpos hídricos (barrancos, bancos de areia), alterando comportamentos de nidificação (Visser 2008). Por outro lado, o prolongamento do período de cheia pode provocar a inundação dos ninhos e provocar a morte dos embriões. Já foi identificado que no período de 1971 a 2015, houve um declínio médio de 15 dias por década na exposição de bancos de areia disponíveis para nidificação (Eisemberg et al. 2016). Com relação à temperatura, mudanças climáticas podem provocar modificações metabólicas importantes nas espécies (Stubbs et al. 2020) e alterações na proporção entre machos e fêmeas eclodidos, uma vez que em muitas espécies a determinação do sexo é dependente da temperatura do substrato do ninho (maiores detalhes ver Refsnider et al. 2013; Valenzuela et al. 2019). Tem sido observado, também, que eventos climáticos extremos afetam a disponibilidade de algas marinhas, o que ocasiona uma queda no estado de saúde de tartarugas marinhas por dois anos consecutivos (Thomson et al. 2015), além de perda de áreas de distribuição potencial (Berriozabal-Islas et al. 2020). Assim, a diminuição de alguma fonte alimentar de quelônios devido ao aquecimento global, poderia, de forma semelhante, impactar espécies amazônicas.

Atualmente são reconhecidas 357 espécies (cinco já extintas), das quais 179 aparecem na lista vermelha da International Union for Conservation of Nature (IUCN), em alguma categoria de ameaça (IUCN 2023). A Amazônia é uma importante região para estudo de quelônios pois possui uma alta riqueza de espécies em comparação com padrões globais para o grupo (Buhlmann et al. 2009). Nessa região ocorrem 21 espécies de quelônios continentais (TTWG 2021; Cunha et al. 2021, Cunha et al. 2022),

Os quelônios amazônicos são listados na IUCN como: vulneráveis (*Chelonoidis denticulatus* (Linnaeus 1766), *Podocnemis sextuberculata* Cornalia 1849, *P. erythrocephala* (Spix 1824), *P. unifilis* Troschel 1848 e *Peltocephalus dumerilianus* (Schweigger 1812)), quase ameaçada (*Rhinemys rufipes* (Spix 1824)) e dependente de conservação (*Podocnemis expansa* (Schweigger 1812)) (IUCN 2023). O cenário de conservação de quelônios é mais preocupante segundo a lista provisória fornecida pelo TTWG (TTWG 2021), onde quatro espécies aparecem como vulneráveis (*Chelonoidis carbonarius* (Spix 1824), *P. dumerilianus*, *P. erythrocephala* e *P. sextuberculata*), *C. denticulatus* é listada como quase ameaçada (NT), *P. unifilis* em perigo (EN), *Podocnemis expansa* como criticamente em perigo e três espécies não foram avaliadas por falta de dados (DD) (*Mesoclemmys nasuta* (Schweigger 1812), *M. raniceps* (Gray 1856) e *M. wermuthi* (Mertens 1969)).

O grupo é ameaçado principalmente pela sua exploração para consumo humano (Rachmansah et al. 2020; Santos e Fiori 2020), por impactos decorrentes de modificações da paisagem (Eisemberg, et al. 2016; Fagundes et al. 2018; Teixido et al. 2021) e pelas mudanças climáticas (Ihlow et al. 2012; Buter 2019). Na Amazônia, áreas potenciais de ocorrências de espécies de quelônios estão sobrepostas a locais de desmatamento atuais e preditos, assim as espécies são mais vulneráveis a perda de distribuição na região noroeste e região central da Amazônia (Fagundes et al. 2018).

Modelos de distribuição de espécies (MDS) são amplamente utilizados na compreensão de como seres vivos se distribuem no ambiente, uma vez que há escassez de informações sobre a distribuição das espécies, especialmente em regiões tropicais e pouco amostradas (Urbina-Cardona et al. 2019). Essa ferramenta utiliza pontos de ocorrência das espécies e valores de variáveis ambientais desses locais para selecionar áreas ambientalmente adequadas para a ocorrência das espécies em regiões onde não há informação (Peterson 2001; Pearson et al. 2011). Tais modelos podem ou não levar em conta, entretanto, a acessibilidade desses locais para as espécies e os fatores bióticos, e por isso resultam em áreas potenciais de ocorrência ou áreas ambientalmente adequadas para a ocorrência de espécies (Soberón e Peterson 2005). Os MDS se tornaram

fundamentais para orientar levantamentos de campo para encontrar populações de espécies conhecidas ou para acelerar a descoberta de novas espécies (Marini et al. 2010); prever a invasão de espécies e o comportamento da mesma no ambiente (Ward 2007; Zhu et al. 2014); explorar mecanismos de especiação (Graham et al. 2004); apoiar a priorização de conservação e seleção de áreas protegidas (Fagundes et al. 2016); avaliar os impactos da mudança da cobertura da terra nas distribuições das espécies (Brotons et al. 2011); testar teorias ecológicas, comparando paleodistribuições e filogeografia (Svenning et al. 2011; Gavin et al. 2014); orientar a reintrodução de espécies ameaçadas (Miranda et al. 2019), avaliando o risco de doenças (Kissler et al. 2019) e sobretudo, projetar impactos potenciais de mudanças climáticas e como mitigá-los (Pearson e Dawson 2003; Pearson 2007; Zhang et al. 2018).

Com base no conhecimento sobre os impactos atuais e previstos das mudanças climáticas na Amazônia e no grupo dos quelônios e na importância da Região para a diversidade do grupo, este estudo utilizou MDS para compreender as consequências do aquecimento global nas áreas potenciais de ocorrência das espécies amazônicas. Assim, com o uso dessa ferramenta, projetamos informações da distribuição potencial atual das espécies sob diferentes modelos e cenários climáticos futuros (Svenning et al. 2011) para responder as seguintes questões: 1) Quais as regiões e qual a extensão da distribuição dos quelônios amazônicos que será afetada pelas mudanças climáticas futuras? e 2) Quais espécies serão mais impactadas? É importante ressaltar que apesar dos quelônios serem um grupo bastante vulnerável às modificações no clima, poucos trabalhos têm abordado essa questão (Butler 2019). Dessa forma, é urgente entender como o aquecimento global afetará a distribuição das espécies para podermos identificar locais e espécies onde as populações serão mais afetadas e, assim, selecionar áreas prioritárias para a conservação do grupo (Buhlmann et al. 2009; Moradi et al. 2019).

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Nossa área de estudo abrangeu o que se conhece como Bioma Amazônia (ver Coutinho, 2006), que possui limites geográficos envolvendo nove países da América do Sul (Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela) (Figura 1). A região é caracterizada por uma vegetação de floresta tropical úmida, com conformações de floresta densa e alta, sob condições de clima quente, com curtos períodos de secas (Morengo 2006). Destacam-se, nesse aspecto, a Floresta Densa Ombrófila, a Floresta Seca de Transição e as Savanas Amazônicas. Essas diferentes fitofisionomias ocorrem devido as variações de precipitação existentes ao longo da

região (Levine et al. 2016), na qual encontra-se a bacia amazônica, considerada a maior bacia hidrográfica do planeta, cobrindo cerca de 6,1 milhões de km² (Morengo 2006).



Figura 1: Mapa de localização da área de estudo e de ocorrência das espécies.

COLETA DE DADOS

Trabalhamos com 19 espécies de quelônios continentais que ocorrem na Amazônia, distribuídas em cinco famílias (Tabela 1 Apêndice). Utilizamos a taxonomia e as espécies validadas disponibilizadas pelo Grupo de Especialistas em Tartarugas de Água Doce e Jabutis da IUCN (TTWG 2021). Os dados de ocorrência das espécies são provenientes de diversas fontes: Portal da Biodiversidade e Specielink, além de dados disponíveis na literatura e banco de dados pessoais, em sua maioria publicados (Ver Fagundes et al. 2016, 2018; e Ferrara et al. 2017). Os dados passaram por uma criteriosa avaliação e triagem para identificar possíveis erros de identificação, onde localizações imprecisas ou que não estejam de acordo com a distribuição conhecida das espécies foram desconsideradas.

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Para construir os modelos de distribuição atual, utilizamos as 19 variáveis bioclimáticas disponíveis no WorldClim versão 2.1 (<https://www.worldclim.org>) com uma resolução de 2.5 minutos (~5 km). Para evitar a colinearidade e reduzir as dimensões das variáveis, padronizamos cada variável numa escala de 0 a 1 e realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) e, então, selecionamos os seis primeiros eixos que explicaram 95% da variação climática original das variáveis preditoras (De Marco e Nóbrega 2018) (Tabela 2 Apêndice).

As mesmas variáveis bioclimáticas utilizadas na construção dos modelos de distribuição potencial atual das espécies foram usadas para modelar os locais de adequabilidade ambiental em cenários futuros (2041-2060). Utilizamos cinco Modelos Climáticos Globais (GCMs) disponíveis para as variáveis bioclimática: ACCESS-ESM1-5, BCC-CSM2-MR, CMCC-ESM2, MIROC-ES2L e MRI-ESM2-0 e dois cenários *Shared Socioeconomic Pathways* (SSPs), um refletindo uma perspectiva mais conservadora de mudança do clima e outro refletindo uma perspectiva mais extrema.

O primeiro cenário é o SSP2-4.5 (desafios médios para mitigação e adaptação), onde o planeta segue um caminho no qual as tendências sociais, econômicas e tecnológicas não se desviam acentuadamente dos padrões históricos. Os sistemas ambientais sofrem degradação, embora haja algumas melhorias e a intensidade do uso de recursos e energia diminua (Riahi et al. 2017). E o segundo cenário, o mais extremo, é o SSP5-8.5 (“business-as-usual”, com altos valores de emissões de gases e baixas políticas mitigatórias), onde o mundo possui mercados mais competitivos, inovação e sociedades participativas para produzir rápido progresso tecnológico. Nesse cenário o impulso para o desenvolvimento econômico e social é associado à exploração abundante de recursos combustíveis fósseis e a adoção de estilos de vida com alto consumo de recursos e energia, em todo o planeta (O’Neill et al. 2016; Riahi et al. 2017).

MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Partição dos dados de ocorrência

Como várias espécies que ocorrem na Amazônia também estão distribuídas fora dessa região, os modelos foram realizados para toda área de *background* (América Latina), para capturarmos todas as variações ambientais que as espécies são adaptadas (Figura 1). Para evitar viés amostral, nós somente consideramos um ponto de ocorrência de cada espécie dentro de cada célula de 5 km² (resolução espacial das variáveis ambientais), o qual chamamos de ponto único de

ocorrência (Velazco et al. 2019). Para as espécies com mais de 20 pontos únicos de ocorrência, particionamos os dados de forma espacialmente estruturada (*checkerboard*) para prever sua distribuição potencial. Para isso, a área de *background* (Figura 1) foi quadriculada, com um fator de agregação de dois. As ocorrências únicas foram divididas em dois subconjuntos de dados estruturados no espaço geográfico. Inicialmente, usamos um dos subconjuntos para ajustar os MDS, enquanto o outro subconjunto foi usado para avaliar as previsões produzidas (Roberts et al. 2017). Em seguida, usamos o subconjunto utilizado para ajustar os MDS para avaliar a distribuição potencial obtida e vice-versa. Para espécies que tiveram menos de 20 ocorrências únicas (p.e. *M. nasuta*, *M. wermuthi* e *P. tuberosus*), aplicamos a partição K-fold, a qual consiste em dividir o conjunto de dados afim de que cada ponto de ocorrência seja utilizado para teste uma vez, enquanto os demais pontos de ocorrência são utilizados para treino (Fielding e Bell 1997; Andrade et al. 2020)

Algoritmos

Para a criação dos modelos de distribuição potencial utilizamos quatro algoritmos diferentes, com escolhas de acordo com a disponibilidade e conformação dos dados coletados das espécies, o que possibilitou uma melhor performance nas estimativas das adequabilidades climáticas para a ocorrência das espécies. Usamos três algoritmos de presença e pseudo-ausência: Random Forest (RDF) (Breiman 2001), Support Vector (SVM) (Karatzoglou et al. 2004) e o Gaussian Model (GAU) (Vanhatalo et al. 2012). Esses métodos performam melhor para conjunto de dados que não possuem locais de ausência das espécies. A determinação das pseudo-ausências foi feita, inicialmente, pela criação de um espaço ambiental bioclimático com base na relação das variáveis ambientais com os dados de ocorrência e, posteriormente, pela seleção de locais de pseudo-ausências fora deste espaço ambiental (Engler et al. 2004; VanDerWal et al. 2009; Lobo e Tognelli 2011). Esse método foi uma estratégia para resultar em modelos com maior capacidade descritiva e explicativa, uma vez que ele contrapõe as variáveis climáticas nos locais das pseudo-ausências com as dos locais das ocorrências conhecidas.

O Random Forest (RDF) (Breiman 2001) usa a combinação de preditores de árvores, de modo que cada árvore depende dos valores de um vetor aleatório amostrado independentemente (Liaw and Wiener, 2002), já o Support Vector (SVM) (Karatzoglou et al. 2004) projeta problemas de dois pontos, positivos (presença) e negativos (ausência), procurando encontrar um hiperplano no espaço de recursos que separe ao máximo as duas classes de destino (Guo et al. 2005). O Gaussian Model (GAU) (Vanhatalo et al. 2012), entretanto, utiliza a estatística bayesiana para estimar a probabilidade de ocorrência de espécies (Golding e Purse 2016).

Utilizamos também o algoritmo Machine Maximum Entropy (MaxEnt) (Phillips et al. 2006; Phillips e Dudík, 2008), que é um método para realizar projeções a partir de informações de presenças/*background*, avaliando a relação entre as variáveis ambientais onde a espécie está localizada e o as variáveis ambientais ao longo da área de estudo (*background*), baseando-se no princípio de que as distribuições de probabilidade estimadas devem concordar com o que já é conhecido (Phillips et al. 2017).

Avaliação

Para a avaliação dos modelos utilizamos o índice de Jaccard (Jaccard 1903), que varia de 0 a 1, onde valores mais próximos de 1 significa que as previsões correspondem perfeitamente às observações, sem nenhum falso positivo ou falso negativo (Leroy et al. 2018).

Acessibilidade

A distribuição de uma espécie é a intersecção entre fatores abióticos (Grinnell 1917), a interação com outras espécies (Elton 1927) e a acessibilidade aos locais (Soberón e Peterson 2005). Entretanto, os MDS só utilizam variáveis ambientais para determinar locais potenciais de distribuição (Peterson 2001; Pearson et al. 2011). Determinar uma área teoricamente acessível para as espécies melhora o desempenho dos modelos, uma vez que áreas de treinamento espacialmente restritas terão previsões mais precisas sobre sua riqueza e composição (Anderson e Raza 2010; Cooper e Soberón 2018). Tendo em vista isso, utilizamos ecorregiões de água doce, delimitadas por bacias, na área de background (Figura 1) como limites para a distribuição das espécies. Essas restrições, baseadas em áreas acessíveis, imitam verdadeiras barreiras de dispersão para espécies e limitam as áreas de treinamento ao conjunto de ambientes aos quais uma espécie está exposta na natureza. Além disso, essas restrições servem para remover previsões exageradas em regiões geográficas inadequadas. As ecorregiões que utilizamos para a Amazônia são provenientes da World Wildlife Fund (Abell et al. 2008).

Posteriormente todos MDS foram recortados para a área de estudo, a região amazônica (Figura 1). Além disso, as áreas potenciais para a ocorrência de espécies aquáticas e semiaquáticas foram obtidas com o recorte dos modelos de distribuição gerados com um *buffer* de raio de 5 km a partir dos rios amazônicos de ordem de no mínimo 3, uma vez que essas espécies não ocorrem em áreas muito distantes de corpos hídricos. Esse valor foi considerado tendo em vista os pontos de ocorrência conhecidos para as espécies.

Ensemble

Os diferentes modelos gerados pelos algoritmos utilizados foram combinados através de um *full ensemble* usando uma média ponderada, na qual a adequação dos modelos *ensemble* é ponderada pelo desempenho do índice de Jaccard de cada modelo.

Para melhor compreender os efeitos das modificações climáticas na riqueza de quelônio amazônicos, realizamos modelos empilhados de distribuição potencial (S-SDM) de todas as espécies estudadas, para projeções atuais e futuras (Guisan e Theurillat 2000; Wisz et al. 2008; Distler et al. 2015). Realizamos 3 tipos de empilhamentos, um com a riqueza total de espécies (19 espécies), somente com espécies aquáticas e semiaquáticas (Tabela 1) e, por fim, um com as duas espécies terrestres (Tabela 1). Para todos os empilhamentos, utilizamos a ferramenta “calculadora raster” disponível no software QuantumGis 3.28.2. (Team, 2023)

ANÁLISE DE DADOS

Para identificar possíveis relações de perda de área de adequabilidade potencial com a área potencial atual realizamos uma correlação de Pearson entre os dados de área potencial e a porcentagem de perda de área para cada cenário. Realizamos, também, uma análise de variância (ANOVA) para testar se as porcentagens são distintas entre os três tipos de hábitos (terrestre, aquático e semiaquático) para os quelônios. Para todos os testes levamos em consideração o nível de significância de 5%. Utilizamos o pacote Vegan (Oksanen et al. 2013).

Realizamos todas as análises utilizando-se do R *software* v4.0.3, sendo utilizado o pacote ENMTML para gerar os modelos (Andrade et al. 2020), entretanto, o processamento dos mapas foi realizado no *software* QuantumGis 3.28.2.

RESULTADOS

Obtivemos 6383 ocorrências únicas para as 19 espécies de quelônios, sendo que *P. unifilis* foi a espécie com maior número de ocorrências (1181 pontos), e *Phrynops tuberosus* a com menor número de ocorrências (nove pontos) (Tabela 1 Apêndice). Os modelos apresentaram desempenhos consideráveis, com valores do índice de Jaccard variando de 0.952 (*M. nasuta*) a 0.633 (*P. tuberosus*) (Tabela 2 Apêndice).

Sobre as projeções de distribuições potenciais no período atual, destaca-se a ampla distribuição de *Chelonoidis denticulatus*; *C. carbonarius* e *Platemys platycephala* na bacia

amazônica e a pequena área de distribuição potencial de *P. tuberosus*, *M. nasuta* e *R. rufipes*, (Figura 3 Apêndice).

Ao analisar a riqueza atual das espécies com base nas suas áreas potenciais de distribuição em cada célula de 5 km², evidencia-se maior número de espécies na área equatorial da Amazônia. Atualmente, quase toda a bacia amazônica é uma área ambientalmente adequada para a ocorrência de pelo menos uma espécie de quelônio, com exceção da região amazônica andina. Dentro da bacia amazônica, a porção que apresenta maior número de espécies (14 a 17 espécies) foi a porção central e leste da ecorregião do Rio Amazonas, região sudeste e noroeste da Ecorregião do Rio Negro, quase que a totalidade do escudo das Guianas e o norte da Amazônia Ocidental Piemonte (Figura 2).

Para as projeções da adequabilidade ambiental no cenário climático futuro ssp2-4.5, todas as espécies perderam área potencial. *Phrynops tuberosus* (87.69%) e *M. nasuta* (82.51%) foram as que mais perderam área nesse cenário, seguido de *P. platycephala* (45.16%), *M. raniceps* (43.96%), *P. sextuberculata* (38.69%), *C. denticulatus* (36.19%), *P. erythrocephala* (35.76%) e *M. gibba* (34.16%). Para o cenário climático futuro mais extremo, ssp5-8.5, as espécies que perderam maior área potencial são *M. nasuta* (98.93%), *P. tuberosus* (97.87%), *P. erythrocephala* (66.26%), *M. raniceps* (63.46%), *C. denticulatus* (61.62%), *P. platycephala* (61.24%), *M. gibba* (59.04%) e *P. sextuberculata* (55.63%).

Tanto para o cenário SSP2- 4.5, quanto para o SSP 5-8.5, observamos o aumento das áreas da Amazônia sem nenhuma ocorrência potencial de espécies de quelônios, havendo um aumento de 368.349,87 Km² (204,45%) para o cenário SSP2- 4.5 e 1.120.982,56Km² (622,21%) para o cenário SSP 5-8.5 (Figura 2) (Tabela 3 Apêndice). Registramos uma perda de área da riqueza, da categoria de 14 a 17 espécies, de aproximadamente 46,77% no cenário SSP2- 4.5 e 79,08% no cenário SSP 5-8.5. Observamos, ainda, uma perda de área de 41,64% (SSP2- 4.5) e 53,73% (SSP 5-8.5) para a categoria de células de 5 km² contendo de 10 a 13 espécies (Figura 2) (Tabela 3 Apêndice). As áreas sem adequabilidade ambiental para a ocorrência de quelônios estão situadas principalmente na parte Andina da região amazônica, na região central do Rio Negro e na região Guiana do Rio Orinoco. Além disso há uma diminuição de áreas potenciais de distribuição no sudeste amazônico e na região estuarina da bacia. Essas áreas se concentram no arco do desmatamento, havendo uma diminuição drástica das áreas ambientalmente adequadas para a ocorrência de distribuição das espécies no centro de endemismo “Belém”, ao norte da região amazônica. A diminuição das áreas de maior riqueza está concentrada na porção leste do Rio Amazonas e na região do Rio Negro.

Relacionado aos habitats observamos que as espécies terrestres perdem 17,13% (SSP2- 4.5) e 40,38% (SSP5- 8.5) das áreas de adequabilidade climática com a presença de pelo menos uma espécie e um aumento de regiões sem adequabilidade climática de 290,82% para o cenário SSP2-4.5 e de 685,78% para o cenário SSP5-8.5. Já para as espécies aquáticas e semiaquáticas esse aumento de área sem adequabilidade foi menor 16,15% (SSP2- 4.5) e 48,97% (SSP5- 8.5) além disso o ganho de áreas com somente 1 a 4 espécies foi expressivo (143,95% (SSP2- 4.5) e 232,25% (SSP5- 8.5)). Contudo, para o empilhamento máximo de espécies (14 a 17 espécies), observamos uma perda potencial de 68,06% para o cenário SSP2-4.5 e de 98,05% para o cenário SSP5-8.5 (Figura 2) (Tabela 6 e 7 Apêndice).

Não houve correlação entre área potencial atual e a porcentagem de perda de área de adequabilidade, tanto para o cenário SSP2.4.5 (GL = 17, $p = 0.287$), quanto para o SSP5-8.5 (GL = 17, $p = 0.453$). A análise de variância também não foi significativa (SSP2.4.5= GL = 2, $f=0.400$, $p = 0.677$; SSP5-8.5= GL = 2, $f=0.170$, $p = 0.845$).

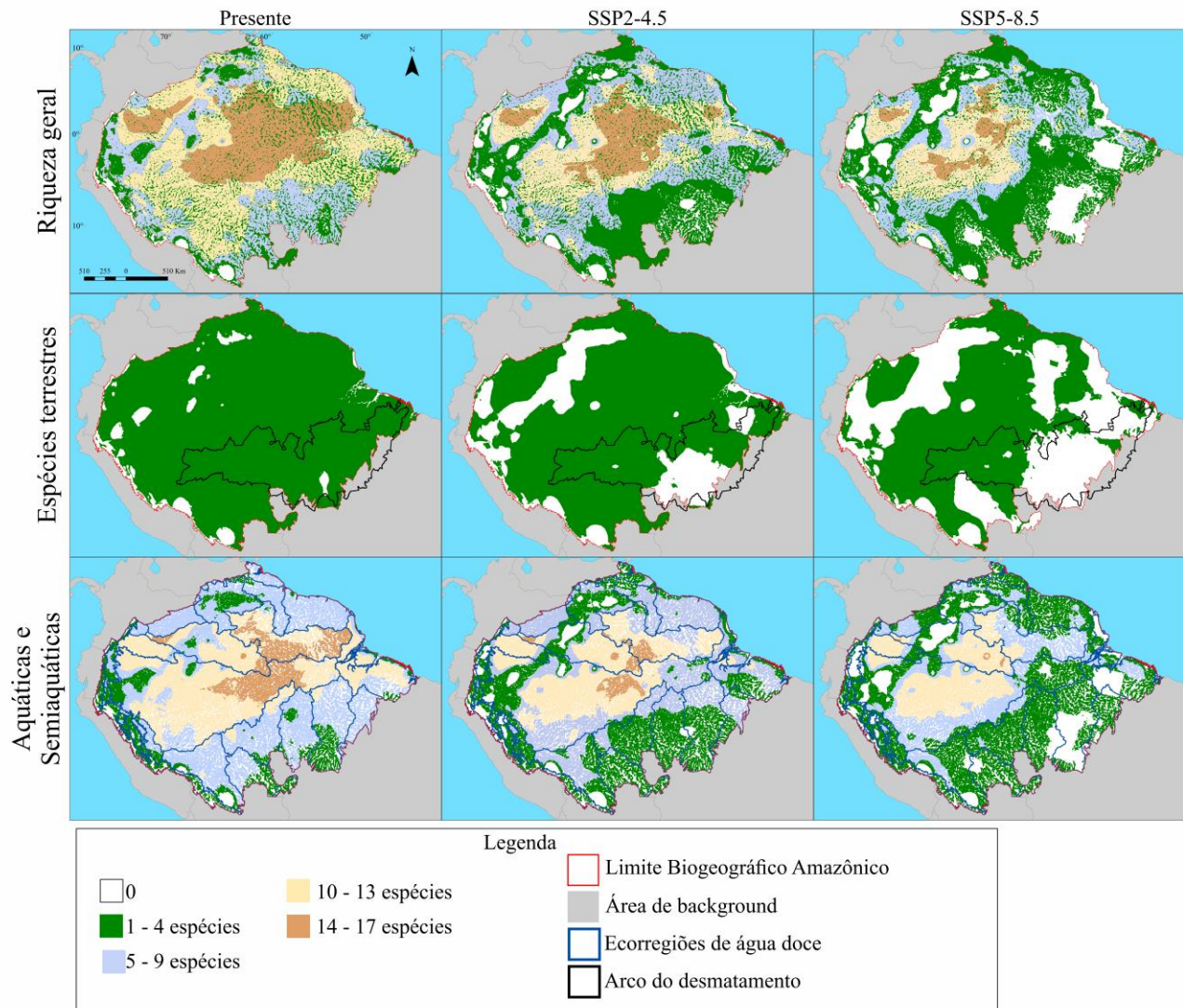


Figura 2: Riqueza de espécies de quelônios na região amazônica no presente e em cenários futuros SSP2-4.5 (cenário mais conservador) e SSP5-8.5 (Cenário extremo de emissão).

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que atualmente a maior riqueza de quelônios amazônicos está situada na região central da bacia amazônica, a qual abrange o Rio Amazonas, se estendendo da região estuarina à porção mais oeste da bacia. Esse resultado corrobora o observado por Fagundes et al. (2016) e em estudos de escala global realizados por Buhlmann et al. (2009) e por Ihlow et al. (2011). Esse padrão de riqueza de quelônios está correlacionado às regiões de maior precipitação da Amazônia, além do fato da distribuição geografia das espécies ser definida pelos padrões de endemismo conhecidos da região e as características físicas da bacia de drenagem (Souza 2005). Apesar da existência de grandes áreas potenciais de distribuição para os quelônios, observamos perdas consideráveis de áreas de adequabilidade climáticas para todas as espécies, tanto no cenário

SSP2-4.5, quando no cenário SSP5-8.5, confirmando que este grupo será extremamente afetado pelas variações futuras no clima.

A diminuição das áreas potenciais de distribuição das espécies tem intensidade distinta para os dois cenários de futuro climático modelados. No cenário mais extremo (SSP5-8.5), em geral, as espécies apresentam uma perda maior de área de adequabilidade ambiental. Este cenário possui baixas políticas de mitigação e um avanço baseado em combustíveis fósseis. Assim, é de se esperar que as modificações sejam mais severas, afetando de forma mais intensa a disponibilidade de ambientes climaticamente favoráveis para as espécies. Contudo, no cenário mais brando de modificação climática (SSP2-4.5), ainda existe uma grande diminuição de nichos bioclimáticos para as espécies.

Alterações nos padrões globais de riquezas de quelônios devido a mudanças climáticas também foram observados por Ilhow et al. (2012). Os autores indicam que a riqueza de quelônios poderá perder áreas de distribuição e que os ambientes climáticos favoráveis para a ocorrência de muitas espécies estarão em locais de maior altitude e em diferentes latitudes das atuais, inclusive para espécies da região amazônica (Ilhow et al. 2012). Entretanto, no nosso estudo, adicionamos aos modelos restrições de acessibilidade baseadas nos limites das bacias, uma vez que áreas climaticamente viáveis, como as localizadas em diferentes latitudes, não estarão acessíveis aos quelônios e não devem ser selecionadas como áreas de distribuição potencial (Anderson e Raza 2010; Cooper e Soberón 2018). Modelos mais refinados em escalas regionais são cruciais para compreendermos melhor os efeitos climáticos futuros na distribuição das espécies de quelônios.

Uma diminuição da riqueza de quelônios é observada nos limites a região de estudo, principalmente na região sul e sudeste e na região norte da bacia amazônica. Essas áreas sofrerão grande impacto com as modificações climáticas, como demonstrado por Brêda et al. (2020). Esses autores analisaram dois cenários climáticos futuros (RCPs 4.5 e 8.5) e observaram uma diminuição na precipitação e escoamento nas bacias do Orinoco, Tocantins e Amazonas Meridional (Tapajós, Xingu, Madeira e Purus). A combinação de diminuição da precipitação e o aumento da evapotranspiração leva a um intenso efeito de mudança climática no sul da Amazônia, onde são estimados impactos maiores. Esta região é justamente onde ocorreu grande perda de área de adequabilidade climática para os quelônios. Outra modificação esperada é a diminuição da vazão das bacias que compõem o sul da Amazônia. A tendência negativa na vazão da Bacia Amazônica, especialmente na região Sudeste, afeta a vazão média do Rio Amazonas (Sorribas et al. 2016; Brêda et al. 2020).

É importante ressaltar, ainda, o alto impacto na distribuição de quelônios na região estuarina amazônica. Os impactos das mudanças climáticas nessa região poderão ser mais severos devido a influência do aumento do nível do mar e o aumento do desmatamento neste local, o qual está em grande parte localizados no arco do desmatamento, região amazônica com intensa atividade antrópica. Nesta área, o desmatamento descontrolado é associado a queimadas e emissões de gases de efeito estufa, em níveis que a floresta já apresenta dificuldade de absorver, apresentando as maiores taxas de emissões de carbono e índice elevado de aquecimento e estresse hídrico (Gatti et al. 2021; Silva et al. 2021).

Quelônios são animais muito afetados pela dinâmica hidrológica dos corpos d'água, a qual será especialmente impactada na Amazônia devido às mudanças de temperatura e precipitação (Butler., 2019). Haverá modificações na vazão, precipitação, umidade, extensão de inundação e na intensidade desses fenômenos em diferentes estações (seca e cheia) da bacia amazônica (Sorribas et al. 2016; Brêda et al. 2020). Essas mudanças trarão efeitos deletérios para os quelônios, os quais dependem do nível dos rios e da área e período de inundação para reprodução e alimentação. Espécies do gênero *Podocnemis* já são afetadas por perda de locais de desova (Eisemberg et al. 2016) e as mudanças climáticas irão intensificar esse impacto em muitos locais, uma vez que ambientes aquáticos terão maiores pulsos de vazão. Para entender esse fenômeno faz-se necessário obter maior compreensão dos reais impactos das modificações climáticas em diversos aspectos da história de vida dos quelônios, como padrões de atividade, tamanho corporal e aspectos reprodutivos (Butler., 2019).

As duas espécies mais impactadas e que possuíram a menor área de distribuição potencial (*P. tuberosus* e *M. nasuta*) apresentam perdas de áreas ambientais adequadas a sua ocorrência maiores que 80% no cenário mais conservador e maiores que 97% no cenário mais extremo. Além da problemática em relação a perda de área climática, existe pouca informação ecológica sobre essas espécies atualmente, sendo imprevisíveis os impactos reais na sua biologia. Essa combinação pode ser um agravante para a extinção dessas espécies. Já vem sendo discutida a possibilidade de extinções locais da fauna de vertebrados na Amazônia, uma vez que áreas ambientalmente adequadas para a ocorrência das espécies no futuro podem não estar acessíveis. As espécies, portanto, podem não ter tempo viável de expressar respostas fisiológicas, morfológicas e comportamentais para as drásticas mudanças no ambiente, permanecendo em locais sem os recursos necessários para o seu desenvolvimento (Oliveira et al. 2022). Isso é particularmente importante para quelônios, pois o grupo tem uma mobilidade reduzida devido a sua armadura óssea e geralmente se distribuem em locais de pouca altitude (Buhlmann et al. 2009). Observamos,

também, grandes perdas para *Podocnemis erythrocephala*, *M. raniceps*, *P. platycephala* e *P. sextuberculata*. Essa perda se concentra nas regiões sul e sudeste da Amazônia, como já discutido acima, que sofrerão grandes mudanças climáticas.

Carbonarius denticulatus apresentou grande perda de área potencial de distribuição. A espécie possui uma alta relação com ambientes florestados, principalmente florestas ombrófilas densas e florestas ombrófilas densas aluviais (Rojas et al. 2007; Stevenson e Guzmán 2008), locais que poderão não existir em cenários futuros. As modificações climáticas deverão acarretar grandes mudanças à vasta vegetação nativa da Amazônia, transformando as paisagens em ambientes de características de savanas, com estruturas ecológicas menos diversa e ambientes generalistas e hostis, considerando as demandas ecológicas de espécies resilientes da região (Alves de Oliveira et al. 2021). Esta savanização é prevista para toda área de florestas tropicais no mundo, sendo ocasionada por impactos humanos e chamadas de “savanas derivadas”. Há estimativas de modificações na composição de vertebrados em áreas de ecótono entre floresta e savana, podendo haver uma substituição da fauna de áreas florestais para espécies de áreas de savana aberta (Sales et al. 2020). Nos últimos 20 anos foi desmatada uma extensão de 279.596 km² somente na Amazônia brasileira (PRODES) e, como consequência disso, estudos recentes mostram exemplos de aumento de espécies de savanas em até 30% nas áreas florestais e diminuição em 50% de espécies florestais com grandes deslocamentos em direção a zonas centrais da floresta (Sales et al. 2020).

Quelônios com hábitos semiaquáticos (*K. scorpioides*, *P. platycephala*, *M. gibba*, *R. punctularia* e *Rhinemys rufipes*) também perdem áreas importantíssimas de alimentação com a modificação do regime hidrológico e da paisagem do entorno dos rios. Essas alterações, aliadas com a diminuição das áreas ambientalmente adequadas para sua ocorrência nos cenários futuros, dificultarão a permanência de indivíduos dessas espécies em muitas comunidades. A alimentação dos espécimes é uma das dimensões de nicho chave para sua sobrevivência (Pianka 1975). Apesar da possibilidade da plasticidade de adaptação trófica, as espécies podem ter uma diminuição na sua distribuição por não terem recursos que utilizam localmente. Quelônios possuem uma gama de padrões alimentares, desde específicos àqueles mais generalistas. Espécies que possuem uma alimentação mais restrita, como no consumo especializado em frutos de palmeiras (*Rhinemys rufipes*), ou de presas específicas (Gastrópodes e larvas aquáticas) (Souza 2004) tendem a ser mais impactadas pela modificação na disponibilidade de recurso alimentar (Winder e Schindler, 2004). Além disso, podem perder locais chaves para a reprodução, tanto para os eventos de corte, cópula ou para a própria desova, que ocorre na terra firme ou em ambiente de floresta próximos aos corpos d’água. (Mittermeier et al. 1978; Rueda-Almonacid et al. 2008; Berry e Iverson 2011).

Outra questão importante é desenvolver estudos que avaliem os impactos das mudanças climáticas na razão sexual de filhotes em espécies onde o sexo é influenciado pela temperatura do ninho como nas espécies do gênero *Podocnemis* e *P. dumerilianus*, *K. scorioides* e, possivelmente, *R. punctularia*, *C. denticulatus* e *C. carbonarius*. Não existem estudos dessa temática para espécies amazônicas. Em espécies marinhas a modificação da proporção será alterada com a mudança da temperatura dos ninhos e inicialmente pode ser vantajoso, porém com o aumento expressivo da temperatura se inicia uma perda na prole, consequentemente havendo uma diminuição da população, ou uma predominância total de fêmeas (Schwanz e Janzen 2008; Tomillo et al. 2015; Montero et al. 2019). Já foi observado uma correlação com as mudanças climáticas locais e a mudança na proporção sexual para a tartaruga malhada (*Clemmys guttata*), onde desovas em praias mais quentes tiveram maior número de fêmeas (Roberts et al. 2023).

CONCLUSÕES

Por fim, é muito preocupante o fato que todas as espécies de quelônios da Amazônia serão afetadas pelas mudanças climáticas, independente do cenário futuro, a grande maioria perdendo amplas extensões de áreas ambientalmente adequadas para sua ocorrência. Ações governamentais mitigatórias a longo prazo, como o monitoramento de espécies mais ameaçadas pelas modificações do clima, criação e ampliação de Unidades de conservação que abarquem as áreas com maior riqueza de espécies, diferentes das que temos atualmente que são ineficazes (Fagundes et al. 2016), políticas amplas de diminuição de gases e uma sociedade pautada na sustentabilidade e uso consciente de recursos. Ações em diferentes escalas (para a bacia, regiões ou localizações mais específicas), são essenciais para suavizar os impactos desse cenário e contribuir para a conservação dessas espécies. É importante salientar que outros impactos ocorrem concomitantemente com a perda de áreas potenciais para a ocorrência de quelônios devido ao clima, como modificações a nível de habitat e paisagem e a caça ilegal, gerando riscos ainda maiores a sobrevivência desses animais (Stanford et al. 2020).

REFERÊNCIAS

- Abell R, Thieme M L, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N, Petry P (2008) Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58(5), 403-414. Doi: <https://doi.org/10.1641/B580507>
- Almeida CAD, Coutinho AC, Esquerdo JCDM, Adami M, Venturieri A, Diniz CG, Gomes AR (2016) High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica* 46:291-302. Doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>.
- Alves de Oliveira BF, Bottino MJ, Nobre P, Nobre CA (2021) Deforestation and climate change are projected to increase heat stress risk in the Brazilian Amazon. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 207. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00275-8>
- Anderegg WR (2015) Spatial and temporal variation in plant hydraulic traits and their relevance for climate change impacts on vegetation. *New Phytologist* 205(3):1008-1014. Doi: <https://doi.org/10.1111/nph.12907>.
- Anderson RP, Raza A (2010) The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 37(7):1378-1393. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02290.x>.
- Andrade AFA, Velazco SJE, Júnior PDM (2020) ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. *Environmental Modelling Software* 125 104615. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615>.
- Baccini A G S J, Goetz S J, Walker W S, Laporte N T, Sun M, Sulla-Menashe D, Houghton R (2012) Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature climate change*, 2(3), 182-185. <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>.
- Bálint M, Domisch S, Engelhardt CHM, Haase P, Lehrian S, Sauer J, Theissinger K, Pauls SU, Nowak C (2011) Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature climate change* 1(6): 313-318. Doi: <https://doi.org/10.1038/nclimate1191>.
- Berriozabal-Islas C, Ramírez-Bautista A, Torres-Ángeles F, Mota Rodrigues JF, Macip-Ríos, R, Octavio-Aguilar P. (2020) Climate change effects on turtles of the genus *Kinosternon*

(Testudines: Kinosternidae): an assessment of habitat suitability and climate niche conservatism. *Hydrobiologia* 847(19): 4091-4110. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04402-y>.

Berry J F, Iverson J B. (2011) *Kinosternon scorpioides* (Linnaeus 1766) –Scorpion mud turtle. *Chelon Res Monogr*, 5, 063-1.

Brêda J P L F, de Paiva R C D, Collischon W, Bravo J M, Siqueira V A, Steinke E B (2020) Climate change impacts on South American water balance from a continental-scale hydrological model driven by CMIP5 projections. *Climatic Change*, 159(4), 503-522. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02667-9>.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45, 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>

Brotons L, De Cáceres M, Fall A, Fortin MJ (2012) Modeling bird species distribution change in fire prone Mediterranean landscapes: incorporating species dispersal and landscape dynamics. *Ecography* 35(5): 458-467. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06878.x>.

Buhlmann KA, Akre TS, Iverson JB, Karapatakis D, Mittermeier RA, Georges A, Rhodin AGJ, Van Dijk P, Gibbons JW (2009) A global analysis of tortoise and freshwater turtle distributions with identification of priority conservation areas. *Chelonian Conservation and Biology* 8(2) 116-149. Doi: <https://doi.org/10.2744/CCB-0774.1>.

Buhlmann KA, Akre TS, Iverson JB, Karapatakis D, Mittermeier RA, Georges A, Gibbons JW (2009) A global analysis of tortoise and freshwater turtle distributions with identification of priority conservation areas. *Chelonian Conservation and Biology*, 8(2), 116-149. <https://doi.org/10.2744/CCB-0774.1>.

Butler CJ (2019) A review of the effects of climate change on chelonians. *Diversity* 11(8): 138. Doi: <https://doi.org/10.3390/d11080138>.

Cooper JC, Soberón J (2018) Creating individual accessible area hypotheses improves stacked species distribution model performance. *Global Ecology and Biogeography* 27(1) 156-165. Doi: <https://doi.org/10.1111/geb.12678>.

Coutinho LM (2006) O conceito de bioma. *Acta botanica brasílica*, 20, 13-23. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000100002>.

Cunha F A, Sampaio I, Carneiro J, Vogt R C, Mittermeier R A, Rhodin A G, Andrade M C (2022) A New South American Freshwater Turtle of the Genus *Mesoclemmys* from the Brazilian Amazon (Testudines: Pleurodira: Chelidae). *Chelonian Conservation and Biology: Celebrating 25 Years as the World's Turtle and Tortoise Journal*, 21(2), 158-180. <https://doi.org/10.2744/CCB-1524.1>.

Cunha FA, Sampaio I, Carneiro J, Vogt RC (2021) A New Species of Amazon Freshwater Toad-Headed Turtle in the Genus *Mesoclemmys* (Testudines: Pleurodira: Chelidae) from Brazil. *Chelonian Conservation and Biology: Celebrating 25 Years as the World's Turtle and Tortoise Journal* 20(2): 151-166. Doi: <https://doi.org/10.2744/CCB-1448.1>

da Silva LB, Oliveira GL, Frederico RG. et al. How future climate change and deforestation can drastically affect the species of monkeys endemic to the eastern Amazon, and priorities for conservation. *Biodivers Conserv* 31, 971–988 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02373-1>

de Moraes K F, Santos M P D, Goncalves GSR, de Oliveira G L, Gomes L B, Lima M G M (2020) Climate change and bird extinctions in the Amazon. *Plos one*, 15(7), e0236103. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236103>.

De-Marco P, Nóbrega CC (2018) Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PloS one* 13(9) e0202403. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>.

Distler T, Schuetz JG, Velásquez-Tibatá J, Langham GM. Stacked species distribution models and macroecological models provide congruent projections of avian species richness under climate change. *J Biogeogr.* 2015; 42: 976–988. <https://doi.org/10.1111/jbi.12479>.

Eisemberg CC, Balestra RAM, Famelli S, Pereira FF, Bernardes VCD, Vogt RC (2016) Vulnerability of Giant South American Turtle (*Podocnemis expansa*) nesting habitat to climate-change-induced alterations to fluvial cycles. *Tropical Conservation Science* 9(4): 1940082916667139. Doi: <https://doi.org/10.1177%2F1940082916667139>.

Eisemberg CC, Reynolds SJ, Christian KA, Vogt RC (2017) Diet of Amazon River turtles (*Podocnemididae*): a review of the effects of body size, phylogeny, season and habitat. *Zoology* 120:92-100. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.zool.2016.07.003>.

Elton CS (1927) The nature and origin of soil-polygons in Spitsbergen *Quarterly Journal of the Geological Society* 83(1-5): 163-NP. Doi: <https://doi.org/10.1144/GSL.JGS.1927.083.01-05.07>.

Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, Lewis SL, Brien RJ, Feldpausch TR, Phillips OL, et al. (2019) Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology* 25(1): 39-56. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.14413>.

Fagundes CK, Vogt RC, De-Marco JP (2016) Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions* 22(2):123-135. Doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12396>.

Fagundes CK, Vogt RC, De-Souza RA, De-Marco JP (2018) Vulnerability of turtles to deforestation in the Brazilian Amazon: indicating priority areas for conservation. *Biological Conservation* 226 300-310. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.009>.

Fielding, Alan H.; Bell, John F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. In: *Environmental Conservation*, vol. 24, n° 1, p. 38–49. DOI: 10.1017/s0376892997000088.

Gatti LV, Basso LS, Miller JB et al.(2021) Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* 595:388–393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>

Gavin DG, Fitzpatrick MC, Gugger PF, Heath KD, Rodríguez-Sánchez F, Dobrowski SZ, Williams JW (2014) Climate refugia: joint inference from fossil records, species distribution models and phylogeography. *New Phytologist* 204(1): 37-54.

Giannini TC, Costa WF, Borges RC, Miranda L, Da-Costa CPW, Saraiva AM, Fonseca VLI (2020) Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected *Regional Environmental Change* 20(1) 1-12. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01611-y>.

Golding, N., & Purse, B. V. (2016). Fast and flexible Bayesian species distribution modelling using Gaussian processes. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(5), 598-608.

Graham CH, Ron SR, Santos JC, Schneider CJ, Moritz C (2004) Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58(8): 1781-1793. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2004.tb00461.x>.

Grinnell J (1917) The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34(4): 427-433. Doi: <https://doi.org/4072271>.

Guisan A, Theurillat JP. Equilibrium modeling of alpine plant distribution: How far can we go? *Phytocoenologia*. 2000; 30: 353–384.

Gunderson AR, Stillman JH (2015) Plasticity in thermal tolerance has limited potential to buffer ectotherms from global warming. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 282(1808) 20150401 <http://dxdoiorg/101098/rspb2015040>.

Guo, Q., Kelly, M., & Graham, C. H. (2005). Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecological modelling*, 182(1), 75-90.

Habibullah MS, Din BH, Tan SH, Zahid H (2022) Impact of climate change on biodiversity loss: Global evidence. *Environmental Science and Pollution Research* 29(1): 1073-1086. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15702-8>.

Herrera-R G A, Oberdorff T, Anderson E P, Brosse S, Carvajal-Vallejos F M, Frederico R G, Tedesco PA (2020) The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Global Change Biology*, 26(10), 5509-5523.

Hilker T, Lyapustin AI, Tucker C J Hall F G Myneni R B Wang Y Sellers P J (2014) Vegetation dynamics and rainfall sensitivity of the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(45) 16041-16046. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1404870111>.

Hinderaker SR (2020) Spatio-Temporal Ecology of Amazonian Freshwater Turtles. MSc. Thesis, Norwegian University of Life Sciences, Noruega. <https://hdl.handle.net/11250/2831520>.

Ihlow F, Dambach J, Engler JO, Flecks M, Hartmann T, Nekum S, Rödder D (2012) On the brink of extinction? How climate change may affect global chelonian species richness and distribution. *Global Change Biology* 18(5): 1520-1530. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02623.x>.

IPCC (2019) Shukla Priyadarshi R et al. "Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change desertification land degradation sustainable land management food security and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems"

IUCN (2023) The IUCN Red List of Threatened Species Version 2021-3 <https://www.iucnredlist.org>
Accessed on [09/02/2023]

- Kappelle M, Van Vuuren MM, Baas P (1999) Effects of climate change on biodiversity: a review and identification of key research issues. *Biodiversity Conservation* 8(10): 1383-1397. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1008934324223>.
- Karatzoglou A, Smola A, Hornik K, Zeileis A, 2004 kernlab-an S4 package for kernel methods in R. *J. Stat. Softw.* 11, 1–20.
- Laurance WF, Williamson GB (2001) Positive feedbacks among forest fragmentation drought and climate change in the Amazon. *Conservation biology* 15(6): 1529-1535. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01093.x>.
- Laws AN (2017) Climate change effects on predator–prey interactions. *Current opinion in insect science* 23: 28-34. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.06.010>.
- Leroy B, Delsol R, Hugueny B, Meynard CN, Barhoumi C, Barbet-Massin M, Bellard C (2018) Without quality presence–absence data discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography* 45(9): 1994-2002. Doi: <https://doi.org/10.1111/jbi.13402>.
- Levine N M, Zhang K E, Longo M, Baccini A, Phillips O L, Lewis S L, Moorcroft P R (2016) Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(3), 793-797.
- Li W, Fu R, Juarez RIN, Fernandes K (2008) Observed change of the standardized precipitation index its potential cause and implications to future climate change in the Amazon region. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1498): 1767-1772. Doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0022>.
- Lobo JM, Tognelli MF (2011) Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. *Journal for Nature Conservation* 19(1): 1-7. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.03.002>.
- Lyra A, Imbach P, Rodriguez D, Chou SC, Georgiou S, Garofolo L (2017) Projections of climate change impacts on central America tropical rainforest. *Climatic Change* 141(1): 93-105. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1790-2>.
- Marengo J A (2006) On the hydrological cycle of the Amazon Basin: A historical review and current state-of-the-art. *Revista brasileira de meteorologia*, 21(3), 1-19.

- Marini MÂ, Barbet-Massin M, Lopes LE, Jiguet F (2010) Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. *J Ornithol* 151: 857–866. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0523-y>.
- Menéndez R, Megías A G, Hill J K, Braschler B, Willis SG, Collingham Y, Thomas C D (2006) Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1593), 1465-1470.
- Miranda EB, Menezes JFS, Farias CC, Munn C, Peres CA (2019) Species distribution modeling reveals strongholds and potential reintroduction areas for the world's largest eagle. *PloS one* 14(5): e0216323. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216323>.
- Mittermeier RA, Rhodin AG, Medem F, Soini P, Hoogmoed MS, & de Espinoza N C (1978) Distribution of the South American chelid turtle *Phrynops gibbus*, with observations on habitat and reproduction. *Herpetologica*, 94-100.
- Montero N, Tomillo PS, Saba VS, Dei Marcovaldi MA, López-Mendilaharsu M, Santos AS, Fuentes MM (2019) Effects of local climate on loggerhead hatchling production in Brazil: implications from climate change. *Scientific reports* 9(1): 1-12. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45366-x>.
- Nunes LJR, Meireles CIR, Gomes CJP, De-Almeida Ribeiro NMC (2020) Global Climate Change Outlook In Climate Change Impact on Environmental Variability in the Forest (pp 9-17) Springer Cham. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-030-34417-7_2
- Nunez S, Arets E, Alkemade R, Verwer C, Leemans R (2019) Assessing the impacts of climate change on biodiversity: is below 2° C enough? *Climatic Change* 154(3): 351-365. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02420-x>.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'hara R B, Oksanen M J (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package*, version, 2(9), 1-295.
- Oliveira G, Trindade P, Santos I, Almeida-Maués P, Carvalho F, Silva DP, Mendes-Oliveira A C (2022) Wild canids and ecological traps, facing deforestation and climate change in the Amazon Rainforest. DOI: 10.22541/au.165512542.22076637/v1.
- O'Neill BC, Tebaldi C, van Vuuren DP, Eyring V, Friedlingstein P, Hurtt G, Knutti R, Kriegler E, Lamarque J-F, Lowe J, Meehl GA, Moss R, Riahi K, Sanderson BM (2016) The Scenario Model

Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6, *Geosci. Model Dev.*, 9, 3461–3482. Doi: <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>.

Ostendorf B, Hilbert DW, Hopkins MS (2001) The effect of climate change on tropical rainforest vegetation pattern. *Ecological modelling* 145(2-3): 211-224. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00392-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00392-1).

Pawson SM, Brin A, Brockerhoff EG, Lamb D, Payn TW, Paquette A, Parrotta JA (2013) Plantation forests climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22(5): 1203-1227. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8>.

Pearson RG (2007) Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. *American Museum of Natural History* 50: 54-89.

Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global ecology and biogeography* 12(5): 361-371. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>.

Pearson RG, Dawson TP, Liu C (2004) Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* 27(3): 285-298. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03740.x>.

Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson TA (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography* 34(1): 102-117. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>.

Peterson AT (2001). Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The condor* 103(3): 599-605. Doi: <https://doi.org/10.1093/condor/103.3.599>.

Phillips SJ, Anderson RP, Dudík M, Schapire RE, Blair ME (2017) Opening the black box: An open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893.

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* 190(3-4): 231-259. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.

Phillips SJ, Dudík M (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31(2): 161-175. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>.

Rachmansah A, Norris D, Gibbs JP (2020) Population dynamics and biological feasibility of sustainable harvesting as a conservation strategy for tropical and temperate freshwater turtles. *PloS one* 15(2): e0229689. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229689>.

RAISG (2020) *Amazônia sob pressão*. São Paulo: ISA.

Refsnider JM, Bodensteiner BL, Reneker JL, Janzen FJ (2013) Nest depth may not compensate for sex ratio skews caused by climate change in turtles. *Animal Conservation* 16(5): 481-490. Doi: <https://doi.org/10.1111/acv.12034>.

Riahi K, Van Vuuren DP, Kriegler E, Edmonds J, O'Neill BC, Fujimori S, Tavoni M (2017) The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. *Global environmental change*, 42, 153-168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>.

Roberts DR, Bahn V, Ciuti S, Boyce MS, Elith J, Guillera-Arroita G, Dormann CF (2017) Cross-validation strategies for data with temporal spatial hierarchical or phylogenetic structure. *Ecography* 40(8): 913-929. Doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.02881>.

Roberts H P, Willey L L, Jones M T, Akre TS, King DI, Kleopfer J, Zarate B (2023) Is the future female for turtles? Climate change and wetland configuration predict sex ratios of a freshwater species. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.16625>.

Rojas A, Borda C, Stevenson P (2007) Population size, habitat choice and sexual dimorphism of the Amazonian tortoise (*Geochelone denticulata*) in Tinigua National Park, Colombia. *Amphibia-Reptilia*, 28(2), 217-226. <https://doi.org/10.1163/156853807780202459>.

Román-Palacios C., Wiens JJ (2020) Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(8), 4211-4217. <https://doi.org/10.1073/pnas.1913007117>.

Rueda-Almonacid J V, Carr J L, Mittermeier R A, Rodríguez-Mahecha J V, Mast R B, Vogt R C, Mittermeier C G (2007) Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico. *Serie de guías tropicales de campo* N 6, Conservación Internacional.

Sales L P, Galetti M, Pires M M (2020) Climate and land-use change will lead to a faunal “savannization” on tropical rainforests. *Global Change Biology*, 26(12), 7036-7044. <https://doi.org/10.1111/gcb.15374>.

Santos CFMD, Fiori MM (2020) Turtles indians and settlers: *Podocnemis expansa* exploitation and the Portuguese settlement in eighteenth-century Amazonia. *Topoi (Rio de Janeiro)* 21: 350-373. Doi: <https://doi.org/10.1590/2237-101X02104404>.

Schwanz LE, Janzen FJ (2008) Climate change and temperature-dependent sex determination: can individual plasticity in nesting phenology prevent extreme sex ratios? *Physiological and Biochemical Zoology* 81(6): 826-834. Doi: <https://doi.org/10.1086/590220>.

Silva Junior CHL, Pessôa ACM, Carvalho NS et al.(2021) The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nat Ecol Evol* 5:144–145. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>

Sintayehu DW (2018) Impact of climate change on biodiversity and associated key ecosystem services in Africa: a systematic review. *Ecosystem health and sustainability* 4(9): 225-239. Doi: <https://doi.org/10.1080/20964129.2018.1530054>.

Soberón J, Peterson AT (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species’ distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10. Doi: <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>.

Souza FL (2005) Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. *Revista Española de Herpetología*, 19(1), 33-46.

Souza FL (2004) Uma revisão sobre padrões de atividade, reprodução e alimentação de cágados brasileiros (Testudines, Chelidae). *Phyllomedusa*, 3(1), 15-27.

Stenseth NC, Durant JM, Fowler MS, Matthysen E, Adriaensen F, Jonzén N, Dhondt AA (2015) Testing for effects of climate change on competitive relationships and coexistence between two bird species. *Proceedings of the Royal Society B: biological sciences* 282(1807): 20141958. Doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1958>.

Stevenson P, Guzmán A (2008) Seed dispersal, habitat selection and movement patterns in the Amazonian tortoise, *Geochelone denticulata*. *Amphibia-Reptilia*, 29(4), 463-472. <https://doi.org/10.1163/156853808786230442>.

Stubbs JL, Marn N, Vanderklift MA, Fossette S, Mitchell NJ (2020) Simulated growth and reproduction of green turtles (*Chelonia mydas*) under climate change and marine heatwave scenarios. *Ecological Modelling* 431: 109185. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109185>.

Svenning JC, Fløjgaard C, Marske KA, Nógues-Bravo D, Normand S (2011) Applications of species distribution modeling to paleobiology. *Quaternary Science Reviews* 30(21-22): 2930-2947. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.06.012>.

Teixido AL, Sehn H, Quintanilla LG, Gonçalves SR, Fernández-Arellano GJ, Dáttilo W, Moreira LF (2021) A meta-analysis of the effects of fragmentation on the megadiverse herpetofauna of Brazil. *Biotropica* 53(3): 726-737. Doi: <https://doi.org/10.1111/btp.12955>.

Thomson JÁ, Burkholder DA, Heithaus MR, Fourqurean JW, Fraser MW, Statton J, Kendrick GA (2015) Extreme temperatures foundation species and abrupt ecosystem change: an example from an iconic seagrass ecosystem. *Global Change Biology* 21(4): 1463-1474. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12694>.

Tomillo P, Genovart M, Paladino FV, Spotila JR, Oro D. (2015) Climate change overruns resilience conferred by temperature-dependent sex determination in sea turtles and threatens their survival. *Global change biology* 21(8): 2980-2988. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12918>.

TTWG (Turtle Taxonomy Working Group) (Rhodin AGJ, Iverson Jb, Bour R, Fritz U, Georges A, Shaffer B, Van Dijk PP) (2021) Turtles of the World Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy Synonymy Distribution and Conservation Status (9th Ed). *Chelonian Research Monographs* 8: 1–472 DOI:103854/crm8.checklistatlasv9.

Urbina-Cardona N, Blair ME, Londono MC, Loyola R, Velásquez-Tibatá J, Morales-Devia H (2019) Species distribution modeling in Latin America: a 25-year retrospective review. *Tropical Conservation Science* 12:1940082919854058. Doi: <https://doi.org/10.1177%2F1940082919854058>.

Valenzuela N, Literman R, Neuwald JL, Mizoguchi B, Iverson JB, Riley JL, Litzgus JD (2019) Extreme thermal fluctuations from climate change unexpectedly accelerate demographic collapse of vertebrates with temperature-dependent sex determination. *Scientific reports* 9(1): 1-11. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40597-4>.

- VanDerWal J, Shoo LP, Graham C, Williams SE (2009) Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: how far should you stray from what you know? *Ecological modelling* 220(4): 589-594. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.010>.
- Vanhatalo J, Veneranta L, Hudd R (2012) Species distribution modeling with Gaussian processes: A case study with the youngest stages of sea spawning whitefish (*Coregonus lavaretus* L. sl) larvae. *Ecological Modelling*, 228, 49-58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.025>.
- Velásquez-Tibatá J, Salaman P, Graham CH (2013) Effects of climate change on species distribution community structure and conservation of birds in protected areas in Colombia. *Regional Environmental Change* 13(2): 235-248. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0329-y>.
- Visser ME (2008) Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275(1635): 649-659. Doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.0997>.
- Vittoz P, Cherix D, Gonseth Y, Lubini V, Maggini R, Zbinden N, Zumbach S (2013) Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: A review. *Journal for Nature Conservation* 21(3): 154-162. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.12.002>.
- Werth D, Avissar R (2002) The local and global effects of Amazon deforestation. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 107(D20), LBA-55. <https://doi.org/10.1029/2001JD000717>.
- Winder M, Schindler D E (2004) Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology*, 85(8), 2100-2106. <https://doi.org/10.1890/04-0151>.
- Wisn MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers Distrib* 14: 763–773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>.
- Wolff NH, Masuda YJ, Meijaard E, Wells JA, Game ET (2018) Impacts of tropical deforestation on local temperature and human well-being perceptions. *Global Environmental Change* 52: 181-189. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.07.004>.
- Zhang K, Yao L, Meng J, Tao J. (2018) Maxent modeling for predicting the potential geographical distribution of two peony species under climate change. *Science of the Total Environment* 634: 1326-1334. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.112>.

Zhong R, Wang P, Mao G, Chen A, Liu J (2021) Spatiotemporal variation of enhanced vegetation index in the Amazon Basin and its response to climate change. *Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C* 123: 103024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2021.103024>.

Zhu G, Liu Q, Gao Y. (2014) Improving ecological niche model transferability to predict the potential distribution of invasive exotic species. *Biodiversity Science* 22(2): 223. stribution of invasive exotic species. *Biodiversity Science* 22(2): 223.

APÊNDICE

Tabela 1: Lista de espécies de quelônios amazônicos que estão sendo analisados, tipo de hábito e grau de ameaça registrada na lista vermelha da IUCN e na lista provisória fornecida pelo TTWG.

Táxon	Hábito	IUCN	TTWG 2021
Geoemydidae			
<i>Rhinoclemmys punctularia</i> (Daudin 1801)	Semiaquático	NL	LC
Kinosternidae			
<i>Kinosternon scorpioides</i> (Linnaeus 1766)	Semiaquático	NL	LC
Testudinidae			
<i>Chelonoidis carbonarius</i> (Spix 1824)	Terrestre	NT	VU
<i>Chelonoidis denticulatus</i> (Linnaeus 1766)	Terrestre	VU	NT
Chelidae			
<i>Chelus fimbriata</i> (Schneider 1783)	Aquático	NL	LC
<i>Chelus orinocensis</i> Vargas-Ramírez et al. 2020	Aquático	NL	LC
<i>Mesoclemmys gibba</i> (Schweigger 1812)	Semiaquático	NL	LC
<i>Mesoclemmys nasuta</i> (Schweigger 1812)	Aquático	NL	DD
<i>Mesoclemmys raniceps</i> (Gray 1856)	Aquático	NL	DD
<i>Mesoclemmys wermuthi</i> (Mertens 1969)	Aquático	NE	DD
<i>Phrynops geoffroanus</i> (Schweigger 1812)	Aquático	NL	LC
<i>Phrynops tuberosus</i> (Peters 1870)	Aquático	NE	LC
<i>Platemys platycephala</i> (Schneider 1792)	Semiaquático	NL	LC
<i>Rhinemys rufipes</i> (Spix 1824)	Aquático	NT	LC
Podocnemididae			
<i>Peltocephalus dumerilianus</i> (Schweigger 1812)	Aquático	VU	VU
<i>Podocnemis erythrocephala</i> (Spix 1824)	Aquático	VU	VU
<i>Podocnemis expansa</i> (Schweigger 1812)	Aquático	LR/cd	CR
<i>Podocnemis sextuberculata</i> Cornalia 1849	Aquático	VU	VU
<i>Podocnemis unifilis</i> Troschel 1848	Aquático	VU	EN

Tabela 2: Eixos (Componentes principais ortogonais independentes (PC)) selecionados pela Análise de Componentes Principais (PCA) e as explicações acumuladas.

PC	Explicação acumulada
PC1	54,69%
PC2	74,82%
PC3	84,14%
PC4	90,07%
PC5	93,88%

PC6	96,61%
-----	--------

Tabela 3: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) entre as variáveis consideradas para gerar os modelos de distribuição das espécies.

Variable	Name	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Bio1	Annual Mean Temperature	0.266760891	-0.247613018	-0.098477785	-0.057776777	0.061348325	-0.017211003
Bio2	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))	0.219474138	-0.294841346	-0.21442099	0.050651435	0.127068769	-0.03614242
Bio3	Isothermality (Bio2/Bio7) (* 100)	0.272771419	-0.177143892	0.026151473	-0.148244254	-0.045288722	-0.038350542
Bio4	Temperature Seasonality (standard deviation *100)	0.215551986	-0.306825176	-0.284124252	-0.081391651	-0.043834994	0.014325484
Bio5	Max Temperature of Warmest Month	0.285993216	-0.18573049	0.032502133	-0.056446823	0.102387446	-0.039649016
Bio6	Min Temperature of Coldest Month	0.268928671	0.19857896	-0.046879156	0.214838421	-0.152337938	0.104642554
Bio7	Temperature Annual Range (Bio5-Bio6)	0.268377169	0.072827196	0.112854977	0.306131809	-0.253149342	0.278002093
Bio8	Mean Temperature of Wettest Quarter	0.15760401	0.357967828	-0.292623151	0.022653394	0.081485429	-0.339489342
Bio9	Mean Temperature of Driest Quarter	-0.060963765	-0.309490633	0.396163393	0.369118575	-0.087015575	-0.099824937
Bio10	Mean Temperature of Warmest Quarter	0.26955451	0.08195846	0.10587563	0.304200222	-0.249923522	0.267451464
Bio11	Mean Temperature of Coldest Quarter	0.168414224	0.356090518	-0.285040246	0.025881186	0.053478135	-0.308263623
Bio12	Annual Precipitation	0.164810362	0.175117706	-0.204268891	0.498305785	0.492506212	0.245707617
Bio13	Precipitation of Wettest Month	0.207581997	0.207603324	0.010441507	-0.072592468	-0.647386917	-0.201644311
Bio14	Precipitation of Driest Month	-0.193208279	-0.215186272	-0.061758199	0.490174715	-0.06141093	-0.465709888
Bio15	Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)	0.236667928	0.021595057	0.346371311	0.055747351	0.158260363	-0.530261174

Bio16	Precipitation of Wettest Quarter	-0.248418275	-0.039999453	-0.398961413	0.00711467	-0.226455583	0.089753265
Bio17	Precipitation of Driest Quarter	0.169113757	-0.363461683	-0.314130456	0.018139992	-0.128170251	-0.051514578
Bio18	Precipitation of Warmest Quarter	0.294745833	-0.120180006	0.024580768	-0.17753217	0.062874785	0.020205139
Bio19	Precipitation of Coldest Quarter	-0.251601041	-0.144478475	-0.296343248	0.252215863	-0.191459212	-0.070189392

Tabela 4: Dados para cada espécie de quelônio de ocorrências únicas, índice de Jaccard, porcentagem de perda de área potencial para os dois cenários modelados (SSP2-4.5 e SSP5-4.5)

Táxon	Ocorrências únicas	Índice de Jaccard	Perda de área potencial no cenário SSP2-4.5(%)	Perda de área potencial no cenário SSP5-8.5(%)
Geoemydidae				
<i>Rhinoclemmys punctularia</i>	140	0,947	8,15	43,14
Kinosternidae				
<i>Kinosternon scorpioides</i>	692	0,902	7,71	19,66
Testudinidae				
<i>Chelonoidis carbonarius</i>	502	0,892	20,19	46,56
<i>Chelonoidis denticulatus</i>	457	0,866	36,19	61,62
Chelidae				
<i>Chelus fimbriata</i>	215	0,876	22,75	41,15
<i>Chelus orinocensis</i>	110	0,773	21,44	31,81
<i>Mesoclemmys gibba</i>	210	0,763	34,16	59,04
<i>Mesoclemmys nasuta</i>	18	0,952	82,51	98,93
<i>Mesoclemmys raniceps</i>	132	0,819	43,96	63,46
<i>Mesoclemmys wermuthi</i>	19	0,636	25,57	47,95
<i>Phrynops geoffroanus</i>	397	0,865	17,26	35,41
<i>Phrynops tuberosus</i>	9	0,567	87,69	97,87
<i>Platemys platycephala</i>	256	0,814	45,16	61,24
<i>Rhinemys rufipes</i>	32	0,747	25,06	32,95
Podocnemididae				
<i>Peltocephalus dumerilianus</i>	190	0,862	10,98	19,66
<i>Podocnemis erythrocephala</i>	177	0,899	35,76	66,26
<i>Podocnemis expansa</i>	1226	0,883	18,14	43,99
<i>Podocnemis sextuberculata</i>	397	0,801	38,69	55,63
<i>Podocnemis unifilis</i>	1181	0,841	23,86	43,14

Tabela 5: Área potencial por categoria de empilhamento de espécies para o presente e futuro, porcentagem de perda de área potencial para os dois cenários modelados (SSP2-4.5 e SSP5-4.5).

Categorias	Área potencial presente (Km ²)	Área potencial SSP2-4.5(Km ²)	Área potencial SSP5-8.5(Km ²)	Diferença entre Presente e SSP2-4.5(%)	Diferença entre Presente e SSP5-8.5(%)
0	180162	548512	1301145	204,45	622,21
1 – 4 Espécies	1589264	2729197	3127711	71,73	96,80
5 - 9 Espécies	1439987	1639763	1197199	13,87	-16,86
10-13 Espécies	2309007	1347568	1068411	-41,64	-53,73
14-17 Espécies	1328772	707323	277957	-46,77	-79,08

Tabela 6: Área potencial por categoria de empilhamento de espécies terrestres para o presente e futuro, porcentagem de perda de área potencial para os dois cenários modelados (SSP2-4.5 e SSP5-4.5).

Categorias	Área potencial presente (Km ²)	Área potencial SSP2-4.5(Km ²)	Área potencial SSP5-8.5(Km ²)	Diferença entre Presente e SSP2-4.5(%)	Diferença entre Presente e SSP5-8.5(%)
0	387752	1515396	3046878	290,82	685,78
1 – 4 Espécies	6585915	5457924	3926285	-17,13	-40,38

Tabela 7: Área potencial por categoria de empilhamento de espécies aquáticas e semiaquáticas para o presente e futuro, porcentagem de perda de área potencial para os dois cenários modelados (SSP2-4.5 e SSP5-4.5).

Categorias	Área potencial presente (Km ²)	Área potencial SSP2-4.5(Km ²)	Área potencial SSP5-8.5(Km ²)	Diferença entre Presente e SSP2-4.5(%)	Diferença entre Presente e SSP5-8.5(%)
0	1331415	1546485	1983380	16.15	48.97
1 – 4 Espécies	812150	1981212	2698336	143.95	232.25
5 - 9 Espécies	2409360	1945117	1284060	-19.27	-46.71
10-13 Espécies	1859442	1320402	995223	-28.99	-46.48
14-17 Espécies	559317	178642	10920	-68.06	-98.05

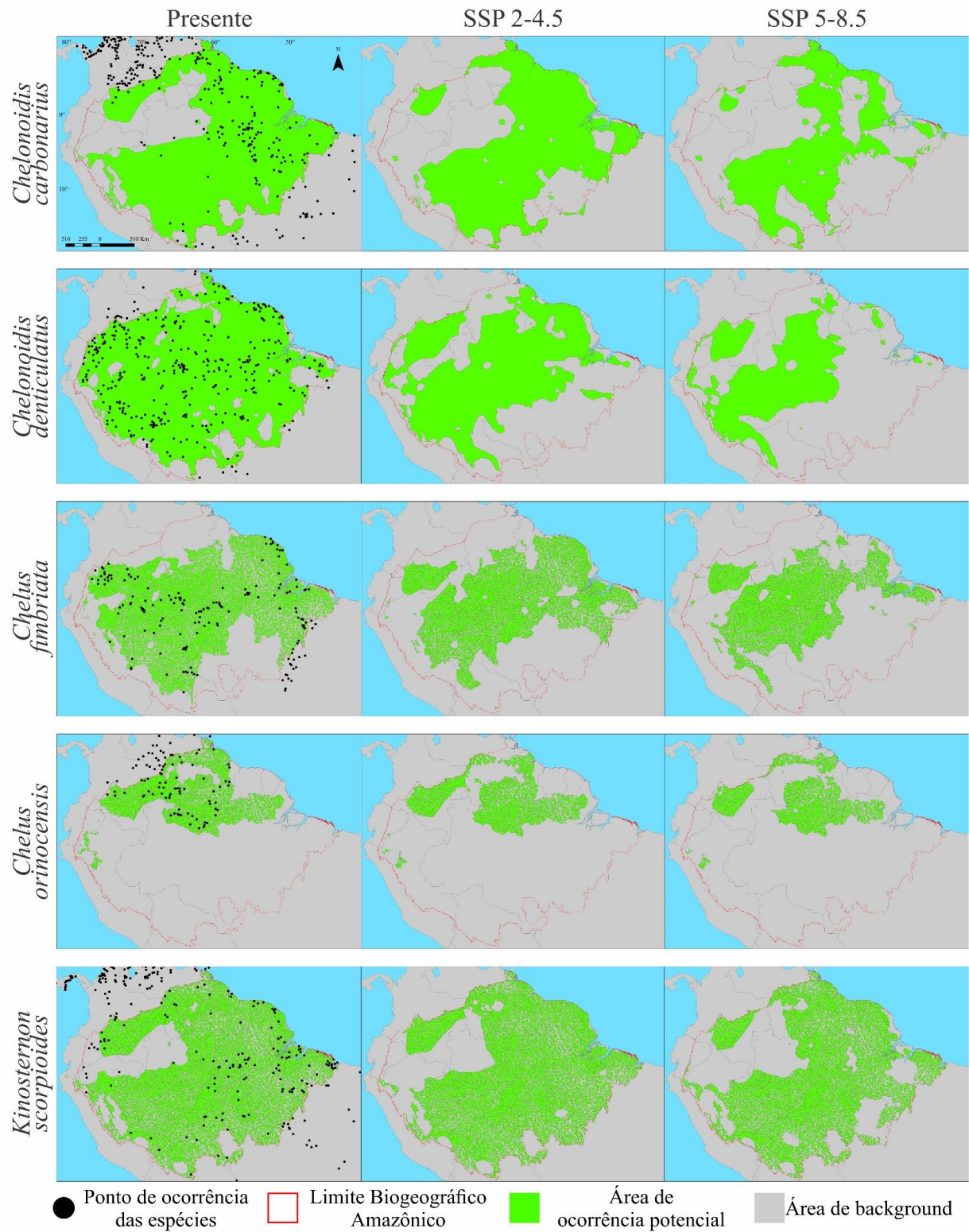


Figura 1: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos. Modelos recortado para área de estudo. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

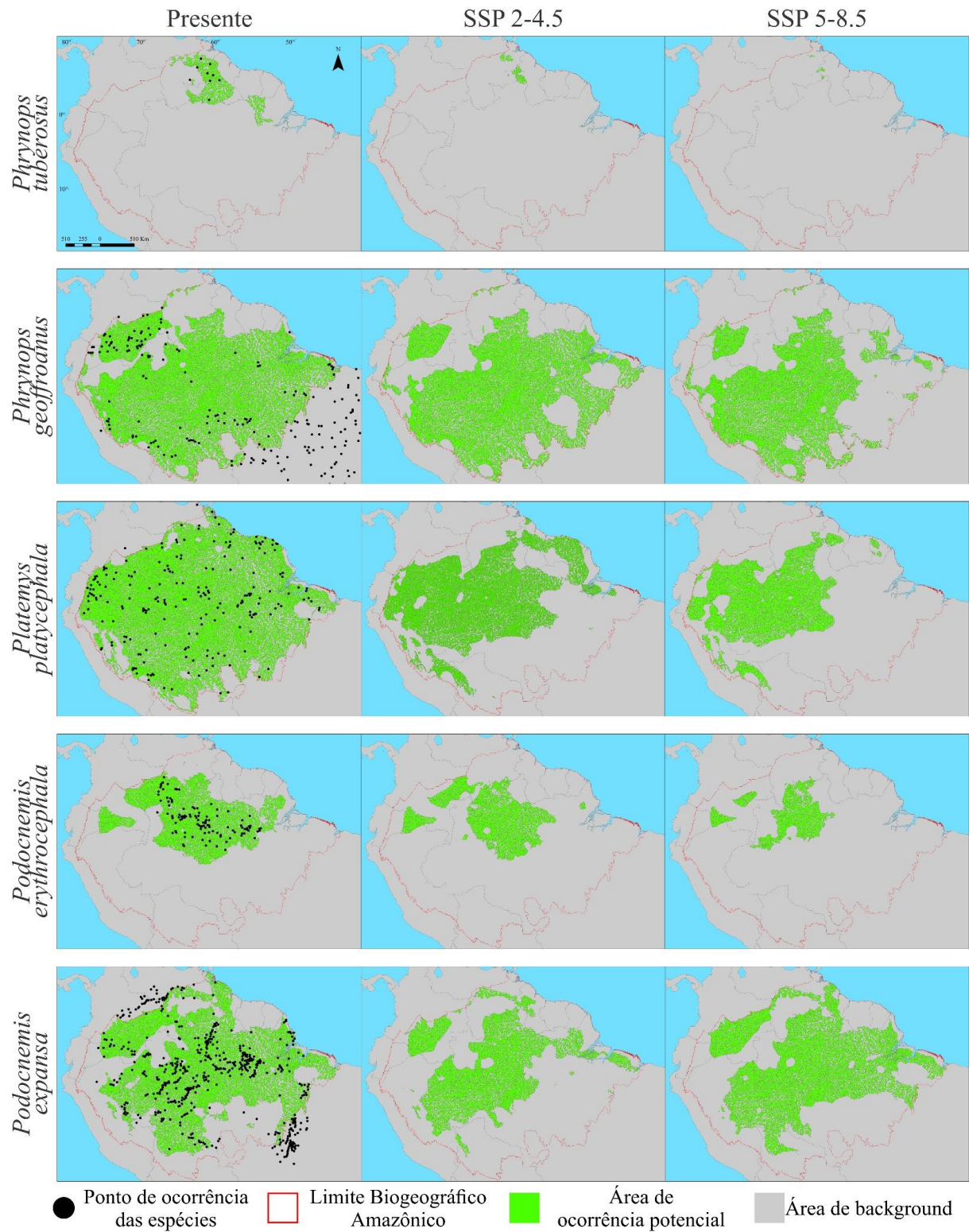


Figura 2: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos. Modelos recortado para área de estudo. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

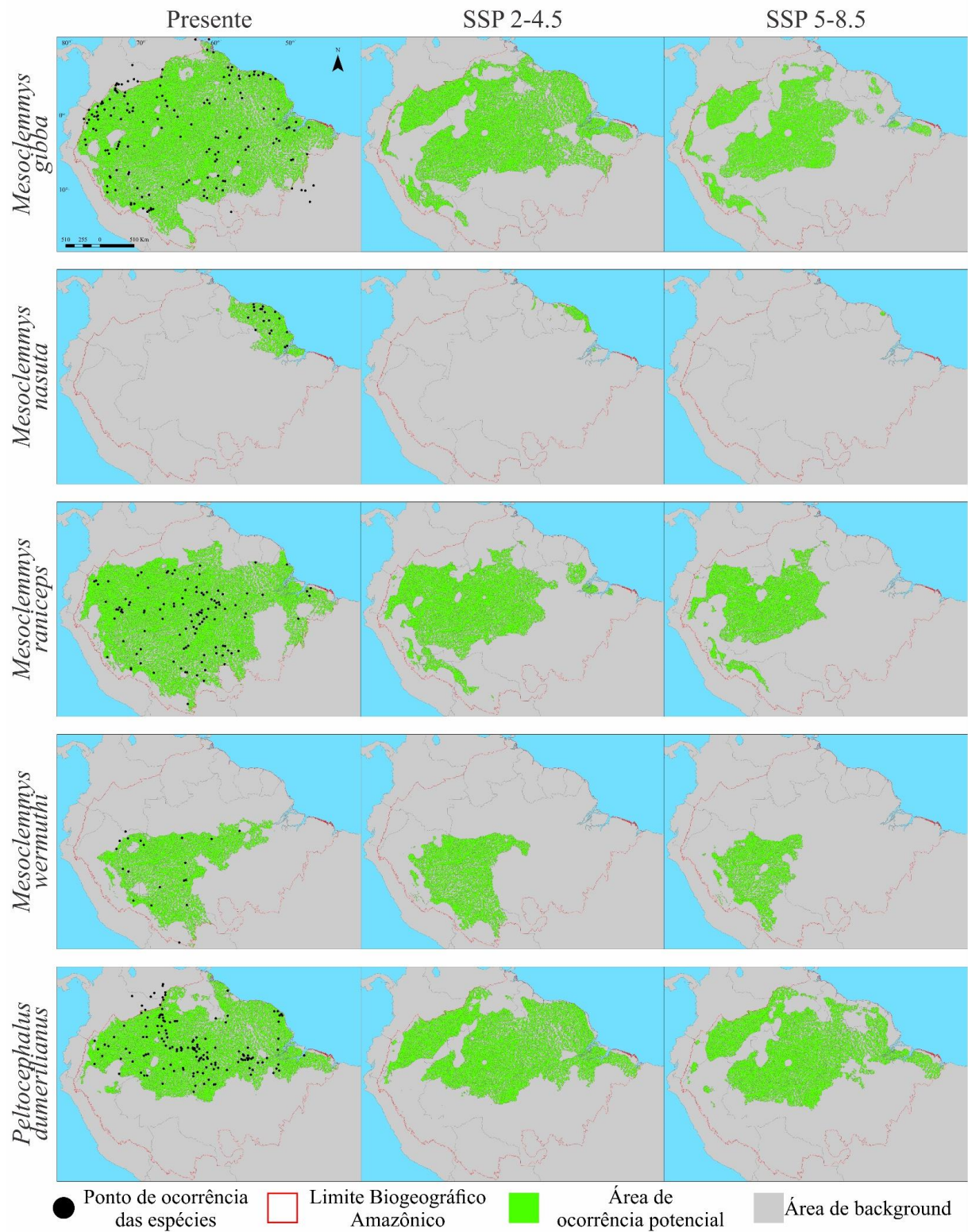


Figura 3: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos. Modelos recortado para área de estudo. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

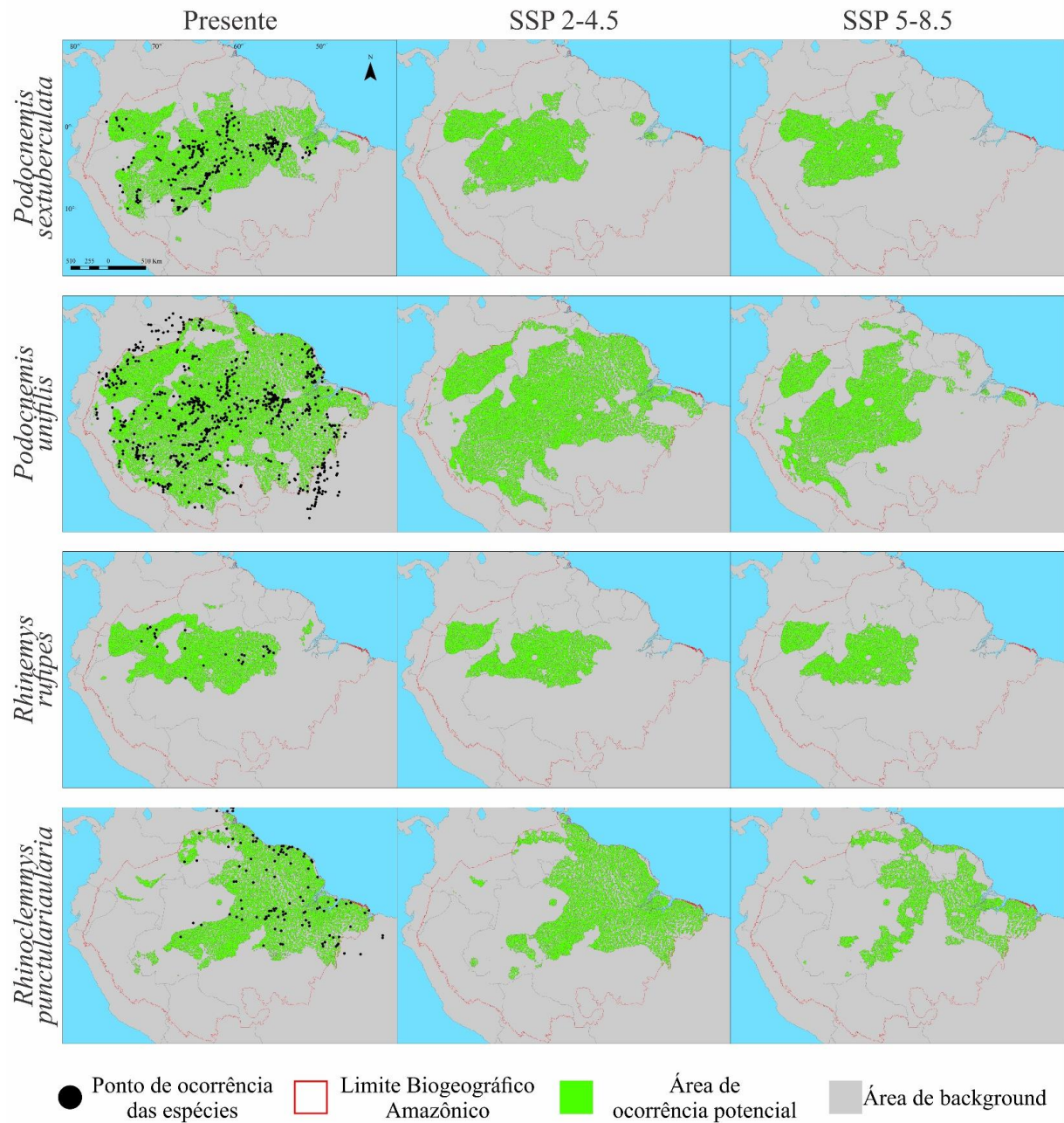


Figura 4: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos. Modelos recortado para área de estudo. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

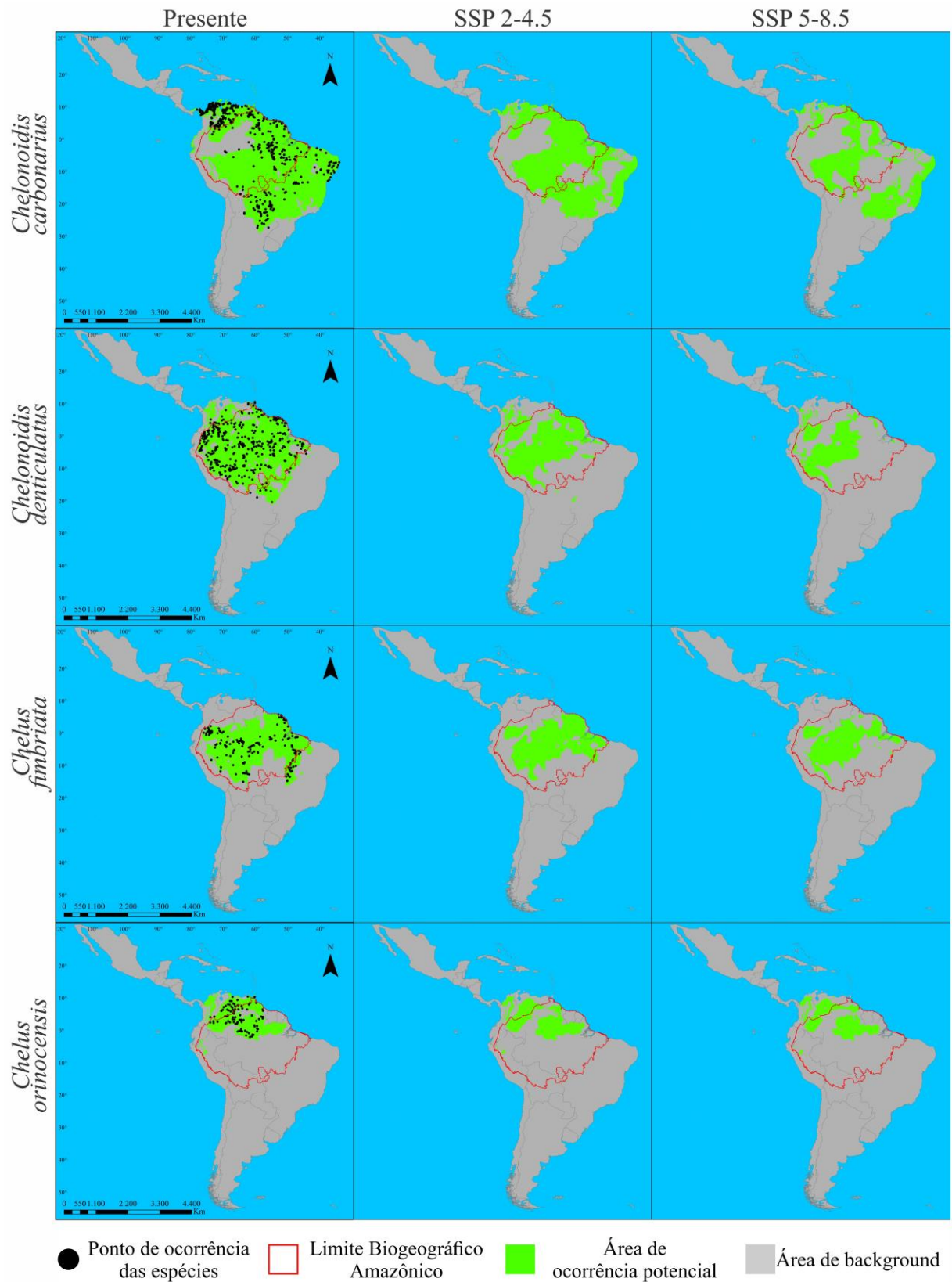


Figura 5: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos, modelo gerado levando em consideração toda área de background. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

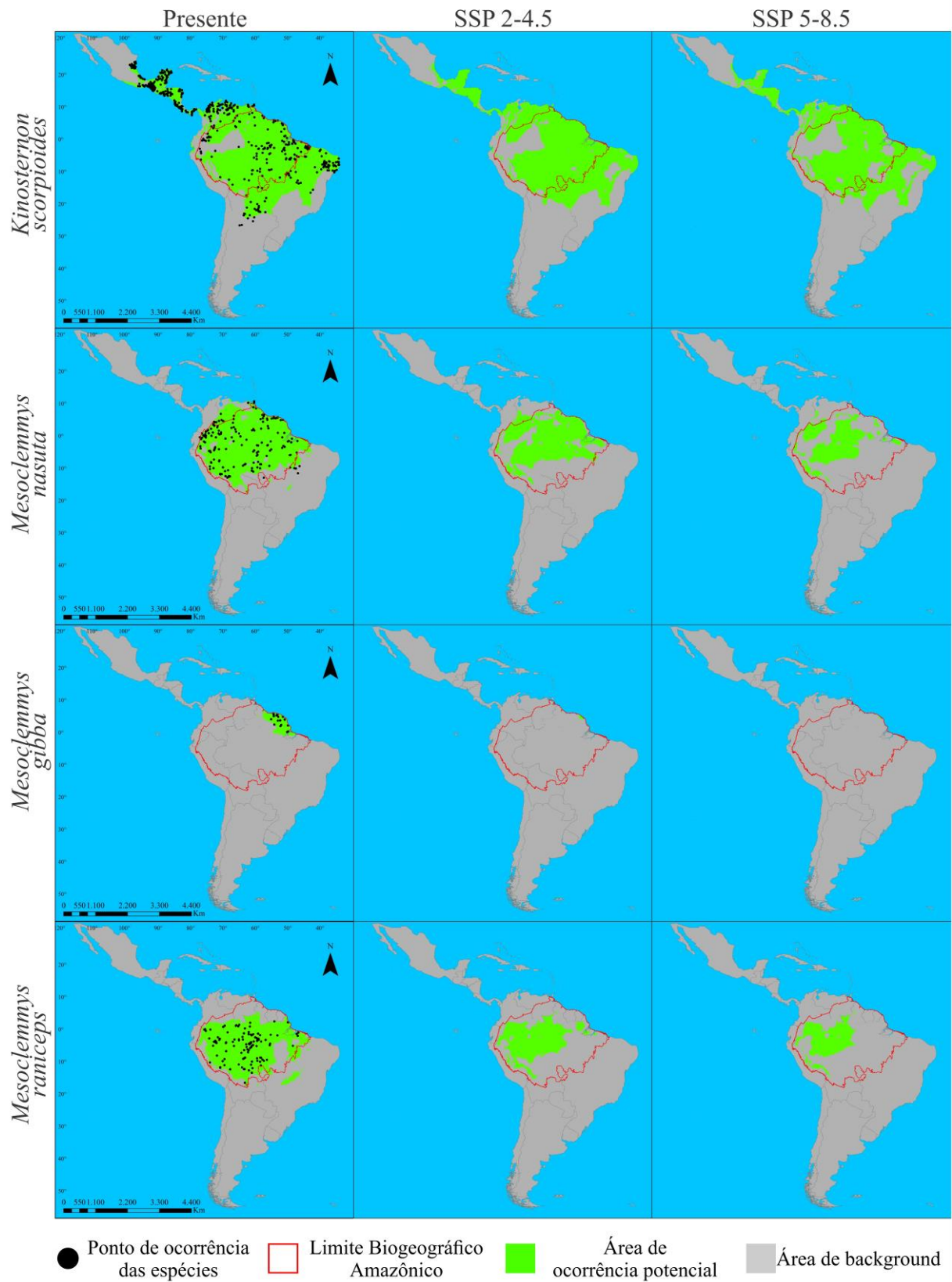


Figura 6: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos, modelo gerado levando em consideração toda área de background. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

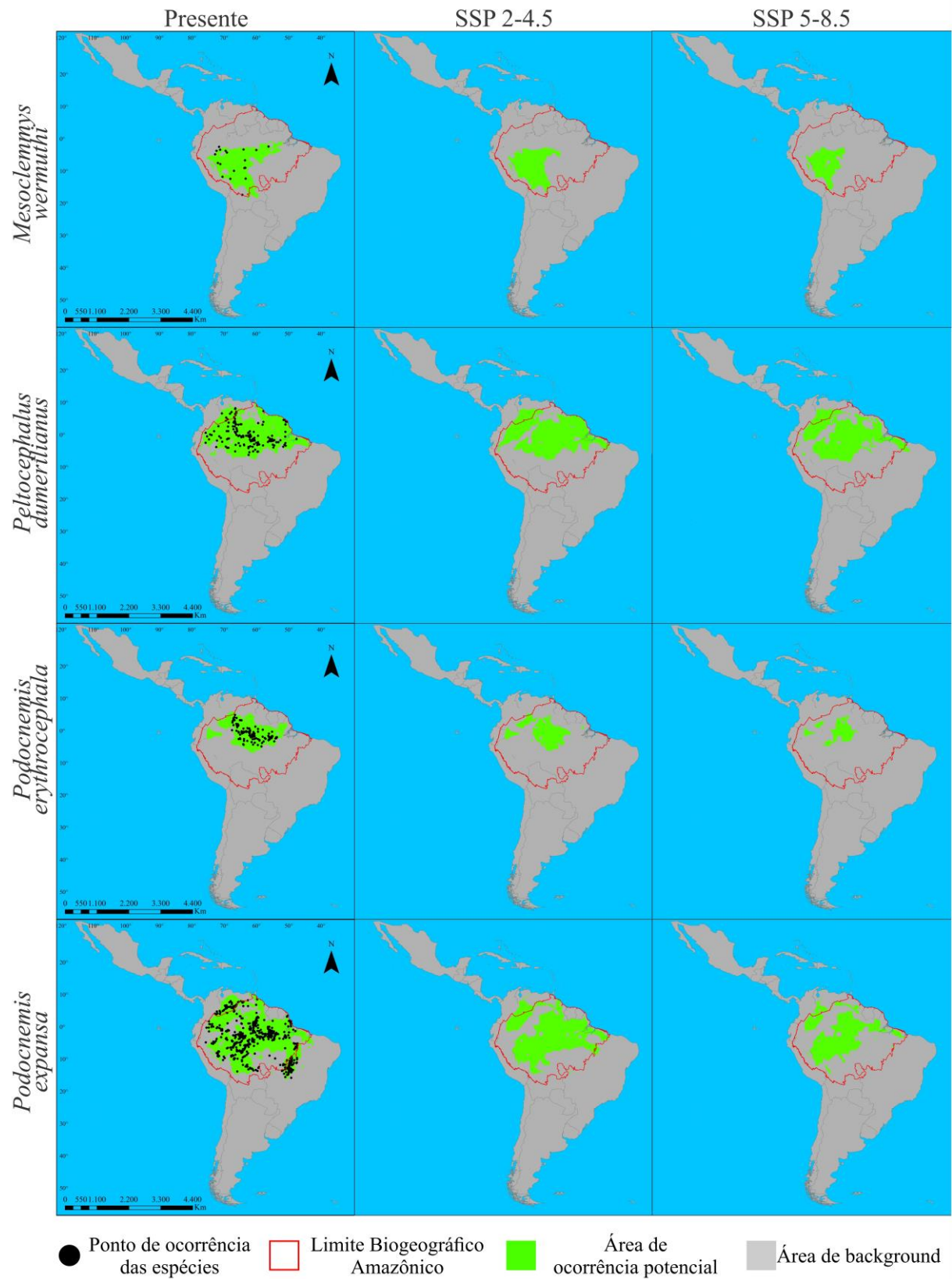


Figura 7: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos, modelo gerado levando em consideração toda área de background. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

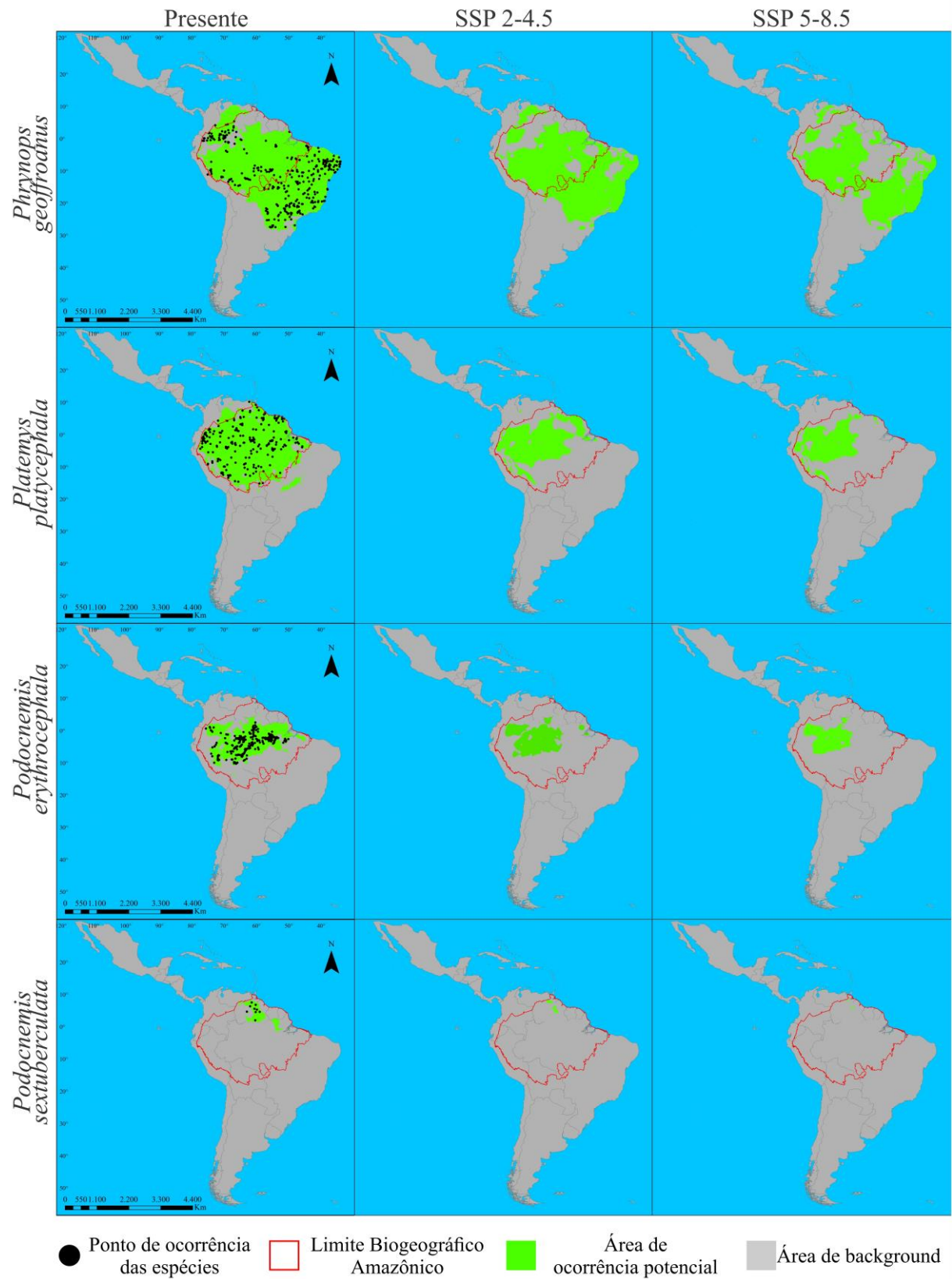


Figura 8: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos, modelo gerado levando em consideração toda área de background. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5

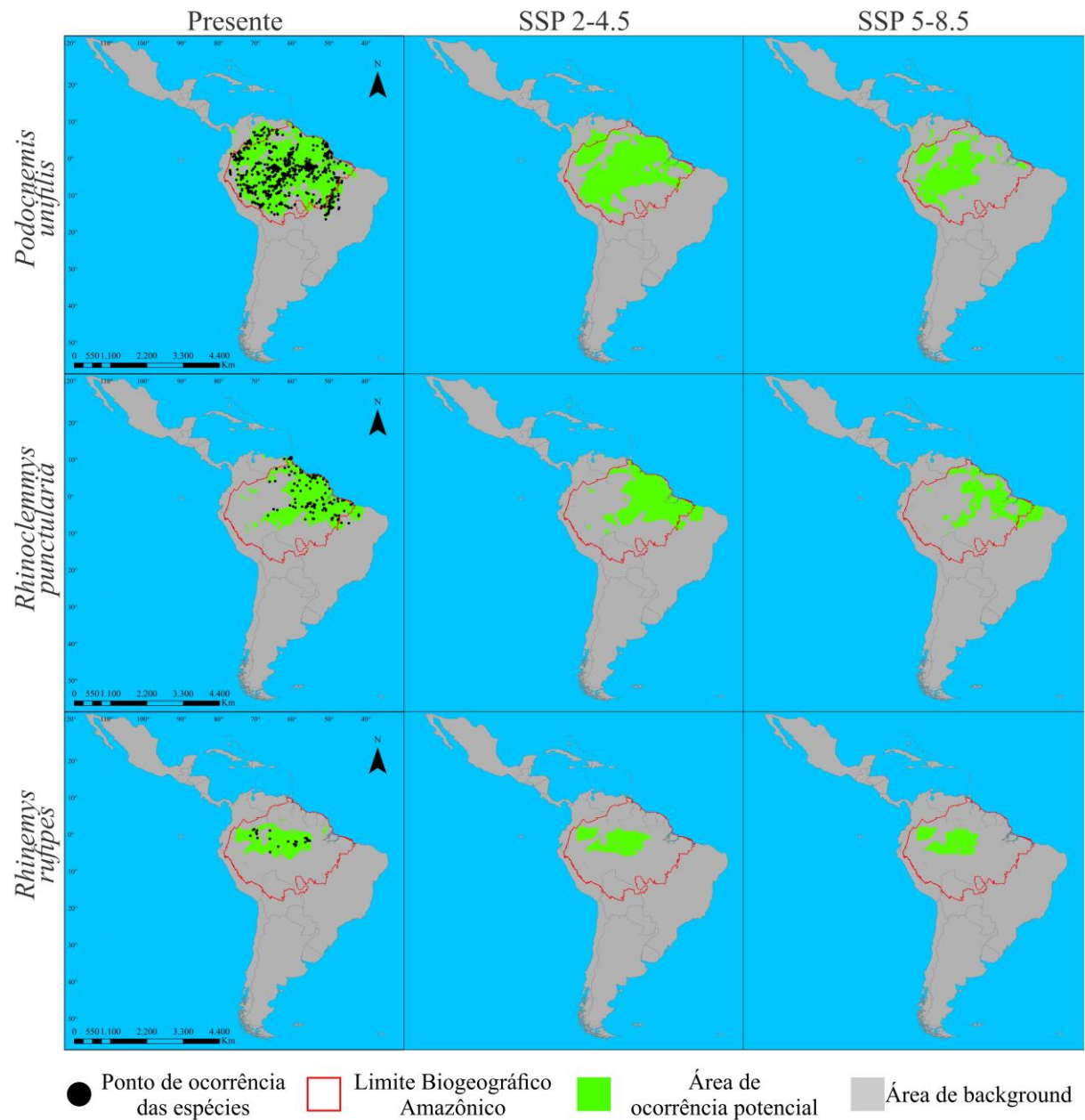


Figura 9: Modelos de distribuição potencial para espécies de quelônios amazônicos, modelo gerado levando em consideração toda área de background. Para a ocorrência atual (Presente), cenário SSP2-4.5 (cenário brando) e SSP5-8.5