

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

LUÍZ FERNANDO ESSER

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS
NA CONSERVAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL, NO SUDESTE DA AMÉRICA DO SUL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

PORTO ALEGRE

2015

LUÍZ FERNANDO ESSER

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS
NA CONSERVAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL, NO SUDESTE DA AMÉRICA DO SUL**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão em Ciências Biológicas, do Curso de Ciências Biológicas do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, como requisito para obtenção do título de Bacharel.

Orientador: Prof. João André Jarenkow

RESUMO:

A modelagem de nicho ecológico (ENM) vem sendo amplamente utilizada, a fim de entender os efeitos do aquecimento global sobre a dinâmica dos organismos e dos ecossistemas. A floresta estacional, que se caracteriza pelo condicionamento a um período de repouso induzido por uma estação desfavorável, embora, na América do Sul, seja uma fitofisionomia da mata atlântica, é pouco estudada e negligenciada. O trabalho buscou avaliar se as Unidades de Conservação (UCs) localizadas na Floresta Estacional Subtropical (FES), na América do Sul, serão efetivas em um cenário de mudança climática global. Para isso, foi utilizada a ENM para dois cenários futuros de mudança global, um pessimista e outro otimista. A ENM apresentou resultados muito confiáveis (AUC=0,945; $R^2=0,818$). A precipitação do mês mais seco foi a variável que mais contribuiu para o modelo (59,6%), seguida do tipo de solo (25,8%) e da sazonalidade da temperatura (7,4%), corroborando o encontrado na bibliografia. Segundo o modelo calculado, a FES perderá espaço no futuro, persistindo em poucas regiões aonde já é bem preservada, devido ao relevo impróprio para a agricultura, fora de unidades de conservação. Existe uma grande tendência que, se medidas mitigatórias não forem tomadas, a FES apresente uma drástica redução em sua área de ocorrência.

PALAVRAS-CHAVE: Aquecimento Global, Modelagem de Nicho Ecológico, Mata Atlântica, Fitogeografia, Conservação da Biodiversidade

1. INTRODUÇÃO

Desde a revolução industrial, liberam-se gases na natureza que causam o chamado efeito estufa (Caldeira e Wickett, 2003). Esses gases são responsáveis por uma série de mudanças climáticas, incluindo-se o aquecimento global (Barker, 2007). Diversos estudos têm mostrado que os efeitos dessas mudanças já são visíveis na biota (Root *et al.*, 2003) e nos ecossistemas (Chapin *et al.*, 2000), além de possuir causas inevitáveis como a extinção de ao menos 18% das espécies terrestres (Thomas *et al.*, 2004), Thuiller *et al.*, 2004). Além disso, tem-se buscado entender qual o efeito futuro dessas mudanças em diversas escalas (Loehle e LeBlanc, 1996; Easterling *et al.*, 2000; Phillips e Dudík, 2008). Um dos desafios inerentes ao aquecimento global é a migração das espécies, que está diretamente relacionada a sua sobrevivência e, conseqüentemente, a sua conservação (Araujo *et al.*, 2004). Logo, é importante que tais mudanças sejam conhecidas para que tomemos as devidas precauções (Hannah *et al.*, 2002).

A modelagem de nicho ecológico (ou *Ecological Niche Modelling* – ENM) é uma ferramenta que vem sendo utilizada para medir os efeitos das mudanças climáticas sobre as espécies em diversas escalas (Bakkenes *et al.*, 2002; Peterson *et al.*, 2002; Midgley *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2004). Além disso, a ENM permite a realização de trabalhos envolvendo criação de planos de conservação (Ferrier, 2002; Araujo *et al.*, 2004), testes de hipóteses evolutivas (Graham *et al.*, 2004), efeitos de proliferação de espécies invasoras (Peterson, 2003) e diversos outros temas relacionados à ecologia e à biologia da conservação (Guisan e Thuiller, 2005). Calcular esses modelos é cada vez mais acessível (Berry *et al.*, 2002) e, por isso, estudos que tratam da ENM em cenários de mudanças climáticas globais são igualmente mais frequentes e populares (Faleiro *et al.*, 2013; Pearson *et al.*, 2014; Gelviz-Gelvez *et al.*, 2015; Maguire *et al.*, 2015), apesar de suas limitações e incertezas (Pearce e Ferrier, 2000; Stockwell e Peterson, 2002). A ENM de comunidades e ecossistemas, todavia, é ainda pouco difundida, ainda que as variáveis que regulam os processos e padrões nessa escala sejam majoritariamente climáticos.

Apesar da enorme gama de aplicações da ENM, poucos estudos são conduzidos nas Florestas Estacionais. Estas são ecossistemas caracterizados por uma estação desfavorável ao crescimento, induzindo à perda parcial ou total de

folhas (Pennington *et al.*, 2006), sub-bosque bem desenvolvido e com vegetação destinada a aproveitar ao máximo a radiação luminosa incidente (Rambo, 1956), árvores menores, em geral, que as das Florestas Ombrófilas (Murphy e Lugo, 1986) e maior número de propágulos anemocóricos (Pennington *et al.*, 2006). Por isso, o aquecimento global tende a favorecê-la devido ao aumento da estiagem na região subtropical, levando provavelmente ao aumento de sua área de ocorrência (Lu *et al.*, 2007; UNCCD, 2007). Na América do Sul, estão presentes em áreas disjuntas desde a costa caribenha da Colômbia e da Venezuela, passando pela cordilheira dos Andes até o Paraguai e a Argentina, estendendo-se do Uruguai ao Nordeste brasileiro (Pennington *et al.*, 2000). No Brasil, apresentam uma área remanescente de apenas 7% e somente 0,82% estão em áreas de proteção integral (Ribeiro *et al.*, 2009). Esta porcentagem tende a diminuir, devido a sua localização em regiões com grande potencial agrícola, sendo rapidamente convertidas em lavouras e pastagens (Baptista e Rudel, 2006; Lopes *et al.*, 2012). Como poucos recursos são destinados à conservação (Brooks *et al.*, 2006), fazem-se necessários estudos que compreendam a dinâmica vegetacional e sua necessidade de proteção, principalmente em cenários de mudanças globais, a fim de otimizar os gastos.

O trabalho buscou avaliar se as Unidades de Conservação (UCs) localizadas na Floresta Estacional Subtropical (FES) na América do Sul serão efetivas em um cenário de mudança climática global. Nossa hipótese é de que as UCs continuarão a proteger a FES, mesmo em cenário futuro, uma vez que esta formação é favorecida pela estiagem que será gerada pelas mudanças climáticas, ampliando sua área de ocorrência.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foi demarcado um quadrado de 20° de lado, entre os paralelos -20 e -40 e os meridianos -45 e -65 (Figura 1a), onde predomina o clima subtropical úmido (clima Cfa na classificação de Köppen-Geiger – Kottek *et al.*, 2006), para aumentar a precisão da modelagem, uma vez que temperaturas mais baixas constituem o principal fator determinante da diminuição da presença de espécies arbóreas tropicais na vegetação. Foram selecionados 104 estudos (Figura 2a) extraídos do Banco de Dados do Laboratório de Fitoecologia e Fitogeografia da UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul), que conta com mais de 200

levantamentos quali-quantitativos do componente arbóreo na Floresta Estacional das regiões Sul e Sudeste do Brasil. Como as condições climáticas são as principais determinantes para esse tipo de formação, as espécies não foram utilizadas.

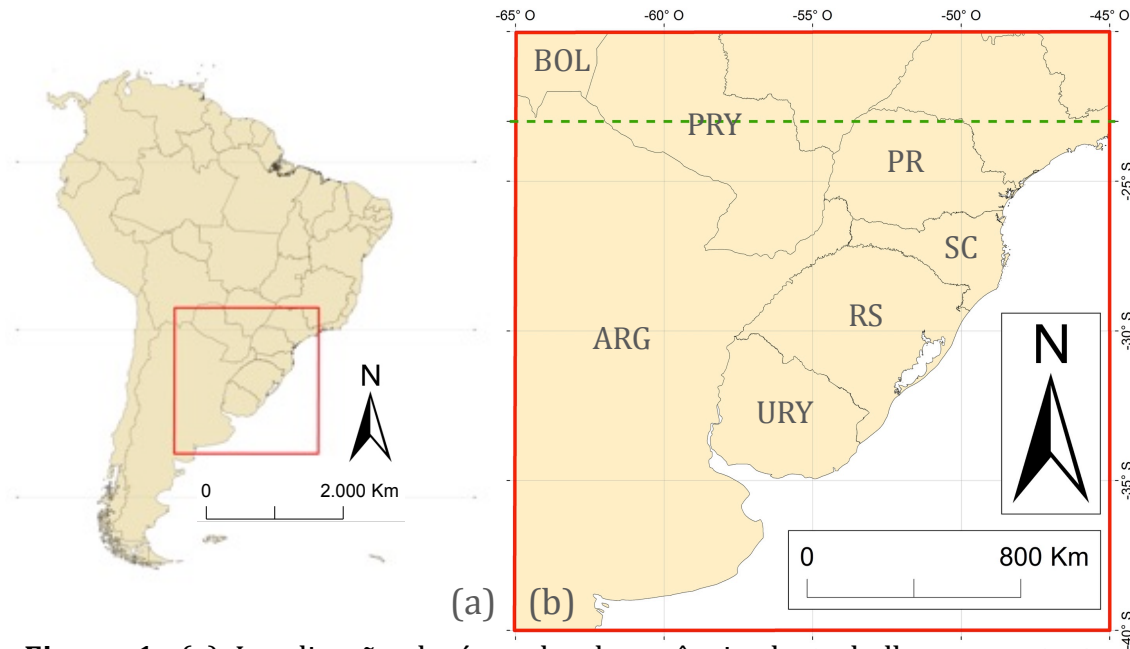


Figura 1: (a) Localização da área de abrangência do trabalho no contexto continental. (b) Localização das unidades políticas citadas ao longo do artigo, linha verde representando o Trópico de Capricórnio. Países: Argentina (ARG), Bolívia (BOL), Paraguai (PRY) e Uruguai (URY). Estados que compõem a região Sul do Brasil: Paraná (PR), Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC).

Para a modelagem da distribuição, foi utilizado o método de máxima entropia através do programa MaxEnt (versão 3.3.3k; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>; Phillips *et al.*, 2004, 2006), devido à falta de ausências verdadeiras. Das 19 variáveis bioclimáticas disponíveis no WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005) para o presente e para diferentes cenários futuros, foram selecionadas aquelas que possuíam maior significado teórico para a distribuição da FES (variáveis de sazonalidade e de extremos climáticos – Tabela 1) e que tiveram menor correlação de Pearson entre si ($<0,7$). Além destas, a variável altitudinal também foi obtida na mesma base de dados, todas com resolução espacial de 30 arc-segundos ($0,86 \text{ km}^2$ na linha do Equador). Classes de solo foram retiradas do *Harmonized World Soil Database* (HWSD - Nachtergaele *et al.*, 2008). Foi calculado

o modelo para duas previsões climáticas possíveis para o ano de 2050, uma otimista (RCP2.6) e outra pessimista (RCP8.5) (IPCC, 2013). RCP2.6 é um cenário de forte mitigação, aonde em 2050 a concentração de CO₂ na atmosfera chegaria ao ápice de 443 ppm e a partir de então decairia até 360 ppm no ano de 2300 (Meinshausen *et al.*, 2011). Em contrapartida, RCP8.5 não possui nenhum efeito mitigatório, chegando à concentração de 541 ppm de CO₂ na atmosfera em 2050 (Riahi *et al.*, 2011). Ambos os casos representam, respectivamente, em 2050, um aumento de 1 e 2°C na temperatura média do planeta (IPCC, 2013). Áreas protegidas na região estudada foram retiradas do mapeamento disponibilizado através do *The World Database on Protected Areas* (IUCN e UNEP-WCMC, 2015). Os mapas foram elaborados usando os softwares QGIS (QGIS Development Team, 2011) e ArcGis (Esri, 2001).

O modelo foi validado através do método de validação cruzada, dividindo aleatoriamente os pontos em quatro grupos (*4-fold-cross-validation*). Este método considera que 75% dos pontos devem ser utilizados para a modelagem, enquanto 25% são para a validação do modelo. Esse processo é repetido quatro vezes, em cada uma delas um grupo novo é utilizado para a validação e o restante para a modelagem. No fim do processo, é feita uma média dos resultados. Isso permite que não se percam dados, uma vez que poucos pontos estão sendo utilizados para o cálculo da distribuição. No software GWR v4.0 foi calculada uma Regressão Geograficamente Ponderada (Geographically Weighted Regression – GWR), que permite detectar o efeito de cada variável sobre o modelo.

3. RESULTADOS

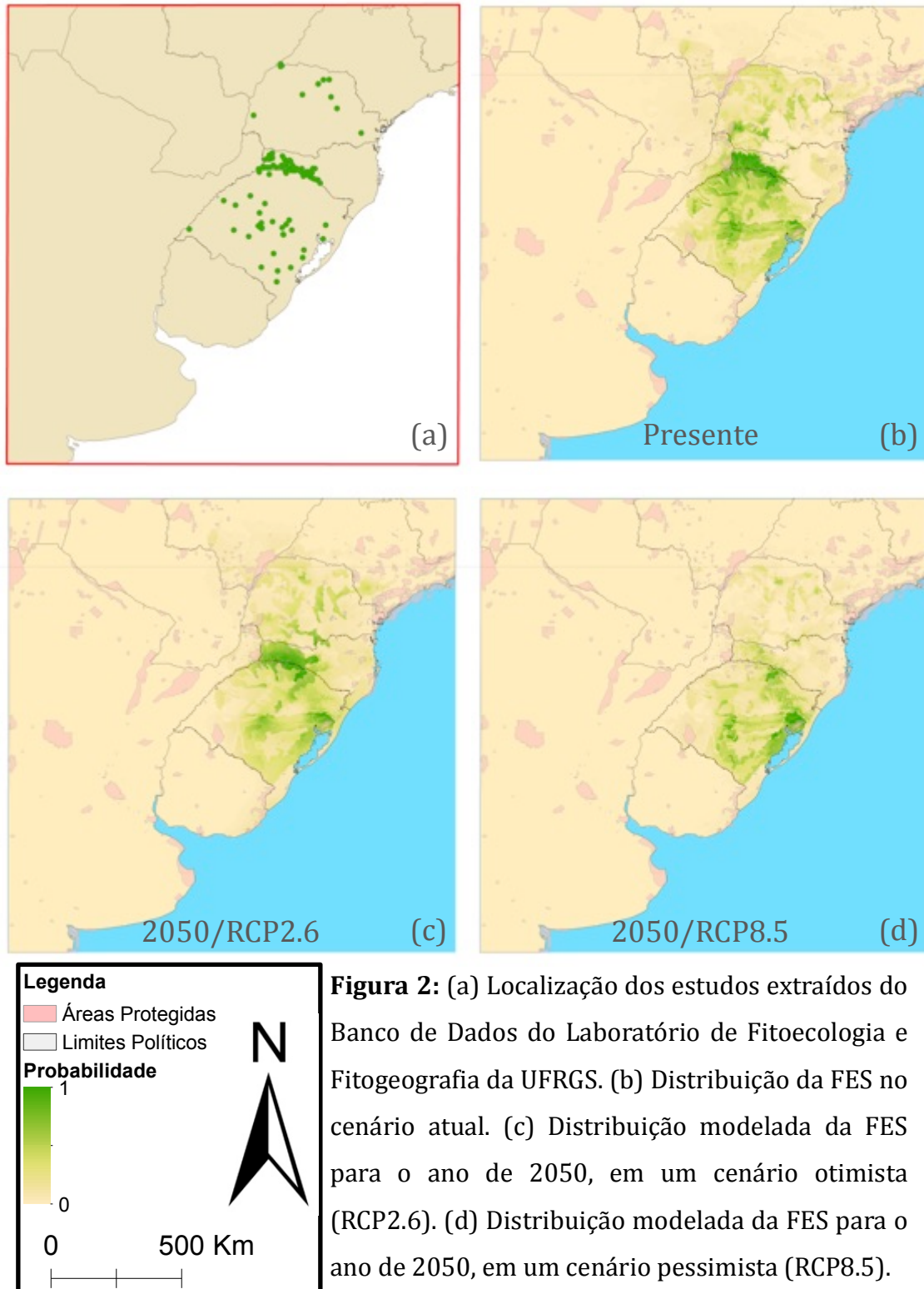
As ENMs apresentaram resultados muito confiáveis (AUC=0,945±0.0141; R²=0,818872), permitindo-nos fazer inferências robustas. A contribuição de cada variável ambiental para o modelo está listada na Tabela 1.

A Floresta Estacional possui uma distribuição relacionada à sazonalidade do clima. Não obstante, a precipitação do mês mais seco foi a variável climática que mais contribuiu para o modelo de máxima entropia (59,6%), seguida pela sazonalidade da temperatura (7,4%) e a temperatura máxima do mês mais quente (4,3%). As demais tiveram pouca influência na ENM. A variável classes de solo também contribuiu significativamente para a ENM (25,8%). No entanto, esse valor

é influenciado pela baixa correlação com as demais variáveis utilizadas no cálculo, gerando, no modelo final, manchas pouco condizentes com a realidade. As variáveis altitude (ALT), isotermalidade (BIO3), sazonalidade da temperatura (BIO4), temperatura mínima do mês mais frio (BIO6) e sazonalidade da precipitação (BIO15) estão negativamente relacionadas com a adequação ambiental da FES. Por outro lado, classes de solo (HWSD), temperatura máxima do mês mais quente (BIO5), precipitação do mês mais úmido (BIO13) e precipitação do mês mais seco (BIO14) estão positivamente relacionadas. (Tabela 1) Em um caso de mudança climática otimista (Figura 2c), a ENM mostrou pouca variação quando comparada à distribuição presente (Figura 2b).

Tabela 1: Contribuição de cada variável bioclimática retirada do WorldClim para o modelo de máxima entropia (% MaxEnt) e sua relação com a adequabilidade ambiental da FES (GWR t).

Variável	Descrição	% MaxEnt	GWR t
Intercept	-	-	0,747053
BIO14	Precipitação do mês mais seco	59,6	3,571071
HWSD	Classes de Solo	25,8	0,205352
BIO4	Sazonalidade da temperatura	7,4	-1,811104
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente	4,3	0,072593
BIO15	Sazonalidade da precipitação	1,3	-0,088100
ALT	Altitude	0,5	-2,545359
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio	0,4	-1,216579
BIO13	Precipitação do mês mais úmido	0,4	1,016871
BIO3	Isotermalidade	0,2	-0,273450



4. DISCUSSÃO

Modelagem de Nicho Ecológico baseia-se em medir filtros ambientais pelos quais determinada espécie, comunidade ou atributos funcionais conseguem se desenvolver com maior ou menor facilidade (Giannini *et al.*, 2012). Espécies vegetais, por conta da sua dispersão pouco ou nada controlada, podem ocorrer esporadicamente em regiões também de pouca ou nenhuma adequabilidade ambiental (Giannini *et al.*, 2012). Como as Florestas Estacionais são caracterizadas por uma estação do ano desfavorável ao crescimento (Pennington *et al.*, 2006), nosso modelo mostrou quais as regiões que atualmente possuem (Figura 2b), ou que possuirão em 2050 (Figuras 2c e 2d), uma estação desfavorável mais intensa. Isso indica, provavelmente, que o deslocamento do filtro ambiental para novas regiões não excluirá espécies locais, apenas as condicionará a uma escassez sazonal de recursos e oportunizará um novo nicho para espécies já adaptadas. Se assim for, as Florestas Estacionais não estariam associadas a um conjunto único de espécies, mas sim exclusivamente ao fator climático. Não obstante, outros estudos seriam necessários para confirmar essa nova hipótese. A migração do filtro também acarretaria na disponibilidade de nicho nas latitudes mais setentrionais da FES (nos estados do Paraná e de Santa Catarina, bem como no Paraguai e a região de Misiones na Argentina), permitindo a colonização dessas regiões por novas espécies.

A mudança de classificação litológica entre países deu força às barreiras políticas, influenciando na não dispersão do modelo para a região de Misiones, na Argentina, e para o Uruguai. Aliado ao grande número de pontos no estado de Santa Catarina (provenientes do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – IFFSC; Vibrans *et al.* 2010), o modelo também foi altamente influenciado pelo fato de que a FES remanescente se atém a fundos de vale e encostas aonde a agricultura extensiva ainda não chegou ou por se tratarem de Áreas de Preservação Permanente (APPs). Diferentemente, no cenário pessimista (Figura 2d) diversas mudanças ocorreriam. Logo, de forma geral, a FES perderá espaço no futuro, persistindo em poucas regiões próximas ao litoral (encosta Leste da Serra do Sudeste), no planalto (bacia do Rio dos Sinos e vale dos Rios Uruguai e Pelotas) e em esporádicos aglomerados na região Sul do Brasil.

Uma mudança radical nos hábitos dos seres humanos (Meinshausen *et al.*, 2011), resultará em uma baixa mudança na adequação ambiental da FES (Figura 2c). A única região, nesse caso, que seria drasticamente afetada (o Nor-noroeste do Rio Grande do Sul) teve sua vegetação drasticamente reduzida, sendo convertida para uso agrícola (Orihuela *et al.*, 2015). Diferentemente, a situação pessimista (Figura 2d) nos mostra que essa formação sofrerá drásticas mudanças no futuro. Sua distribuição será favorecida em direção ao Oceano Atlântico, aproximando-se do litoral aonde se encontram as Florestas Ombrófilas. Como não sabemos a capacidade dispersiva da FES e levando em consideração seu alto grau de fragmentação, podemos inferir que ela acabará desaparecendo de forma generalizada nas latitudes menos elevadas onde atualmente está presente, permanecendo reclusa à encosta da Serra do Sudeste no Rio Grande do Sul, bem como ao vale dos Rios Uruguai/Pelotas, à Bacia do Rio dos Sinos e a pontos isolados nas demais regiões. Por outro lado, as zonas localizadas no interior do continente (Misiones na Argentina e Oeste dos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul no Brasil) estarão mais acessíveis às espécies tropicais que poderiam colonizá-las vindas do Chaco (Paraguai e Argentina) ou do Cerrado (Brasil).

As áreas campestres atualmente ocupadas pelo bioma Pampa não serão ocupadas pela FES, mesmo sendo adequadas do ponto de vista climático. Segundo Lindman (1906), mesmo possuindo clima favorável à vegetação floresta, as matas do Rio Grande do Sul não avançariam sobre o campo. Algumas hipóteses já foram formuladas para ilustrar mecanismos que facilitam esse avanço. As mais difundidas tratam do tempo cronológico necessário para o avanço da floresta (Lindman, 1906), da ausência de profundidade do solo (Rambo, 1956), do déficit hídrico como limitante da dispersão da vegetação de grande porte (Pillar e Boldrini, 1996), dos processos de facilitação e competição presentes nos ecossistemas campestres (Carlucci *et al.*, 2011; Wright *et al.*, 2012) e do manejo do campo pelo ser humano através do fogo e do gado (Pillar, 2003). No vale dos Rios Uruguai/Pelotas, em todos os cenários modelados, a FES persistirá, provavelmente por se tratar de uma região com densa malha hidrográfica, levando em conta que o modelo foi influenciado pela majoritária presença de FES em fundos de vale. Felizmente, essa área possui uma série de áreas protegidas devido principalmente

à presença de populações tradicionais indígenas (IUCN e UNEP-WCMC, 2015). Essa área não se expandiria significativamente, pois a variável altitude apresentou relação negativa com a adequação ambiental. Isso se deve, provavelmente, ao fato de que a Floresta Ombrófila Mista está presente nas grandes altitudes registradas para a região, sob uma condição climática distinta, impedindo o avanço da FES. No cenário pessimista, a Floresta Estacional localizada na Bacia do Rio dos Sinos foi uma das poucas que ganhou adequabilidade ambiental, favorecendo sua expansão. Localizado na Região Metropolitana de Porto Alegre, o Rio dos Sinos, em 2012, foi considerado o quarto rio mais poluído do Brasil (IBGE, 2012). Dessa forma, duas situações futuras são possíveis para esta localidade: (1) a FES se mantém reclusa por causa da expansão urbana ou (2) a FES ganha abrangência por conta de políticas públicas voltadas à recuperação do Rio dos Sinos. Felizmente, já existem esforços no sentido de inverter o atual estado de degradação nesta bacia hidrográfica.

A variável que mais contribuiu para o modelo foi a precipitação do mês mais seco, embora acreditemos que a estacionalidade a qual está submetida a Floresta Estacional, por sua vasta extensão, possua causas distintas (estação seca na faixa intertropical e de menor temperatura nas zonas subtropicais). De forma semelhante, o trabalho de (Rodrigues *et al.*, 2015) evidenciou como variável mais significativa para a modelagem de SDTFs (*Seasonally Dry Tropical Forests*) a precipitação do quarto mais seco do ano. Apesar de o frio ser mais intenso nas zonas subtropicais, a estação seca ainda é determinante na distribuição da Floresta Estacional, mesmo nessas latitudes. Isso culmina no fato de nossa hipótese estar errada, pois a FES será favorecida apenas em latitudes mais austrais que as atuais, aonde praticamente inexistem UCs (IUCN e UNEP-WCMC, 2015). No entanto, por se tratar de uma região com solos desfavoráveis à agricultura, sofre menos interferências humanas, embora recentemente tenha se desenvolvido a silvicultura. As UCs atuais já não são suficientes para proteger a FES no cenário climático vigente, embora todos os países localizados na área de estudo sejam signatários da Convenção sobre a Diversidade Biológica (*List of Parties*, disponível em: <https://www.cbd.int/information/parties.shtml>, acessado dia 3 de dezembro de 2015), tendo como meta para 2020 proteger ao menos 17% do seu território (*Aichi Biodiversity Targets*, disponível em: <https://www.cbd.int/sp/targets>,

acessado dia 3 de dezembro 2015). Apesar disso tudo, se medidas mitigatórias fossem tomadas por governos e organizações internacionais, mudando nossa atitude frente ao inevitável aquecimento, buscando novas medidas e soluções ambientalmente amigáveis para evitar o lançamento excessivo de gases de efeito estufa na atmosfera, concretizando o cenário otimista aqui estudado, não comprometeríamos esta formação.

5. REFERÊNCIAS

- Araujo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P.H., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Glob. Chang. Biol.* 10, 1618–1626. doi:10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x
- Bakkenes, M., Alkemade, J.R.M., Ihle, F., Leemans, R., Latour, J.B., 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Glob. Chang. Biol.* 8, 390–407. doi:10.1046/j.1354-1013.2001.00467.x
- Baptista, S., Rudel, T.K., 2006. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. *Environ. Conserv.* 3, 195–202. doi:10.1017/S0376892906003134
- Barker, T., 2007. *Climate Change 2007 : An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Change 446, 12–17. doi:10.1256/004316502320517344
- Berry, P.M., Dawson, T.P., Harrison, P. a, Pearson, R.G., 2002. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 11, 453–462. doi:10.1111/j.1466-8238.2002.00304.x
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B. da, Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., Rodrigues, L., 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* (80-). 313, 58–61. doi:10.1126/science.1127609
- Caldeira, K., Wickett, M.E., 2003. Oceanography: anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425, 365. doi:10.1038/425365a
- Carlucci, M.B., Duarte, L. da S., Pillar, V.D., 2011. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. *J. Veg. Sci.* 22, 111–119. doi:10.1111/j.1654-1103.2010.01229.x
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–42. doi:10.1038/35012241
- Easterling, D.R., Meehl, G. a, Parmesan, C., Changnon, S. a, Karl, T.R., Mearns, L.O., 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289, 2068–2074. doi:10.1126/science.289.5487.2068
- Esri, 2001. *ArcGIS™ Spatial Analyst : Advanced GIS Spatial Analysis Using Raster and Vector Data.* New York 17.
- Faleiro, F. V., Machado, R.B., Loyola, R.D., 2013. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol. Conserv.* 158, 248–257. doi:10.1016/j.biocon.2012.09.020
- Ferrier, S.I., 2002. Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here? *Syst. Biol.* 51, 331–363. doi:10.1080/10635150252899806

- Gelviz-Gelvez, S.M., Pavón, N.P., Illoldi-Rangel, P., Ballesteros-Barrera, C., 2015. Ecological niche modeling under climate change to select shrubs for ecological restoration in Central Mexico. *Ecol. Eng.* 74, 302–309. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.09.082
- Giannini, T.C., Siqueira, M.F., Acosta, A.L., Barreto, F.C.C., Saraiva, A.M., Alves-dos-santos, I., 2012. Artigo de Revisão / Review Paper Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies Current challenges of species distribution predictive modelling Resumo A modelagem preditiva tem sido aplicada para analisar a distribuição geográfica de e. *Rodriguésia* 63, 733–749.
- Graham, C.H., Ron, S.R., Santos, J.C., Schneider, C.J., Moritz, C., 2004. Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58, 1781–93. doi:10.1111/j.0014-3820.2004.tb00461.x
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8, 993–1009. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
- Hannah, L., Midgley, G.F., Millar, D., 2002. Climate change-integrated conservation strategies. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 11, 485–495. doi:10.1046/j.1466-822X.2002.00306.x
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces. [WWW Document]. <http://www.worldclim.org>.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. *Ippc* 1–29. doi:10.1017/CBO9781107415324
- IUCN and UNEP-WCMC, 2015. The World Database on Protected Areas (WDPA) [WWW Document]. Cambridge, UK UNEP-WCMC. URL www.protectedplanet.net (accessed 11.5.15).
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263. doi:10.1127/0941-2948/2006/0130
- Loehle, C., LeBlanc, D., 1996. Model-based assessments of climate change effects on forests: a critical review. *Ecol. Modell.* 90, 1–31. doi:10.1016/0304-3800(96)83709-4
- Lopes, S. de F., Schiavini, I., Oliveira, A.P., Vale, V.S., 2012. An Ecological Comparison of Floristic Composition in Seasonal Semideciduous Forest in Southeast Brazil: Implications for Conservation. *Int. J. For. Res.* 2012, 1–14. doi:10.1155/2012/537269
- Lu, J., Vecchi, G.A., Reichler, T., 2007. Expansion of the Hadley cell under global warming. *Geophys. Res. Lett.* 34. doi:10.1029/2006GL028443
- Maguire, K.C., Nieto-Lugilde, D., Fitzpatrick, M.C., Williams, J.W., Blois, J.L., 2015. Modeling Species and Community Responses to Past, Present, and Future Episodes of Climatic and Ecological Change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 46,

annurev-ecolsys-112414-054441. doi:10.1146/annurev-ecolsys-112414-054441

- Meinshausen, M., Smith, S.J., Calvin, K., Daniel, J.S., Kainuma, M.L.T., Lamarque, J.-F., Matsumoto, K., Montzka, S.A., Raper, S.C.B., Riahi, K., Thomson, A., Velders, G.J.M., van Vuuren, D.P.P., 2011. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Clim. Change* 109, 213–241. doi:10.1007/s10584-011-0156-z
- Midgley, G.F., Hannah, L., Millar, D., Thuiller, W., Booth, a., 2003. Developing regional and species-level assessments of climate change impacts on biodiversity in the Cape Floristic Region. *Biol. Conserv.* 112, 87–97. doi:10.1016/S0006-3207(02)00414-7
- Murphy, P.G., Lugo, a E., 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17, 67–88. doi:10.1146/annurev.es.17.110186.000435
- Nachtergaele, F., Velthuisen, H. Van, Verelst, L., 2008. Harmonized world soil database. *Food Agric. ...* 43.
- Orihuela, R.L.L., Peres, C.A., Mendes, G., Jarenkow, J.A., Tabarelli, M., 2015. Markedly Divergent Tree Assemblage Responses to Tropical Forest Loss and Fragmentation across a Strong Seasonality Gradient. *PLoS One* 10, e0136018. doi:10.1371/journal.pone.0136018
- Pearce, J., Ferrier, S., 2000. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecol. Modell.* 128, 127–147. doi:10.1016/S0304-3800(99)00227-6
- Pearson, R.G., Stanton, J.C., Shoemaker, K.T., Aiello-Lammens, M.E., Ersts, P.J., Horning, N., Fordham, D.A., Raxworthy, C.J., Ryu, H.Y., McNees, J., Akçakaya, H.R., 2014. Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nat. Clim. Chang.* 4, 217–221. doi:10.1038/nclimate2113
- Pennington, R.R.T., Lewis, G.P.G., Ratter, J.A.J., 2006. An Overview of the Plant Diversity, Biogeography and Conservation of Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests., in: Pennington, R.T., Lewis, G.P., Ratter, J.A. (Ed.), *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation*. CRC Press Taylor & Francis Group, p. 467. doi:10.1201/9781420004496
- Pennington, T.R., Prado, D.E., Pendry, C.A., 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *J. Biogeogr.* 27, 261–273. doi:10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x
- Peterson, A.T., 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Q. Rev. Biol.* 78, 419–33. doi:10.1086/378926
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R.H., Stockwell, D.R.B., 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626–629. doi:10.1038/416626a
- Phillips, S., Anderson, R., Schapire, R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190, 231–259. doi:doi:

10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161–175. doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling, in: *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, p. 8. doi:10.1016/S0006-3207(03)00120-4
- Pillar V.D.P., 2003. Dinâmica de expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil, in: Claudino-Sales V (ed.), *Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação*. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, p. 209-216.
- QGIS Development Team, 2011. QGIS geographic information system.
- Rambo, B., 1956. *A Fisionomia do Rio Grande do Sul – Ensaio de monografia natural*. 3a ed. Livraria Selbach, Porto Alegre.
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., Kindermann, G., Nakicenovic, N., Rafaj, P., 2011. RCP 8.5-A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Clim. Change* 109, 33–57. doi:10.1007/s10584-011-0149-y
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Rodrigues, P., Silva, J., Eisenlohr, P., Schaefer, C., 2015. Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. *Brazilian J. Biol.* 75, 679–684. doi:10.1590/1519-6984.20913
- Root, T., Price, J., Hall, K., Schneider, S., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421, 57–60. doi:10.1038/nature01309.1.
- Stockwell, D.R.B., Peterson, T.A., 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecol. Model.* 148 1-13 148, 1–13.
- Thomas, C.D., Thomas, C.D., Cameron, A., Cameron, A., Green, R.E., Green, R.E., Bakkenes, M., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Erasmus, B.F.N., De Siqueira, M.F., De Siqueira, M.F., Grainger, A., Grainger, A., Hannah, L., Hannah, L., Hughes, L., Hughes, L., Huntley, B., Huntley, B., Van Jaarsveld, A.S., Van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Midgley, G.F., Miles, L., Miles, L., Ortega-Huerta, M. a, Ortega-Huerta, M. a, Peterson, a T., Peterson, a T., Phillips, O.L., Phillips, O.L., Williams, S.E., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145–8. doi:10.1038/nature02121
- Thuiller, W., Araújo, M.B., Pearson, R.G., Whittaker, R.J., Brotons, L., Lavorel, S., 2004. Biodiversity conservation: Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature* 430, 2004. doi:10.1038/nature02716
- UNCCD, 2007. *Climate change and desertification -*. doi:10.1127/0340-269X/2007/0037-0495

Wright, A., Schnitzer, S. a., Dickie, I. a., Gunderson, A.R., Pinter, G. a., Mangan, S. a., Reich, P.B., 2012. Complex facilitation and competition in a temperate grassland: Loss of plant diversity and elevated CO₂ have divergent and opposite effects on oak establishment. *Oecologia* 171, 449–458.
doi:10.1007/s00442-012-2420-y