

Peter Löwenberg Neto
Rafael Dias Loyola

Introdução

A utilização de teorias, princípios e análises biogeográficas na perspectiva da conservação da biodiversidade caracteriza a Biogeografia da Conservação. Por sua natureza temática e interdisciplinar, a Biogeografia da Conservação partiu da sinergia entre duas disciplinas, a Biogeografia e a Biologia da Conservação¹. Esse campo de estudo foi formalizado como área científica em 2005 e emergiu de um problema global: a perda da biodiversidade pela atividade humana.

A Biogeografia, por definição, é a ciência que estuda a distribuição geográfica dos seres vivos. Ela busca entender a ocorrência espacial e temporal dos seres vivos levando em consideração aspectos ecológicos e evolutivos dos táxons e aspectos geográficos, geológicos e climáticos das áreas. A Biologia da Conservação é um conjunto multidisciplinar de ciências que tem como meta obter informações e desenvolver abordagens para a prática da preservação da biodiversidade. Estudos em ecologia, genética, taxonomia, matemática, entre outras ciências, são a base para o gerenciamento dos recursos naturais, como manejo de populações, manejo de áreas protegidas e escolha de áreas prioritárias para a conservação. Nesse contexto, a Biogeografia é uma das ciências que fornece informações para que instâncias do gerenciamento possam tomar decisões cientificamente fundamentadas².

Após 15 anos, a Biogeografia da Conservação conquistou seu espaço científico ao avançar nos conceitos e métodos para entender a distribuição espacial da biodiversidade sob uma perspectiva conservacionista². Avanços na modelagem de distribuição de espécies (principalmente motivados pela conservação de espécies ameaçadas de extinção),

na interpretação dos padrões de biodiversidade sob as perspectivas de composição e função (principalmente porque isso determina os critérios de prioridade para selecionar áreas para se conservar) e no estudo das respostas da biodiversidade diante de rápidas mudanças climáticas tornaram a Biogeografia da Conservação uma ciência conhecida e aplicada dentro da Biogeografia como um todo.

Na América do Sul, a ameaça à biodiversidade, por atividades humanas, é crescente. Na Amazônia, a taxa de conversão de florestas em áreas para pasto de gado e para cultivo de soja aumenta ano a ano, e simulações mostraram que, seguindo a taxa de conversão atual, as áreas protegidas serão insuficientes para a conservação da biodiversidade na metade do século XXI³. No Cerrado, a taxa de conversão tem sido maior que na Amazônia, e apenas 2,2% do bioma está sob área protegida⁴; na Mata Atlântica, mais de 80% dos fragmentos têm tamanho menor que 50 hectares, o que significa que apenas 9,3% do bioma está protegido sob a forma de unidades de conservação⁵.

O fato de os países da América do Sul serem megadiversos, associado à crescente utilização das áreas por atividades incompatíveis com a preservação da biodiversidade, tem impulsionado o avanço da Biogeografia da Conservação, unindo escolas mais tradicionais da Biogeografia (focadas na definição de áreas de endemismo e cladística de grupos) a escolas mais aplicadas da Ecologia e Biologia da Conservação (focadas em buscar soluções em diferentes escalas para problemas ambientais prementes). Entretanto, antes de mostrarmos alguns exemplos desse avanço, apresentaremos alguns conceitos e problemas gerais, com os quais qualquer cientista que trabalhe ou deseje trabalhar nessa área de atuação deparar-se-á.

Conhecimento sobre biodiversidade e estimativas de distribuição geográfica de espécies

Das estimativas atuais sobre o número de espécies terrestres e marinhas em todo o planeta infere-se que há cerca de 5 ± 3 milhões de espécies, das quais aproximadamente 1,5 milhão já foram descritas e formalmente catalogadas⁶. No Brasil, estima-se que existe 1,8 milhão \pm 500 mil espécies, das quais apenas algo entre 179 e 226 mil são formalmente conhecidas, segundo o levantamento mais recente⁷. Há, portanto, uma lacuna imensa em nosso conhecimento sobre a biodiversidade, e essa lacuna se desdobra em três diferentes tipos de ignorância ou *deficit* de conhecimento (Quadro 11.1).

Quadro 11.1 Nossa ignorância sobre a biodiversidade: os *deficit* linneano, wallaceano e darwiniano.

Das 5 ± 3 milhões de espécies que devem existir no planeta, apenas 1,5 milhão foram descritas por taxonomistas ao redor do mundo⁶. Essa lacuna (ou *deficit*) no conhecimento sobre a existência das espécies é denominada *deficit* linneano, em homenagem a Carl von Linné (1707-1778), botânico, zoólogo e médico sueco, criador da nomenclatura binominal e da classificação científica, considerado o “pai da taxonomia moderna”, ou seja, o *deficit* linneano diz respeito à quantidade de espécies que ainda falta descobrir e descrever para que alcancemos o número real provavelmente existente.

Segundo Costello *et al.*⁶, o número de taxonomistas empenhados em descrever espécies nunca foi tão alto, e a quantidade desses profissionais vem crescendo a uma taxa mais rápida que a de descoberta de novas espécies (embora essa conclusão seja questionável). Esses autores sugerem ações para aumentar ainda mais essa taxa de descrição de espécies que vão desde publicações mais rápidas (*online*), assim que o trabalho de descrição for aceito por uma revista científica, passando por acesso livre a bases de dados depositados na internet e transferência de recursos, por via governamental, para taxonomistas. O *deficit* linneano causa um problema básico no planejamento para a conservação, porque as decisões associadas ao planejamento e a seleção de locais prioritários, por exemplo, sempre levam em consideração a distribuição das espécies sobre as quais há dados disponíveis. Entretanto, pode haver locais habitados por um alto número de espécies desconhecidas que não são incluídos como prioritários simplesmente devido à nossa ignorância em relação à existência de tais espécies. Independentemente do número atual de taxonomistas e da possibilidade de descrever todas as espécies do planeta em um período razoável, atualmente, qualquer análise em Biogeografia da Conservação é influenciada por esse *deficit* de conhecimento.

De maneira similar, em Biogeografia da Conservação, um dos gargalos mais apertados no momento do planejamento para a conservação é o fato de que, para uma infinidade de espécies, as distribuições geográficas são pouco conhecidas e apresentam inúmeras lacunas. Nossa falta de conhecimento sobre a distribuição das espécies conhecidas é denominada *deficit* wallaceano, em homenagem a Alfred R. Wallace (1823-1913), naturalista, geógrafo e antropólogo britânico, considerado o “pai da zoogeografia”. Diante da incerteza sobre a distribuição das espécies, fazemos uma inferência sobre a distribuição. Ao tentar inferir sobre a distribuição de uma espécie, normalmente incorremos em dois erros: o erro de omissão e o erro de comissão. No primeiro caso, omite-se a ocorrência da espécie em um determinado local, quando a espécie ocorre ali de fato. No segundo caso, define-se a ocorrência da espécie em um local onde ela não ocorre de fato.

Os *deficit* mencionados anteriormente estão presentes em todos os estudos de Biogeografia da Conservação, em especial o *deficit* wallaceano. Assim, antes que qualquer estudo nesse campo da ciência possa ser efetivamente realizado, é necessário ter ao menos uma estimativa sobre a distribuição dos organismos com os quais se pretende trabalhar. Há três possibilidades para estimar a distribuição geográfica de uma espécie, apresentadas e comentadas rapidamente a seguir.

A primeira é o uso de registros de ocorrência de uma espécie, obtidos em campo ou em coleções depositadas em museus. Esse tipo de dado é bastante usado em ecologia e, inclusive, por instituições governamentais para a definição de políticas públicas¹⁰. Tais registros, não obs-

Bini *et al.*⁸ realizaram um estudo no Cerrado que desafiava os *deficit* linneano e wallaceano ao mesmo tempo. Os autores criaram modelos capazes de inferir o tamanho e localização das distribuições de espécies hipotéticas ainda não descritas. Os modelos baseiam-se na informação sobre a distribuição de frequência do tamanho da distribuição de anfíbios anuros descritos até aquela época, o número de inventários já realizados para o grupo e indicadores de adequação de *habitat*. Assim, espécies a serem futuramente descritas teriam distribuições geográficas restritas, e a probabilidade de novas descobertas seria maior em áreas com baixo número de inventários e com *habitat* adequado. Nesse exemplo, os autores tentam inferir, por meio de simulações, onde novas espécies seriam encontradas (diminuindo o *deficit* linneano) e qual sua distribuição geográfica (reduzindo o *deficit* wallaceano), o que possibilitaria, por sua vez, que tomadores de decisão pudessem priorizar ações de conservação para espécies que sequer foram descritas ainda.

O problema da descrição e catalogação dos táxons e a falta de amostragem espacial, associados à falta de informação sobre o relacionamento evolutivo dos táxons, limitam a abordagem composicional da biodiversidade. Recentemente, essa falta de conhecimento sobre as relações evolutivas entre as espécies foi denominada *deficit* darwiniano⁹, em homenagem a Charles R. Darwin (1809-1882), naturalista britânico que, em conjunto com Alfred Wallace, propôs uma teoria que explica como a evolução biológica se dá ao longo do tempo por meio da seleção natural.

O *deficit* darwiniano atem três componentes: (1) a falta de hipóteses filogenéticas abrangentes para a maioria dos grupos taxonômicos; (2) incertezas na estimativa dos comprimentos de ramo e tempo de divergência entre linhagens; e (3) desconhecimento sobre os modelos evolutivos subjacentes à evolução dos atributos e à variação de história de vida das espécies. Assim, processos evolutivos que dão origem a padrões mais complexos não podem ser descritos e explicados apenas pelas relações evolutivas entre os grupos⁹. Diniz-Filho *et al.*⁹ mostram como, na prática, o *deficit* darwiniano pode influenciar na escolha de áreas prioritárias para a conservação. Segundo os autores, o uso de espécies na definição de prioridades é mais intuitivo justamente devido à ausência de conhecimento sobre a filogenia de diferentes grupos. Assim, caso a seleção de áreas fosse feita com base em cladogramas inteiros, e não apenas as espécies, a definição das áreas prioritárias seria mais constante ao longo do tempo, porque, mesmo que as espécies se desdobrassem em mais de uma (por uma revisão taxonômica, por exemplo), isso não inflaria o número de áreas necessário para conservar as informações evolutivas nos cladogramas originais⁹.



tante, são enviesados, e há inúmeros problemas associados à amostragem em amplas escalas geográficas (e. g., continental). Há também vieses relacionados com a amostragem de dados que são amplamente relatados na literatura (e. g., coletas em locais de fácil acesso para o coletor e próximo a estradas ou centros urbanos). Finalmente, uma das maiores limitações desse tipo de dado é que há pouca ou nenhuma informação sobre a ausência real de indivíduos e populações, ou seja, a informação precisa sobre a não ocorrência dos indivíduos é bastante escassa. Por essas razões, esses dados têm poucos erros de comissão e muitos erros de omissão (Quadro 11.2), embora tais problemas dependam do esforço amostral¹¹.

A segunda alternativa para estimar a distribuição de uma espécie consiste no uso de mapas de extensão de ocorrência, confeccionados com auxílio de ferramentas de sistema de informação geográfica (e. g., ArcGIS, Quantum GIS) ou disponíveis em bases de dados acessíveis na internet (e. g., base de dados geográficos da União Internacional para a Conservação da Natureza, IUCN – ver Quadro 11.3).

Mapas de extensão de ocorrência são polígonos georreferenciados que tendem a incluir muitos erros de comissão (falsas presenças) devido à interpolação geográfica de registros de ocorrência. O procedimento de elaboração dos mapas começa com o georreferenciamento dos registros de ocorrência que se encontram na porção mais periférica da distribuição de uma espécie. A partir daí, interpolam-se os dados para delinear os limites de distribuição da espécie. Existem diferentes técnicas para a definição do contorno da distribuição. Segundo Lemes *et al.*¹¹, a interpolação pode ser unicamente baseada em dados

Quadro 11.2 Erros comuns ao estimar a distribuição geográfica de uma espécie.

Quando estimamos a distribuição geográfica de uma espécie por qualquer um dos métodos discutidos, confrontamo-nos com incertezas sobre onde as espécies ocorrem. No processo de delineamento da distribuição de uma espécie, dois erros fundamentais podem ser cometidos. O primeiro é o erro de omissão, quando se omite a ocorrência da espécie em uma determinada área, apesar de ela ocorrer ali de fato. O segundo é denominado erro de comissão, em que se pressupõe a ocorrência da espécie em um local onde ela não ocorre.

Do ponto de vista conservacionista e de tomada de decisão, esses erros originam cenários de incerteza. O mais crítico deles ocorre quando, devido a um erro de comissão, consideramos que uma espécie será protegida em um local caso ele seja demarcado como uma reserva, mas ela não ocorre ali. Esse erro de julgamento pode levar à extinção de populações dessa espécie em regiões fora das áreas protegidas, onde a espécie de fato ocorre. Em um segundo cenário, o número de locais disponíveis para a implementação da ação de conservação é substancialmente reduzido, pois a ocorrência da espécie neles é desconhecida devido a um erro de omissão. Isso pode levar a menor eficiência do planejamento e possível extinção das populações desconhecidas. Esses problemas crescem exponencialmente quando o planejamento é executado para inúmeras espécies.

Quadro 11.3 Estudo de caso: Reconhecimento das localidades de climas novos na ecorregião Florestas do Alto Paraná.

Sobre a ecorregião Florestas do Alto Paraná foi conduzida uma análise com o objetivo de reconhecer as localidades que estarão sujeitas aos climas novos até a metade do século (2050) e até o final do século (2100) para o cenário de emissão intermediário (A1b) estimado por um modelo denominado HadCM3. Utilizou-se a análise de componentes principais (PCA)¹² para ranquear 19 variáveis bioclimáticas, das quais cinco foram selecionadas após rotação pela máxima variância, para a obtenção do espaço climático da ecorregião. Os resultados mostraram que as localidades com climas novos corresponderão a 25% e 82% da ecorregião na metade e final do século, respectivamente (Figura 11.1). Ao comparar espacialmente as localidades e as áreas protegidas, observou-se que, ao final do século, 34 áreas protegidas (Ia = 4, II = 14, III = 1, IV = 8, V = 4 e VI = 3) terão localidades com climas novos.

de ocorrência; em diferentes graus de conhecimento das condições ambientais, estabelecendo limites que seguem condições ambientais inóspitas para a espécie; ou, ainda, na opinião de especialistas em uma abordagem definida pelo conhecimento prévio.

Uma vantagem do uso de mapas de extensão de ocorrência é que esse tipo de dado costuma estar disponível, em escala global, para alguns grupos taxonômicos, especialmente vertebrados (ver Quadro 11.4). Isso possibilita o delineamento de planos de conservação, mesmo em regiões para as quais a disponibilidade de dados espaciais é escassa. A desvantagem desses mapas, entretanto, encontra-se na incerteza envolvida no uso da extensão de ocorrência, além dos altos índices de erros de comissão já mencionados. Tal incerteza é bastante difícil de ser avaliada, e, em geral, esses mapas não são validados em campo.

Finalmente, pode-se estimar a distribuição geográfica de uma espécie por meio de mapas preditivos de distribuição, criados a partir de modelos de distribuição de espécies^{15,16}. Esses modelos vêm sendo usados como dados de entrada em análises de conservação, inclusive em ferramentas de políticas públicas, como nos Planos de Ação Nacional (PAN) para espécies ameaçadas no Brasil¹⁷.

Apesar de seu uso ser cada vez mais frequente, modelos de distribuição geográfica, quando aplicados à conservação da biodiversidade, apresentam problemas básicos, como a ausência de consenso sobre a melhor maneira de validá-los (principalmente com uma validação biológica empírica, e não apenas estatística) e a elevada incerteza associada a eles^{18,19}. Há diversas fontes de incerteza, como a natureza dos dados, o método estatístico usado na modelagem, a combinação de variáveis usadas para calibrar os modelos e a estatística de validação utilizada. Alguns autores têm, inclusive, sugerido que não é possível comparar de maneira definitiva a qualidade de dois ou mais modelos²⁰. Entretanto, há estudos recentes, com recomendações práticas importantes para a conservação de diferentes grupos taxonômicos que utilizaram modelos de distribuição de espécies^{17,21-23}.



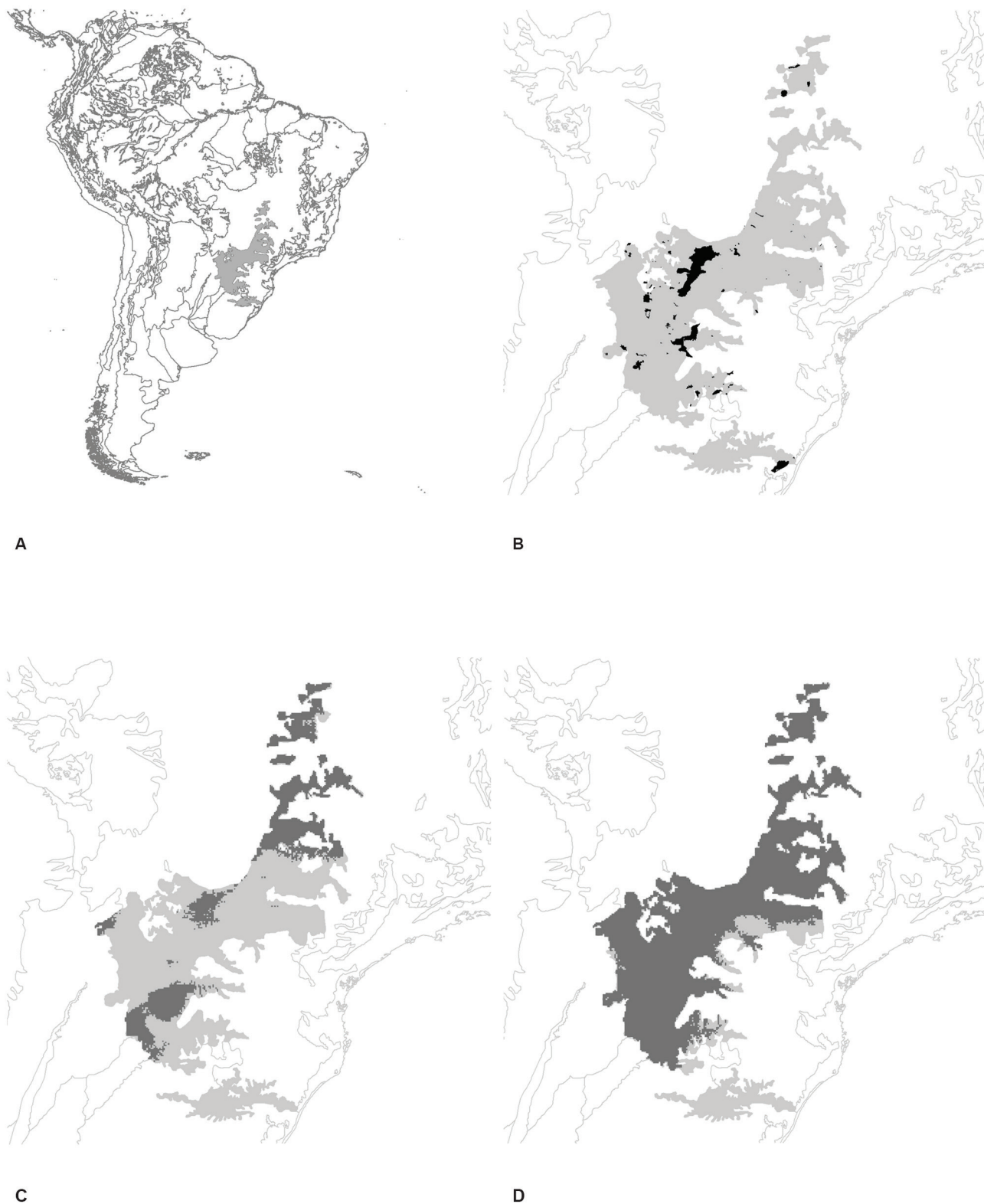


Figura 11.1 A ecorregião Florestas do Alto Paraná faz parte do bioma Floresta Atlântica, mais especificamente das florestas subtropicais de interior. **A.** Ecorregião Florestas do Alto Paraná em destaque no mapa de ecorregiões da América do Sul. **B.** Áreas protegidas em preto. **C.** Localidades com climas novos na metade do século XXI. **D.** Localidades com climas novos no final do século XXI.

Quadro 11.4 Bases de dados espaciais.

ClimMond – Global climatologies for bioclimatic modelling (www.climond.org): disponibiliza dados climáticos atuais, baseados no WorldClim (ver adiante), e dados climáticos futuros (2030-2100), estimados pelos modelos CSIRO e MIROC-H. São dados em formato matricial em duas resoluções, 10 e 30 arco-segundos, que cobrem áreas continentais, com exceção da Antártica. Essa base inclui dados arranjados em 35 variáveis bioclimáticas, sendo 19 variáveis semelhantes ao WorldClim e mais 16 variáveis que combinam temperatura, precipitação, radiação solar e umidade relativa do ar¹³.

Global Biodiversity Information Facility (GBIF, www.gbif.org): plataforma internacional de compartilhamento de informação sobre a ocorrência geográfica de espécies. Nela os pesquisadores compartilham a informação da biodiversidade – proveniente de museus de história natural e coleções biológicas –, a qual fica gratuitamente acessível aos interessados em um único portal. Em 2014, o banco de dados acumulou o total de 440.956.578 ocorrências, sendo 85% georreferenciadas.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, <http://www.ibge.gov.br>): O IBGE tem uma base de dados bastante ampla, que inclui mapas das mais variadas naturezas, para os mais variados fins, além de materiais a eles relacionados. Além disso, tem uma base de dados socioeconômicos que pode ser (e vem sendo) utilizada em inúmeras pesquisas em âmbito conservacionista no Brasil.

Species Link (<http://slink.cria.org.br>): sistema distribuído de informação que integra, em tempo real, dados primários de coleções científicas. Assim como no GBIF, os pesquisadores compartilham a informação da biodiversidade – proveniente de museus de história natural e coleções biológicas –, que também fica gratuitamente acessível aos interessados em um único portal. Até 2014, o banco de dados do *Species Link* continha 6.669.446 registros *online*, provenientes de 337 coleções e subcoleções diferentes.

The IUCN Red List of Threatened Species (www.iucnredlist.org): página eletrônica da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) que disponibiliza a distribuição geográfica de vários grupos taxonômicos e a respectiva informação sobre o *status* de ameaça. Os dados de ocorrência geográfica estão em formato vetorial (*shapefiles*) e estão disponíveis para mamíferos terrestres e marinhos, anfíbios, répteis, peixes marinhos, corais recifais, algas marinhas, pepinos-do-mar e gastrópodes.

WorldClim – Global Climate Data (www.worldclim.org): disponibiliza dados climáticos atuais, do passado e do futuro. Os dados climáticos estão em formato matricial (*raster files*) em quatro resoluções, 30 arco-segundos, 2,5, 5 e 10 arco-minutos, os quais podem ser visualizados e analisados em programas de sistema de informação geográfica (SIG). Além dos dados temperatura média, máxima e mínima e precipitação, os dados estão disponíveis em 19 variáveis bioclimáticas derivadas de modo a representar a tendência climática anual, sazonalidade e combinações climáticas biologicamente limitantes ou extremas¹⁴.

Áreas protegidas como estratégia fundamental de conservação

A manutenção da diversidade biológica pode ser exercida sob duas estratégias de conservação: a conservação *ex situ* e a conservação *in situ*. A estratégia de conservação *ex situ* preserva genes e espécies fora da natureza ou em lugares especializados para esse fim, que não o seu local de origem; por exemplo: a preservação de genes e espécies em jardins zoológicos, jardins botânicos, coleções de germoplasma etc.

A conservação *ex situ* é uma das mais antigas atividades de preservação e pode cooperar com a conservação *in situ* da natureza.

Entretanto, é necessário conservar a diversidade biológica em todos os seus níveis de organização e, em particular, os processos ecológicos e evolutivos que a sustentam. Isso só é possível por meio da conservação *in situ*, estratégia que busca assegurar que genes, espécies e ecossistemas sejam preservados em seu local de ocorrência na natureza. Esse tipo de estratégia possibilita que os processos naturais de transformação, fluxo e transferência de matéria e energia possam ser mantidos assim como processos genealógicos de herança, conservação e modificação da informação biológica.

A conservação *in situ* da biodiversidade é feita pelo estabelecimento de áreas protegidas ou unidades de conservação, como no caso do Brasil. As unidades de conservação são áreas estabelecidas por lei e regidas sob diretrizes que assegurem a conservação da natureza.

No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000) é o conjunto de unidades de conservação federais, estaduais e municipais. É composto de 12 categorias de unidades de conservação, cujos objetivos específicos se diferenciam quanto à forma de proteção e usos permitidos: aquelas que precisam de maiores cuidados, pela sua fragilidade e particularidades, e aquelas que podem ser utilizadas de forma sustentável e conservadas ao mesmo tempo. De maneira geral, as unidades de conservação no Brasil são classificadas em dois grandes grupos: (1) unidades de conservação de proteção integral – que têm o objetivo principal de resguardar a natureza em seu estado natural –, grupo no qual estão as categorias de Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre; e (2) unidades de conservação de uso sustentável – que buscam compatibilizar a conservação com uso de recursos naturais –, grupo no qual estão as categorias de Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Em âmbito internacional, as áreas protegidas estão organizadas em seis categorias: I – Reserva Natural/Área Selva-gem; II – Parque Nacional; III – Monumento Natural; IV – Área de Manejo de Espécies/*Habitats*; V – Paisagem Terrestre ou Marítima Protegida; e VI – Área Protegida para Manejo de Recursos. Elas foram discutidas no Congresso Mundial de Parques Nacionais e Áreas Protegidas, realizado na Venezuela em 1992, e são mediadas e atualizadas pela União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (UICN). Em um paralelo com o sistema brasileiro, as categorias I, II e III apresentam objetivos e diretrizes compatíveis com as unidades de conservação de proteção integral (uso indireto), e as categorias IV, V e VI são compatíveis com as unidades de uso sustentável (uso direto).

Unidades de conservação de proteção integral encerram categorias que apresentam maior restrição ao uso dos recursos naturais e não admitem a ocupação humana. Apesar

de haver discussões em relação a sua efetividade, a unidade de conservação de proteção integral é, atualmente, a melhor opção para a conservação *in situ* da biodiversidade. De fato, as unidades de conservação existem porque os ambientes em seus estados naturais estão sob ameaça. Ações em conservação da natureza competem com outras modalidades do uso das áreas, como a agricultura, o extrativismo e a ocupação humana. Além disso, os recursos financeiros destinados à conservação são sempre limitados. A soma de todos esses fatores torna o planejamento da rede de áreas protegidas uma etapa crucial para a preservação da biodiversidade.

Função e composição da biodiversidade

O planejamento para conservação da biodiversidade necessita que o escopo de abordagem seja definido: funcional ou composicional. De acordo com essa dicotomia conceitual, a abordagem funcional tende a usar como critérios os processos de fluxo e transformação de matéria e energia, como os ciclos de nutrientes, polinização, intercâmbio genético e termodinâmica, para a delimitação de unidades e padrões espaciais. A abordagem composicional usa critérios como representatividade e exclusividade de espécies e hierarquia de interações para delimitação de unidade e padrões geográficos. Do ponto de vista do planejamento, a definição do escopo determinará o resultado esperado da ação conservacionista, ou seja, se as áreas protegidas a serem implantadas deverão restaurar e manter processos ecológicos, como manter e melhorar serviços ecossistêmicos, ou se as áreas deverão manter a representatividade de espécies da comunidade, maximizando a diversidade biológica, protegendo uma determinada espécie ou grupo de espécies.

O mapeamento da funcionalidade depende do nível hierárquico no qual os processos se manifestam. Os mapas mais comuns são os de bioma em escalas regional e global, em que o clima é o processo primário. As unidades funcionais são delimitadas pela disponibilidade energética e hídrica²⁴, resultando em diferentes tipos de formações vegetais. Os biomas são reconhecidos pelas feições fisionômicas de sua paisagem, e não por espécies características ou pela composição de sua comunidade.

O mapeamento da composição da biodiversidade tem a característica de compilar e delimitar áreas segundo os critérios de exclusividade e representatividade das espécies. As unidades composicionais são delimitadas por áreas de endemismo (ver Capítulo 3) – áreas que contêm duas ou mais espécies exclusivas –, e estas arranjas hierarquicamente em áreas maiores, como domínios, sub-regiões, regiões e reinos biogeográficos. Nesse caso, as áreas são conhecidas pela composição de suas comunidades, ao passo que a paisagem pode variar sem relação com as áreas de endemismo.

Seleção de áreas para conservação

Tendo estabelecido a ferramenta na qual a preservação da biodiversidade será feita (áreas protegidas) e o escopo da abordagem (função ou composição), o passo seguinte para

planejar a rede de áreas protegidas é priorizar áreas para seleção. A seleção de áreas pode ser feita com base no “zoneamento” espacial²⁵.

O zoneamento enfatiza o mapeamento de atributos da natureza, de modo a criar, em um dado espaço geográfico, um mosaico de feições composicionais ou funcionais. Na estratégia que tem como foco priorizar a composição, as unidades são discriminadas pela composição de espécies, e as áreas são escolhidas de modo que contemplem a representatividade, ou seja, uma amostra da composição de formações vegetais, comunidades ou províncias biogeográficas. Paralelamente, na estratégia que visa priorizar a funcionalidade, as unidades são delimitadas com base nos tipos de processos ecológicos, e as áreas são selecionadas com o objetivo de conservar as interações, tais como rotas migratórias, envelopes climáticos e redes alimentares. É muito comum que, por conta da natureza zonal, a prática dessa abordagem resulte em esquemas hierárquicos, como os mapas de províncias biogeográficas ou de bacias hidrográficas.

Os esquemas em ecorregiões enfatizam atributos da biodiversidade ligados à funcionalidade, manutenção de fluxos e interações. A relação entre ecorregiões e as províncias biogeográficas é facilmente entendida quando se pensa na Floresta Amazônica, que, sob os critérios de ecorregião, apresenta feições paisagísticas uniformes que possibilitam delinear toda a floresta tropical como uma única unidade funcional. Entretanto, ao explorar a composição de espécies, verifica-se que a Amazônia é um grande mosaico de áreas de endemismo²⁶, cada uma delas com sua composição de espécies. Concomitantemente, entende-se que as diferentes espécies, que constituem as áreas de endemismo, apresentam redundância em suas funções, já que é possível delinear uma unidade paisagística que inclui todas as áreas de endemismo. Existem ecossistemas com funções semelhantes em continentes com distintas composições, padrão descrito pela primeira lei da biogeografia, ou Lei de Buffon.

A abordagem azonal desconsidera a compartimentalização do espaço geográfico e enfatiza as áreas que criam heterogeneidade de *habitats*. Essas áreas são desconectadas espacialmente e comumente estão associadas a feições singulares da biodiversidade e ao alto grau de ameaça pela conversão de *habitats*. O conjunto de *Biodiversity Hotspots* propostos pela Conservação Internacional²⁷, que indicam áreas de alta riqueza de espécies, alto endemismo e alta conversão de *habitats*, é um exemplo de abordagem azonal.

Na seleção de áreas, utiliza-se a abordagem zonal para ter um panorama de como o espaço geográfico, seja terrestre ou marinho, está espacialmente estruturado. Nessa etapa delimitam-se as áreas contíguas em unidades discretas (zonas) conforme o enfoque (composição, função) e cria-se um esquema de classificação. Dependendo do espaço geográfico em questão, nessa etapa de análise as zonas são extremamente grandes (p. ex., Floresta Atlântica: cerca de 106 km²), por isso é necessária uma progressiva redução de escala para adequar o tamanho das áreas selecionadas ao tamanho das futuras áreas protegidas. O próximo passo é priorizar áreas dentro de cada zona conforme os critérios



de interesse. Nessa etapa há a escolha de paisagens e feições geográficas que criam heterogeneidade de *habitats*, como o delta de um rio ou uma montanha. Essa etapa poderá criar um mapa de áreas disjuntas, pois é uma abordagem azonal. E o passo final é a seleção de áreas dentro das áreas anteriores que apresentam singularidade, de acordo com os critérios de interesse. Serão ilhas de *habitats* com tamanho compatível com áreas protegidas nas quais os esforços serão direcionados para a concretização da conservação.

As abordagens de composição e de função na seleção de áreas para a conservação não devem competir entre si, mas somar contribuições para o sucesso na proteção da biodiversidade²⁸. Uma abordagem estritamente composicional dependeria de contínuos esforços para que a manutenção funcional das espécies ocorresse, e, no outro extremo, uma abordagem estritamente funcional poderia favorecer a dominância de espécies generalistas e redundantes. A abordagem mais adequada se situa em um ponto intermediário desse contínuo, de modo a favorecer a representatividade e diversidade biológica e os mecanismos que a criam e mantêm.

Uma etapa fundamental do planejamento para a conservação é a avaliação da eficiência atual da rede de áreas protegidas já estabelecida (denominada análise de lacunas, *gap analysis*, em inglês), seguida da indicação de novas áreas prioritárias para a conservação. Desde o trabalho seminal de Margules e Pressey²⁹, o planejamento espacial para a conservação da biodiversidade vem sendo feito de maneira sistemática.

O planejamento sistemático para a conservação visa alocar de forma eficiente os escassos recursos disponíveis para diferentes ações de conservação. Por eficiente entende-se que o planejamento entrega soluções com o menor custo-benefício, ou seja, maximiza a representação dos elementos da biodiversidade (*e. g.*, genes, espécies, tipos vegetacionais) com o menor custo possível. Os custos incluídos em análises de planejamento para a conservação são uma combinação de restrições à escolha de áreas prioritárias e, muitas vezes, acabam sendo traduzidos em custo econômico. Custos diretos podem relacionar-se à aquisição da terra ou à restauração de um ecossistema (em R\$/ha, por exemplo). Custos indiretos são mais comuns e, normalmente, relacionam-se aos custos de oportunidade, como quanto se deixa de arrecadar em um determinado local com um uso específico da terra (*e. g.*, expansão agrícola, estabelecimento de indústria) caso esse local seja convertido em área protegida e tenha seu acesso impedido para outros fins que não a conservação da biodiversidade. Há um crescente número de estudos na América do Sul que utilizam o planejamento sistemático para a conservação para a definição de locais prioritários para a conservação, com inclusão direta de custos econômicos^{22,30}.

O planejamento é também utilizado por ONGs em diferentes países da América do Sul, como Colômbia, Bolívia, Peru e Brasil, e as áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade foram definidos com base nessa abordagem¹⁰. O planejamento sistemático para a conservação é um tópico bastante

extenso, que conta, atualmente, com livros-texto^{31,32} que descrevem, em detalhes, as etapas de execução, a formalização matemática dos problemas e os tipos de priorização que podem ser realizados. Além disso, essa abordagem pode ser empregada em escala biogeográfica, sendo bastante coerente com a Biogeografia da Conservação.

Dinamismo introduzido pelas mudanças climáticas globais

O grande desafio de conservar a biodiversidade sob mudanças climáticas é que o clima é temporalmente dinâmico, e as áreas protegidas são fixas no espaço geográfico. Desse modo, as áreas protegidas delimitadas na atualidade e designadas para a conservação de composições singulares ou de funções específicas podem futuramente deixar de ser efetivas ou, no melhor cenário, albergar e proteger funções e composições diferentes³³.

Para entender o impacto da mudança climática em uma dada área, é necessário comparar o clima atual com o clima futuro. Os dados de clima futuro são obtidos por modelagens matemáticas da circulação atmosférica e oceânica e simulações de emissões de dióxido de carbono para as décadas futuras. O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas estabeleceu cenários de emissões que descrevem o mundo no futuro, como velocidade de crescimento econômico, tamanho da população global, desenvolvimento de novas tecnologias, escala do desenvolvimento econômico, tipo de bens consumíveis³⁴. Com os dados climáticos atuais e futuros de uma determinada região, que podem ser obtidos em sítios eletrônicos especializados (ver Quadro 11.4), a comparação pode ser feita no espaço climático³⁵.

O espaço climático é composto de duas variáveis climáticas e seus respectivos valores provenientes do espaço geográfico. Se a área de estudo é uma ecorregião, por exemplo, obtêm-se valores de temperatura média anual e de precipitação anual (entre outras variáveis) para cada ponto dentro dos limites da ecorregião. Uma vez com os valores associados à ecorregião, plotam-se os pontos em um gráfico bidimensional, no qual o eixo *x* é a temperatura média anual e o eixo *y* é a precipitação anual. Como resultado será possível visualizar no gráfico uma nuvem de pontos que equivale ao envelope do clima atual realizado (nesse caso, caracterizado por apenas duas dimensões). Para obter o envelope climático futuro, faz-se o mesmo procedimento descrito anteriormente, no entanto com os valores de temperatura e precipitação estimados para 2100, por exemplo, segundo a projeção de clima futuro a ser utilizada.

A comparação entre o clima atual e o futuro é feita no próprio espaço climático, e a primeira interpretação é direta: a área correspondente à interseção entre o envelope atual e o envelope futuro representa condições climáticas que irão persistir na ecorregião até 2100, segundo nosso exemplo; áreas do envelope atual que não apresentam sobreposição com o envelope futuro representam combinações climáticas que desaparecerão no futuro; e áreas do envelope futuro que não apresentam sobreposição com o



envelope atual representam combinações climáticas novas (temporalmente não análogas) que aparecerão no futuro³³.

Essas novas situações climáticas, o desaparecimento de climas existentes e climas futuros inéditos que não têm análogos na atualidade afetarão a distribuição de espécies e processos ecossistêmicos (ver Quadro 11.3). Ainda é um desafio entender as reais respostas da biodiversidade. As hipóteses propostas sugerem que novas associações entre as espécies serão promovidas em áreas com climas novos e que o risco de extinção global e local de espécies irá aumentar em áreas cujos climas desaparecerão³⁶.

Potenciais efeitos do impacto das mudanças climáticas na biodiversidade podem ser avaliados por parâmetros climáticos que descrevem mudanças espaçotemporais³⁷. Para mudanças em escala regional é possível mensurar: (1) mudança do tamanho da área de climas análogos; (2) mudança na distância entre climas análogos e (3) climas novos. Ao longo do tempo, pode haver aumento ou diminuição da área contínua sujeita a climas análogos, o que representa, do ponto de vista da biodiversidade, que as espécies tenderão a mudar suas amplitudes de distribuição. A área de distribuição da espécie irá se expandir junto com a área de climas análogos se houver condições favoráveis de *habitat* e interações bióticas. Caso a área de clima análogo diminua, a área de distribuição da espécie tenderá a se contrair, afetando gravemente as espécies climaticamente mais suscetíveis. Ainda, ao longo do tempo poderá haver aumento da distância entre áreas com climas análogos. Para as espécies, esse cenário poderá representar diminuição de conectividade entre as populações, favorecendo as extinções locais. Áreas que estarão sujeitas a condições climáticas inéditas não encontradas no clima atual hipoteticamente terão o potencial de criar novas comunidades de espécies, formando novas interações bióticas e excluindo outras.

Para a América do Sul, as métricas de disponibilidade climática indicaram aumento da área de climas análogos em regiões baixas e tropicais, diminuição da área de clima análogo nos Andes e em regiões temperadas e surgimento de climas novos nas regiões da floresta amazônica e da floresta valdiviana, no Chile. Em relação ao posicionamento do clima, foi observado aumento da distância entre áreas com climas análogos nos Andes, extremo sul do continente e na porção sudeste da mata atlântica³⁷.

Seleção de áreas sob cenário de mudanças climáticas

Como mencionado anteriormente, o desafio de conservar a biodiversidade sob mudanças climáticas é aumentado pelo dinamismo imposto pelo clima. Além disso, as distribuições geográficas das espécies sofrem alterações, e os deslocamentos de distribuição tornam a seleção de locais prioritários mais complexa, pois os atributos a serem representados nesses locais (nesse caso, as espécies) são móveis. Assim, uma rede de reservas proposta para o tempo presente pode se tornar bastante ineficiente em 2100, devido à mudança do clima³³.

Quadro 11.5 Estudo de caso: Priorizando locais adequados para a conservação de mamíferos do Cerrado diante de mudanças climáticas e de uso de solo.

Faleiro *et al.*⁴¹ propuseram a definição de áreas prioritárias por meio de modelos de distribuição para todas as espécies de mamíferos do Cerrado e de modelos de perda de *habitat* nesse ecossistema, com projeções anuais de mudança de cobertura vegetal. Assim, além de apresentarem estimativas acuradas sobre onde as espécies encontram-se hoje e onde estarão no futuro, os autores avaliaram se os locais prioritários de hoje até 2050 teriam *habitat* nativo disponível para a ocorrência das espécies.

Combinando essas duas informações, os autores definiram áreas prioritárias, que, ao mesmo tempo: (1) são capazes de representar espécies de mamíferos tanto hoje quanto no futuro; (2) manterão uma porcentagem de *habitat* adequado suficiente para a sobrevivência das espécies; (3) apresentam menor incerteza estatística sobre a ocorrência de espécies no futuro; e (4) encontram-se em locais aos quais se pode ter acesso por meio de corredores e da própria capacidade de deslocamento/dispersão das espécies na paisagem.

Esse trabalho combina diferentes escalas geográficas, a saber: local, com a avaliação da capacidade de deslocamento das espécies na paisagem; regional, com os modelos de perda de *habitat* para o Cerrado; e continental, com os modelos de mudança de distribuição geográfica estimados para todo o continente sul-americano, sendo um exemplo interessante de uma abordagem integrada em Biogeografia da Conservação (Figura 11.2).

Diversos autores têm chamado a atenção e proposto soluções para o problema. As soluções vão desde mapear locais adequados no presente e futuro e avaliar se espécies seriam capazes de “perseguir” os locais com clima adequado à medida que esses locais se movem na paisagem^{38,39} até propor conjuntos de áreas prioritárias que levam em consideração, ao mesmo tempo, a distribuição presente e futura de espécies⁴⁰⁻⁴⁴ (Quadro 11.5).

O problema não é trivial, pois não se trata de propor um conjunto de locais a ser conservado em um momento futuro. Isso faria com que a proposição de políticas públicas e a implementação de ações de conservação fossem adiadas, com consequências potencialmente irreversíveis para a biodiversidade. Portanto, faz-se necessário encontrar um conjunto de locais que, se protegidos hoje, continuarão a ser eficientes nessa proteção em um futuro distante.

Alguns autores têm demonstrado regiões de grande estabilidade climática que podem, eventualmente, ser indicadas como prioridades de conservação^{21,44,45}. Entretanto, sugerir que essas áreas são importantes para a manutenção da biodiversidade é correto e importante, mas fere o princípio básico da eficiência estabelecido pelo planejamento sistemático, por não serem soluções em nada otimizadas para a representação da biodiversidade.

Futuro da conservação na América do Sul

A produção científica e sua aplicação no contexto das ciências ambientais na América do Sul têm aumentado bastante nos últimos anos. O Brasil, em especial, tem um papel como

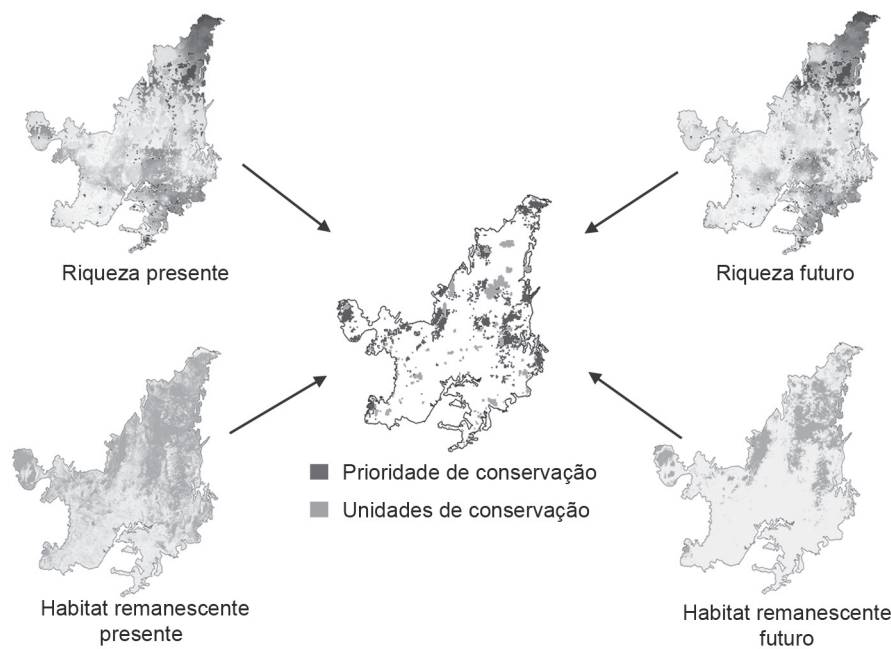


Figura 11.2 Os mapas acima mostram o padrão de riqueza de espécies de mamíferos do Cerrado no presente e no futuro, criados com base em modelos de nicho ecológico. Abaixo, apresentam-se mapas de disponibilidade de *habitat* remanescente no Cerrado para o presente e futuro. Essas informações foram combinadas para criar um mapa com prioridades espaciais para a conservação. Nesse mapa, todos os mamíferos estariam representados nas unidades de conservação existentes e áreas prioritárias, com um recorte de 17% da área total do Cerrado. Para mais detalhes, ver Faleiro *et al.*⁴¹.

protagonista não só para desenvolvimento da ciência feita no continente – o Brasil detém a oitava maior produção científica do mundo na área de conservação da biodiversidade⁴⁶ e também a liderança na implementação de ações de conservação e negociações internacionais relacionadas com a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos naturais⁴⁷.

Ainda assim, a conservação da biodiversidade no Brasil e na América do Sul enfrenta enormes desafios, como ampliar sua rede de áreas protegidas⁴⁸, diminuir as discrepâncias entre esforços de pesquisa e recursos destinados à conservação^{49,50} e ter melhores estimativas de risco de extinção para diferentes grupos de espécies, com vistas a fomentar instrumentos de políticas públicas, como as Listas Vermelhas de espécies ameaçadas⁵⁰⁻⁵³.

Alguns desafios são bastante gerais, como sugerido por Ladle e Whittaker²: diminuir os *deficits* linneanos e wallaceanos, melhorar os modelos, simulações e previsões sobre a biodiversidade, levar a teoria à prática de fato e aumentar o engajamento de profissionais que trabalham com Biogeografia da Conservação com atividades de educação, comunicação científica e políticas públicas. Ainda assim, todos eles são metas válidas para o desenvolvimento e amadurecimento da Biogeografia da Conservação como campo multidisciplinar de pesquisa que tem um papel crucial no mundo atual para aportar informação e soluções nos debates atuais e futuros sobre a conservação da biodiversidade, em especial na América do Sul. A Biogeografia da Conservação está em estado de efervescência intelectual, oferecendo a possibilidade de cientistas jovens em todo mundo se envolverem com questões desafiantes e que precisam ser rápidas e adequadamente respondidas diante da perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos em um mundo em constante mudança.

Referências bibliográficas

1. Whittaker, R. J. *et al.* Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distribution*, v. 11, p. 3-23, 2005.
2. LADLE, R. J.; WHITTAKER, R. J. (ed.). *Conservation biogeography*. John Wiley & Sons, 2011.
3. Soares-Filho, B. S. *et al.* Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, v. 440, p. 520-523, 2006.
4. KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, v. 1, p. 147-155, 2005.
5. RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
6. COSTELLO, M. J.; MAY, R. M.; STORK, N. E. Can we name Earth's species before they go extinct? *Science*, v. 339, p. 413-416, 2013.
7. LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, v. 19, p. 619-624, 2005.
8. BINI, L. M. *et al.* Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, v. 12, p. 475-482, 2006.
9. DINIZ-FILHO, J. A. F. *et al.* Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, p. 689-695, 2013.
10. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização – Portaria MMA n. 09, de 23 de janeiro de 2007*. 1. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. p. 300.
11. LEMES, P. *et al.* Refinando dados espaciais para a conservação da biodiversidade. *Natureza & Conservação*, v. 9, p. 240-243, 2011.
12. WIENS, J. A.; SEAVY, N. E.; JONGSOMJIT, D. Protected areas in climate space: What will the future bring? *Biological Conservation*, v. 144, p. 2119-2125, 2011.
13. KRITICOS, D. J. *et al.* CliMond: global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, p. 53-64, 2012.

14. HIJMANS, R. J. *et al.* Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 25, p. 1965-1978, 2005.
15. FRANKLIN, J. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge: Cambridge University Press, 2009. p. 340.
16. PETERSON, A. T. *et al.* *Ecological Niches and Geographic Distributions*. [s.l.] Princeton University Press, 2011. v. 2011, p. 336.
17. FERRAZ, K. M. P. M. B. *et al.* Adequabilidade ambiental dos biomas brasileiros à ocorrência da onça-pintada. In: DE PAULA, R. C. *et al.* (orgs.). *Plano de Ação Nacional para Conservação da Onça-Pintada no Brasil*. ICMBio, 2012.
18. LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, p. 145-151, 2008.
19. DINIZ-FILHO, J. A. F. *et al.* Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, v. 32, p. 897-906, 2009.
20. ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 22, p. 42-47, 2007.
21. COLLEVATTI, R. G. *et al.* Drawbacks to palaeodistribution modelling: the case of South American seasonally dry forests. *Journal of Biogeography*, v. 40, p. 345-358, 2013.
22. FALEIRO, F. V.; LOYOLA, R. D. Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil. *Diversity and Distributions*, v. 19, p. 977-987, 2013.
23. LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, v. 23, p. 357-368, 2014.
24. WHITTAKER, R. H. *Communities and ecosystems*. 1970.
25. JEPSON, P. *et al.* The shaping of the global protected area estate. *Conservation Biogeography*, p. 93-135, 2011.
26. SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. A. B. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade*, v. 1, p. 124-131, 2005.
27. MITTERMEIER, R. *et al.* *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Mexico City: CEMEX, 2005. p. 392.
28. WILLIAMS, P. H.; ARAÚJO, M. B. Apples, oranges, and probabilities: integrating multiple factors into biodiversity conservation with consistency. *Environmental Modeling & Assessment*, v. 7, n. 2, p. 139-151, 2002.
29. MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. *Nature*, v. 405, p. 243-253, 2000.
30. NORI, J. *et al.* The conflict between agricultural expansion and priority conservation areas: Making the right decisions before it is too late. *Biological Conservation*, v. 159, p. 507-513, 2013.
31. MARGULES, C.; SARKAR, S. *Systematic conservation planning*. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
32. MOILANEN, A.; WILSON, K. A.; POSSINGHAM, H. P. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford: Oxford University Press, 2009.
33. LOYOLA, R. D. *et al.* A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodiversity and Conservation*, v. 22, p. 483-495, 2013.
34. SRES, IPCC. Special report on emissions scenarios. *The Hague, COP*, v. 6, 2000.
35. WILLIAMS, J. W.; JACKSON, S. T.; KUTZBACH, J. E. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*, v. 104, p. 5738-5742, 2007.
36. OHLEMÜLLER, R. Running out of climate space. *Science*, v. 334, p. 613-614, 2011.
37. GARCIA, R. A. *et al.* Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science*, v. 344, n. 6183, 2014.
38. WILLIAMS, P. *et al.* Planning for climate change: identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology*, v. 19, p. 1063-1074, 2005.
39. PHILLIPS, S. J. *et al.* Optimizing dispersal corridors for the Cape Proteaceae using network flow. *Ecological Applications*, v. 18, p. 1200-1211, 2008.
40. CARVALHO, S. B. *et al.* Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, v. 144, p. 2020-2030, 2011.
41. FALEIRO, F. V.; MACHADO, R. B.; LOYOLA, R. D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation*, v. 158, p. 248-257, 2013.
42. KUJALA, H. *et al.* Conservation planning with uncertain climate change projections. *PLoS ONE*, v. 8, 2013.
43. LEMES, P.; LOYOLA, R. D. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. *PLoS ONE*, v. 8, 2013.
44. LOYOLA, R. D. *et al.* Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. *PLoS ONE*, v. 7, 2012.
45. CARNAVAL, A. C. A. *et al.* Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, v. 323, p. 785-789, 2009.
46. GRELE, C. E. V. *et al.* Uma década de biologia da conservação no Brasil. *Oecologia brasiliensis*, v. 13, p. 420-433, 2009.
47. MITTERMEIER, R. *et al.* O Protagonismo do Brasil no histórico acordo global de proteção à biodiversidade. *Natureza & Conservação*, v. 8, p. 197-200, 2010.
48. LOYOLA, R. D. *et al.* Integrating economic costs and biological traits into global conservation priorities for carnivores. *PLoS ONE*, v. 4, 2009.
49. BRITO, D. Amphibian conservation: Are we on the right track? *Biological Conservation*, v. 141, p. 2912-2917, 2008.
50. BRITO, D. Mismatch of research effort and threat in avian conservation biology. *Tropical Conservation Science*, v. 2, p. 353-362, 2010.
51. HIDASI-NETO, J.; LOYOLA, R. D.; CIANCIARUSO, M. V. Conservation actions based on red lists do not capture the functional and phylogenetic diversity of birds in Brazil. *PLoS ONE*, v. 8, 2013.
52. MACHADO, N.; LOYOLA, R. D. A comprehensive quantitative assessment of bird extinction risk in Brazil. *PLoS ONE*, v. 8, 2013.
53. MORAIS, A. R. *et al.* Unraveling the conservation status of data deficient species. *Biological Conservation*, v. 166, p. 98-102, 2013.