

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM TRANSFORMAÇÃO:
Participação social, coprodução e transdisciplinaridade**

Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz

Texto sistematizado apresentado à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Livre-Docente junto ao Departamento de Ciências Florestais, no conjunto de disciplinas: A Floresta e os Fatores do Ambiente e Ecologia, Manejo e Conservação.

Piracicaba
Outubro de 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Ferraz, Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz

Conservação da biodiversidade em transformação: participação social, coprodução e transdisciplinaridade / Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz. - - Piracicaba, 2022.

159 p.

Tese (Livre-docência) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Coexistência humano-fauna 2. Crise de biodiversidade 3. Pesquisa social 4. Pesquisa transdisciplinar 5. Stakeholder I. Título

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte - O autor"

*Ofereço esta tese a todos os seres vivos
não-humanos, que são vítimas da
soberba e crueldade humana*

*Dedico esta tese aos dois amores da
minha vida, Silvio e Giulia,
minha gratidão eterna a vocês*

AGRADECIMENTOS

À Diretoria da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, pelo apoio acadêmico e institucional. Especialmente, agradeço aos Profs. Durval Dourado Neto e João Roberto Spotti Lopes, atuais Diretor e Vice-Diretor.

À Chefia do Departamento de Ciências Florestais, pelo apoio institucional, acadêmico e científico. Especialmente, agradeço aos Profs. Luiz Carlos Estraviz Rodriguez e José Leonardo de Moraes Gonçalves, atuais Chefe e Vice-Chefe.

Aos meus colegas, docentes do Departamento de Ciências Florestais, pelas partilhas, convivência e aprendizados. Especialmente, agradeço à Profa. Teresa Cristina Magro Lindenkamp e aos Profs. Fernando Seixas, Hilton Thadeu Zarate do Couto, Luiz Carlos Estraviz Rodriguez, José Leonardo de Moraes Gonçalves, Pedro Brancalion, Edson Vidal e Demóstenes Ferreira da Silva Filho.

Aos funcionários do Departamento de Ciências Florestais, que sempre me atenderam com tanta presteza, eficiência e carinho. Especialmente agradeço à Vana Maria Caseri, Carol N. Bernardi, Angela Maria Pires, Jefferson L. Polizel, Eliezer O. Cotrim, Jerônimo A. P. Alves, Estevão Araujo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais (PPGRF) e Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada (PPGI-EA), pelas oportunidades de orientação, aprendizados e apoios recebidos. Especialmente, agradeço às eficientes secretárias dos programas, Giovana Oliveira (PPGRF) e Antonia Mara Piacentini Casarin (PPGI-EA).

À Prefeitura do campus “Luiz de Queiroz”, pelo apoio incondicional ao LEMaC e pela valorização do meu trabalho e da fauna. Especialmente, agradeço ao Prof. Roberto Arruda de Souza Lima e Profa Tsai Siu Mui, Prefeito e Vice-Prefeita, e à Roberta Helena Fiorotto Rodrigues Bacha, assistente técnico de direção.

Ao Plano Diretor Socioambiental Participativo do Campus “Luiz de Queiroz”, pelo apoio, parceria e oportunidade de aprendizado e crescimento. Especialmente,

agradeço o seu coordenador geral, Prof. Miguel Cooper, à educadora ambiental Ana Maria de Meira e à técnica administrativa, Kelly Maria Schmidt.

À Superintendência de Gestão Ambiental (SGA) da USP, pela valorização da sua fauna, pelos apoios financeiros à pesquisa e divulgação científica recebidos. Especialmente, agradeço aos ex-superintendentes, Profs. Wellington Braz Carvalho Delitti (*in memoriam*), Marcelo de Andrade Roméro, Tércio Ambrizzi, e à atual superintendente, Profa. Patricia Faga Iglecias Lemos.

À Pró-Reitoria de Pesquisa e Inovação, Pró-Reitoria de Cultura e Extensão Universitária, Pró-Reitoria de Graduação e Pró-Reitoria de Pós-Graduação pela concessão de apoios financeiros aos meus orientados e a projetos acadêmicos, de pesquisa e de extensão universitária.

Ao Serviço de Graduação (SVGRADUA), Serviço de Pós-Graduação (SVPG), Serviço de Apoio à Pesquisa (SVAPESQ), Serviço de Cultura e Extensão Universitária (SVCEX), e Serviço de Atividades Internacionais (SVAINT) da ESALQ pelo apoio aos meus orientados e aos projetos acadêmicos, de pesquisa e de extensão.

À Fundação de Amparo e Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP, pelos auxílios à pesquisa concedidos ao longo desses anos: #08/03500-6, #11/06782-5, #14/08957-5, #17/01686-4, #14/09300-0, #18/50038-8, #18/16662-6; e pelas bolsas de pesquisa concedidas aos meus orientados: #00/00602-0, #06/04878-7, #08/11609-8, #09/08741-4, #09/13928-6, #10/14293-1, #11/13740-7, #11/13897-3, #12/13007-0, #12/20563-7, #13/24929-9, #14/10192-7, #14/23809-2, #18/05970-1, #19/01325-7, #19/10005-6, #19/21074-9, #19/27633-0, #19/27633-0, #22/01242-7.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão das Bolsas de Produtividade em Pesquisa (PQ-2): #308632/2018-4 e #303940/2021-2, apoio para participação em eventos científicos no exterior: #453236/2017-0, e bolsas PIBIC e de pós-graduação concedidas aos meus orientados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pelas bolsas de pós-graduação concedidas aos meus orientados e ao Programa de Apoio à Eventos no País (PAEP): #1068/2018/88881.192961/2018-01.

À Fundação Boticário, pelos apoios à pesquisa concedidos: #1001_20141 e #1097_20171.

À Fundação SOS Mata Atlântica, pelos apoios à pesquisa concedidos: #8312-7 e #10348-0.

À Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz - FEALQ, pelos apoios na gestão de projetos de pesquisa e eventos.

Aos lemacquianos, aos que estão e aos que já se foram, e a todos os que chegaram antes do LEMaC existir, minha eterna e profunda gratidão por tudo o que vocês fazem por mim, pelo LEMaC, pela ciência e pela fauna. Vocês dão vida ao nosso laboratório, fazem os nossos sonhos se tornarem uma realidade, mantêm as nossas inúmeras atividades de pesquisa, ensino, extensão, educação e disseminação com excelência, consolidando o nosso nome no mundo acadêmico e científico. Agradeço pela convivência harmoniosa, prazerosa, respeitosa e saudável. Agradeço pelas risadas, conquistas, desafios, derrotas, e por todos os “sim” que recebo de vocês a cada pedido ou necessidade que tenho. Vocês são responsáveis pela minha transformação e crescimento, e fazem parte da minha história de vida. Especialmente, agradeço aos lemacquianos da ‘velha-guarda’: Alex Augusto A. Bovo, Ana Beatriz Navarro, Beatriz Lopes, Carla Rangel Kopanakis, Carolina O. R. da Costa, Daiane Cristina C. Velez, Daniela T. A. da Luz (*in memoriam*), Eduardo Roberto Alexandrino, Fernanda Delborgo Abra, Henrique Concone, Juan Andrés Domini, Juliano Bogoni, Laila Sandroni, Leticia Prado Munhões, Marcelo Magioli, Maria Augusta M. Guimarães, Mariana Landis, Maristela Camolesi Alcantara, Rafael Batista de Moraes, Rafael de Menezes Gonçalves, Roberta Montanheiro Paolino, Rogerio Cunha de Paula, Silvio Marchini, Vinicius Alberici Roberto, Taynara Cristine Bessi, Yuri Geraldo G. Ribeiro, e aos lemacquianos da ‘nova geração’: Ana

Beatriz de Almeida, Anita Seneme Gobbi, Anna Beatriz Q. Di Souza, Camila Freitas, Camille C. N. Dias, Estela Galvão de Oliveira, Helena Micucci, Julia Lacerda Speretta, Larissa Oliveira, Leticia Keiko Nunes de Campos, Livia Lima da Silva, Lucas Marquioni de Jesus, Maria Cecilia Sponchiado, Monicque Silva Pereira, Sofia Marcela Morro Pozo, Vinícius Kenji de Moraes Sato, e a tantos outros que já passaram pela minha orientação e pelo LEMaC.

Ao meu grande amigo e colaborador, Silvio Marchini, pelas inúmeras e riquíssimas conversas e pela significativa contribuição que tem feito à minha formação e ao LEMaC. Esta tese consagra o que estamos aprendendo juntos, nestes mais de 10 anos de convivência no LEMaC.

Aos integrantes da Comunidade de Práticas em Coexistência Humano-Fauna (CoP-Coex), pelas ricas trocas e aprendizados nestes últimos três anos.

À equipe do Projeto CONVIVA (FAPESP No. 18/50038-8), em especial aos seus coordenadores, Bram Büscher e Robert Fletcher, e à pós-doutoranda, Laila Sandroni, pela convivência, aprendizados e especialmente, pela revolução de conceitos, visões e entendimentos sobre a conservação da biodiversidade. Agradeço imensamente a oportunidade desafiadora e transformadora que me deram de adentrar o campo das ciências sociais e ecologia política.

Ao Departamento de Fauna (DeFau) da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA), pelas inúmeras discussões e oportunidades de aprender junto a buscar soluções para problemas complexos de conflitos com a fauna. Especialmente, agradeço à Monicque da Silva Pereira, Aracelis Piovezani Silva Santos, Ana Carolina Dalla Vechia, Thaís Guimarães Luiz.

Ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP/ICMBio), pela credibilidade no meu trabalho e pelas frutíferas oportunidades de atuação juntos aos Planos Ação Nacionais para a Conservação de Felinos e Canídeos, as quais me projetaram no meio conservacionista brasileiro, me proporcionaram incontáveis vivências inspiradoras e prazerosas, e transformaram definitivamente a minha vida.

Especialmente, agradeço aos amigos, Ronaldo Gonçalves Morato e Rogerio Cunha de Paula, coordenadores do CENAP.

Ao Grupo Especialista em Planejamento da Conservação (CPSG-Brasil, IUCN/SSC), pelas ricas oportunidades de participação em workshops de conservação de espécies ameaçadas e de desenvolvimento da ferramenta de modelagem participativa, aprendizados que me renderam parcerias com grupos de especialistas de espécies e conservacionistas, no Brasil e no mundo.

Aos meus colegas da diretoria da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMz), pelo aprendizado compartilhado na gestão de uma sociedade científica e pela generosidade em compreenderem meus momentos de sufoco profissional e de limitação de tempo. Em especial, agradeço ao Prof. Alexandre Reis Percequillo, pela amizade, confiança e cumplicidade no trabalho pela SBMz.

Ao Silvio Marchini, Silvio Ferraz e Roberta Montanheiro Paolino, pelos comentários, sugestões e pela revisão cuidadosa deste documento.

Ao Paulo Beraldo pelo auxílio na elaboração e organização do memorial e documentos.

À minha família, em especial à minha mãe, Helena, pelo seu exemplo de mãe, força, entusiasmo e alegria, e à minha irmã, Simone, pelas orações, por sempre torcer e vibrar com as minhas conquistas.

Ao meu eterno parceiro de vida, Silvio, por estar sempre ao meu lado, me apoiando e incentivando, pelo cuidado amoroso comigo e, principalmente, por acreditar mais em mim do que eu mesma consigo.

Ao maior tesouro que tenho nesta vida, minha filha, Giulia, pelo amor pleno, por tantas alegrias, desafios, e aprendizados que me fazem ser uma pessoa melhor a cada dia.

À espiritualidade amiga, especialmente ao meu mentor espiritual, por me amparar e me intuir no caminho do bem e da constante transformação pessoal.

À Deus pela oportunidade desta reencarnação e por sua infinita bondade.

BIOGRAFIA RESUMIDA

Eu nasci em 17 de dezembro de 1971, em Piracicaba, SP. Em 1990, ingressei no curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, na Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” (UNESP), campus de Botucatu. De 1994 a 1996, cursei disciplinas e realizei estágios de aperfeiçoamento em comportamento animal (UNESP - Botucatu) e manejo de fauna (ESALQ/USP). Em 1997, ingressei para o mestrado, no Instituto de Psicologia da Universidade de São Paulo. Em 2000, ingressei no doutorado, no Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia de Agroecossistemas¹ (PPGI-EA/ESALQ/CENA). No ano de 2003, atuei como pesquisadora visitante no Fort Collins Science Center (FORT) do U.S. Geological Survey (USGS), em Fort Collins, no Colorado. Em 2004, ingressei como professora de ensino superior do curso de Engenharia Ambiental, na Escola de Engenharia de Piracicaba (EEP) da Fundação Municipal de Ensino de Piracicaba (FUMEP). De 2004 a 2009, desenvolvi o meu Programa de Pós-Doutoramento, no Departamento de Ciências Florestais (LCF), da ESALQ/USP. Em 2010, ingressei como Professora Doutora no Departamento de Ciências Florestais, ESALQ/USP. Em 2014, criei o Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC/LCF/ESALQ/USP), hoje com mais de 25 membros ativos, além de vários colaboradores externos. Desde então, coordeno o LEMaC.

Atualmente, ministro as disciplinas de graduação ‘Ecologia Aplicada’ (essencial), ‘Gestão de Impactos Ambientais’ (essencial) e ‘Conservação e Manejo de Fauna Silvestre’ (optativa), e as disciplinas de pós-graduação em ‘Dimensões Humanas da Conservação e Manejo de Vida Silvestre’, ‘Modelagem de Distribuição de Espécies para a Conservação da Biodiversidade’ e ‘Planejamento para a Conservação e Coexistência’. Sou credenciada nos Programas de Pós-Graduação em Recursos Florestais (PPGRF) e no PPGI-EA. Colaboro com várias outras disciplinas da graduação do LCF.

¹ Hoje, Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada (PPGI-EA).

Sou orientadora do Grupo de Estudo em Animais Selvagens (GEAS-ESALQ), desde 2020. Sou membro do Plano Diretor Socioambiental Participativo do Campus “Luiz de Queiroz”, desde 2004, e coordenadora do Grupo de Trabalho Fauna, desde 2010. Participo de iniciativas e colaboro com vários órgãos estaduais e federais em políticas públicas de gestão de fauna e conservação de espécies ameaçadas. Sou pesquisadora associada do Instituto Pró-Carnívoros, desde 2011. Atuo como membro efetivo e voluntário do Grupo Especialista em Planejamento da Conservação (CPSG) da Comissão de Sobrevivência de Espécies da IUCN, desde 2014. Sou vice-presidente da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMz), desde 2019. Sou vice-presidente da Comissão de Gestão Ambiental do campus “Luiz de Queiroz”, da ESALQ/USP, desde 2021. Participo do Programa USP Sustentabilidade, da Superintendência de Gestão Ambiental, da USP, desde 2022. Sou membro suplente do Conselho de Curso da Engenharia Florestal, desde 2021. Sou membro da Comissão de Cultura e Extensão da ESALQ, desde 2021.

“One of the anomalies of modern ecology is that it is the creation of two groups, each of which seems barely aware of the existence of the other. The one studies the human community as if it were a separate entity, and calls its findings sociology, economics and history. The other studies the plant and animal community and comfortably relegates the hodge-podge of politics to the liberal arts. The inevitable fusion of the two lines of thought will, perhaps, constitute the outstanding advance of the present century.”

Aldo Leopold, 1935

“When we see land as a community to which we belong, we may begin to use it with love and respect.”

Land Ethic, Aldo Leopold, 1949

ÍNDICE

RESUMO.....	13
ABSTRACT	14
INTRODUÇÃO GERAL	15
Referências Bibliográficas	21
CAPÍTULO 1. CONSERVAÇÃO – UMA CIÊNCIA EM TRANSFORMAÇÃO ...	26
Da Biologia da Conservação à Ciência da Conservação.....	28
Conservação em Debate.....	30
Considerações Finais.....	38
Referências Bibliográficas	39
CAPÍTULO 2 – CIÊNCIAS SOCIAIS PARA A CONSERVAÇÃO	47
Integração de Dados Sociais e Ecológicos para a Conservação.....	49
Considerações Finais.....	58
Referências Bibliográficas	60
CAPÍTULO 3 – PARTICIPAÇÃO SOCIAL, COPRODUÇÃO E TRANSDISCIPLINARIDADE PARA A CONSERVAÇÃO	63
Participação e Coprodução para a Conservação	69
Coprodução e Transdisciplinaridade para a Conservação.....	75
Colaboração Transdisciplinar para a Coexistência Humano-Fauna	84
Considerações Finais.....	92
Referências Bibliográficas	93
CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
ANEXOS	108

RESUMO

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM TRANSFORMAÇÃO: Participação Social, Coprodução e Transdisciplinaridade

A conservação é uma ciência em constante transformação. O surgimento da biologia da conservação, em resposta à crise de biodiversidade, e da ciência da conservação, como consequência direta do Antropoceno e das necessidades de adaptação a um mundo em transformação, impulsionaram a emergência, a evolução e a consolidação da conservação como ciência. Entretanto, desde a sua concepção, a conservação sempre esteve no palco dos debates, atraindo a atenção de diferentes profissionais em torno de questões pautadas em valores – biocêntrico/ecocêntrico vs antropocêntrico – e propósitos – proteger vs manejar. Como toda ciência em desenvolvimento, diversas barreiras se apresentam como grandes desafios a serem superados, a fim de unificar o movimento conservacionista e aumentar a eficácia das ações de conservação. Suplantar as barreiras requer um esforço em combinar conhecimento científico com habilidades para pesquisa transdisciplinar, participação social e coprodução, aproximando cientistas naturais e sociais, práticos da conservação e tomadores de decisão, na busca por soluções para os problemas reais de conservação. Reconhecer que os problemas de conservação têm raízes históricas, sociais e econômicas pode ser o início de uma transformação em direção a um futuro em que pessoas e natureza podem coexistir de forma sustentável. Esta tese buscou (i) resgatar os principais referenciais teóricos que justificam o surgimento e evolução do movimento conservacionista, destacando sua origem e trajetória, paradigmas, barreiras e oportunidades, e (ii) lançar luz ao futuro da conservação. Ainda, esta tese buscou destacar temas, como ciências sociais aplicadas à conservação, participação social, coprodução e transdisciplinaridade, apresentando e discutindo quatro artigos científicos que estão intimamente ligados às pesquisas em conservação e coexistência humano-fauna desenvolvidos pela autora deste documento.

Palavras-chave: coexistência humano-fauna, crise de biodiversidade, pesquisa social, pesquisa transdisciplinar, *stakeholder*.

ABSTRACT

CONSERVATION OF BIODIVERSITY IN TRANSFORMATION:

Social Participation, Coproduction and Transdisciplinarity

Conservation is a constantly transformation science. The emergence of biological conservation, in response to the biodiversity crisis, and of conservation science, as a direct consequence of the Anthropocene and the needs to adapt to a changing world, boosted the emergence, evolution and consolidation of conservation as a science. However, since its conception, conservation has always been on the stage of debates, attracting the attention of different professionals around issues based on values – biocentric/ecocentric vs anthropocentric – and purposes – protecting vs managing. As with any developing science, several barriers present themselves as great challenges to be overcome to unify the conservation movement and increase the effectiveness of conservation actions. Overcoming barriers require an effort to combine scientific knowledge with skills for transdisciplinary research, social participation and coproduction, bringing together natural and social scientists, conservation practitioners and decision-makers in the search for solutions to real conservation problems. Recognizing that conservation problems have historical, social and economic roots can be the beginning of a transformation towards a future in which people and nature can coexist sustainably. This thesis aimed to (i) rescue the main theoretical references that justify the emergence and evolution of the conservation movement, highlighting its origin and trajectory, paradigms, barriers and opportunities, and (ii) shed light on the future of conservation. Furthermore, this thesis aimed to highlight themes such as social sciences for conservation, social participation, coproduction and transdisciplinarity, presenting and discussing four scientific papers that are closely linked to research on conservation and human-wildlife coexistence carried out by the author of this document.

Keywords: biodiversity crisis, human-wildlife coexistence, social research, stakeholder, transdisciplinary research.

INTRODUÇÃO GERAL

Estamos na era do Antropoceno, ou da Grande Aceleração, quando o ser humano se tornou a força geofísica global, afetando significativamente o funcionamento do sistema terrestre (Steffen et al. 2007, Lewis e Maslin 2015, Steffen et al. 2015). O acelerado e insustentável desenvolvimento da humanidade vem, desde o século XIX, alavancando uma grave crise ambiental, culminando na transformação completa do planeta, a qual coloca em risco a saúde humana e ambiental (MEA 2005, Palmer et al. 2004, Steffen et al. 2007, Ellis et al. 2010). As ações humanas que destroem, degradam e poluem os ambientes da terra são responsáveis por uma drástica perda de biodiversidade sem precedentes na história (De Vos et al. 2015, Ceballos et al. 2015, 2017), com uma acentuada perda nos últimos 50 anos (MEA 2005). A União Internacional para Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature* - IUCN 2022) reconhece mais de 41.000 espécies ameaçadas de extinção, sendo que esse número pode ser muito maior já que apenas 28% das espécies foram avaliadas. Essa atual crise da biodiversidade vem sendo considerada parte da “Sexta Extinção em Massa” do planeta (Barnosky et al. 2011, Turvey e Crees 2019), sendo que a diversidade biológica levaria milhões de anos para se recuperar mesmo que as taxas de extinção diminuíssem para níveis anteriores ao desenvolvimento (Davis et al. 2018).

A depleção das espécies de grandes vertebrados, ou megafauna, tem sido considerada um dos maiores impactos humanos no planeta, a qual vem ocorrendo ao longo de milênios em uma gama de escalas espaciais distintas (Young et al. 2014, Norris et al. 2020) e afetando uma miríade de interações ecológicas de diferentes formas (Galetti et al. 2018). Só nos últimos 500 anos, 322 espécies de vertebrados terrestres foram extintas e as populações das espécies restantes mostram, em média, 25% de redução em sua abundância (Dirzo et al. 2014). Só na Mata Atlântica brasileira, a defaunação resultou na perda de 56,5% das espécies de mamíferos (Bogoni et al. 2020b), impactando

severamente os serviços ambientais prestados por esses animais (Bogoni et al. 2020a). Assim, a defaunação é, claramente, um componente generalizado da sexta extinção em massa do planeta e também um importante impulsionador da mudança ecológica global (Dirzo et al. 2014).

Salvar as espécies que estão ameaçadas de extinção requer um investimento contínuo em conservação para garantir sua sobrevivência (Bolam et al. 2020). Desde o estabelecimento da Convenção sobre Diversidade Biológicas (CDB) em 1992, um número elevado de extinções foi evitado devido às ações de conservação implementadas por governos, organizações não governamentais, zoológicos, cientistas, voluntários e outros (Waldron et al. 2017, Bolam et al. 2020). Apesar de todos os esforços, acredita-se que o nível de ação é superado pela magnitude das ameaças e as respostas de conservação precisam ser substancialmente ampliadas para combater a crise de extinção atual (Hoffmann et al. 2011).

O surgimento da disciplina biologia da conservação, em resposta à crise de biodiversidade (Soulé 1985), e da ciência da conservação (Kareiva et al. 2012), como consequência direta do Antropoceno e das necessidades de adaptação a um mundo em transformação (Corlett 2015), impulsionaram a emergência, a evolução e a consolidação da conservação como ciência. Entretanto, desde a sua concepção, a conservação sempre esteve no palco dos debates, atraindo a atenção de diferentes profissionais (biólogos, antropólogos, cientistas sociais, cientistas políticos, filósofos, etc.) em torno de questões pautadas em valores (biocêntrico/ecocêntrico vs antropocêntrico) e propósitos (proteger vs manejar). Questões como: 1) proteger a natureza por seu valor intrínseco (p.ex., Vucetich et al. 2015, Piccolo 2017) ou por seu valor instrumental (p. ex., Kareiva e Marvier 2007, Mace 2014)?, 2) isolar áreas protegidas das pessoas (p. ex., Oldekop et al. 2014) ou integrar medidas de conservação em áreas com pessoas (p. ex., Büscher et al. 2017)?, 3) proteger metade da terra (*Half-Earth*) (Wilson et al. 2016) ou a terra toda (*Whole Earth*) (Büscher et al. 2017)?, dentre outras, permeiam o debate, dividem opiniões e motivam o

surgimento de movimentos conservacionistas contemporâneos.

Um dos principais avanços da ciência da conservação tem sido a ampliação desse campo para combinar ações sociais às ecológicas, entendendo que o engajamento de *stakeholders* é essencial para promover mudanças, já que pessoas são parte dos problemas e das soluções de conservação (Knight et al. 2006). Pessoas são responsáveis pelas maiores ameaças à biodiversidade e, portanto, precisam ser incluídas em estratégias de conservação para reversão do estado de declínio das espécies e de destruição dos ecossistemas naturais. Aliar ferramentas das ciências sociais, as quais permitem entender, prever e modificar o comportamento humano, às estratégias ecológicas pode conferir maior eficácia às ações de conservação ambiental (Ferraz et al. 2022).

Como toda ciência em desenvolvimento, diversas barreiras se apresentam como grandes desafios a serem superados, a fim de unificar o movimento conservacionista e aumentar a eficácia das ações de conservação. Suplantar as barreiras existentes requer um esforço em combinar produtividade científica com habilidades para pesquisa transdisciplinar, facilitação social e engajamento de *stakeholders* (Roux et al. 2019). Tornar a conservação mais inclusiva, participativa e eficaz é o maior desafio da atualidade, do qual depende o futuro da conservação para que seus efeitos sejam socialmente justos. Abordagens participativas que enfatizam a coprodução, aprendizagem mútua, o engajamento de *stakeholders* são promissoras e cada vez mais frequentes na arena da conservação.

Nesta tese, procurou-se entender as transformações que a ciência da conservação vem sofrendo até o momento atual, em que se integram as ciências sociais em direção a um futuro ainda incerto, do qual dependem iniciativas inclusivas, integradoras e justas para todos os seres vivos. Não se pretende com isso esgotar a extensa literatura da conservação, mas sim resgatar os principais referenciais teóricos que justificam o surgimento e evolução do movimento conservacionista, destacando sua origem e trajetória, paradigmas, barreiras e oportunidades, e lançar luz ao futuro da conservação. Ainda, esta tese buscou

apresentar e discutir temas, como ciências sociais aplicadas à conservação, participação social, coprodução e transdisciplinaridade, os quais estão intimamente ligados às pesquisas em conservação e coexistência humano-fauna que venho desenvolvendo em minha carreira nos últimos anos.

Diante deste contexto, esta tese estrutura-se em três capítulos, a saber:

1) Capítulo 1 – Conservação: uma ciência em transformação

Este capítulo apresenta uma revisão teórica sobre a trajetória da conservação, pontuando suas diferentes facetas que culminam com o grande debate da conservação contemporânea. Este capítulo cria o alicerce necessário para sustentar os dois próximos capítulos, que destacam avanços e oportunidades em direção a um futuro da conservação socialmente justo e ecologicamente equilibrado.

2) Capítulo 2 – Ciências sociais para a conservação

O capítulo destaca a contribuição das ciências sociais para a conservação, reconhecendo que pessoas são parte dos problemas de conservação. Assim, fazer uso da pesquisa social amplia os horizontes da conservação tornando o seu resultado mais representativo de ambas as partes afetadas (fauna e pessoas) e, portanto, mais socialmente justo. O capítulo apresenta o artigo ***Best of both worlds: combining ecological and social research to inform conservation decisions in a Neotropical biodiversity hotspot*** (Ferraz et al. 2022; ANEXO 1), publicado recentemente no *Journal of Nature Conservation*, como destaque para ilustrar a importância das ciências sociais para a conservação. Os resultados confirmam que decisões de conservação tomadas a partir da análise conjunta de dados sociais e ecológicos podem ser distintas daquelas tomadas a partir da análise de qualquer uma das linhas de evidência (social ou ecológica), se analisadas separadamente. Decisões que levam em conta a percepção e as atitudes das pessoas em relação à fauna e às instituições podem ser mais legítimas, resultando na

promoção da coexistência, e assegurando maior eficiência e efetividade na implementação das ações.

3) Capítulo 3 – Participação social, coprodução e transdisciplinaridade para a conservação

Este capítulo reconhece que o futuro da conservação depende de uma grande mudança na forma de se fazer conservação, tornando-a mais justa e eficaz. Para isso, é necessário aumentar e garantir a participação de *stakeholders*, fomentar a coprodução do conhecimento e a aprendizagem mútua, garantir a acessibilidade ao conhecimento já existente, promover espaços de construção e de diálogo, e aumentar a representação do sul global nos espaços de discussão e de tomada de decisão. O referencial teórico apresentado no capítulo aborda a pesquisa participativa, a coprodução de conhecimento e a transdisciplinaridade como meios para se atingir tais objetivos em direção ao futuro da conservação. Ainda, alicerçados em sua história, o capítulo apresenta os desafios e as oportunidades dos quais depende o futuro da conservação.

O capítulo apresenta e destaca três artigos (Ferraz et al. 2020, Sandroni et al. 2022 e Marchini et al. 2021), que possuem como eixo comum a participação de *stakeholders* para coprodução de conhecimento visando influenciar as decisões em conservação e melhorar a sua eficácia.

O artigo ***Bridging the Gap Between Researchers, Conservation Planners, and Decision Makers to Improve Species Conservation Decision-Making*** (Ferraz et al. 2020; ANEXO 2), publicado na *Conservation Science and Practice*, apresenta um processo participativo desenvolvido para preencher a lacuna de conhecimento e prática que existe entre pesquisadores, conservacionistas e tomadores de decisão no planejamento da conservação de espécies ameaçadas. Os resultados confirmam maior efetividade do uso dos

produtos gerados (p. ex., criação de áreas protegidas), quando esses são coproduzidos por *stakeholders* que se tornam parte do processo. O artigo ***Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest*** (Sandroni et al. 2022; ANEXO 3), publicado na *Conservation Science and Practice*, identifica as possibilidades oferecidas pelo mapeamento de *stakeholders* como uma ferramenta para gerar entendimentos comuns em projetos de pesquisa em conservação transdisciplinar. Devido à sua natureza participativa, o mapeamento de *stakeholders* pode promover o aprendizado mútuo e a comunicação mais profunda no contexto de enquadramentos divergentes de problemas complexos de conservação da natureza.

O artigo ***Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration*** (Marchini et al. 2021; ANEXO 4), publicado na *Frontiers in Conservation Science*, apresenta uma abordagem estruturada e participativa para a tomada de decisão baseada em evidências, necessária ao processo de planejamento da coexistência humana-fauna. Para ilustrar a abordagem, o artigo descreve uma oficina de conservação cuja estratégia inclui a melhoria da relação entre fazendeiros e onças-pintadas no entorno do Parque Nacional do Iguaçu, Brasil. O processo desenvolvido e apresentado no artigo inclui uma avaliação da situação e definição de metas, mapeamento do sistema e identificação de pontos de mudança, além da elaboração de uma matriz para monitoramento e avaliação. O processo pode ajudar a resolver a imprecisão do objetivo e do caminho para a mudança das relações entre pessoas e fauna silvestre, engajando os *stakeholders*. O modelo transdisciplinar de planejamento apresentado pode tornar a ciência acionável na busca por soluções para problemas reais.

Referências Bibliográficas

- Barnosky, A., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan G. O. U., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Ferrer, E. A. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature* 471:51–57. Doi: 10.1038/nature09678
- Bogoni, J. A., Peres, C. A., Ferraz, K. M. P. M. B. 2020a. Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire neotropical realm. *Ecosystem Services* 45: 101173. Doi: 10.1016/j.ecoser.2020.101173.
- Bogoni, J. A., Peres, C. A., Ferraz, K. M. P. M. B. 2020b. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific Report* 10: 14750. Doi: 10.1038/s41598-020-72010-w
- Bolam, F. C., Mair, L., Angelico, M., Brooks, T. M., Burgman, M., Hermes, C., Hoffmann, M., Martin, R. W., McGowan, P. J. K., Rodrigues, A. S. L., Rondinini, C., Westrip, J. R. S., Wheatley, H., Bedolla-Guzmán, Y., Calzada, J., Child, M. F., Cranswick, P. A., Dickman, C. R., Fessl, B., ..., Butchart, S. H. M. 2021. How many bird and mammal extinctions has recent conservation action prevented? *Conservation Letters* 14: e12762. Doi: 10.1111/conl.12762.
- Büscher, B., Fletcher, R., Brockington, D., Sandbrook, C., Adams, W., Campbell, L., Corson, C., Dressler, W., Duffy, R., Gray, N., Holmes, G., Kelly, A., Lunstrum, E., Ramutsindela, M., Shanker, K. 2017. Half-Earth or Whole Earth? Radical ideas for conservation, and their implications. *Oryx* 51(3):407-410. Doi: 10.1017/S0030605316001228.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*.1, e1400253. Doi: 10.1126/sciadv.1400253.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Dirzo, R. 2017. Biological annihilation via the ongoing

- sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *PNAS* 114 (30): E6089-E6096. Doi: 10.1073/pnas.1704949114.
- Corlett, R. T. 2015. The Anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 30(1): 36-41. Doi: 10.1016/j.tree.2014.10.007.
- Davis, M., Faurby, S., Svenning, J. 2018. Mammal diversity will take millions of years to recover from the current biodiversity crisis. *PNAS* 115 (44): 11262-11267. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.180490611>.
- de Vos, J. M., Joppa, L. N., Gittleman, J. L., Stephens, P. R., Pimm, S. L. 2015. Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology* 29(2): 452-462. Doi: 10.1111/cobi.12380.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345(6195): 401-406. Doi: 10.1126/science.125181.
- Ellis, E., Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19: 589-606. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Marchini, S., Bogoni, J. A., Paolino, R. M., Landis, M., Fusco-Costa, R., Magioli, M., Munhães, L. P., Saranholi, B. H., Ribeiro, Y. G. G., Domini, J. A., Magezi, G. S., Gebin, J. C. Z., Ermenegildo, H., Galetti Junior, P. M., Galetti, M., Zimmermann, A., Chiarelo, A. G. 2022. Best of both worlds: Combining ecological and social research to inform conservation decisions in a Neotropical biodiversity hotspot. *Journal of Nature Conservation* 66: 126146. Doi: 10.1016/j.jnc.2022.126146.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Morato, R. G., Bovo, A. A. A., Costa, C. O. R., Ribeiro, Y. G. G., Paula, R. C., Desbiez, A. L. J., Angelieri, C. S. C., Traylor-Holzer, K. 2020. Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. *Conservation Science and Practice* 3: 1-11. Doi: 10.1111/csp2.330.
- Galetti, M., Moleón, M., Jordano, P., Pires, M. M., Guimarães, P. R., Pape,

- T., Nichols, E., Hansen, D., Olesen, J. M., Munk, M., de Mattos, J. S., Schweiger, A. H., Owen-Smith, N., Johnson, C. N., Marquis, R. J., Svenning, J.-C. 2018. Ecological and evolutionary legacy of megafauna extinctions. *Biological Reviews* 93: 845-862. Doi: 10.1111/brv.12374.
- Hoffmann, M., Belant, J. L., Chanson, J. S., Cox, N. A., Lamoreux, J., Rodrigues, A. S. et al. 2011. The changing fates of the world's mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578): 2598-2610. Doi: 10.1098/rstb.2011.0116.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2022. Available at: <https://www.iucn.org/>.
- Kareiva, P., Marvier, M. 2007. Conservation for the people. *Scientific American* 50-57.
- Kareiva, P., Marvier, M., Lalasz, R. 2012. Conservation in the Anthropocene: Beyond Solitude and Fragility. *Breakthrough Journal*.
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Campbell, B. M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation biology* 20(2): 408-419. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00305.x.
- Lewis, S., Maslin, M. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519: 171-180. Doi: 10.1038/nature14258.
- Mace, G. M. 2014. Whose conservation?. *Science* 345(6204): 1558-1560. Doi: 10.1126/science.12547.
- Marchini, S. M., Ferraz, K. M. P. M. B., Foster, V., Reginato, T., Kotz, A., Barros, Y., Zimmermann, A., Macdonald, D. W. 2021. Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration. *Frontiers in Conservation Science* 2: 1-11. Doi: 10.3389/fcosc.2021.752953.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis.
- Norris, K., Terry, A., Hansford, J. P., & Turvey, S. T. 2020. Biodiversity conservation and the earth system: mind the gap. *Trends in Ecology &*

- Evolution 35(10): 919-926. Doi: 10.1016/j.tree.2020.06.010.
- Oldekop, J. A., Holmes, G., Harris, W. E., & Evans, K. L. 2016. A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas. *Conservation Biology* 30(1): 133-141. Doi: 10.1111/cobi.12568.
- Palmer, M., Bernhardt, E., Chornesky, E., Collins, S., Dobson, A., Duke, C. et al. 2004. Ecology for a crowded planet. *Science* 304(5675): 1251-1252. Doi: 10.1126/science.1095780.
- Piccolo, J. J. 2017. Intrinsic values in nature: Objective good or simply half of an unhelpful dichotomy?. *Journal for Nature Conservation* 37: 8-11.
- Roux, D. J., Kingsford, R. T., Cook, C. N., Carruthers, J., Dickson, K., Hockings, M. 2019. The case for embedding researchers in conservation agencies. *Conservation Biology* 33(6): 1266-1274. Doi: 10.1111/cobi.13324.
- Sandroni, L., Ferraz, K. M. P. M. B., Marchini, S., Percequillo, A., Coates, R., Paolino, R. M., Barros, Y., Landis, M., Robeiro, Y. G. G., Munhões, L. P. 2022. Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Science and Practice* 4(5): e12651. Doi: 10.1111/csp2.12651.
- Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology?. *BioScience* 35(11): 727-734.
- Steffen, W., Crutzen, P. J., McNeill, J. R. 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(8): 614-621.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., Ludwig, C. 2015. The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *The Anthropocene Review* 2(1): 81-98. Doi: 10.1177/2053019614564785.
- Turvey, S. T., Crees, J. J. 2019. Extinction in the Anthropocene. *Current Biology* 29(19): R982-R986. Doi: 10.1016/j.cub.2019.07.040.
- Vucetich, J. A., Bruskotter, J. T., Nelson, M. P. 2015. Evaluating whether nature's intrinsic value is an axiom of or anathema to conservation. *Conservation Biology* 29(2): 321-332. Doi: 10.1111/cobi.12464.
- Waldron, A., Miller, D. C., Redding, D., Mooers, A., Kuhn, T. S., Nibbelink, N. et

- al. 2017. Reductions in global biodiversity loss predicted from conservation spending. *Nature* 551(7680): 364-367. Doi: 10.1038/nature24295.
- Wilson, E. O. 2016. *Half-earth: our planet's fight for life*. WW Norton & Company.
- Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., Dirzo, R. 2016. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 47(1): 333-358. Doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142.

CAPÍTULO 1. CONSERVAÇÃO – UMA CIÊNCIA EM TRANSFORMAÇÃO

O termo conservação foi cunhado pela primeira vez por Gifford Pinchot (1865-1946), na virada do século (1900s) no que ficou conhecida como a 'Ética da Conservação do Recurso' (*Resource Conservation Ethic*), cuja essência baseava-se no manejo racional de recursos naturais, com distribuição justa para as presentes e futuras gerações (*the greatest good to the greatest number for the longest time*, Pinchot 1910:48). A Ética da Conservação do Recurso 'Utilitarista-Progressiva' de Pinchot substituiu a Ética da Preservação 'Romântica-Transcendental', até então dominante, formulada por John Muir (1894-1901), que valorizava os usos estéticos e espirituais da natureza acima de quaisquer usos utilitários, e influenciou a criação de parques, reservas e florestas nos EUA (Callicott 1990). Ambas as figuras lendárias, Muir – o preservacionista – e Pinchot – o conservacionista –, como salienta Callicott (1990), tinham a sua visão centrada no homem e acreditavam que somente esse possuía valor intrínseco. Em 1949, Aldo Leopold (1887-1948) revolucionou o paradigma da conservação, com o seu ensaio 'Ética da Terra' (*Land Ethic*, parte do livro *A Sand County Almanac*; Leopold 1949), ao focar na visão ecocêntrica, em oposição à antropocêntrica. A. Leopold ampliou a definição de comunidade para 'a biota como um todo' e mudou a imagem do homem de 'conquistador' a 'membro' da terra, passando a influenciar o desenvolvimento da ética ambiental (Nelson 1998). Assim, três correntes definiram a ética conservacionista americana no início do século XX: a Ética da Preservação Romântica-Transcendental (J. Muir), a Ética da Conservação do Recurso Utilitarista-Progressiva (G. Pinchot) e a Ética da Terra Ecológica-Evolucionária (A. Leopold), sendo que essa última inspirou o desenvolvimento da biologia da conservação contemporânea (Callicott 1990).

A conservação é uma ciência em constante transformação. Ao longo das décadas, a visão predominante da conservação vem se transformando, refletindo mudanças em como a relação homem-natureza é vista e compreendida (Mace 2014). Mace (2014) enquadrou a conservação em quatro

fases temporalmente distintas: (1) natureza para si' (*nature for itself*), com foco na proteção de espécies e de áreas naturais, sem incluir pessoas, ou seja, na história natural e ecologia; (2) 'natureza apesar das pessoas' (*nature despite people*), com foco nas ameaças dos seres humanos às espécies e habitats e nas estratégias para reverter ou reduzi-las, ou seja, na biologia de populações e no manejo de áreas naturais; (3) 'natureza para pessoas' (*nature for people*), com foco na utilização da natureza para gerar benefícios para o homem, ou seja, nos serviços ecossistêmicos e na economia ambiental; e (4) 'pessoas e natureza' (*people and nature*), com foco na integração entre pessoas e natureza, ou seja, na interdisciplinaridade entre ciências sociais e ecológicas. Mais recentemente, Evans (2021) acrescentaram mais uma fase às anteriormente elencadas por Mace (2014), denominada 'povos e naturezas' (*peoples and natures*), a qual corresponde a uma tendência contemporânea de criação de espaços participativos para coprodução e transdisciplinaridade em conservação. Nenhuma dessas fases ou visões foi eliminada com o surgimento de outra, ao contrário, todas existem, algumas vezes se misturam, e em outras dividem, a comunidade conservacionista em grupos e instituições que divergem em suas concepções, valores e embasamento científico.

Dentre as visões de conservação existentes, a visão protecionista, cuja ênfase é na natureza (*nature for itself*) e a visão utilitarista, cuja ênfase é nos benefícios da natureza para o homem (*nature for people*) têm figurado como visões dominantes nos espaços de discussão, originando dois grandes movimentos de conservação contemporâneos: o neoprotecionismo e a nova conservação, respectivamente. Ambos têm suas raízes na biologia da conservação, disciplina que definiu os caminhos da conservação da biodiversidade.

Da Biologia da Conservação à Ciência da Conservação

A biologia da conservação surgiu na década de 80 como uma disciplina orientada a uma missão, à crise de biodiversidade e à solução de problemas (Soulé e Wilcox 1980, Meine et al. 2006), com o propósito de entender, proteger e perpetuar a diversidade biológica em todas as escalas e níveis de organização biológica (Soulé 1985, Meine 2010). Em seu clássico artigo *What is Conservation Biology* (Soulé 1985), o biólogo Michael Soulé (1936-2020), definiu a biologia da conservação a partir de seus postulados funcionais (i.e., manutenção da forma e da função dos sistemas biológicos naturais) e normativos (i.e., baseados na ética de valores em relação às formas de vida).

Caracterizada como uma ciência holística e multidisciplinar, a biologia da conservação rapidamente definiu seu nicho sintetizando disciplinas científicas, proclamando sua missão especial, e reunindo um grupo central de cientistas, estudantes e praticantes de conservação (Meine et al. 2006, Meine 2010). Consolidou-se a partir da criação da *Society for Conservation Biology*, em 1985 (Soulé 1987), hoje com mais de 4.000 membros, e da publicação da *Conservation Biology*, em 1987, hoje o mais influente e frequentemente citado periódico de conservação. Logo, espalhou-se em diversas instituições de ensino e pesquisa, organizações não governamentais (ONGs), zoológicos e outras associações científicas por todo o mundo.

Desde o seu surgimento, as fronteiras conceituais entre a biologia da conservação e outros campos da ciência tornaram-se cada vez mais porosas, sendo essa um ponto de encontro para aqueles com interesses convergentes na conservação da diversidade biológica. Mas, a biologia da conservação também despertou tensões dentro e fora do seu campo de atuação (Meine et al. 2006), tendo em vista que a discussão do porquê conservar dominou o debate por quase uma década. A publicação do artigo '*Conservation in the Anthropocene*' em 2012 (Kareiva et al. 2012) abriu um vigoroso e entusiasmado debate entre os conservacionistas, ao sugerir o abandono de noções ideológicas de uma

natureza intocada e a adoção de uma visão mais otimista de uma natureza que gera benefícios aos humanos.

Ao revisitar os postulados da biologia da conservação, propostos por Soulé (1985), Peter Kareiva e Michelle Marvier, em seu artigo *What is Conservation Science*, inauguraram uma nova abordagem – a ciência da conservação ou nova conservação – mais integrativa e interdisciplinar, que reconhece a centralidade do ser humano na agenda da conservação e o acoplamento estreito de sistemas sociais e naturais (Kareiva e Marvier 2012). Kareiva e Marvier (2012) destacam que as prioridades emergentes da ciência da conservação incluem buscar a conservação dentro de paisagens modificadas, reconstruir o apoio público, trabalhar com o setor corporativo e dar mais atenção aos direitos humanos e à equidade.

A ciência da conservação tem se mostrado como uma ciência de fronteira à medida que promove avanços no conhecimento científico, mas também possui o potencial de ultrapassar barreiras (p. ex., *knowledge-action boundary*) ao uso da ciência como suporte à política e à prática da conservação (Cook et al. 2013). William et al. (2020) pontuam que apesar dos inúmeros avanços na ciência da conservação, é premente a necessidade de transformar as atividades de pesquisa em benefícios para o mundo real humano. Evans (2021) examinaram as tendências históricas na literatura da ciência da conservação no que diz respeito aos seus principais temas, enquadramentos e filosofias dominantes e concluíram que há indicativos de vieses históricos e contemporâneos (p. ex., enfoque esmagador na biodiversidade como o principal objeto de estudo e a identificação de periódicos primariamente ecológicos por autores da revisão).

Diante dos desafios de conciliar as necessidades humanas com a capacidade do planeta em sustentar a diversidade da vida no longo prazo, Martin et al. (2016) acreditam que a ciência da “conservação” deveria se tornar uma ciência da “transição” que envolve os cidadãos e promove uma compreensão mais ampla do lugar e das oportunidades para a natureza. Um papel fundamental da ciência da conservação será, então, encontrar maneiras de aumentar as

oportunidades para a biodiversidade e os processos naturais em todos os contextos, desde ecossistemas naturais a seminaturais e construídos pelo homem (Martin et al. 2016).

Conservação em Debate

Desde a sua concepção, a conservação sempre foi alvo de debates e teve um papel decisivo influenciando o desenvolvimento de linhas de pesquisa e ação, nos mais variados campos do conhecimento multi, inter e transdisciplinar. Os debates resultam de posições divergentes sobre o que, como, para que e porque conservar, motivados, em sua maioria, por ideais políticos e capitalistas. Tais posições são representadas por grupos de conservacionistas de diferentes escolas formativas (p. ex., biólogos, cientistas sociais e cientistas políticos), que desfilam pelo palco da conservação defendendo diferentes correntes conservacionistas.

A corrente dominante de conservação é a da 'conservação convencional' (*mainstream conservation*), assim denominada por Brockington et al. (2008), em seu livro *Nature Unbound: Conservation, Capitalism and the Future of Protected Areas*. A conservação convencional está claramente representada pelas maiores organizações de conservação que dominam o financiamento da conservação, as quais estão sediadas, principalmente, no norte global. Os autores reconhecem três paradigmas dessa corrente de conservação, todos aliados ao capitalismo e à distribuição desigual de benefícios: a 'conservação fortaleza' (*fortress conservation*), a 'conservação de base comunitária' (*community-based conservation*) e a 'conservação neoliberal' (*neoliberal conservation*) (Brockington et al. 2008, Vaccaro et al. 2013).

O paradigma da conservação fortaleza é um ideal de proteção integral da natureza, com ênfase na criação de áreas protegidas e que exclui pessoas dessas áreas (Brockington 2002). A conservação fortaleza importou o modelo americano de estabelecimento de áreas protegidas, a partir da criação do Parque

Nacional de Yellowstone, no oeste americano, em 1872, o qual impõe um limite geográfico que separa pessoas e natureza (*people and parks*), assumindo que pessoas não pertencem e são danosas à natureza (Vaccaro 2013). No modelo americano, a separação homem-natureza foi reforçada na publicação do *Wildness Act*, em 1964, cujo propósito era preservar as áreas naturais do crescimento humano. Esse modelo colonialista de conservação, considerado impositivo e não-inclusivo, vem sendo criticado nas últimas décadas pelos impactos sociais causados às pessoas que são expulsas de suas terras. Segundo Adams e Hutton (2007), a relação entre as pessoas e a natureza, particularmente no contexto das áreas protegidas, é altamente política, abrangendo questões de direitos e acesso à terra e aos recursos, o papel do Estado (e cada vez mais atores não estatais em ONGs e setor privado) e o poder dos entendimentos científicos e outros em relação à natureza.

A conservação de base comunitária emergiu na década de 90, em resposta à crescente demanda pelo aumento da participação local nos processos de tomada de decisão que até então funcionavam no esquema de 'cima-para-baixo' (*top-down*). A conservação de base comunitária tem a conservação da biodiversidade como um de seus objetivos e alguma forma de envolvimento da comunidade como sua abordagem (Lele et al. 2010). Entretanto, nem sempre os objetivos de conservação da comunidade local e dos conservacionistas são os mesmos, o que pode gerar conflitos e reduzir a eficácia das soluções para os problemas de conservação.

A conservação pelas comunidades locais é frequentemente reivindicada como uma alternativa mais equitativa e/ou eficaz para muitos tipos de áreas protegidas. Entretanto, como argumentam Brockington et al. (2008), a conservação de base comunitária apenas introduz um conjunto diferente de desigualdades nas áreas protegidas e de interações com o capitalismo e as forças do mercado. Assim como a conservação fortaleza, essa também não atenua os impactos das áreas protegidas sobre a comunidade local.

A conservação neoliberal, por sua vez, fundamenta-se em uma

‘conservação baseada em mercado’ (*market-based conservation*), a qual atribui um valor econômico à natureza e defende que soluções econômicas ‘ganha-ganha’ (*win-win*) são o único meio para se atingir as metas de conservação. Essa vertente de conservação está atrelada ao crescimento do ‘capitalismo verde’ (*green capitalism*), o qual vem impondo mudanças rápidas e significativas na relação entre sociedade e natureza, mediada por forças de mercado e de *comodities*. A comodificação da natureza vem sendo fortemente alavancada por Organizações Não Governamentais (ONGs) conservacionistas e grandes corporações através dos Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais, Mercado de Emissões e Carbono, e REDD+ (*Reducing Emissions from Deforestation and Degradation*) (Brockington e Duffy 2010, Scales 2014, Silvertown 2015). Entretanto, esta estratégia de “vender a natureza para salvá-la”, transformando recurso natural em capital, é extremamente perigosa por anular ou enfraquecer a conservação baseada em seu valor intrínseco. Tais estratégias dependem de estabilidade no mercado financeiro para que a injeção de capital por mecanismos como, por exemplo, pagamentos por serviços ecossistêmicos e ecoturismo, não cesse. Essa garantia é a única que não existe e, por isso, críticos da conservação neoliberal questionam o mecanismo de monetarizar a natureza como solução de conservação.

Enquanto a conservação convencional fundamenta-se na dicotomia homem-natureza – indo desde a proteção estrita da natureza, com ênfase em áreas protegidas que excluem pessoas, até a monetarização da natureza, com ênfase no desenvolvimento capitalista verde – os adeptos da nova conservação advogam que a conservação deveria promover uma visão de um planeta em que a natureza e outros ecossistemas naturais possam coexistir em meio a uma grande variedade de paisagens humanas contemporâneas, aproximando homem e natureza (Kareiva et al. 2012). Tal compreensão pressupõe que a conservação deve incorporar novos princípios, como a promoção do desenvolvimento econômico, redução da pobreza e parcerias corporativas como substitutos para listagens de espécies ameaçadas, áreas protegidas e outras

ferramentas de conservação convencionais (Kareiva e Marvier 2007, Kareiva et al. 2012). Essa visão instrumental da natureza (*nature for people*) marginaliza o valor inerente da natureza em detrimento de uma ética de conservação centrada principalmente no homem (Doak et al. 2014, Miller et al. 2014, Sandbrook et al. 2019).

Em resposta à emergência da nova conservação, surge uma nova corrente, a do 'neoprotecionismo' (*neoprotectionism*), fundamentado ainda na dicotomia homem-natureza, mas com uma visão anti-capitalista. O movimento 'Metade da Terra' (*Half-Earth*; <https://www.half-earthproject.org/>), sob o lema 'a natureza precisa da metade' (*Nature Needs Half* 2016), inspirado no livro *Half-Earth: Our Planet's Fight for Life* (Wilson 2016), do célebre e renomado biólogo Edward O. Wilson, acalorou o debate da conservação, ao propor que metade da superfície terrestre seja destinada a uma rede interconectada de áreas protegidas, com o propósito de salvar a biodiversidade. O movimento 'a natureza precisa de metade' é uma coalizão internacional de cientistas, conservacionistas, organizações sem fins lucrativos e outros que defendem a proteção de 50% da superfície terrestre até 2030, superando a planejada meta de Aichi 11 que previa a proteção de 17% até 2020. Semelhante a essa abordagem, o manifesto 'Natureza não consolidada: dissociação para conservação' (*Nature Unbound: Decoupling for Conservation* 2015), do *Breakthrough Institute*, defende o desacoplamento das terras destinadas à preservação e ao uso pelo homem. O manifesto argumenta que é possível poupar a natureza usando mais eficientemente a terra para produzir bens de consumo, como alimentos e madeira. Os proponentes acreditam que a dissociação reduz as pressões sobre a biodiversidade e os ambientes naturais, e apoiam as abordagens tradicionais de conservação, como a criação de áreas protegidas.

A proteção de 50% da superfície terrestre vem sendo vigorosamente defendida como única alternativa para parar a perda da biodiversidade pelos neoprotecionistas (p.ex., Noss et al. 2012, Locke 2013, Kopnina 2016a, Cafaro et al. 2017, Kopnina et al. 2018, Crist et al. 2021). Apesar de vigoroso, esse

movimento não é consenso entre os conservacionistas (Büscher et al. 2016, Napoletano e Clark 2020) que contestam o reforço que essa iniciativa faz à dicotomia homem-natureza. Rebatendo às críticas, Crist et al. (2021) apresentaram argumentos de que proteger metade do planeta e transformar os sistemas humanos são objetivos complementares, afirmando que as políticas de conservação devem ser desenhadas e implementadas em colaboração com as comunidades indígenas e locais. Ainda, os autores argumentam que proteger metade da Terra precisa ser complementado pela redução e reforma da vida econômica, redução gradual da população global e mudança na produção e consumo de alimentos.

O porquê, qual e como transformar metade da terra em áreas protegidas vêm sendo debatido em vários artigos desde então (Dinerstein et al. 2017, Pimm et al. 2018, Ellis e Mehrabi 2019, Ellis 2019). É inegável que áreas protegidas são uma estratégia chave para proteger os recursos biológicos (Godet e Devictor 2018, Visconti et al. 2019), mas sua efetividade pode ser reduzida quando essa limita ou exclui o acesso das pessoas à natureza. Oldekop et al. (2016) verificaram que áreas protegidas que integraram explicitamente a população local tenderam a ser mais eficazes na obtenção de resultados conjuntos de conservação biológica e desenvolvimento socioeconômico do que aquelas que optaram por um caminho de proteção mais estrita, excluindo as partes interessadas. Continuar a priorizar as partes certas da Terra, não apenas a área total protegida, é o que importa para a biodiversidade, argumentam Pimm et al. (2018), uma vez que áreas relativamente menores, mas com alta biodiversidade, não são alvo de proteção.

A abordagem de conservação fortaleza, contrária à integração homem-natureza e a suas formas de produção, é compatível com a estratégia de ‘poupar a terra’ (*land sparing*) ao invés de ‘compartilhar a terra’ (*land sharing*, também chamada de ‘agricultura amiga da vida selvagem’ – *wildlife-friendly farming*; Green et al. 2005). O dilema em torno de ‘poupar’ ou ‘compartilhar a terra’ esbarra no *trade-off* conservação-produção, o qual tem sido extensivamente

debatido na literatura na última década (Phalan et al. 2011, Fischer et al. 2014, Kremen 2015, Balmford e Green 2017, Feniuk et al. 2019). Os que defendem uma paisagem ou agricultura ‘amiga’ da vida selvagem argumentam que é possível conciliar conservação com produção, aproximando pessoas e natureza e, assim, tratando a causa do declínio de espécies em sua raiz (Fischer et al. 2014). Entretanto, a verdadeira partilha da terra só funcionará se a coexistência humano-fauna também for considerada um objetivo final (Crespin e Simonetti 2019). Crespin e Simonetti (2019) pontuam que os conflitos entre humanos e fauna são excessivos em um contexto de compartilhamento de terras, sendo que as interações resultantes afetam adversamente o bem-estar dos proprietários, em última análise, impedindo a coexistência. Para os autores, conciliar a agricultura e a natureza requer a criação de dinâmicas de resolução de problemas em paisagens sócio-ecológicas afetadas, objetivando uma transição para paisagens que verdadeiramente compartilhem o espaço em virtude da coexistência.

Cientistas sociais radicalmente contrários a esses movimentos neoprotecionistas argumentam que excluir as pessoas da metade da terra é inviável, contra-efetivo e socialmente injusto (Büscher e Fletcher 2016, Büscher et al. 2017, Büscher e Fletcher 2019). Büscher et al. (2017) justificam que essa proposta não ataca a raiz dos problemas de conservação (superexploração de recursos) podendo trazer sérios impactos negativos às pessoas (aumento de conflitos sociais e violência) e à biodiversidade, e argumentam que transformações na atividade econômica em todo o planeta são necessárias.

Büscher e Fletcher (2020), em seu livro *‘The Conservation Revolution – Radical ideias for saving nature beyond the antropocene’*, tecem críticas explícitas à economia política capitalista e propõem ideias radicais para promover uma revolução na conservação no Antropoceno, rejeitando tanto a dicotomia pessoas-natureza quanto o modelo de desenvolvimento capitalista contemporâneo. As estratégias de conservação baseadas no mercado (p. ex., mecanismos de compensação e pagamento por serviços ambientais) –

enquadradas na concepção neoliberal – estão enraizadas em uma visão antropocêntrica da natureza, a qual monetariza os recursos naturais (Silvertown 2015). Essas restringem nossa relação com a natureza aos seus aspectos estritamente econômicos (Martin et al. 2016), com a mensagem de que para salvá-la é preciso atribuir valor monetário aos seus bens e serviços (Turnhout et al. 2013).

Como alternativa aos modelos até então vigentes, Böscher e Fletcher (2020) propõem uma abordagem pós-capitalista à conservação, a ‘conservação convivial’ (*convivial conservation*), que promove igualdade radical, transformação estrutural e justiça ambiental e, assim, contribui para um movimento abrangente para criar um mundo mais igualitário e sustentável. A conservação convivial é uma visão, uma política e um conjunto de princípios de governança que respondem de forma realista às pressões centrais de nosso tempo (Böscher e Fletcher 2019). A conservação convivial fundamenta-se em princípios de coexistência humano-fauna, equidade, justiça social, decolonização e decomodificação (Massarela et al. 2021, Kraus 2022) visando criar um mundo mais igualitário e sustentável (Böscher e Fletcher 2019). Contrariamente ao movimento ‘a natureza precisa de metade’ (*Half-Earth*), a conservação convivial defende que ‘natureza e pessoas coexistam em toda a terra’ (*Whole Earth*).

Kopnina (2016a) rebate os argumentos propostos por Böscher e Fletcher (2016) alegando que, ao adotarem uma posição socialista (neomarxista, segundo a autora), esses autores negam justiça às comunidades ‘mais vulneráveis’ e que ‘não tem voz’ – dos seres vivos não-humanos. Kopnina (2016a) e Kopnina et al. (2018) defendem, portanto, a necessidade de que a justiça social esteja entrelaçada à ‘justiça ecológica’ (*eco-justice*), e que o ecocentrismo prevaleça em detrimento ao antropocentrismo. Os autores entendem que o ecocentrismo é inclusivo, pois reconhece o valor intrínseco da natureza não-humana, bem como os benefícios que os humanos podem obter dessa. Para Taylor et al. (2020) é essencial avançar argumentos morais para a

conservação da biodiversidade que não sejam apenas baseados em interesses humanos percebidos, mas em valores ecocêntricos, ou seja, convicções de que espécies e ecossistemas têm valores e interesses que devem ser respeitados, independentemente de servirem às necessidades e aspirações humanas. Nesse sentido, Piccolo et al. (2022) complementam que é preciso decolonizar a conservação, ampliando nosso foco de, por exemplo, “serviços ecossistêmicos” e “contribuições da natureza para as pessoas” para incluir explicitamente valores ecocêntricos e obrigações morais das “pessoas para com a natureza”.

A evidente dicotomia entre pesquisadores e conservacionistas que desfilam na arena da conservação reside, portanto, em uma divergência de valores (Hunter et al. 2014) e na dicotomia homem-natureza (Kopnina 2016b), polarizando o debate em duas frentes: os que defendem a conservação (i.e., proteger a diversidade biológica), motivada pelo seu valor intrínseco ou ecocêntrico (Kopnina et al. 2018, Piccolo et al. 2022), e os que defendem os esforços de conservação centrado nas pessoas (i.e., promover a saúde e bem-estar humanos) e nos benefícios econômicos que a natureza gera, fundamentados no valor antropocêntrico (p. ex., Kareiva e Marvier 2007). As dicotomias ecocêntrico/antropocêntrico, natureza/cultura, humanos/não-humanos são inevitáveis, como pontua Kopnina (2016). Entretanto, a polarização estabelecida no movimento conservacionista, pautada hoje em tais dicotomias, enfraquece o debate, simplificando a diversidade de possibilidades a dois grandes grupos de conservacionistas do norte global, onde vozes do sul global tem hoje pouco espaço e quase nenhum protagonismo. Esse fracionamento do movimento conservacionista em dois polos reflete ainda, o distanciamento existente entre ciências naturais e sociais, que se pautam em visões ontológicas, discursos, valores e formas de atuação distintos. Independente das divergências de valores, formação e formas de atuação, todos concordam em um ponto: o futuro da conservação continua incerto, bem como, a saúde do planeta.

Considerações Finais

É evidente que o vigoroso e polarizado debate da conservação está longe de terminar, uma vez que a comunidade conservacionista é plural quanto aos seus valores, formações e origens (p. ex., Holmes et al. 2017). O pluralismo é benéfico para a conservação, uma vez que pode resultar em soluções mais robustas, não enviesadas e completas para os problemas de conservação (Green et al. 2015). À medida que a conservação cresce em escala e eficiência, diferentes perspectivas (e às vezes contraditórias) devem ser promovidas (e não combatidas) a fim de garantir o futuro do movimento da conservação (Sandbrook 2015) em direção a uma ética de conservação que seja diversa na aceitação de gêneros, culturas, idades e valores (Tallis e Lubchenco 2014).

A ciência da conservação precisa ser inclusiva, integradora, e colaborativa, a fim de compreender e abordar os desafios do século 21 (Bennett et al. 2017b). Nesse sentido, será necessário decolonizar a conservação, rompendo com modelos colonialistas que moldam espaços onde a pesquisa e a política de conservação são gestadas. A conservação global é, ainda hoje, massivamente dominada por uma classe privilegiada de brancos saudáveis do hemisfério norte que defendem a expansão das áreas protegidas (p. ex., 'a natureza precisa de metade') e ignoram as vozes do hemisfério sul, pouco ou quase nunca representadas no debate da conservação (Kothari 2021, Milner-Gulland 2021).

No futuro, o reconhecimento mais amplo e profundo de que a ciência da conservação pode acomodar uma diversidade de objetivos, valores e formas de conhecimento, pode ajudar na "abertura" de novos *insights* e caminhos. Dentro desses espaços complexos estão as oportunidades de coproduzir soluções adequadas a contextos específicos (Evans 2021). Para isso, novas vozes, especialmente, da porção sul do globo terrestre, precisam ser reconhecidas na arena da conservação, enquanto os que vivem na porção norte e que dominam o debate, devem se livrar de seu colonialismo remanescente (Kothari 2021).

Referências Bibliográficas

- Adams, W. M, Hutton, J. 2007. People, Parks and Poverty: Political Ecology and Biodiversity Conservation. *Conservation & Society* 5(2): 147-183.
- Balmford, A., Green, R. 2017. How to spare half a planet. *Nature* 552: 175.
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K., Christie, P., Clark, D. A., Cullman, G., Curran, D., Durbin, T. J., Epstein, G., Greenberg, A., Nelson, M. P., Sandlos, J., Stedman, R., Teel, T. L., Thomas, R., Veríssimo, D., Wyborn, C. 2017a. Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation* 205: 93-108. Doi: 10.1016/j.biocon.016.10.006.
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K. M. A., Clark, D. A., Cullman, G., Epstein, G., Nelson, M. P., Stedman, R., Teel, T. L., Thomas, R. E. W., Wyborn, C., Curran, D., Greenberg, A., Sandlos, J., Verissimo, D. 2017b. Mainstreaming the social sciences in conservation. *Conservation Biology* 31(1): 56-66. Doi: 10.1111/cobi.12788.
- Brockington, D. 2002. *Fortress Conservation: The Preservation of the Mkomazi Game Reserve, Tanzania*. Indiana University Press, Bloomington. 196pp.
- Brockington, D., Duffy, R. 2010. Capitalism and Conservation: The Production and Reproduction of Biodiversity Conservation. *Antipode* 42(3): 469-484.
- Brockington, D., Duffy, R., Igoe, J. 2008. *Nature Unbound: Conservation, Capitalism and the Future of Protected Areas*. Routledge. Doi: 10.4324/9781849772075
- Büscher, B., Fletcher, R. 2016. Why E O Wilson is wrong about how to save the earth. Available at: <https://aeon.co/ideas/why-e-o-wilson-is-wrong-about-how-to-save-the-earth>. Acessado em 17 de agosto de 2021.
- Büscher, B., Fletcher, R. 2019. Towards Convivial Conservation. *Conservation & Society* 17(3): 283-296. Doi: 10.4103/cs.cs_19_75.
- Büscher, B., Fletcher, R. 2020. *The Conservation Revolution: radical ideas for saving nature beyond the Anthropocene*. Verso. New York. 216pp.

- Büscher, B., Fletcher, R., Brockington, D., Sandbrook, C., Adams, W., Campbell, L., Corson, C., Dressler, W., Duffy, R., Gray, N., Holmes, G., Kelly, A., Lunstrum, E., Ramutsindela, M., Shanker, K. 2017. Half-Earth or Whole Earth? Radical ideas for conservation, and their implications. *Oryx* 51(3): 407-410. Doi: 10.1017/S0030605316001228.
- Cafaro, P., Butler, T., Crist, E., Cryer, P., Dinerstein, E., Kopnina, H., Noss, R., Piccolo, J., Taylor, B., Vynne, C., Washington, H. 2017. If we want a whole Earth, Nature Needs Half: A response to Büscher et al. *Oryx* 51(3): 400. Doi: 10.1017/S0030605317000072.
- Callicott, J. B. 1990. Whither Conservation Ethics? *Conservation Biology* 4(1):15-20.
- Cook C. N., Mascia, M. B., Schwartz, M. W., Possingham, H. P., Fuller, R. A. 2013. Achieving conservation science that bridges the knowledge–action boundary. *Conservation Biology* 27(4): 669-678. Doi: 10.1111/cobi.12050.
- Crespin, S. J., Simonetti, J. A. 2019. Reconciling farming and wild nature: Integrating human–wildlife coexistence into the land-sharing and land-sparing framework. *Ambio* 48: 131-138. Doi: 10.1007/s13280-018-1059-2.
- Crist, E., Kopnina, H., Cafaro, P., Gray, J., Ripple, W. J., Safina, C. et al. 2021. Protecting half the planet and transforming human systems are complementary goals. *Frontiers in Conservation Science* 2: 1-9. Doi: 10.3389/fcosc.2021.761292.
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N. D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E. C., Jones, B., Barber, C. V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., Sechrest, W., Price, L., Baillie, J. E. M., Weeden, D., Suckling, K., Davis, C., Sizer, N., Moore, R., Thau, D., Birch, T., Potapov, P., Turubanova, S., Tyukavina, A., Souza, N., Pintea, L., Brito, J. C., Llewellyn, O. A., Miller, A. G., Patzelt, A., Ghazanfar, S. A., Timberlake, J., Klöser, H., Shennan-Farpón, Y., Kindt, R., Lillesø, J. B., Breugel, P. van, Graudal, L., Voge, M., Al-Shammari, K.F., Saleem, M. 2017. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the

- Terrestrial Realm. *BioScience* 67(6): 534-545. Doi: 10.1093/biosci/bix014.
- Doak, D. F., Bakker, V. J., Goldstein, B. E., Hale, B. 2014. What is the future of conservation? *Trends in Ecology & Evolution* 29(2): 77-81. Doi: 10.1016/j.tree.2013.10.013.
- Ellis, E. C. 2019. To Conserve Nature in the Anthropocene, Half Earth Is Not Nearly Enough. *One Earth* 1: 163-167. Doi: 10.1016/j.oneear.2019.10.009.
- Ellis, E. C., Mehrabi, Z. 2019. Half Earth: promises, pitfalls, and prospects of dedicating Half of Earth's land to conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 38: 22-30. Doi: 10.1016/j.cosust.2019.04.008.
- Evans, M. 2021. Re-conceptualizing the role(s) of science in biodiversity conservation. *Environmental Conservation* 48(3): 151-160. Doi: 10.1017/S0376892921000114.
- Feniuk, C., Balmford, A., Green, R.E. 2019. Land sparing to make space for species dependent on natural habitats and high nature value farmland. *Proceedings of the Royal Society B* 286: 20191483. Doi: 10.1098/rspb.2019.1483.
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H. G., von Wehrden, H. 2014. Land sparing versus land sharing: Moving forward. *Conservation Letters* 7(3): 149-157. Doi: 10.1111/conl.12084.
- Godet, L., Devictor, V. 2018. What conservation does. *Trends in Ecology & Evolution* 33(10). Doi: 10.1016/j.tree.2018.07.004.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, Balmford, A. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* 307(5709): 550-555. Doi: 10.1126/science.110604.
- Green, S. J., Armstrong, J., Bogan, M., Darling, E., Kross, S., Rochman, C. M., Smyth, A., Veríssimo, D. 2015. Conservation needs diverse values, approaches, and practitioners. *Conservation Letters* 8: 385-387. Doi: 10.1111/conl.12204.
- Holmes, G., Sandbrook, C., Fisher, J. A. 2017. Understanding conservationists'

- perspectives on the new-conservation debate. *Conservation Biology* 31: 353-363. Doi: 10.1111/conl.12204.
- Hunter, M. L., Redford, K. H., Lindenmayer, D. B. 2014. The complementary niches of anthropocentric and biocentric conservationists: anthropocentrists and biocentrists. *Conservation Biology* 28(3): 641-645. Doi: 10.1111/cobi.12296.
- Kareiva, P., Marvier, M. 2007. Conservation for the people. *Scientific American* 50-57.
- Kareiva, P., Marvier, M. 2012. What Is Conservation Science? *BioScience* 62(11): 962-969. Doi: 10.1525/bio.2012.62.11.5.
- Kareiva, P., Marvier, M., Lalasz, R. 2012. Conservation in the Anthropocene: Beyond Solitude and Fragility. *Breakthrough Journal*.
- Kopnina, H. 2016a. Half the earth for people (or more)? Addressing ethical questions in conservation. *Biological Conservation* 203: 176-185. Doi: 10.1016/j.biocon.2016.09.019.
- Kopnina, H. 2016b. Nobody likes dichotomies (but sometimes you need them). *Anthropological forum* 26(4): 415-429. Doi: 10.1080/00664677.2016.1243515.
- Kopnina, H., Washington, H., Gray, J., Taylor, B. 2018. The 'future of conservation' debate: Defending ecocentrism and the Nature Needs Half movement. *Biological Conservation* 217: 140-148. Doi: 10.1016/j.biocon.2017.10.016.
- Kothari, A. 2021. Half-Earth or Whole-Earth? Green or transformative recovery? Where are the voices from the Global South? *Oryx* 55(2): 161-162. Doi:10.1017/S0030605321000120.
- Krauss, J. E. 2021. Decolonizing, conviviality and convivial conservation: towards a convivial SDG 15, life on land? *Journal of Political Ecology* 28(1).
- Kremen, C. 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1): 52-76. Doi: 10.1111/nyas.12845.
- Lele, S., Wilshusen, P., Brockington, D., Seidler, R., Bawa, K. 2010. Beyond

- exclusion: alternative approaches to biodiversity conservation in the developing tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2(1-2): 94-100. Doi: 10.1016/j.cosust.2010.03.006.
- Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac*, Oxford University Press, London/Oxford/N. York.
- Locke, H. 2013. Nature needs half: a necessary and hopeful new agenda for protected areas. *Parks* 19(2): 13-22.
- Mace, G. M. 2014. Whose conservation?. *Science* 345(6204): 1558-1560. Doi: 10.1126/science.12547.
- Martin, J. L., Maris, V., Sinberloff, D S. 2016. The need to respect nature and its limits challenges society and conservation science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(22): 6105-6112. Doi: 10.1073/pnas.15250031.
- Massarella, K., Nygren, A., Fletcher, R., Büscher, B., Kiwango, W.A., Komi, S., Krauss, J. E., Mabele, M. B., McInturff, A., Sandroni, L. T., Alagona, P. S., Brockington, D., Coates, R., Duffy, R., Ferraz, K. M. P. M. B., Koot, S., Marchini, S., Percequillo, A R. 2021. Transformation beyond conservation: how critical social science can contribute to a radical new agenda in biodiversity conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 49: 79-87. Doi: 10.1016/j.cosust.2021.03.005.
- Meine, C. 2010. Conservation Biology: Past and Present. pp.1-13. In: *Conservation Biology for All* (N. S. Sodhi e P Ehrlich, eds). Oxford University Press. Doi: 10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0002.
- Meine, C., Soule, M., Noss, R. F. 2006. 'A mission-driven discipline': the growth of conservation biology. *Conservation Biology* 20: 631-651. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x.
- Miller, B., Soulé, M. E., Terborgh, J. 2014. 'New conservation' or surrender to development?. *Animal Conservation* 17(6): 509-515. Doi: 10.1111/acv.12127.
- Milner-Gulland, E. 2021. The global conservation movement is divided but not diverse: Reflections on 2020. *Oryx* 55(3): 321-322.

Doi:10.1017/S003060532100048X.

- Napoletano, B. M., Clark B. 2020. An ecological-marxist response to the half-earth project. *Conservation & Society* 18: 37-49. Doi: 10.4103/cs.cs_19_99.
- Nature Needs Half. 2016. [Http://natureneedshalf.org](http://natureneedshalf.org). Acessado em 17 de Agosto de 2021.
- Nature Unbound: Decoupling for Conservation. 2015. <https://thebreakthrough.org/articles/nature-unbound>. Acessado em 17 de Agosto de 2021.
- Nelson, M. P. 1998. Aldo Leopold, Environmental Ethics, and The Land Ethic. *Wildlife Society Bulletin* 26(4): 741-744.
- Noss, R.F., Dobson, A.P., Baldwin, R., Beier, P., Davis, C.R., Dellasala, D.A., Francis, J., Locke, H., Nowak, K., Lopez, R., Reining, C., Trombulak, S.C., Tabor, G. 2012. Bolder thinking for conservation. *Conservation Biology* 26(1): 1-4. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01738.x. Erratum in: *Conservation Biology* 26(2): 378, 2012.
- Oldekop, J. A., Holmes, G., Harris, W. E., & Evans, K. L. 2016. A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas. *Conservation Biology* 30(1): 133-141. Doi: 10.1111/cobi.12568.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science* 333(6047): 1289-1291. Doi: 10.1126/science.1208742.
- Piccolo, J. J. 2017. Intrinsic values in nature: Objective good or simply half of an unhelpful dichotomy?. *Journal for Nature Conservation* 37: 8-11. Doi: 10.1016/j.jnc.2017.02.007.
- Piccolo, J. J., Taylor, B., Washington, H., Kopnina, H., Gray, J., Alberro, H., Orlikowska, E. 2022. "Nature's contributions to people" and peoples' moral obligations to nature. *Biological Conservation* 270: 109572. Doi: 10.1016/j.biocon.2022.109572.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Li, B. V. 2018. How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science advances* 4(8): eaat2616. Doi:

10.1126/sciadv.aat26.

- Pinchot, G. 1910. *The fight for conservation*. Doubleday, Page and Company, New York.
- Sandbrook, C. 2015. What is conservation?. *Oryx* 49(4): 565-566. Doi:10.1017/S0030605315000952
- Sandbrook, C., Fisher, J. A., Holmes, G., Luque-Lora, R., Keane, A. 2019. The global conservation movement is diverse but not divided. *Nature Sustainability* 2(4): 316-323. Doi: 10.1038/s41893-019-0267-5.
- Scales, I. R. 2015. Paying for nature: what every conservationist should know about political economy. *Oryx* 49(2): 226-231. Doi: 10.1017/S0030605314000015.
- Silvertown, J. 2015. Have ecosystem services been oversold?. *Trends in ecology & evolution* 30(11): 641-648. Doi: 10.1016/j.tree.2015.08.007.
- Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology?. *BioScience* 35(11): 727-734.
- Soulé, M. E. 1987. History of the Society for Conservation Biology: how and why we got here. *Conservation Biology* 1(1): 4-5.
- Soulé, M. E., Wilcox, B. A. 1980. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates.
- Tallis, H., Lubchenco, J. 2014. Working together: a call for inclusive conservation. *Nature* 515(7525): 27-28. Doi: 10.1038/515027a.
- Taylor, B. 2020. Michael Soulé (1936–2020) on spirituality, ethics, and conservation biology. *Conservation Biology* 34(6): 1426-1432. Doi: 10.1111/cobi.13634.
- Turnhout, E., Waterton, C., Neves, K., Buizer, M. 2013. Rethinking biodiversity: from goods and services to “living with”. *Conservation Letters* 6(3): 154-161. Doi: 10.1111/j.1755-263X.2012.00307.x.
- Vaccaro, I., Beltran, O., Paquet, P. 2013. Political ecology and conservation policies: some theoretical genealogies. *Journal of Political Ecology* 20(1): 255-272.
- Visconti, P., Butchart, S. H., Brooks, T. M., Langhammer, P. F., Marnewick, D.,

- Vergara, S. et al. 2019. Protected area targets post-2020. *Science* 364(6437): 239-241. Doi: 10.1126/science.aav688.
- Williams, D. R., Balmford, A., Wilcove, D. S. 2020. The past and future role of conservation science in saving biodiversity. *Conservation Letters* 13(4): e12720. Doi: 10.1111/conl.12720.
- Wilson, E. O. 2016. *Half-earth: our planet's fight for life*. WW Norton & Company.

CAPÍTULO 2 – CIÊNCIAS SOCIAIS PARA A CONSERVAÇÃO

Ao longo de décadas, cientistas e práticos da conservação se propuseram a combater a crise de biodiversidade, focando espécies e ecossistemas, e ignorando a dimensão social dos problemas ambientais. E por décadas, os problemas de conservação só se agravaram, até cientistas e práticos perceberem que estes não eram problemas de cunho estritamente biológico, mas também, econômico e social, e que, portanto, os fatores sociais eram frequentemente os principais determinantes do sucesso ou do fracasso dos esforços de conservação (Mascia et al. 2003, Bennett e Roth 2015). Com isso, tornou-se clara a contribuição única que as ciências sociais poderiam dar para a compreensão da relação entre os seres humanos e a natureza, e para melhorar os resultados da conservação (Bennett e Roth 2015).

Reconhecer que a conservação tem a ver com as pessoas tanto quanto com espécies e ecossistemas sugere uma mudança significativa na concepção e prática da ciência na conservação, colocando as ciências sociais como ponto central (Mascia et al. 2003). Bennett et al. (2017b), em seu artigo *Mainstreaming the social sciences in conservation*, defendem a integração das ciências sociais à conservação, a fim de facilitar a compreensão de toda a gama de percepções e contribuições desses campos para as políticas e práticas de conservação, tornando-a mais ecologicamente eficaz e socialmente justa.

As ciências sociais podem ser valiosas e instrumentais para a conservação de muitas maneiras positivas, mais especificamente aumentando a probabilidade de planejamento e gestão de conservação ecologicamente mais eficazes em diferentes contextos sociais, econômicos e políticos (valor instrumental: para resultados ecológicos), e tornando mais socialmente equitativo e justo os processos e resultados de conservação (valor instrumental: para resultados sociais) (Segundo Bennett et al. 2017b). Assim, as ciências sociais permitem compreender e integrar as dimensões humanas à conservação para tornar as políticas e ações mais robustas e eficazes (Bennett et al. 2017b).

Apesar do reconhecimento de que as ciências sociais são parte integrante da conservação biológica (Teel et al. 2018) e da necessidade de um melhor envolvimento com o elemento humano da conservação, a ciência social para a conservação permanece mal compreendida e subutilizada na prática (Bennett et al. 2017b). Segundo Bennett et al. (2017a), para que o emprego das ciências sociais na conservação tenha impactos reais e tangíveis na prática da conservação, atenção especial deve ser dada à pesquisa interdisciplinar, coprodução de conhecimento, interface ciência e política, e comunicação científica.

A conservação como prática é necessariamente multi e interdisciplinar – o que significa que esta requer uma compreensão dos sistemas naturais e sociais e colaboração entre cientistas naturais e sociais (Bennett et al. 2015). É também transdisciplinar, o que significa que requer colaboração entre pesquisadores, profissionais, formuladores de políticas e partes interessadas (Bennett et al. 2017b). Esta mudança de percepção demanda uma revisão de pressupostos que sustentam a dicotomia inerente entre cientistas naturais e sociais, convidando-os a unificarem seus esforços em prol de resultados de conservação mais efetivos.

A ciência social para conservação compartilha da mesma missão normativa da ciência da conservação – promover mudanças para preservar a diversidade biológica – mas, vai além ao buscar compreender o que motiva as pessoas a se envolverem em atividades que degradam ou promovem a conservação da biodiversidade (Sandbrook et al. 2013). Pesquisas sociais em dimensões humanas da conservação fazem uso de conceitos, teorias e métodos da psicologia social, incluindo abordagens cognitivas (valores, atitudes e normas), de emoções, motivação e satisfação, os quais permitem compreender, prever e influenciar o comportamento humano a favor do manejo e conservação da vida silvestre, além de orientar o processo de tomada de decisão em conservação (Manfredo 2008, Newing 2011, Decker et al. 2012, Vaske e Manfredo 2012). Sandbrook et al. (2013) destacam que a pesquisa social para a

conservação é uma resposta ao reconhecimento de que os métodos das ciências naturais são insuficientes para encontrar soluções para problemas de conservação complexos que têm dimensões sociais.

Integração de Dados Sociais e Ecológicos para a Conservação

Aliar a pesquisa social à pesquisa ecológica para influenciar as decisões de conservação é a proposta do artigo ***Best of both worlds: combining ecological and social research to inform conservation decisions in a Neotropical biodiversity hotspot***, publicado recentemente no *Journal of Nature Conservation*, pela autora desta tese e seus colaboradores (Ferraz et al. 2022; ANEXO 1). Os autores descrevem um exercício de priorização de conservação de espécies e áreas protegidas que usa resultados de pesquisas ecológicas e sociais, de forma independente e conjunta, quando (i) tomadores de decisão e gestores têm acesso limitado às ferramentas computacionais sofisticadas usadas no planejamento da conservação, (ii) a capacidade de análise de dados interdisciplinar é limitada, (iii) os conjuntos de dados ecológicos e sociais disponíveis foram obtidos de forma independente e não integrada, e (iv) os dados sociais são mais escassos do que os ecológicos. Esta é uma situação bastante comum, especialmente no sul global, onde o acesso ao conhecimento e às ferramentas é limitado/pouco acessível aos práticos (gestores/analistas) da conservação.

Assim, os autores elucidam uma ampla gama de escolhas que os tomadores de decisão encaram como sua tarefa e inovam ao propor uma estrutura para integrar, analisar e visualizar dados para decisões de conservação (Figura 1). O exercício tem por finalidade auxiliar a tomada de decisões mais bem informada (baseada em evidências científicas) para a conservação de espécies e áreas protegidas, bem como, a seleção das intervenções e estratégias adequadas para uma conservação mais eficaz e justa. Os resultados

deste exercício não se destinam a informar as prioridades para a conservação, mas sim a ilustrar o valor da tomada de decisão interdisciplinar baseada em evidências na orientação de estratégias eficazes de conservação.

Dados ecológicos e sociais são analisados e discutidos no artigo como base para a tomada de decisão em conservação em três situações distintas: (i) decisões baseadas em evidências ecológicas, (ii) decisões baseadas em evidências sociais, e (iii) decisões baseadas em evidências ecológicas e sociais, conjuntamente.

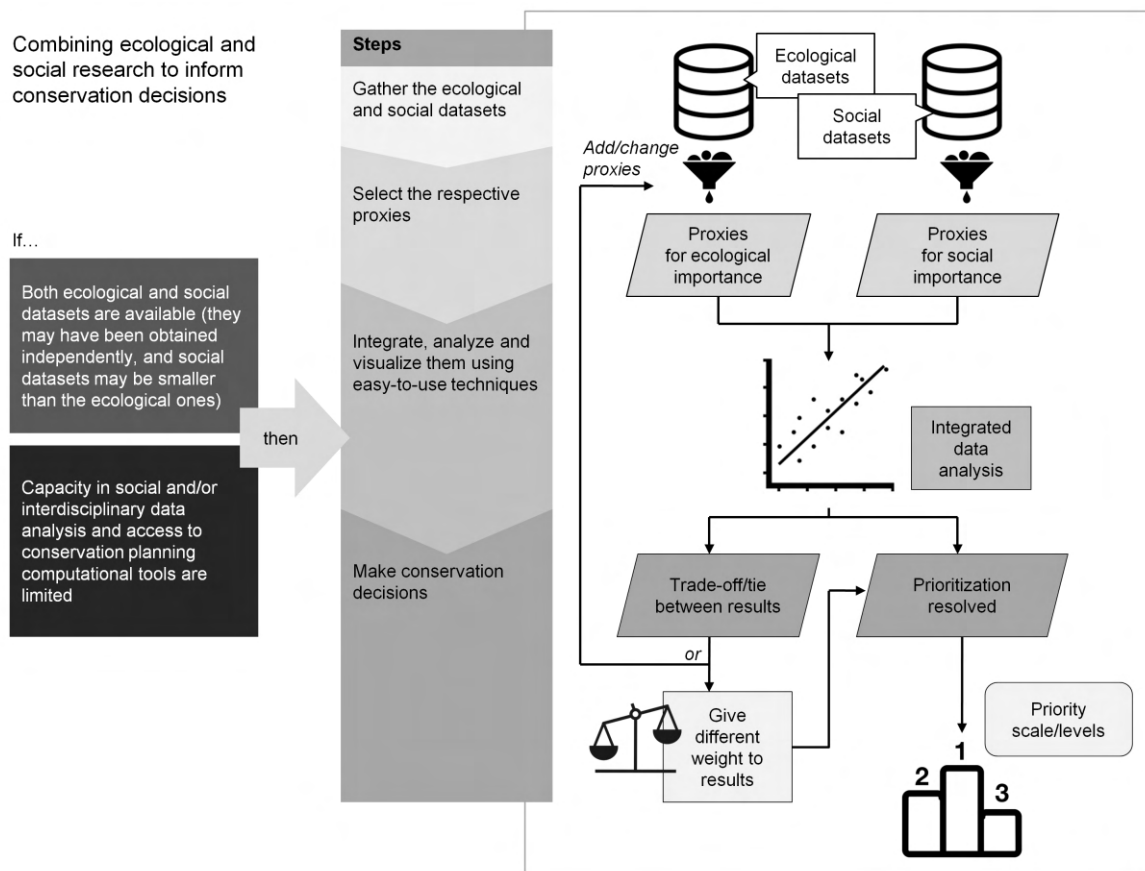


Figura 1. Fluxograma do processo proposto. Os dados ecológicos e sociais — coletados separadamente — são analisados em conjunto para fins de tomada de decisão. Índices e exibições gráficas são usados para integração de dados. (Ferraz et al. 2022, Fig. 7).

A pesquisa ecológica analisou a raridade e composição das espécies de mamíferos de médio e grande porte, além das diversidades taxonômica, funcional e filogenética, a partir de um grande esforço amostral de armadilhamento fotográfico (49,050 cameras/dia), em seis áreas protegidas do Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar. Os resultados revelaram que a diversidade (Figura 2), riqueza (Figura 3) e abundância relativa (Figura 4), o que inviabilizaria utilizar estes indicadores na priorização. Mas, considerando que espécies mais abundantes são menos propensas à extinção, a raridade pode ser um indicador importante para definir prioridades em conservação. Então, os autores utilizaram a baixa abundância relativa e os registros únicos/duplicados (*singleton/doubletons*) para definir as espécies que deveriam ser priorizadas na área de estudo. Assim, *Panthera onca*, *Myrmecophaga tridactyla* e *Speothos venaticus* seriam as espécies mais raras na área de estudo e, portanto, as que poderiam ser indicadas em exercícios de priorização em conservação.

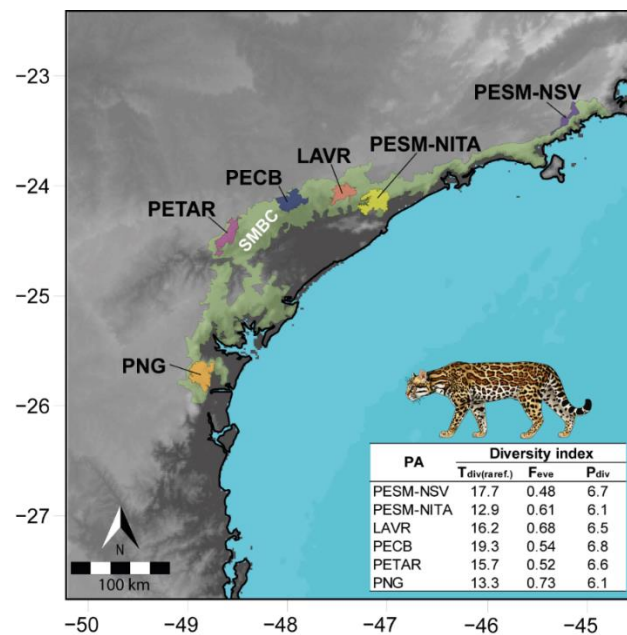


Figura 2. Distribuição espacial da diversidade de mamíferos em seis áreas no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar (Tdiv(raref.): diversidade taxonômica, Feve: uniformidade funcional, Pdiv: diversidade filogenética, PESM-NITA: Parque Estadual da Serra do Mar – Itariru, LAVR: Legado das Águas, PESM-NSV: Parque Estadual da Serra do Mar – Santa Virgínia, PECB: Parque Estadual Carlos Botelho, PETAR: Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira, e PNG: Parque Nacional Guaricana) (Ferraz et al. 2022).

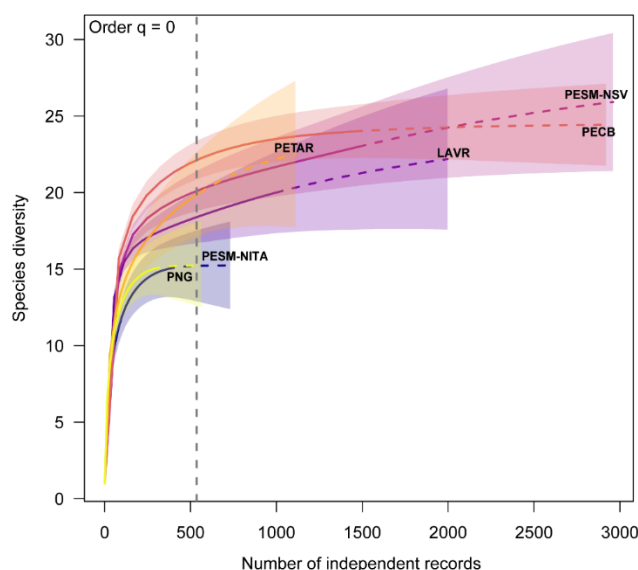


Figura 3. Curvas de rarefação-extrapolação da diversidade de mamíferos para seis áreas no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar (PESM-NITA: Parque Estadual Serra do Mar – Itariru; LAVR: Legado das Águas; PESM-NSV: Parque Estadual Seamount – St. Virginia; PECB: Parque Estadual Carlos Garrafa; PETAR: Parque Estadual Turístico da Costa Alta; e PNG: Parque Nacional Guaricana). (Ferraz et al. 2022).

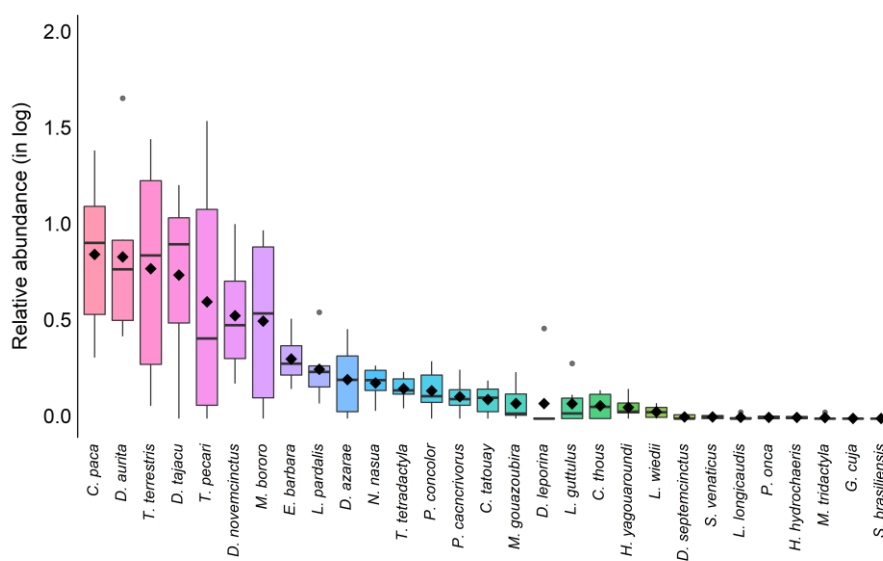


Figura 4. Abundância relativa (log) das espécies amostradas em seis áreas no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar.

Já a pesquisa social realizou 147 entrevistas semi-estruturadas, com respondentes dentro e fora de quatro áreas protegidas, localizadas no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar, para avaliar as atitudes locais em relação às

espécies da fauna e às áreas protegidas. Os resultados indicaram que algumas espécies são socialmente importantes para as pessoas devido ao seu valor utilitário (p. ex., a paca pelo valor da sua carne) ou afetivo (p. ex., macacos), ou por seu impacto negativo (p. ex., morcegos e gambás) (Figura 5). Algumas espécies, como *P. onca*, *Cerdocyon thous*, *Puma concolor* e *Nasua nasua*, provocaram simultaneamente atitudes negativas e positivas, o que sugere que são igualmente apreciadas (por seu carisma e beleza) e odiadas (por seu suposto impacto negativo nos meios de subsistência locais). As espécies mais citadas pelas pessoas (i.e., socialmente 'mais' importantes) podem ser utilizadas em táticas de engajamento da comunidade (p. ex., *foot-in-the-door*, Burger, 1999), em que os gerentes primeiro abordam espécies de interesse local, para depois abordar as espécies de interesse de conservação sobre as quais as pessoas locais não estão cientes ou cuja conservação não é de seu interesse.

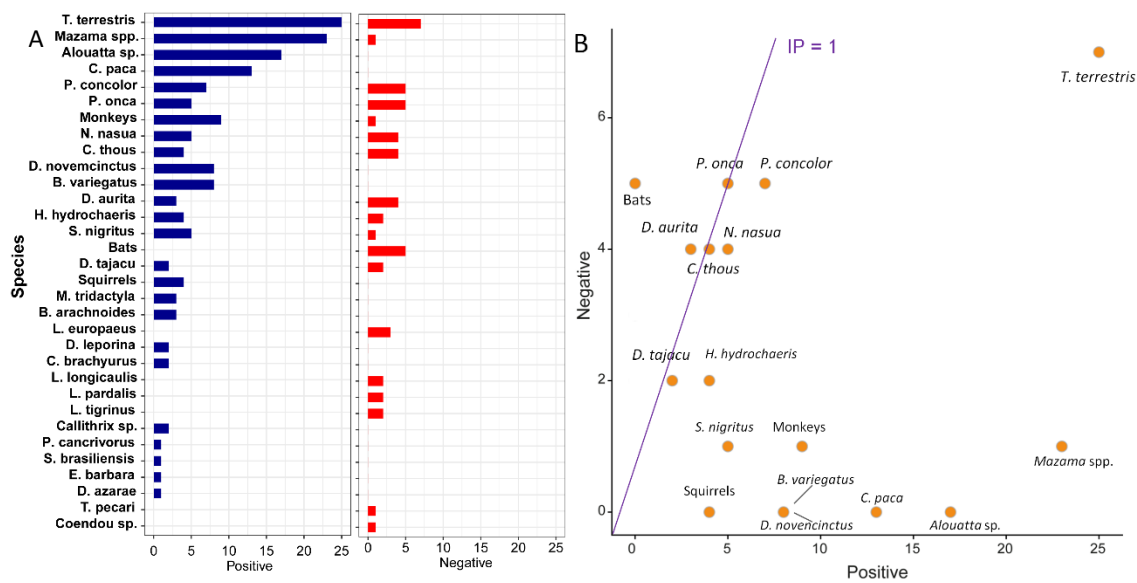


Figura 5. Total de citações positivas e negativas para 32 espécies ou grupos de mamíferos derivados de entrevistas realizadas em quatro áreas do Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar. (A) Gráfico bivariado entre citação positiva e negativa para as 17 principais espécies ou grupos de mamíferos. O índice de polarização (IP) é 1 para táxons com igual número de citações positivas e negativas. Taxa à esquerda da linha 'IP = 1' recebeu mais citações negativas do que positivas (B). Taxa à direita da linha 'IP = 1' recebeu mais citações positivas do que negativas (Ferraz et al. 2022).

Em relação às três espécies focais analisadas – *P. onca*, *Puma concolor*, *Tapirus terrestris* – as atitudes dos *stakeholders* foram, em geral, positivas (Figura 6). Entretanto, os indicadores variaram entre diferentes grupos de interesse (p. ex., entre agricultores de subsistência e proprietários comerciais para *T. terrestris*; entre os proprietários de fazendas, agricultores de subsistência e proprietários comerciais para *P. onca*) e entre áreas protegidas (p. ex., alto potencial de conflito de pecuaristas e agricultores em relação à *P. onca* somente em Parque Estadual Carlos Botelho; alto potencial para conflitos de proprietários comerciais em relação à *T. terrestris* no Parque Estadual Carlos Botelho e no Parque Estadual Turístico Alto do Ribeira). Os resultados indicam que as ações de conservação voltadas às soluções de conflitos deveriam levar em conta o componente espacial e serem definidas de forma específica para cada espécie e grupo de interesse, ao invés de serem únicas e regionalizadas. Espécies polarizadoras ‘salientes’ e ameaçadas de extinção, como *P. onca* e *P. concolor*, são frequentemente associadas a conflitos sociais sobre seu manejo (Marchini, 2014). Tentativas de mitigação de conflitos mal informadas podem piorar a situação (IUCN 2020), exigindo atenção especializada de gestores que, idealmente, terão habilidades de mediação de conflitos sociais. Por outro lado, esses conflitos podem oferecer múltiplas oportunidades para o envolvimento da comunidade, pois as estratégias podem capitalizar os lados positivos e negativos da relação humano-fauna.

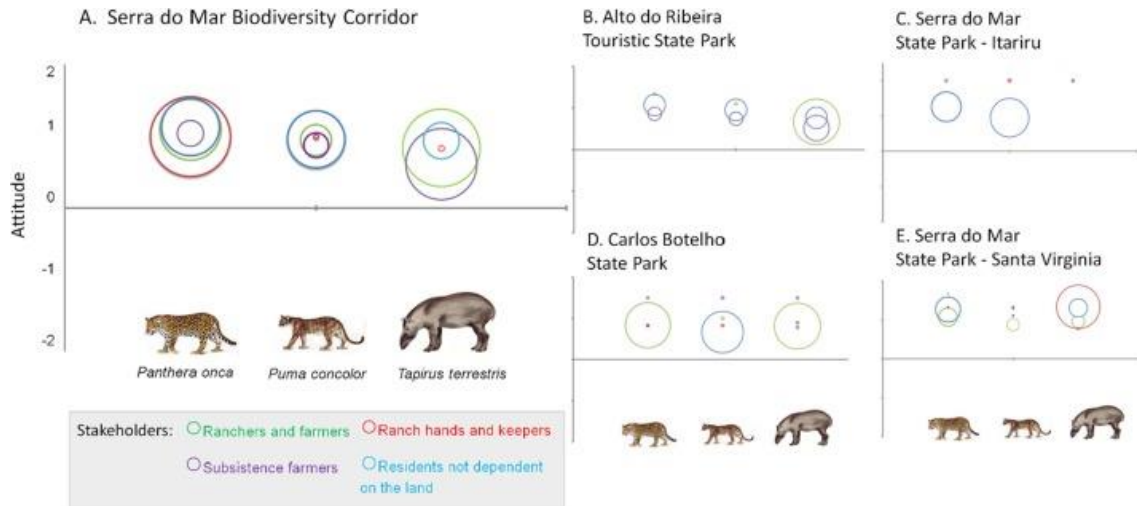


Figura 6. Atitudes em relação aos mamíferos no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar. (Ferraz et al. 2022).

A análise integrada dos dados ecológicos e sociais foi realizada entre o indicador de 'importância ecológica', a abundância relativa de espécies, e o indicador de 'importância social, o total de citações. Neste exercício, os autores assumiram que quanto menor a abundância relativa (raridade) e quanto maior o número de citações (maior proeminência afetiva), maior a importância ecológica e social para a conservação, respectivamente. Quanto maior a distância da linha ajustada, maior a discrepância entre abundância relativa e número de citações. *T. terrestris*, *Mazama spp.*, *C. paca*, *P. concolor* e *P. onca* são os mais distantes acima da linha, o que significa que eles são citados com muito mais frequência do que o esperado pela sua abundância relativa. Por outro lado, *Dicotyles tajacu*, *Tayassu pecari* e *Didelphis aurita*, abaixo da linha, são os menos citados proporcionalmente à sua abundância relativa. *P. onca* foi a mais citada entre as espécies com menor abundância relativa (Figura 7). A integração dos indicadores de importância ecológica e social tiveram baixa correlação entre si ($r = 0,55$, $p = 0,002$), o que mostra que um não pode ser totalmente inferido a partir do outro.

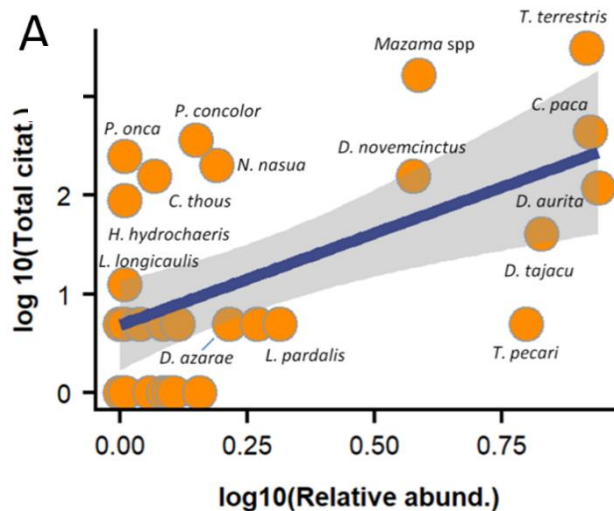


Figura 7. Gráfico bivariado entre a abundância relativa de mamíferos e o total de citações de mamíferos de médio a grande porte em quatro áreas no Corredor de Biodiversidade da Serra do Mar. (adaptado de Ferraz et al. 2022).

Nesta abordagem multidimensional, os tomadores de decisão podem decidir entre dar ênfase igual ou ponderada para cada componente, dependendo de seus objetivos e estratégias particulares de conservação. Ainda, um parâmetro pode ser usado como critério de desempate para o outro. Por exemplo, enquanto a abundância relativa de *P. onca* e *S. venaticus* parece ser igualmente baixa (Figura 4), de modo que ambas as espécies merecem a mesma atenção de conservação do ponto de vista ecológico, os resultados da pesquisa social revelaram que *P. onca* é socialmente mais importante (Figura 5) e, portanto, deve ser priorizada. Quando esses componentes, ecológico e social, são analisados separadamente, essas nuances dificilmente são percebidas, até mesmo porque, na maioria dos casos, dados sociais não são nem sequer considerados em processos de tomada de decisão em conservação.

Os resultados mostraram que as decisões baseadas em resultados combinados de pesquisas ecológicas e sociais foram diferentes daquelas baseadas em qualquer uma dessas linhas de evidência sozinhas (Tabela 1). A priorização de espécies e áreas com base em um único parâmetro - tipicamente ecológico, por exemplo - é obviamente mais direta para os tomadores de decisão

do que a tomada de decisão baseada em uma combinação de critérios ecológicos e sociais. Por outro lado, a integração de parâmetros ecológicos e sociais oferece uma base mais ampla gama de evidências para os tomadores de decisão, o que torna o processo mais socialmente justo e tecnicamente robusto. Entretanto, a tomada de decisões baseada em múltiplos critérios pode ser desafiadora, como a situação encontrada para *T. terrestris*. Pelo exercício, a espécie apresentou baixa importância ecológica por ser abundante na área, o que não a destaca como uma prioridade para a conservação. Entretanto, esta espécie apresentou alta importância sob a perspectiva social devido ao alto potencial de conflito na percepção dos proprietários comerciais. Não priorizar uma espécie socialmente importante ou conflituosa pode ser um risco para a conservação, já que a espécie pode se tornar um alvo de ameaças (p. ex., caça) devido às reações negativas das pessoas em relação à sua presença na área.

Tabela 1. Tomada de decisão em conservação baseada apenas em pesquisa ecológica, somente pesquisa social e pesquisa ecológica e social integrada (adaptado de Ferraz et al. 2022)

	Pesquisa ecológica	Pesquisa social	Pesquisa ecológica e social integrada
Parâmetro	Abundância relativa e raridade (por exemplo, espécies únicas/duplicadas)	Proeminência afetiva e índice de polarização.	Abundância e raridade relativas, proeminência afetiva e índice de polarização.
Justificativa	Quanto menor a abundância relativa, maior o risco de extinção. Raridade retrata espécies indescritíveis com baixa densidade populacional natural e/ou induzida pelo homem, normalmente aumentando o risco de extinção local.	Quanto maior a proeminência, mais importante para as pessoas e maior o apoio/resistência social esperado à conservação e gestão. Espécies polarizadoras requerem atenção especial: quanto maior a polarização, maior o conflito/potencial de conflito entre os atores sobre seu manejo, o que pode comprometer os esforços de conservação.	As espécies que combinam a menor abundância relativa e raridade com maior destaque afetivo e índice de polarização devem ser priorizadas. Se duas espécies têm abundância igualmente baixa, aquela com maior destaque afetivo deve ser priorizada para conservação. No entanto, a priorização dependerá, em última análise, do peso dado aos parâmetros.
Conclusão	<i>M. tridactyla</i> , <i>P. onca</i> e <i>S. venaticus</i> teve baixa abundância relativa (0,01 ou menor), são raros* em	<i>T. terrestris</i> , <i>Mazama</i> spp., <i>C. paca</i> , <i>P. concolor</i> e <i>P. onca</i> , nesta ordem, foram as espécies de mamíferos	A <i>P. onca</i> deve ser priorizada por ser a espécie que engloba todos os critérios

	<p>um cenário de metacomunidades e, portanto, devem receber mais atenção de conservação. Além disso, <i>P. onca</i> tem registro único em duas áreas e duplicado em uma; <i>S. venaticus</i> tem registro duplicado em duas áreas e um único em uma.</p>	<p>mais citadas e, portanto, socialmente importantes. <i>T. terrestris</i> e <i>Mazama</i> spp. eram, de fato, as mais apreciadas de todas as espécies animais. O índice de polarização (IP) foi maior para <i>P. onca</i> e <i>C. thous</i> (IP = 1), <i>N. nasua</i> (IP = 0,8), <i>D. aurita</i> (IP = 0,75) e <i>P. concolor</i> (IP = 0,7). A priorização dependerá do peso dado a esses dois parâmetros.</p>	<p>definidos como prioritários para conservação.</p>
--	--	--	--

* espécies raras mesmo considerando qualquer viés de amostragem

Considerações Finais

As melhores decisões de conservação são aquelas tomadas com base em evidências mais amplas que incluem considerações ecológicas e sociais. Sempre que os conjuntos de dados ecológicos e sociais estiverem disponíveis (eles podem ter sido obtidos independentemente e os conjuntos de dados sociais podem ser menores que os ecológicos), e a capacidade de análise de dados sociais e/ou interdisciplinares e o acesso a ferramentas computacionais de planejamento de conservação forem limitados, a abordagem que propomos pode melhorar significativamente a tomada de decisões sobre conservação de maneira econômica. Aumentar a conscientização sobre a relevância da contribuição interdisciplinar entre gestores e tomadores de decisão, aumentar a capacidade de pesquisa social ou interdisciplinar e promover a colaboração transdisciplinar envolvendo ecólogos, pesquisadores sociais e tomadores de decisão são, portanto, ações importantes para uma melhor tomada de decisão sobre conservação.

A contribuição da pesquisa social relativamente básica mudou significativamente alguns dos resultados (p. ex, decisões sobre quais espécies priorizar) da tomada de decisões com base nos resultados da pesquisa ecológica. A inclusão de considerações sociais no processo de tomada de

decisão pode enriquecer o processo, reduzir conflitos (Redpath et al. 2013), promover tolerância e convivência (Engel et al. 2016), garantir mais eficiência e efetiva implementação (Knight et al. 2006), além de ampliar o alcance da conservação ao incluir os *stakeholders* como parte da solução. A pesquisa social contribui de fato na avaliação não apenas de “que” espécies e áreas priorizar – como a pesquisa ecológica faz – mas também “como” intervir e 'quem' envolver. Isso é particularmente importante quando se consideram as pressões antrópicas sobre as áreas protegidas para redução de tamanho ou conversão de terras (Geldmann et al. 2014) que podem mudar a percepção das pessoas sobre as prioridades de conservação, podendo impedir o diálogo para ações de conservação colaborativas. Por outro lado, a gestão sólida de recursos e áreas protegidas deve ser sensível ao contexto socioeconômico, ao mesmo tempo em que recruta, em vez de antagonizar, potenciais alianças locais que possam efetivamente preencher o vazio institucional em regiões de baixa governança (Bogoni et al. 2020).

A combinação de considerações ecológicas e sociais na tomada de decisões de conservação pode acontecer em três níveis diferentes: resultados, análise de dados e coleta de dados. A combinação no nível dos resultados – por exemplo, as decisões são baseadas no que é publicado na literatura de ciências ecológicas e sociais – é sem dúvida a mais comum (quando as considerações ecológicas e sociais são combinadas). Por outro lado, a combinação por design no nível de coleta de dados, ainda que recomendável, tem sido geralmente limitada pela falta de capacidade de pesquisa interdisciplinar. Neste artigo, a combinação ocorre no nível intermediário da análise de dados: dados ecológicos e sociais — coletados separadamente — são integrados em displays gráficos para fins de tomada de decisão. Essa abordagem analítica e quantitativa é uma opção particularmente econômica quando a capacidade de pesquisa interdisciplinar é limitada. É mais objetivo e direto em relação à combinação no nível de resultados e coleta de dados, respectivamente. Independentemente do nível, combinar considerações ecológicas e sociais na tomada de decisões sobre

conservação é melhor do que confiar em uma única linha de evidência ou não confiar em nenhuma evidência sistemática. Além disso, o processo será tanto mais eficaz quanto mais participativo: a contribuição das partes interessadas é um elemento vital para a tomada de decisões de conservação bem-sucedida.

Portanto, este artigo inovou ao (1) propor o melhor uso dos dados ecológicos e sociais disponíveis, (2) incorporar dados sociais ao processo de tomada de decisão, (3) integrar e analisar esses diferentes conjuntos de dados em gráficos simples e informativos, e (4) criar um espaço para uma equipe interdisciplinar trabalhar em conjunto para melhores decisões de conservação.

Referências Bibliográficas

- Bennett, N. J., Roth, R. 2015. Introducing the conservation science. pp: 1-6. In: The Conservation Social Sciences: What?, How? and Why? (Bennett, N. J. & Roth, R., eds.). Canadian Wildlife Federation and Institute for Resources, Environment and Sustainability, University of British Columbia, Vancouver, BC. 85pp.
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S., Chan, K. M. A., Clark, D. A., Cullman, G., ..., Wyborn, C. 2015. The conservation sciences: an overview and a process for setting a research agenda. pp: 63-68. In: The Conservation Social Sciences: What?, How? and Why? (Bennett, N. J. & Roth, R., eds.). Canadian Wildlife Federation and Institute for Resources, Environment and Sustainability, University of British Columbia, Vancouver, BC. 85pp.
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K. M. A., Christie, P., Clark, D. A., ..., Wyborn, C. 2017a. Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation* 205: 93-108. Doi: 10.1016/j.biocon.2016.10.006.
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K. M. A., Clark, D. A., Cullman, G. et al. 2017b. Mainstreaming the social sciences in conservation. *Conservation*

- Biology 31: 56-66. Doi:10.1111/cobi.12788.
- Bogoni, J. A., Peres, C. A., Ferraz, K. M. P. M. B. 2020. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: A continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific Reports* 10(10): 14750. Doi: 10.1038/s41598-020-72010-w.
- Decker, D. J., Riley, S. J., Siemer, W. F. (eds.). 2012. *Human dimensions of wildlife management*. Press. Johns Hopkins University Press. Baltimore. 338pp.
- Engel, M. T., Vaske, J. J., Bath, A. J., Marchini, S. (2017). Attitudes toward jaguars and pumas and the acceptability of killing big cats in the Brazilian Atlantic Forest: An application of the Potential for Conflict Index 2. *Ambio*, 46(5), 604–612. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0898-6>
- Ferraz, K. M. P. M. B., Marchini, S., Bogoni, J. A., Paolino, R. M., Landis, M., Fusco-Costa, R., Magioli, M., Munhões, L. P., Saranholi, B. H., Ribeiro, Y. G. G., Domini, J. A., Magezi, G. S., Gebin, J. C. Z., Ermenegildo, H., Galetti Junior, P. M., Galetti, M., Zimmermann, A., Chiarelo, A. G. 2022. Best of both worlds: Combining ecological and social research to inform conservation decisions in a Neotropical biodiversity hotspot. *Journal of Nature Conservation* 66: 126146. Doi: 10.1016/j.jnc.2022.126146.
- Geldmann, J., Joppa, L. N., Burgess, N. D. 2014. Mapping change in human pressure globally on land and within protected areas. *Conservation Biology* 28: 1604–1616. Doi: 10.1111/cobi.12332
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2020. IUCN SSC Position Statement on the Management of Human-Wildlife Conflict. IUCN Species Survival Commission (SSC) Human-Wildlife Conflict Task Force. Available at: www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2022. Available at: <https://www.iucn.org/>.
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Campbell, B. M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation biology* 20(2): 408-419. Doi:

10.1111/j.1523-1739.2006.00305.x.

- Manfredo, M. J. 2008. Who cares about wildlife: Social science concepts for exploring human-Wildlife relationships and conservation issues. Springer Press, New York.
- Marchini, S. (2014). Who's in conflict with whom? Human dimensions of the conflicts involving wildlife. In L. M. Verdade, M. C. Lyra-Jorge, & C. I. Piña (Eds.), *Applied ecology and human dimensions in biological conservation* (pp. 189–209). New York: Springer.
- Mascia, M. B., Brosius, J. P., Dobson, T. A., Forbes, B. C., Horowitz, L., McKean, M. A., Turner, N. J. 2003. Conservation and the social sciences. *Conservation Biology* 17(3): 649-650. Doi: 10.1046/j.1523-1739.2003.01738.x.
- Newing, H. 2011. *Conducting research in conservation: a social science perspective*. Routledge, England.
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A. et al. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution* 28(2): 100-109. Doi: 10.1016/j.tree.2012.08.021.
- Sandbrook, C., Adams, W. M., Büscher, B., Vira, B. 2013. Social research and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 27(6): 1487-1490. Doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12141>.
- Teel, T. L., Anderson, C. B., Burgman, M. A., Cinner, J., Clark, D., Estévez, R. A. et al. 2018. Publishing social science research in *Conservation Biology* to move beyond biology. Doi: 10.1111/cobi.13059.
- Vaske, J. J., Manfredo, M. J. 2012. Social psychological considerations in wildlife management. pp. 43-57. In: *Human Dimensions of Wildlife Management* (Decker, D. J., Riley, S., Siemer, W. F., eds). The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

CAPÍTULO 3 – PARTICIPAÇÃO SOCIAL, COPRODUÇÃO E TRANSDISCIPLINARIDADE PARA A CONSERVAÇÃO

Estamos falhando em proteger a biodiversidade e o planeta das ameaças humanas. Apesar de todas as ações globais de conservação das últimas décadas (p. ex., Convenção de Diversidade Biológica - CDB, Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica - COP-10, Plano Estratégico de Biodiversidade para o período de 2011 a 2020, movimentos como *Half-Earth* e *Nature Needs Half*), a reversão do estado de declínio das espécies (previsto na Meta 12 de Aichi - CDB 2010) ainda não foi totalmente alcançada (Díaz et al. 2019, Secretariat of CDB 2020). Apesar do insucesso do alcance das metas, estudos demonstram que a taxa de declínio de espécies teria sido maior na ausência dos esforços de conservação realizados (Hoffmann et al. 2010, Lees et al. 2021).

De acordo com o *Living Planet Report*, do World Wildlife Fund (WWF 2020), o Índice Planeta Vivo (IPV)² global de 2020 indica uma queda média de 68% nas populações monitoradas de mamíferos, aves, anfíbios, répteis e peixes entre 1970 e 2016, com destaque para um declínio de 94% no IPV das sub-regiões tropicais das Américas. As causas deste drástico declínio tem suas raízes no acelerado crescimento populacional humano e nas desregradas formas de consumo e de uso da terra. O relatório conclui que a conservação é importantíssima, mas não é suficiente para reverter o estado de declínio e garantir a saúde do planeta, já que transformações radicais nos padrões de produção e consumo de alimentos são necessárias.

Historicamente, os esforços de conservação da biodiversidade se concentraram principalmente na proteção baseada em áreas e na recuperação de espécies e populações ameaçadas (Norris et al. 2020). Interromper ou até

² O Living Planet Index (LPI) é uma medida do estado da diversidade biológica do mundo com base nas tendências populacionais de espécies de vertebrados de habitats terrestres, de água doce e marinhos. O LPI foi adotado pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB) como um indicador de progresso em direção à sua meta 2011-2020 de 'tomar medidas efetivas e urgentes para deter a perda de biodiversidade'

mesmo reverter a taxa de declínio das espécies requer ações ousadas e inovadoras que transformem relações históricas entre populações humanas e natureza, tornando possível a sua convivência (Johnson et al. 2017, Díaz et al. 2019).

Ações radicais têm sido propostas por cientistas sociais e ecologistas políticos em direção ao futuro da conservação no antropoceno, as quais incluem ir além da dicotomia homem-natureza e do capitalismo (Büscher e Fletcher 2020, Massarella 2021). Transformações deste porte e natureza requerem grandes e profundas mudanças nos sistemas econômico, social e político. Até que tais transformação sejam possíveis, outros desafios, talvez menos ousados, podem ser superados a fim de promover maior efetividade de ações de conservação na prática.

Por quase duas décadas, pesquisadores e práticos da conservação e do manejo de fauna silvestre vem se debruçando sobre a lacuna existente entre pesquisa e implementação/ação (*research-implementation/action gap*) ou entre teoria e prática (Sunderland et al. 2009, Knight et al. 2006, 2008, Arletazz et al. 2010, Reyers et al. 2010, Cook et al. 2013, Game et al. 2015, Toomley et al. 2017, Bertuol-Garcia et al. 2018, Merkle et al. 2019, Sutherland et al. 2019). A não efetividade da implementação de ações em conservação foi primeiramente relatada por Knight et al. (2006) que a chamaram de “crise de implementação”. Segundo os autores, o avanço das técnicas utilizadas pelos planejadores da conservação permitiu constatar que suas pesquisas não eram efetivamente implementadas na solução de problemas reais. A constatação de que não basta saber “o que” fazer, mas sim que “é preciso transformar conhecimento em ação” já havia sido feita por Pfeffer e Sutton (1999).

Arletazz et al. (2010) argumentam que uma mudança de paradigma conceitual deve ocorrer na disciplina acadêmica da conservação em direção a um maior comprometimento por parte dos pesquisadores para transformar a ciência da conservação em ação de conservação. O prático envolvimento de pesquisadores, em estreita colaboração com *stakeholders*, pode fazer uma

diferença real nos resultados de conservação (Arletazz et al. 2010). Entretanto, para que pesquisadores e práticos da conservação consigam contribuir para aumentar a efetividade das ações em conservação, algumas barreiras precisam ser superadas.

Uma destas barreiras reside no fato de que pesquisadores e práticos da conservação possuem objetivos, necessidades e formas de atuação divergentes e distantes. O que os cientistas da academia almejam como meta em sua carreira científica nem sempre coincide com o que os práticos da conservação necessitam (Karasov-Olson et al. 2020). Pesquisadores são recompensados no meio acadêmico por suas publicações científicas, mas não são reconhecidos por suas contribuições para a elaboração de políticas públicas e ações em conservação. A recompensa por seu engajamento na sociedade e implementação de ações práticas pode ser uma solução de incentivo aos pesquisadores acadêmicos (Knight et al. 2008). Merkle et al. (2019) reconhecem os desafios e defendem maior sinergia entre gestores e pesquisadores com base em uma visão compartilhada de conservação e uma estrutura colaborativa que recompensa ambos. Segundo os autores, este processo inicia-se com a co-identificação de questões de pesquisa apropriadas para abordar os problemas determinados pelos gestores, e depende da superação de barreiras por ambas as partes, de incentivos e do reconhecimento de mérito e valores por parte das instituições.

O acesso à literatura e a linguagem científica também são vistas como barreiras para o avanço da implementação dos resultados de pesquisa na conservação (Pullin e Knight 2005, Sunderland et al. 2009). O que os pesquisadores acadêmicos publicam em seus artigos científicos, os tomadores de decisão raramente leem, enquanto que estes, por sua vez, pouco documentam o que fazem ou se orientam por evidências baseadas em ciência (Anon. 2007). Soma-se a isso a dificuldade de transferência de conhecimento entre pesquisadores e práticos (Sutherland et al. 2019). Sutherland et al. (2019) propõem que bancos de dados de evidências científicas resumidas, disponíveis

gratuitamente, poderiam ampliar as transferências de informações multidirecionais entre pesquisa, prática e política, o que deve melhorar a implementação de ações baseadas em evidências e, em última instância, alcançar melhores resultados para a biodiversidade.

Outra dificuldade reside no fato de que as percepções quanto às necessidades de conservação podem ser distintas entre *stakeholders*. Para Cook et al. (2013), as principais barreiras que impedem o uso de resultados científicos na orientação de políticas e práticas em conservação residem na forma diferenciada em que pesquisadores e tomadores de decisão percebem o que é importante e interessante. Um estudo recente demonstrou que especialistas em conservação de espécies e formuladores de políticas concordam que uma gama de ações é necessária para prevenir novos declínios e extinções e melhorar o progresso em direção às metas de conservação internacionais (Mair et al. 2021). Entretanto, os dois grupos divergem em um aspecto: onde residem as maiores necessidades. Segundo os autores, os especialistas em conservação de espécies consideram que as maiores necessidades são sociopolíticas (i.e., vontade política e apoio público), enquanto os formuladores e políticas públicas acreditam que esta reside na necessidade de maior conhecimento do estado de conservação das espécies. Melhorias da comunicação, colaboração e compartilhamento de dados entre as instituições são apontadas como possíveis soluções para ajudar a superar a lacuna de conhecimento percebida. Além das necessidades de mudanças de atitude e ação por parte de pesquisadores e instituições acadêmico-científicas para superar tais barreiras, Dubois et al. (2020) defendem que mudanças por parte dos práticos em conservação também são desejáveis, como se engajar em processos iterativos para a criação e compartilhamento de conhecimentos que orientem o foco e o conteúdo de futuras atividades de pesquisa.

Como alternativa para diminuir a distância entre pesquisadores e *stakeholders*, Toomley et al. (2017) propõem a criação de um espaço no qual todos interagem, colaboram e aprendem juntos, identificando desafios da

conservação e desenvolvendo planos de pesquisa de forma colaborativa. Para isso, os autores sugerem a substituição do termo 'lacuna pesquisa-implementação' por 'espaço pesquisa-implementação' (*research-implementation space*), já que o termo 'espaço' (= 'arena', 'capacidade', 'lugar') pode acolher múltiplas dimensões entre pesquisa e prática. Tal interação pode, não só melhorar a efetividade de ações de conservação decorrentes de pesquisa, como também auxiliar a transformação das formas convencionais (acadêmicas ou disciplinares) de pesquisa em exercícios transdisciplinares.

Problemas ambientais afetam múltiplos atores e agências, são complexos, incertos, e de múltiplas escalas, o que demanda um processo de tomada de decisão transparente, justo e flexível (Reed 2008). Para isso, a participação de *stakeholders* no processo pode aumentar a qualidade das decisões, além de contribuir para a coprodução de conhecimento, aprendizagem a partir da experiência, fortalecimento de redes sociais e resolução de conflitos (Trimble e Lázaro 2014). Aumentar a qualidade das decisões depende fortemente da natureza do processo (Reed 2008), já que manter a constância da participação dos *stakeholders* e evitar decisões tendenciosas tomadas de 'cima-para-baixo' são grandes desafios, principalmente, para cientistas e acadêmicos (Brites et al. 2021).

A participação de *stakeholders* pode 'pavimentar o caminho' para a conversão do conhecimento adquirido e das ações planejadas em políticas públicas (Brites et al. 2021), melhorando a distribuição dos seus benefícios para toda a sociedade. Lees et al. (2021) confirmam que uma abordagem integrada de múltiplas partes interessadas pode melhorar os resultados para alguns dos casos mais desafiadores do planejamento da conservação de espécies ameaçadas. O estudo fornece evidências de que abordagens participativas, baseadas na ciência para o planejamento, podem criar um ponto de inflexão para espécies ameaçadas, apoiando as partes interessadas a fazerem uma transição rápida para formas mais eficazes de trabalhar em conjunto.

Por fim, abordagens participativas podem contribuir para a transformação

de uma ciência disciplinar em ciência transdisciplinar, por possibilitar que representantes de diferentes esferas do conhecimento e setores da sociedade participem de forma ativa e igualitária do processo de tomada de decisão (Tress et al. 2005). O envolvimento de participantes não-acadêmicos no processo da pesquisa é um diferencial rumo à transdisciplinariedade (Tress et al. 2005).

A transdisciplinaridade requer teoria e prática, estendendo-se para além da interdisciplinaridade, pesquisa aplicada e pesquisa participativa (Scholz e Steiner 2015a,b,c). A pesquisa transdisciplinar estabelece ligações entre as disciplinas científicas e diferentes esferas do conhecimento, inclui diversos *stakeholders* em um processo iterativo de colaboração e aprendizagem mútua na busca de soluções para problemas complexos do mundo real (Max-Neef 2005, Reyers et al. 2010, Lang et al. 2012). Com isso, a ciência se torna um processo de resolução de problemas através da participação e aprendizagem mútua das partes interessadas (Reyers et al. 2010). Na prática, exercícios transdisciplinares podem orientar pesquisadores, tomadores de decisão e partes interessadas em um processo iterativo de elaboração da agenda de pesquisa e coprodução de conhecimentos (p. ex., Lang et al. 2012, Mauser et al. 2013).

Abordagens transdisciplinares têm sido propostas como uma forma possível de enfrentar os desafios de transformar planejamento em ação (Reyers et al. 2010), tornando a implementação das ações possível e eficaz. Para isso, a pesquisa precisa ser mais representativa dos interesses e conhecimentos das partes interessadas e, assim, transformar a pesquisa convencional em pesquisa transdisciplinar coproduzida (Bracken et al. 2015, Breckwoldt et al. 2021).

A coprodução de conhecimento é definida, por Armitage et al. (2011), como o processo colaborativo que reúne uma pluralidade de fontes e tipos de conhecimento para abordar problemas em que nem a ciência nem o conhecimento local são suficientes. Portanto, a coprodução de conhecimento coloca pesquisadores, tomadores de decisão e outros usuários do conhecimento trabalhando iterativamente em 'pé de igualdade' (Young et al. 2014), em direção a uma visão e ação comuns (Nel et al. 2016).

Existem evidências de que a coprodução melhora os resultados e facilita a implementação de ações de conservação (p. ex., Net et al. 2016). Net et al. (2016) examinaram como a coprodução de conhecimento e o trabalho de fronteira podem preencher a lacuna entre planejamento e implementação, além de promover a cooperação intersetorial. Os autores concluíram que a coprodução de conhecimento estimulou o diálogo e a negociação e construiu capacidade para implementação em várias escalas além do projeto, melhorando os esforços de conservação. Entretanto, a implementação e o sucesso de modelos de pesquisa de coprodução de conhecimento necessitam de apoio institucional, competências e habilidades individuais, além de um *modus operandi* que inclui concepção, implementação e realização (Djenontin e Meadow 2017). Ainda, a coprodução é um processo mais dispendioso e dificultoso quando comparado ao modo convencional de se fazer pesquisa (Beier et al. 2017).

Para ilustrar os benefícios da participação social, coprodução e transdisciplinaridade na conservação, serão apresentados e discutidos três artigos, os quais incluem no processo, além dos pesquisadores acadêmicos, *stakeholders* não-acadêmicos, em torno de problemas reais de conservação (p. ex., reduzir ameaças às espécies ameaçadas, reduzir conflitos entre pessoas e espécies ameaçadas). Em geral, os resultados demonstram que a construção de espaços interativos de diálogo e coprodução melhora os resultados para os problemas apresentados, confirmando que este é um futuro promissor para a conservação.

Participação e Coprodução para a Conservação

O artigo ***Bridging the Gap Between Researchers, Conservation Planners, and Decision Makers to Improve Species Conservation Decision-Making*** (Ferraz et al. 2020; ANEXO 2), publicado na *Conservation Science and Practice*, descreve um processo de modelagem participativo (PMP),

desenvolvido pela autora desta tese, ao longo dos últimos 11 anos, no âmbito do Planejamento para Conservação de Espécies Ameaçadas, em parceria com o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e com a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN). O processo se concentra no envolvimento e comprometimento das partes interessadas (pesquisadores, especialistas em espécies, planejadores de conservação e tomadores de decisão) em todas as etapas da modelagem para garantir o uso adequado de modelos de distribuição de espécies (MDEs), bem como para melhorar sua eficácia e impacto como ferramenta de conservação. Estudos anteriores destacaram o benefício de envolver os usuários finais e outras partes interessadas no processo de planejamento (Reed 2008, Enquist et al. 2017), e mesmo especificamente no processo de modelagem para atingir os objetivos declarados (Jarnevich et al. 2019).

Este artigo é fruto de colaborações transdisciplinares entre *stakeholders* acadêmicos e não-acadêmicos. Garantir a compreensão e a credibilidade das partes interessadas é essencial para alcançar resultados relevantes (Jacobs et al. 2005). Por isso, adotamos duas práticas principais para garantir sua participação e o uso de sólidos conhecimentos ecológicos na tomada de decisões: (a) participação baseada na filosofia de empoderamento, equidade, confiança e aprendizado, e (b) facilitação altamente qualificada em todo o processo (Enquist et al. 2017). Processos de facilitação podem ser usados para promover a troca de informações e o desenvolvimento de ações integradas, principalmente quando a resolução de problemas é necessária (Rosenhead 1996, Papamichail et al. 2007, Kaner 2014).

O PMP é liderado por um modelador especialista que deve possuir boas habilidades de facilitação, comunicação e mediação, garantindo o uso adequado dos MDEs, orientando as decisões e atingindo os objetivos do planejamento de conservação de espécies ameaçadas. O modelador deve ser capaz de ouvir, entender, traduzir e informar os participantes, bem como aproveitar as necessidades e oportunidades para melhor explorar MDEs com base nos fatores

que impulsionam a distribuição das espécies. Essas habilidades consistem em um repertório de ferramentas e métodos relacionados à resolução estruturada de problemas (Montibeller e Belton 2006, Kaner 2014). Portanto, a escolha do estilo de facilitação pode ter vários impactos nos resultados do workshop (Papamichail et al. 2007), uma vez que a comunicação entre as partes interessadas é necessária para garantir o uso dos MDEs (Villero et al. 2016).

O PMP é um processo sistemático com fases bem definidas, que faz uso e valoriza o conhecimento e as necessidades de todos os envolvidos, garantindo não apenas uma boa comunicação, mas o engajamento de todos os *stakeholders* na construção de MDEs e uso na tomada de decisão. O PMP está estruturado em duas fases– workshop de planejamento e workshop de modelagem – as quais incluem atividades, tipos de *stakeholders* e níveis de participação distintos (Figura 1).

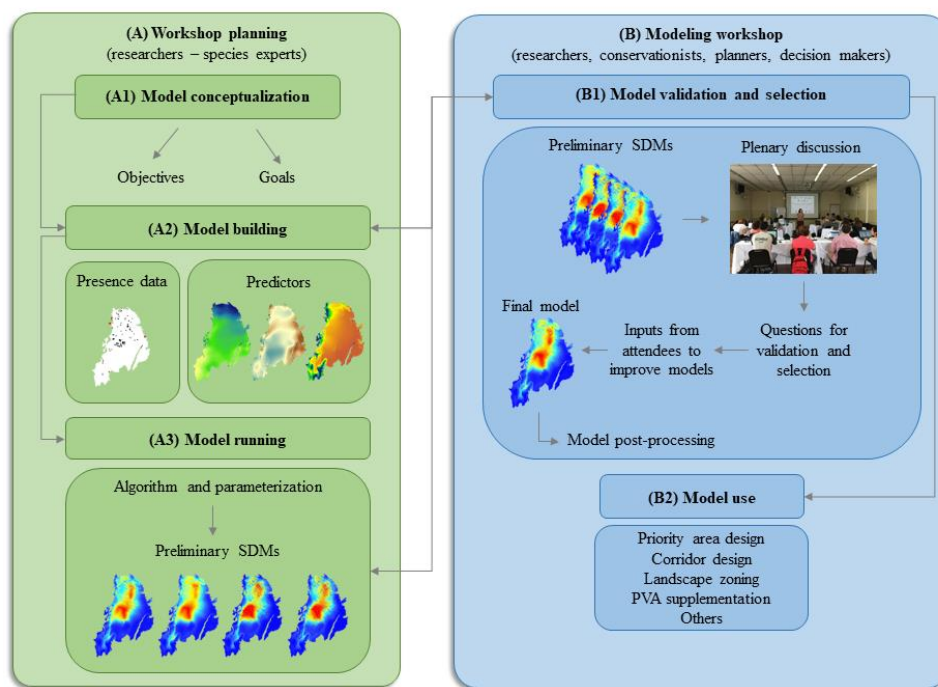


Figura 1. Processo de modelagem participativa (PMP) estruturado em duas fases: (a) workshop de planejamento (com pesquisadores e especialistas em espécies) e (b) workshop de modelagem (com todas as partes interessadas – pesquisadores, especialistas em espécies, conservacionistas, planejadores, tomadores de decisão). O workshop de modelagem faz parte dos Planos de Ação Nacionais (NAPs), Avaliações de Viabilidade de População e Habitat (PHVAs) ou outros Workshops de Planejamento de Conservação de Espécies

A principal finalidade de desenvolvimento do PMP no âmbito do planejamento da conservação de espécies ameaçadas é que o produto (i. e., modelo final), coproduzido pelos envolvidos, seja utilizado em ações efetivas e práticas de conservação, como a criação de novas áreas protegidas (p. ex., Morato et al. 2014). Essa abordagem participativa possibilitou ao longo dos workshops para assistir mais de 25 espécies ameaçadas: (a) atualizar as distribuições potenciais das espécies modeladas; (b) avaliar a adequação ambiental das áreas à sua ocorrência; (c) identificar potenciais corredores e áreas prioritárias para a implementação de diferentes ações de conservação e gestão; (d) identificar novas áreas potenciais para pesquisa de espécies; (e) prever o impacto potencial em cenários de desmatamento e mudanças climáticas; e (f) fornecer informações valiosas para a análise de viabilidade populacional (PVA).

A eficácia do processo pode ser avaliada por alguns indicadores relacionados ao engajamento das partes interessadas (número de horas de dedicação analisando modelos, frequência de participação nas oficinas, melhoria no conhecimento sobre modelagem, número de intervenções na validação do modelo) e ao processo em si (número de vezes que um modelo foi levado em consideração em uma tomada de decisão, número de ações/decisões com base no resultado do modelo, número de vezes que um modelo foi adotado na política, a extensão de uma ação de conservação com base no resultado do modelo, etc.). O nível de envolvimento das partes interessadas no processo determina o valor relativo e o sucesso do modelo para orientar as decisões em conservação.

Usamos o MDE para prever a distribuição da onça-pintada criticamente ameaçada (*Panthera onca*) no bioma Caatinga, Brasil (Morato et al. 2014), como parte do PMP no Plano de Ação da Onça em 2009 (Desbiez e Paula 2012). O Plano de Ação Nacional da Onça-pintada (PAN) foi um dos PANs precursores do modelo ideal de Planos de Ação oficialmente instalado pelo ICMBio em 2012. Embora a reunião tenha seguido os protocolos propostos pela instituição para a

composição do grupo da forma mais diversificada possível, o grupo presente ainda contou com uma maioria de especialistas de instituições de pesquisa e academia. Isso se deu por dois motivos: primeiro pela falta de confiança de diversos atores oriundos de diversos setores da economia em relação ao governo e suas propostas de conservação; segundo, pela necessidade de uma grande base científica para construir os primeiros modelos de distribuição e os produtos subsequentes como áreas prioritárias para conservação e corredores de conectividade. Assim, embora os organizadores tenham convidado 49 pessoas de diferentes origens, apenas 70% participaram do workshop. Dos 35 participantes, metade eram pesquisadores, especialistas na espécie, distribuindo informações de todos os biomas brasileiros. O primeiro passo da oficina foi definir o objetivo geral que nortearia a construção de um plano de ação. Assim, os participantes definiram como objetivo “Reverter a tendência de declínio populacional da onça-pintada em cada um dos cinco biomas onde a espécie é encontrada e reduzir a categoria de ameaça em cada bioma nos próximos 10 anos”. Após a definição do objetivo, o próximo passo foi discutir as ameaças para a espécie e definir seu status entre os seis biomas brasileiros com o exercício de definir populações. Aqui reside a grande importância dos especialistas na espécie de diversas instituições de todo o país.

Todos os participantes foram separados em grupos de trabalho menores para iniciar a discussão e as propostas de ações. Para isso, todas as ameaças *versus* biomas foram consolidadas em seis tópicos de grupo: comunicação e educação, políticas públicas, pesquisa, perda e fragmentação de habitat, caça e conflitos com onça-pintada. As metas e as ações relativas foram propostas em plenária geral. Paralelamente, os modeladores estavam trabalhando na viabilidade da população e nos modelos de distribuição de espécies, engajando as partes interessadas nas etapas do modelo (detalhes em Ferraz et al. 2020). Os processos de modelagem foram conduzidos juntamente com a definição de ações. A validação dos modelos aconteceu antes do final da reunião e isso direcionou poucas mudanças nas ações previamente pré-definidas para priorizar

as áreas indicadas pelos modelos. A partir desta etapa, foram propostos 46 objetivos com suas 167 ações.

As áreas prioritárias foram propostas com os MDEs como parte da estrutura do PMP e insumos secundários dos modelos de viabilidade populacional. Dessa forma, esse exercício resultou em 20 “Unidades de Conservação da Onça”, as JCUs, totalizando 2,46 milhões de km². Uma antiga proposta de criação de uma área protegida altamente restritiva na região para preservar toda a região contra o desenvolvimento humano foi recuperada pelo ICMBio com o auxílio de dados científicos apresentados pelo CENAP. Utilizando as informações e o modelo gerado do PAN onça-pintada, foram produzidos modelos específicos e precisos de áreas prioritárias e corredores de conectividade para a região de Boqueirão da Onça e para a Caatinga como um todo (Morato et al. 2014). Com os modelos propostos pelos pesquisadores altamente especializados e atestados por vários outros *stakeholders* durante o workshop do PAN onça-pintada, juntamente com a implementação de ações dentro dos objetivos apresentados acima e os novos modelos derivados dos modelos de linha de base do PAN, tivemos então argumentos técnicos suficientes para criar duas áreas protegidas. Assim, em 2018, 9 anos após a reunião do PAN onça-pintada, foram decretadas pelo presidente do Brasil as duas novas áreas protegidas da região, o Parque Nacional Boqueirão da Onça e a Área Protegida Ambiental Boqueirão da Onça (uma área protegida de baixa restrição), abrangendo juntos 8.500 km², o maior contínuo de área protegida do leste brasileiro e do bioma (Concone et al. 2018; Decreto n 9.336, de 5 de abril de 2018). Essa conquista foi especialmente importante, pois esta área foi fonte de conflitos por muitos anos por partes interessadas, como pesquisadores da vida selvagem, conservacionistas, cientistas sociais, comunidades locais e empresas privadas de energia e mineração. O MDE desenvolvido sob a estrutura do PMP ajudou a reforçar a importância da preservação de uma área altamente adequada para a conservação da onça-pintada. Com essa proteção, todas as outras ações dentro dos objetivos do PAN poderiam ser implementadas para

garantir a sobrevivência a longo prazo dessa importante e criticamente ameaçada população de onça-pintada.

O desenvolvimento de um procedimento que envolve as partes interessadas desde o início do processo de modelagem tornou o uso da MDE uma ferramenta viável e decisiva para a conservação das espécies. O processo participativo potencializa a formação de uma aliança para a conservação de espécies com o objetivo de integrar o conhecimento biológico e fornecer evidências para modelagem e tomada de decisão. A comunicação entre os *stakeholders* foi aprimorada, construindo uma relação de confiança e transparência, traduzindo resultados científicos para objetivos de conservação, e compartilhando resultados e avanços entre todos.

À medida que as questões de pesquisa e as necessidades de conservação são levantadas *in loco* - em oposição às perspectivas de 'cima-para-baixo' ou orientadas por especialistas da ciência tradicional - altos níveis de confiança e compromisso entre os parceiros são construídos, determinando o nível de sucesso (Enquist et al. 2017). Pesquisadores e especialistas em espécies estiveram envolvidos no processo fornecendo não apenas dados e informações biológicas, mas também participando ativamente da avaliação, seleção e uso do modelo com todas as partes interessadas. Os usuários finais dos MDEs não têm sido apenas pesquisadores, mas também tomadores de decisão e formuladores de políticas, auxiliando no desenvolvimento de políticas de apoio às ações públicas para decisões de conservação e gestão.

Coprodução e Transdisciplinaridade para a Conservação

O artigo *Stakeholder Mapping as a Transdisciplinary Exercise for Jaguar Conservation in the Brazilian Atlantic Forest* (Sandroni et al. 2021; ANEXO 3) é um bom exemplo de exercício de coprodução transdisciplinar aplicado à conservação de uma espécie ameaçada, no caso, a onça-pintada, na Mata Atlântica brasileira. Este artigo compartilha o aprendizado experiencial de

um exercício transdisciplinar de mapeamento de *stakeholders* realizado pela equipe brasileira do projeto intitulado “Towards Convivial Conservation: Governing Human-Wildlife Interactions in the Anthropocene”. (CONVIVA). O projeto é dedicado a conceituar e testar novos caminhos de paisagem, governança e financiamento para conservação que vão além da estrita separação entre humanos e outras espécies e dependência de instrumentos baseados no mercado (Büscher e Fletcher 2020). O foco do CONVIVA está nas interações humano-fauna com quatro predadores em quatro contextos territoriais diferentes, a saber, lobos na Finlândia, leões na Tanzânia, ursos pardos na Califórnia (EUA) e onças na Mata Atlântica brasileira.

O bioma Mata Atlântica abriga uma das biotas florestais tropicais mais diversas e ameaçadas do mundo. Sua história de desmatamento começou com a colonização europeia, com a floresta sendo substituída por sucessivos ciclos de plantio (por exemplo, cana-de-açúcar, café, cacau, eucalipto, pecuária) e cidades (Dean 1995, Joly et al. 2014). Atualmente a floresta possui apenas cerca de 28% de sua cobertura original, e apenas cerca de 30% desse total está localizado dentro de áreas protegidas (Rezende et al. 2018). Sua história de perturbação levou a mudanças rápidas na frequência e abundância de grupos particulares (Joly et al. 2014), com severa defaunação em grupos funcionais como os predadores de ápice, outros carnívoros, mamíferos de grande porte e grandes herbívoros (Bogoni et al. 2018).

A onça-pintada (*Panthera onca*), maior carnívoro predador de topo de cadeia do Brasil, está entre as espécies mais criticamente ameaçadas da Mata Atlântica brasileira, com uma população inferior a 300 indivíduos dispersos em pequenas subpopulações (Galetti et al. 2013, Paviolo et al. 2016). Os remanescentes florestais são, no entanto, altamente biodiversos e importantes para a conservação, especialmente no que diz respeito à ocorrência de onças devido às suas funções ecológicas e efeitos em cascata (Morato et al. 2013).

Este artigo explora as oportunidades oferecidas pelo mapeamento de *stakeholders* como uma ferramenta metodológica para aumentar o engajamento

de diferentes perspectivas na conservação da natureza e gerar enquadramentos e caminhos de pesquisa coerentes em projetos de conservação. Isso é particularmente importante no caso de grandes carnívoros, uma vez que os riscos do conflito com essas espécies são maiores do que com outras. Conflitos com onças são um fenômeno complexo (Marchini et al. 2017) e o planejamento de conservação nessas circunstâncias pode se beneficiar muito de uma perspectiva igualmente abrangente e transdisciplinar. Os processos de transdisciplinaridade podem servir à capacitação de todos os participantes; construção de consenso sobre quais são os principais problemas, incluindo sua gênese e transformação, e estratégias para mitigar conflitos emergentes (Scholz e Steiner 2015a).

O mapeamento de *stakeholders* é considerado uma importante ferramenta para pesquisa e tomada de decisão em governança ambiental (Reed 2008). O processo consiste em identificá-los, classificando-os de acordo com critérios relacionados aos objetivos do projeto (Freeman 1984, Luyet et al. 2012, Sterling et al. 2017, Vogler et al. 2017). A ferramenta tem sido usada para melhorar a qualidade dos processos de tomada de decisão, especialmente em condições de incerteza (Hage et al. 2010). O mapeamento de *stakeholders* é identificado como uma importante tarefa preliminar a ser cumprida em projetos de conservação (Knight et al. 2006, Reed et al. 2009, Vance-Borland e Holley 2011).

O engajamento dos *stakeholders*, abordado por meio do processo de mapeamento, é visto como uma forma de agregar diversos conjuntos de conhecimento à abordagem de conservação baseada em evidências (Sutherland et al. 2004), uma vez que os sistemas naturais estão necessariamente ligados a aspectos socioeconômicos, domínios políticos e culturais. Os esforços de conservação têm que lidar com o 'perverso problema' (*wicked problem*) de gerar um equilíbrio entre proteção e uso dos recursos naturais. O aumento da participação aborda a variedade de valores e relações de poder ligados à conservação e constrói confiança em direção a um processo de tomada de

decisão plural (Sterling et al. 2017, Mason et al. 2018).

Neste estudo, o mapeamento de *stakeholders* foi identificado como uma abordagem importante para pesquisar as relações humano-onça, a fim de enfrentar dois desafios principais: (1) identificar caminhos para o aprendizado social, considerado *sine qua non* na geração de espaço para a presença de grandes carnívoros, como a onça-pintada em paisagens altamente povoadas e fragmentadas; e, (2) fazer a ponte entre as ciências sociais e as ciências naturais, fundamentais para a pesquisa transdisciplinar.

No exercício, os *stakeholders* foram posicionados em um mapa que tem como base um modelo de gráfico (Figura 1), onde o eixo X representa apoio à agenda de conservação da onça-pintada, e o eixo Y representa poder de influência. Assim, os dois eixos dividem o gráfico em quatro quadrantes, a saber: opositores (que se opõem à causa e têm alto poder de influência), críticos (que se opõem às práticas de conservação, mas têm baixo poder de influência e, portanto, só podem criticá-las publicamente), promotores (que têm interesse inicial na causa e alto poder de influenciar os resultados relacionados à conservação da onça-pintada) e apoiadores colaborativos (que apoiam a causa, mas a abordam com leveza, normalmente em relação às atividades dos promotores, devido à sua baixa capacidade de influência).

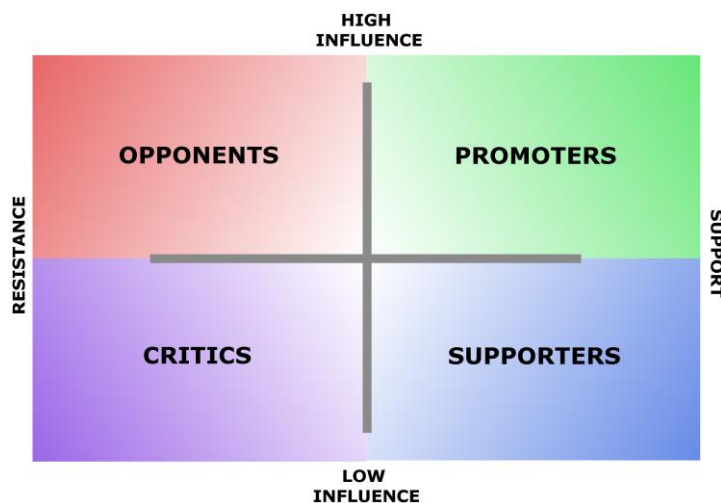


Figura 1. Modelo de gráfico do mapeamento de *stakeholders*.

O processo de mapeamento das partes interessadas criou consciência sobre a diversidade de partes interessadas/envolvidas no desafio de aumentar a população de um predador em uma paisagem fragmentada. Isso possibilitou a construção de caminhos de pesquisa inclusivos e coletivos, bem como a conclusão de um enquadramento coerente do problema por um grupo de trabalho formado por cientistas de diferentes áreas disciplinares e conservacionistas.

Após discussões substanciais, foram definidas as seguintes categorias de grupos sociais que se relacionam com algum contexto de interações humano-onça na Mata Atlântica brasileira:

- 1) Grandes agricultores: latifundiários ligados ao agronegócio com participação nacional e ligações com parlamentares eleitos;
- 2) Extrativistas: pessoas que extraem algo da floresta e dependem disso para seu sustento;
- 3) Caçadores: pessoas que praticam a caça ilegal dentro de áreas protegidas e seu entorno;
- 4) Pequenos agricultores: pequenos proprietários que trabalham principalmente na agricultura de pequena escala;
- 5) Populações tradicionais: populações tradicionais como povos indígenas, quilombolas e outras comunidades culturalmente diversas;
- 6) Guardas: guardas florestais de áreas protegidas privadas e públicas.

Posteriormente, o grupo de trabalho começou a posicionar os *stakeholders* no gráfico. No entanto, uma vez iniciada esta segunda tarefa, o tema geral da “conservação da onça-pintada” mostrou-se insuficiente para chegar a um consenso no processo de mapeamento. Isso levou à necessidade de compor entendimentos compartilhados sobre diferentes abordagens para a ‘conservação convencional’ (*mainstream conservation*; Brockington et al. 2008).

Esta etapa foi crucial para gerar uma base comum entre todas as pessoas do grupo de trabalho. Apesar de todas as pessoas engajadas no projeto lidarem com paradigmas de conservação na prática, o acesso à literatura sobre relações de poder-saber em diferentes tendências de ação em conservação da biodiversidade era desigual. Portanto, uma sistematização cuidadosa dessa perspectiva política mais ampla sobre os discursos que abrangem as práticas conservacionistas foi necessária para compor uma base teórica compartilhada para gerar consenso sobre a representação das relações entre os atores identificados. Considerando as tendências paradigmáticas mais amplamente identificadas na conservação da biodiversidade (Adams 2004, Mittermeier et al. 2005, Brockington et al. 2008, Franco 2013, Vaccaro et al. 2013) realizamos oficinas conceituais sobre o ‘protecionismo’ e paradigmas ‘neoliberais’ e sua aplicabilidade no caso brasileiro.

Partimos do paradigma protecionista devido ao seu papel tradicionalmente dominante nos esforços de conservação no Brasil (Sandroni e Carneiro 2016). ‘Protecionismo’ é um grande guarda-chuva que cobre áreas protegidas restritivas e “esforços gerenciais para proteger e defender [suas] fronteiras de forasteiros” (Vaccaro et al. 2013, p. 256). Através das chamadas “cercas e multas”, as populações locais tendem a ser excluídas (Adams e Hutton 2007), seguindo o modelo americano de criação do Parque Nacional de Yellowstone.

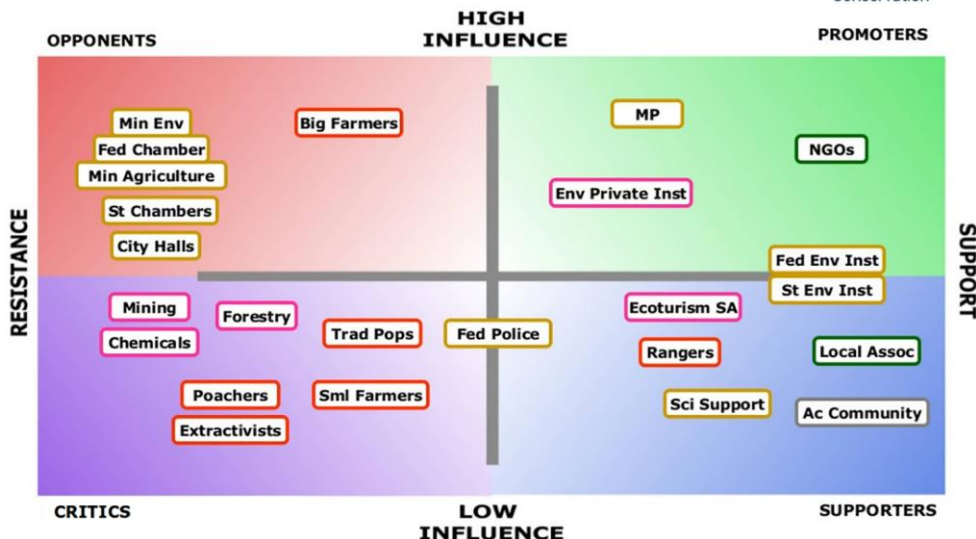
Para discussão sobre as tendências neoliberais em conservação, debatemos as pesquisas dos membros do CONVIVA sobre o tema (Igoe e Brockington 2007, Brockington e Duffy 2010, Büscher et al. 2012, Fletcher et al. 2015). No geral, a conservação neoliberal prometia infundir novos recursos na conservação, especialmente nos países pobres, protegendo a natureza por meio do “consumo”, resumido no slogan “vender a natureza para salvá-la” (McAfee 1999). Exemplos de ações ligadas a essa tendência são: Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) em programas como a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal em Países em Desenvolvimento

(REDD+), das Nações Unidas, bem como mercados de carbono, empreendimentos de ecoturismo, criação de áreas protegidas privadas, e fluxos de dinheiro do setor privado para as APs públicas. Embora as abordagens neoliberais de conservação tenham ganhado terreno significativo globalmente, sua implementação no Brasil nunca desmascarou ou substituiu a conservação de fortalezas. As áreas protegidas restritivas foram, de fato, a base para os mecanismos de conservação baseados no mercado que, além disso, tendiam a representar uma regulação estatal sobre um processo de privatização inicial, especialmente na Mata Atlântica brasileira.

Com esse histórico em perspectiva, o grupo de trabalho construiu, de forma colaborativa e mediados por um facilitador, dois mapas distintos: (1) *stakeholders* que atuam ou têm interesse na conservação da onça-pintada com base em ações e princípios da tendência protecionista na conservação convencional (Figura 2); e (2) *stakeholders* que atuam ou têm interesse na conservação da onça-pintada com base em ações e princípios da tendência neoliberal na conservação convencional (Figura 3). Ambos os eixos permaneceram os mesmos, mas a questão que norteou o posicionamento dos *stakeholders* pelo grupo de trabalho foi diferente em cada mapa, e como tal mudou toda a rede de conexões entre eles.

Ao olhar para os mapas resultantes, é evidente que mudanças significativas ocorrem a partir de diferentes perspectivas sobre a conservação da biodiversidade. Embora os números de *stakeholders* em cada categoria em cada mapa sejam semelhantes (com exceção dos críticos), sua composição é drasticamente diferente. *Stakeholders* tiveram de ser excluídas ou incluídas. Ainda mais frequente foi uma mudança nas suas posições nos dois mapas. As diferenças entre os mapas demonstraram a importância de uma questão norteadora bem definida e provaram que o duplo exercício pintou um quadro mais completo. É importante ter uma definição clara e compartilhada do problema e reconhecer possíveis suposições subjacentes para construir os mapas mais abrangentes.

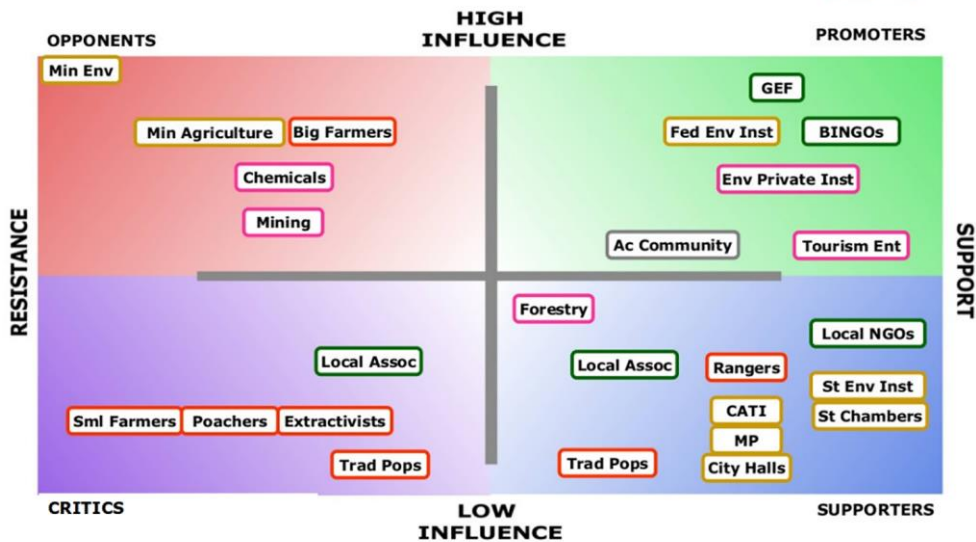
PROTECTIONISM



Organized Civil Society
Local Assoc: Residents Local Associations
NGOs: Environmental NGOs
Ac Community: Scientific Institutions that have stake in Jaguar Conservation
Public Institutions
City Halls
Fed Env Inst: Public organs for the environment at a federal level
Fed Police
Fed Chamber: Federal Chamber of Deputies
Min Agriculture: Ministry for Agriculture
MP: Public Ministry
Min Env: Minister for the Environment (Bolsonaro's Adm)
Sci Support: Public institutions for science
St Chambers: Chamber of Deputies at SP and PR states
St Env Inst: Public organs for environment at SP and PR states
Private Sector
Ecotourism SA: The biggest company that works with ecotourism in the AF
Chemicals: Companies that work with pesticides production
Forestry: Companies that work with timber production
Mining: mining companies such as Vale SA
Env Private Inst: Institutes for environmental conservation owned by private companies
Social Groups
Big Farmers: big landowners connected to agribusiness
Extractivists: People that extract from the forest
Poachers: People that hunt
Sml Farmers: small landowners
Trad Pops: Traditional Populations such as indigenous
Rangers: Park Rangers and guards

Figura 2. Mapa de stakeholders da conservação protecionista da onça-pintada na Mata Atlântica, Brasil.

NEOLIBERAL CONSERVATION



Organized Institutions:
Local Assoc: Residents Local Associations
NGOs: Environmental NGOs
GEF: Global Environment Facility
Ac Community: Scientific Institutions that have stake in Jaguar Conservation and market based solutions
Public Institutions
City Halls
Fed Env Inst: Public organs for the environment at a federal level
Fed Police
Fed Chamber: Federal Chamber of Deputies
Min Agriculture: Ministry for Agriculture
MP: Public Ministry
Min Env: Minister for the Environment (Bolsonaro Adm)
St Chambers: Chamber of Deputies at SP and PR states
St Env Inst: Public organs for environment SP and PR states
Private Sector
Cataratas SA: Company that works with ecotourism at Foz do Iguaçu National Park
Tourism Ent: Small Enterprises
Chemicals: Companies that work with pesticides production
Forestry: Companies that work with timber production
Mining: mining companies
Env Private Inst: Institutes owned by private companies
Social Groups
Big Farmers: big landowners connected to agribusiness
Extractivists: People that extract something from the forest
Poachers: People that hunt
Sml Farmers: small landowners
Trad Pops: Traditional Populations such as indigenous
Rangers: Park Rangers and guards

Figura 3. Mapa de stakeholders da conservação neoliberal da onça-pintada na Mata Atlântica, Brasil.

O exercício permitiu reconhecer que a tendência protecionista ainda é bastante dominante na conservação da onça-pintada, devido à maior legitimidade dos atores identificados no primeiro mapa. No entanto, a crítica bem estabelecida de tal abordagem indica a necessidade de mais engajamento social na conservação, incluindo vozes marginalizadas como tomadores de decisão, um dos principais aspectos da conservação convivial. Por outro lado, as discussões em torno do mapa neoliberal da conservação fizeram com que o grupo reconhecesse uma tendência de aumento de práticas ligadas a essa tendência, especialmente no atual contexto de extrema austeridade nos orçamentos de conservação. Uma tarefa futura seria avaliar em que medida tais ações realmente cumprem as promessas de gerar justiça social e conservação da natureza. Tal avaliação, por sua vez, poderia se beneficiar de uma perspectiva convivial que traz para o centro do palco questões relacionadas às desigualdades e à economia política para criar soluções para salvar o predador de topo da paisagem mais antropogênica da América Latina.

Em resumo, os autores demonstraram que o processo de mapeamento de *stakeholders*, se construído de forma colaborativa, pode servir como uma ferramenta para desenvolver um entendimento compartilhado sobre quais perspectivas de práticos da conservação, cientistas sociais e cientistas naturais podem se relacionar com questões de conservação da natureza, criando um ambiente para uma boa tomada de decisão em projetos de conservação.

Por fim, o exercício aprimorou a transdisciplinaridade na conservação da onça-pintada, possibilitando identificar práticas em andamento e gerar novas sugestões sobre como promover a coexistência entre humanos e onças, inclusive em contextos em que esse predador de topo tem que se manter em habitats escassos e paisagens intensamente antropogênicas. Os autores concluem que exercícios coletivos, que visam o contexto e as relações que conformam uma determinada questão conservacionista, podem trazer mais legitimidade e sentimento de pertencimento a diversos grupos de pessoas. Para maximizar as chances de desenvolver interações humano-fauna justas e

saudáveis, em longo prazo, em um mundo cada vez mais antropogênico, é crucial reconhecer quem está agindo para gerar soluções e como, para então avaliar as possibilidades de melhorar alternativas viáveis de coexistência com diferentes espécies, especialmente predadores de topo.

Colaboração Transdisciplinar para a Coexistência Humano-Fauna

O artigo *Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration* (Marchini et al. 2021; ANEXO 4) apresenta uma abordagem para a tomada de decisão baseada em evidências, estruturada e participativa no planejamento da coexistência humana-fauna. Mais especificamente, os autores propõem (i) uma estrutura conceitual para descrever a situação e estabelecer as metas, (ii) um processo para examinar as causas da situação e criar uma teoria de mudança (ToC) e (iii) um modelo para pesquisa e colaboração transdisciplinar integrando pesquisadores, tomadores de decisão e moradores junto com os interesses da fauna silvestre. Para ilustrar a abordagem, os autores relatam o processo e resultados de uma oficina com foco em um projeto de conservação cuja estratégia inclui a melhoria da relação entre fazendeiros e onças-pintadas fora do Parque Nacional do Iguaçu, Paraná.

A visão que os autores compartilham é que em um mundo dominado por humanos, cada vez mais complexo e interconectado, transformar interações humano-fauna em coexistência em larga escala requer planejamento completo (Marchini et al. 2019). No entanto, o estabelecimento de metas e a tomada de decisões na gestão de interações humano-fauna têm demorado a enfrentar esse desafio, talvez impedido, entre outras coisas, pela falta de (i) uma estrutura conceitual que integre a vida selvagem e os objetivos humanos para articular precisamente as mudanças desejadas; (ii) uma abordagem estruturada e interdisciplinar para avaliar a situação, selecionar ações e medir seu sucesso para informar como causar as mudanças de forma eficaz; e, (iii) a integração

adequada dos *stakeholders* – cientistas, tomadores de decisão e moradores – escolher conjuntamente as mudanças certas e os meios para promovê-las e trabalhar em conjunto para implementá-las.

A literatura científica em rápido crescimento sobre interações humano-fauna fornece uma resposta clara a essas questões sobre a direção geral a ser tomada: a aspiração é transformar “conflito humano-fauna silvestre” (IUCN 2020) em “coexistência humano-fauna-silvestre” (Frank 2016, Frank et al. 2019). O desafio com isso, no entanto, é que “coexistência” é uma visão muito vaga e pode significar muitas coisas diferentes para pessoas diferentes em contextos diferentes. A conceituação e operacionalização de soluções para a coexistência humano-fauna silvestre ainda é motivo de debate (Carter e Linnell 2016, Koenig et al. 2020, Glikman et al. 2021, Pooley et al. 2021).

De fato, “coexistência” é um conceito amplo e geralmente muito vago para fornecer um objetivo funcional claro para uma iniciativa de conservação. Em vez disso, ele precisa ser dividido em resultados previstos claros, específicos e alcançáveis, apropriados para a situação dada. Com um objetivo claro em mãos, a próxima questão norteadora a ser abordada no processo de planejamento é como chegar lá? Um roteiro para a coexistência humano-fauna deve ser produzido para orientar as ações. No entanto, apesar da riqueza de conhecimento sobre interações humano-fauna gerado nas últimas duas décadas (Nyhus 2016, Frank et al. 2019, Koenig et al. 2020), e da diversificação e disseminação de técnicas e ferramentas para melhorar a tomada de decisão (Schwartz et al. 2018), muitos projetos e programas dedicados a prevenir e mitigar o conflito humano-fauna e/ou promover a coexistência humano-fauna ainda carecem: (1) de uma teoria clara de mudança que informe a ligação entre ações e efeitos esperados, (2) basear as decisões em suposições não verificadas, e às vezes falhas, sobre essas ligações, e (3) avaliar o sucesso com base nos resultados diretamente produzidos pelas ações (por exemplo, número de oficinas comunitárias realizadas), sem a devida atenção aos efeitos indiretos e a longo prazo (p. ex., mudança de comportamento entre os participantes do

workshop).

A tomada de decisão estruturada e baseada em evidências em conflito humano-fauna e coexistência requer integração entre pesquisadores e tomadores de decisão. No entanto, argumentamos que a pesquisa na academia teve uma forte ênfase em descrever e explicar problemas em vez de testar soluções e medir as mudanças diretas e indiretas associadas (p. ex., Van Eeden et al. 2018a,b; Sutherland et al. 2021) . Os projetos e programas, por sua vez, não têm utilizado as evidências científicas disponíveis para orientar as ações e avaliar os resultados na medida do possível. Essa lacuna entre pesquisa e implementação tem dificultado soluções eficazes e sustentáveis (Knight et al. 2008, Toomey et al. 2017, Ferraz et al. 2020). O envolvimento insuficiente de vários *stakeholders*, como os moradores locais, também pode prejudicar os esforços para melhorar as interações humano-fauna.

Os autores desenvolveram e realizaram um workshop com participação de representantes do projeto e do parque nacional, além de colaboradores de outro projeto de conservação de onça-pintada na região. O objetivo do workshop foi apresentar o processo aos participantes, expondo-os a cada uma das etapas principais: avaliação da situação e definição de metas, mapeamento do sistema e identificação de pontos de alavancagem e produção de um ToC e de uma estrutura para monitoramento e avaliação (M&A). Os resultados, com foco no ToC e na estrutura de M&A, foram desenvolvidos e refinados em duas reuniões online de acompanhamento com a equipe do projeto em 2020 e início de 2021.

A estrutura descrita no artigo e desenvolvida pelos autores fornece uma abordagem para colocar interações humano-fauna no contexto do planejamento e da gestão. Expandindo a partir do conceito de *continuum* de conflito para coexistência (Frank 2016, Frank et al. 2019), que sugere uma representação gráfica unidimensional para descrever interações humano-fauna em sua gama de resultados mutuamente negativos à mutuamente positivos, os autores propuseram que interações humano-fauna fossem descritas por suas duas dimensões – fauna e pessoas – separadamente (Figura 1A). Cada situação é

tipicamente informada em termos de parâmetros de nível populacional, como tamanho da população ou status de conservação (p. ex., categorias de ameaça da IUCN), enquanto a situação humana, no contexto da interação, é expressa em termos de fatores tangíveis e intangíveis, como, por exemplo, custo/benefício financeiro, atitude (favorável/desfavorável), sentimento (gostar/não gostar) e bem-estar. A estrutura também pode acomodar parâmetros de nível individual, como bem-estar animal, que são cada vez mais considerados na conservação e gestão da fauna (Sekar e Shiller 2020). No contexto do planejamento, a escolha do parâmetro é baseada na viabilidade além da relevância. Por exemplo, o bem-estar humano individual é indiscutivelmente o que importa, mas sua medição pode ser desafiadora, de modo que os tomadores de decisão podem selecionar outro parâmetro que, embora também relevante, possa ser avaliado objetivamente (por exemplo, atitude) para que os resultados da gestão possam ser rastreados e demonstrados. Para fins de tomada de decisão, cada eixo pode informar um único parâmetro ou um conjunto de parâmetros, um por vez ou combinados (p. ex., em um índice).

O eixo vida selvagem e humano combinados definem quatro representações arquetípicas (Fischer et al. 2017, Hartel et al. 2018) que cobrem todas as interações humano-fauna possíveis: (i) negativo para fauna e pessoas (quadrante inferior esquerdo), (ii) negativo para a fauna e positivo para (algumas) pessoas (quadrante superior esquerdo), (iii) positivo para a fauna (no nível populacional) e negativo para as pessoas (quadrante inferior direito), e (iv) positivo tanto para a fauna quanto para as pessoas (quadrante superior direito).

O objetivo da gestão das interações humano-fauna é “deslocar” situações na metade esquerda e inferior da estrutura para a direita e para cima, respectivamente, em direção à convivência. No entanto, geralmente desejável, a condição ganha-ganha implícita na convivência raramente é realista (Vucetich et al. 2018) e, em última análise, não é necessária para a conservação. Em vez disso, em muitos casos, pode ser bom o suficiente para alcançar uma condição em que nenhuma das partes envolvidas – fauna e humanos – receba um impacto

negativo significativo da outra, de modo que sua “existência conjunta”, ou coexistência, possa ser sustentada (Figura 1A). Esta é a definição operacional de coexistência adotada nesta abordagem, cujo objetivo é promover mudanças que anulem (ou reduzam a condições mínimas) efeitos/impactos negativos das interações para ambos os envolvidos (fauna e pessoas).

Esta estrutura bidimensional para descrever interações humano-fauna pode ser usada para “mapear” quaisquer interações humano-fauna de interesse de gestão (Figura 1B), permitindo também múltiplos atores e espécies. No contexto do planejamento, a estrutura é usada para informar visualmente a situação atual e as mudanças desejadas dentro de um prazo específico (Figura 1B). Quando vários *stakeholders* são retratados, sua situação atual e desejada pode revelar um terreno comum e conflito real e potencial. Tal representação gráfica pode ser uma ferramenta particularmente útil para o estabelecimento de metas e de comunicação em processos de engajamento de *stakeholders*.

Além disso, a representação gráfica faz uma distinção clara entre as dimensões de conservação e social de um problema de interação humano-fauna (metades esquerda e inferior da figura, respectivamente), incentivando os tomadores de decisão e os gestores a abordarem explicitamente cada uma delas. Quando uma espécie ameaçada não causa nenhum impacto percebido significativo nas pessoas, ou seja, a interação não tem uma dimensão social importante, a situação e a mudança desejada podem ser expressas adequadamente de forma unidimensional ao longo do eixo situacional da fauna: trata-se apenas de conservação. Mas sempre que as interações humano-fauna têm implicações sociais, negativas ou positivas, a avaliação da situação e, portanto, o planejamento se beneficiarão de uma estrutura que integre as dimensões ecológica e social.

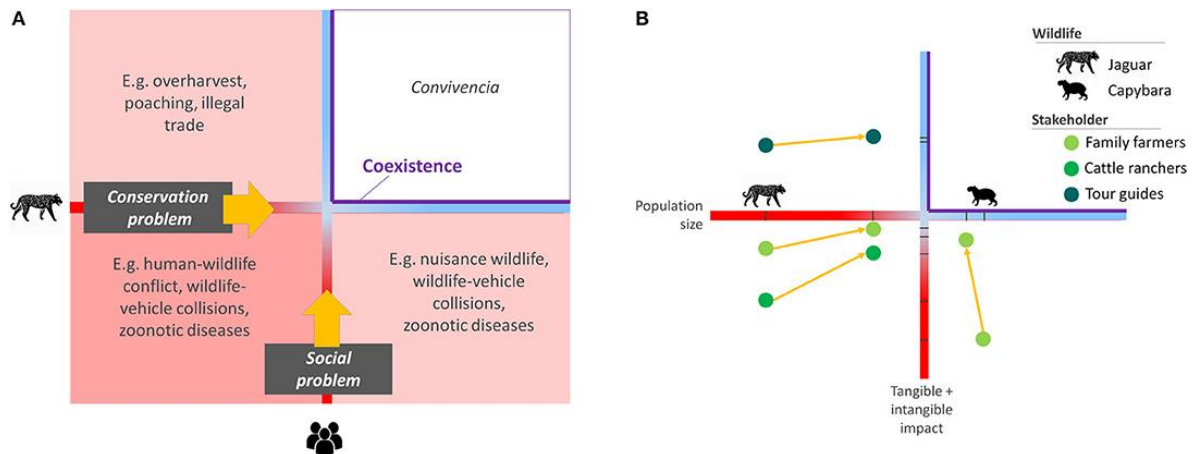


Figura 1. Estrutura conceitual para descrever as interações humano-fauna. (A) A situação varia de ruim (vermelho) a boa (azul). As setas informam a direção da mudança desejada do ponto de vista conservacionista e social. A coexistência é definida como a condição em que nenhuma das partes envolvidas – animais selvagens e humanos – recebe um impacto negativo significativo da outra (linha roxa), para que seu “existir junto” possa ser sustentável; (B) Uso hipotético da estrutura para estabelecer metas e comunicar a situação atual e desejada no planejamento da coexistência multi-espécies (p. ex., onça e capivara) e multissetorial (p.ex., agricultores familiares, pecuaristas e guias turísticos). Neste exemplo hipotético, mas realista, o objetivo é melhorar a situação das partes envolvidas em relação à convivência, reconhecendo que a convivência não será totalmente alcançada com os recursos disponíveis (p. ex., tempo).

A perspectiva de planejamento e gestão apresentadas no artigo trata de mudar as interações em benefício das pessoas e da fauna. Assim, promover mudanças deve ser o foco principal da pesquisa para a coexistência humano-fauna. A evidência em que se baseia a tomada de decisão deve vir não apenas de pesquisas sobre fauna e pessoas, mas preferencialmente também de pesquisas sobre como o sistema muda em resposta às ações de manejo (veja Marchini et al. 2021). Tais mudanças obrigatoriamente afetam as pessoas, e os custos e benefícios associados nem sempre são distribuídos igualmente entre os *stakeholders* ou ao longo do tempo (p. ex., para alguns grupos o benefício de longo prazo pode implicar custos de curto prazo). Portanto, criar as condições para que esses grupos participem da tomada de decisões é um imperativo moral e mais promissor, complementando abordagens de ‘cima-para-baixo’ que podem, por si só, resultar em falta de adesão e implementação (Treves et al. 2009, Dietsch et al. 2021, Salvatori et al. 2021, Vucetich et al. 2021b).

O processo proposto de planejamento para a coexistência entre humanos

e fauna favorece uma alternativa ao modelo convencional de implementação de pesquisa em interações humano-fauna em que uma lacuna pode, muitas vezes, separar a academia dos tomadores de decisão e dos demais *stakeholders* (Figura 2A). Na verdade, a lacuna ciência-política não é apenas uma preocupação na prática da conservação, mas um desafio urgente a ser abordado em muitos campos (p. ex., mudanças climáticas). A maioria das pesquisas acadêmicas em interações humano-fauna se concentrou em descrever e explicar problemas relacionados ao conflito humano-fauna. Níveis de perda de gado para predadores e de abate por retaliação, e os fatores que determinam esses fenômenos, são exemplos de objetos dessa pesquisa (p. ex., Bruskotter et al. 2017, Chaka et al. 2021, respectivamente). Os objetos de pesquisa são escolhidos de acordo com critérios acadêmicos e científicos, incluindo a adequação e viabilidade da pesquisa dentro das normas e prazos impostos pelos programas de pós-graduação e órgãos de fomento. Os interesses e preferências pessoais dos pesquisadores e a originalidade acadêmica também desempenham um papel na seleção dos tópicos de pesquisa. Nesse modelo, a contribuição da academia pode terminar com a publicação dos resultados da pesquisa em periódicos científicos, tipicamente em linguagem acadêmica e em inglês, independentemente do idioma falado pelos *stakeholders* – tomadores de decisão, gestores e residentes – do local de estudo. /sistema. Esses atores, por sua vez, têm feito uso limitado, se for o caso, dos resultados de pesquisas científicas, seja por dificuldades em compreendê-los, limitações em acessá-los, ou sobrecarregados de informações e estudos, alguns dos quais se contradizem (Wesselink e Hoppe 2020). Sem uma base de evidências robusta, as equipes responsáveis por projetos e programas medem o sucesso de suas atividades com base em produtos e resultados de curto prazo, na melhor das hipóteses, mas a conexão entre seus resultados e o impacto no problema das interações humano-fauna em questão geralmente não é demonstrada.

O planejamento da coexistência se beneficiará de um processo que difere do modelo convencional em três pontos principais (Figura 2B): (i) os objetivos da

pesquisa vão além da descrição e explicação do problema para abordar também como o problema é resolvido ou mitigado pelas ações de gestão e seus resultados, (ii) tomadores de decisão, gestores e residentes participam de todas as etapas do processo: as questões de pesquisa, por exemplo, não são escolhidas apenas por seu mérito acadêmico e científico, mas principalmente por sua relevância para esses *stakeholders*, ou seja, a contribuição da academia é pautada diretamente por demandas concretas de *stakeholders* específicos; e (iii) o processo é explicitamente cíclico e iterativo, e a ênfase não está em uma solução definitiva – que na verdade raramente existe – mas na adaptação e resiliência.

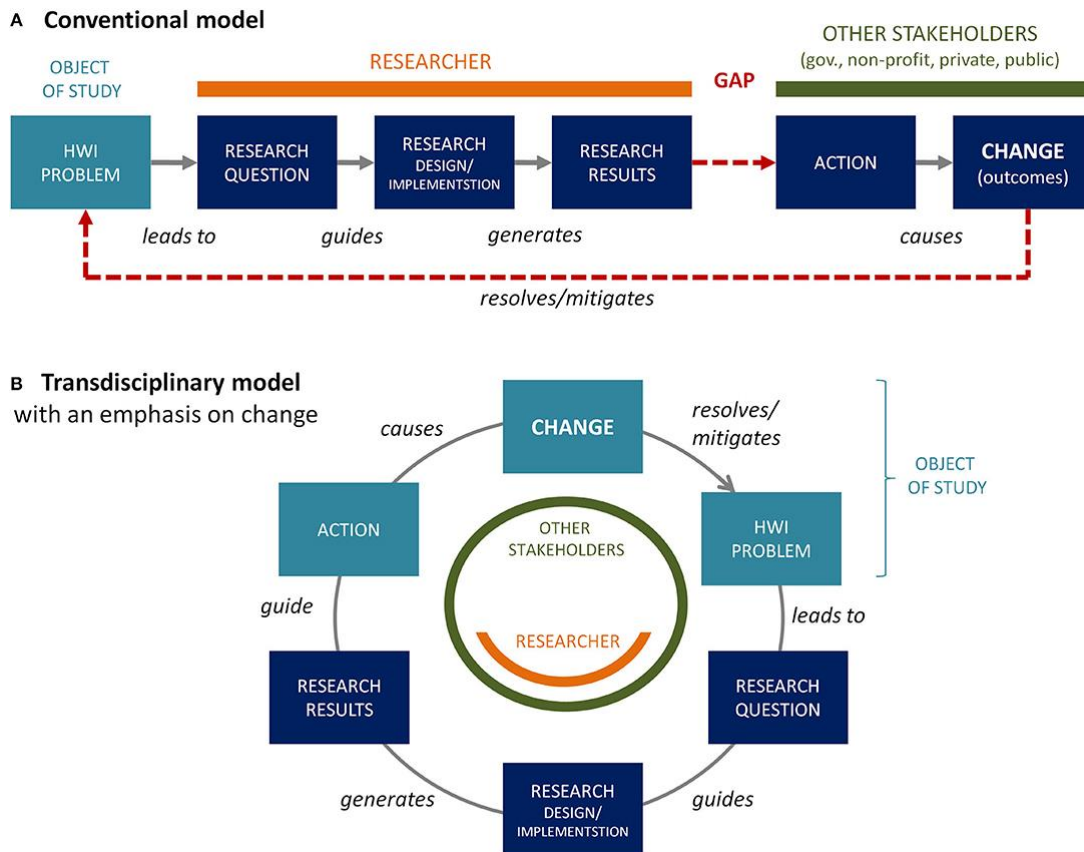


Figura 2. Modelos convencionais (A) e alternativos (B) para o papel dos pesquisadores e outros *stakeholders* no enfrentamento dos problemas de interações humano-fauna. As setas tracejadas representam os vínculos que normalmente são fracos ou ausentes: o uso de resultados de pesquisa por tomadores de decisão e profissionais e o monitoramento e avaliação dos efeitos finais das ações no problema de interações humano-fauna.

Este modelo transdisciplinar com foco na mudança adaptativa constitui uma abordagem para criar o conhecimento, as habilidades e as colaborações necessárias entre pesquisadores, profissionais e partes interessadas para promover a coexistência entre humanos e fauna. A abordagem transdisciplinar, por definição, integra campos além da academia com a pesquisa acadêmica e engaja os *stakeholders* na coprodução de conhecimento, por meio de processos de investigação coletiva e reflexão com *stakeholders* relevantes (Lang et al. 2012) que promovem a propriedade e a participação plena. De fato, a transdisciplinaridade tem sido cada vez mais mencionada como uma forma promissora de produção de conhecimento e tomada de decisão no contexto das questões mais prementes do mundo (Macdonald 2019, Rigolot 2020). No entanto, apesar do crescente interesse em abordagens transdisciplinares entre cientistas e profissionais de sustentabilidade (Sharpe et al. 2016, Rocha et al. 2020), seu uso no campo de interações humano-fauna ainda está em sua infância (Hartel et al. 2019, Jiren et al. 2021).

Considerações Finais

Participação social, coprodução de conhecimento e transdisciplinaridade podem ser os meios para se atingir as metas de conservação relacionadas à crise de biodiversidade tornando as decisões mais legítimas, representativas e menos conflituosas. Os artigos aqui apresentados e discutidos são exemplos de processos e de resultados exitosos em direção à uma conservação da biodiversidade, decolonizada, mais inclusiva e participativa, que reconhece (i) que pessoas devem ser ouvidas e engajadas em ações de conservação e (ii) que pessoas e natureza precisam coexistir.

Coexistir com a fauna requer mudanças de comportamento (percepções e atitudes) e, neste sentido, abordagens estruturadas e participativas, como a utilizada no planejamento para a coexistência, pode (i) sistematizar o conhecimento existente até o momento, (ii) revelar as lacunas de conhecimento

necessárias para promover mudanças, (iii) elencar e priorizar ações, (iv) definir indicadores de monitoramento e avaliação do processo e das mudanças, e (v) fornecer evidências de eventuais adaptações para manter a iteratividade do processo. Desta forma, ações podem reduzir os impactos negativos das decisões de conservação sobre as pessoas, bem como, potencializar os impactos positivos sobre pessoas e natureza.

Referências Bibliográficas

- Adams, W. M. 2004. *Against extinction: The story of conservation*. Earthscan. Doi: 10.4324/9781849770415.
- Adams, W. M., Hutton, J. 2007. People, parks and poverty political ecology and biodiversity conservation. *Conservation and Society* 5: 147-183.
- Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T. S., Sierro, A., Watson, J. E., Braunisch, V. 2010. From publications to public actions: when conservation biologists bridge the gap between research and implementation. *BioScience* 60(10): 835-842.
- Armitage, D., Berkes, F., Dale, A., Kocho-Schellenberg, E., Patton, E. 2011. Co-management and the co-production of knowledge: Learning to adapt in Canada's Arctic. *Global environmental change* 21(3): 995-1004. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2011.04.006.
- Beier, P., Hansen, L. J., Helbrecht, L., Behar, D. 2017. A how-to guide for coproduction of actionable science. *Conservation Letters* 10(3): 288-296. Doi: 10.1111/conl.12300.
- Bertuol-Garcia, D., Morsello, C., N. El-Hani, C., Pardini, R. 2018. A conceptual framework for understanding the perspectives on the causes of the science–practice gap in ecology and conservation. *Biological Reviews* 93(2): 1032-1055. Doi: 10.1111/brv.12385.
- Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, N., Peres, C. A. 2018. Wish

- you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? *PLoS One* 139: e0204515. Doi: 10.1371/journal.pone.0204515.
- Bracken, L. J., Bulkeley, H. A., Whitman, G. 2015. Transdisciplinary research: understanding the stakeholder perspective. *Journal of environmental planning and management* 58(7): 1291-1308. Doi: 10.1080/09640568.2014.921596.
- Breckwoldt, A., Lopes, P. F., Selim, S. A. 2021. Look Who's Asking—Reflections on Participatory and Transdisciplinary Marine Research Approaches. *Frontiers in Marine Science* 8: 627502. Doi: 10.3389/fmars.2021.627502.
- Brites, A. D., De Mello, K., Tavares, P. A., Metzger, J. P., Rodrigues, R. R., Molin, P. G. et al. 2021. Science-based Stakeholder Dialogue for Environmental Policy Implementation. *Conservation & Society* 19(4): 225-235. Doi: 10.4103/cs.cs_20_134.
- Brockington, D., Duffy, R. 2010. Capitalism and conservation. The production and reproduction of biodiversity conservation. *Antipode* 423: 469-484. Doi: 10.1111/j.1467-8330.2010.00760.x.
- Brockington, D., Duffy, R., Igoe, J. 2008. *Nature unbound: Conservation, capitalism and the future of protected areas*. Routledge. Doi: 10.4324/9781849772075.
- Bruskotter, J. T., Vucetich, J. A., Manfredo, M. J., Karns, G. R., Wolf, C., Ard, K, et al. 2017. Modernization, risk, and conservation of the world's largest carnivores. *BioScience* 67: 646-655. Doi: 10.1093/biosci/bix049.
- Büscher, B., Fletcher, R. 2020. *The conservation revolution. Radical ideas for saving nature beyond the Anthropocene*. Verso, London. 216pp.
- Buscher, B., Sullivan, S., Neves, K., Igoe, J., Brockington, D. 2012. Towards a synthesized critique of neoliberal biodiversity conservation. *Capitalism Nature Socialism* 232: 4-30. Doi: 10.1080/10455752.2012.674149
- Carter, N. H., Linnell, J. D. 2016. Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends in Ecology & Evolution* 31: 575-578. Doi:

10.1016/j.tree.2016.05.006.

- CDB, Convention on Biological Diversity. 2010. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Targets. Available at: <https://www.cbd.int/sp/>.
- Chaka, S. N., Kissui, B.M., Gray, S., Montgomery, R. A. 2021. Predicting the fine-scale factors that correlate with multiple carnivore depredation of livestock in their enclosures. *African Journal of Ecology* 59: 74-87. Doi: 10.1111/aje.12789.
- Concone, H. V. B., Bueno, C. B., Ferraz, K. M. P. M. B. 2018. A mosaic of protected areas in Brazil: Bringing new hope for jaguars. *Wild Felid Monitor* 11: 23.
- Cook, C. N., Mascia, M. B., Schwartz, M. W., Possingham, H. P., Fuller, R. A. 2013. Achieving conservation science that bridges the knowledge–action boundary. *Conservation Biology* 27(4): 669-678. Doi: 10.1111/cobi.12050.
- Dean, W. 1995. *With broadax and firebrand: The destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press. 484pp.
- Desbiez, A. L. J., Paula, R. C. 2012. Species conservation planning: The jaguar National Action Plan for Brazil. *CatNews* 7: 4-7.
- Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A. et al. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366(6471): eaax3100. Doi: 10.1126/science.aax310.
- Dietsch, A. M., Wald, D. M., Stern, M. J., Tully, B. 2021. An understanding of trust, identity, and power can enhance equitable and resilient conservation partnerships and processes. *Conservation Science and Practice* e421. Doi: 10.1111/csp2.421.
- Djenontin, I. N. S., Meadow, A. M. 2018. The art of co-production of knowledge in environmental sciences and management: lessons from international practice. *Environmental Management* 61(6): 885-903. Doi: 10.1007/s00267-018-1028-3.
- Dubois, N. S., Gomez, A., Carlson, S., Russell, D. 2020. Bridging the research-

- implementation gap requires engagement from practitioners. *Conservation Science and Practice* 2(1): e134. Doi: 10.1111/csp2.134.
- Enquist, C. A., Jackson, S. T., Garfin, G. M., Davis, F. W., Gerber, L. R., Littell, J. A., ..., Hiers, J. K. 2017. Foundations of translational ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15: 541-550. Doi: 10.1002/fee.1733.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Morato, R. G., Bovo, A. A. A., da Costa, C. O. R., Ribeiro, Y. G. G., de Paula, R. C., et al. 2020. Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. *Conservation Science and Practice* e330. Doi: 10.1111/csp2.330.
- Fischer, J., Abson, D. J., Bergsten, A., Collier, N. F., Dorresteyn, I., Hanspach, J., et al. 2017. Reframing the food–biodiversity challenge. *Trends in Ecology & Evolution* 32: 335-345. Doi: 10.1016/j.tree.2017.02.009.
- Fletcher, R., Dressler, W., Buscher, B. 2015. Nature Inc.: Nature as neoliberal capitalist imaginary. pp. 359-372. In: *The international handbook of political ecology* (Bryant, R. L., ed.). Edward Elgar Publishing. Doi: 10.4337/9780857936172.
- Franco, J. L. 2013. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: Da preservação da *wilderness* à conservação da biodiversidade. *Historia* 32(2): 21-48. Doi: 10.1590/S0101-90742013000200003.
- Frank, B. 2016. Human–wildlife conflicts and the need to include tolerance and coexistence: An introductory comment. *Society and Natural Resources* 29: 738-743. Doi: 10.1080/08941920.2015.1103388.
- Frank, B., Glikman, J. A., Marchini, S. 2019. *Human–wildlife interactions: turning conflict into coexistence*. Cambridge University Press, Cambridge. Doi: 10.1017/9781108235730.
- Freeman, R. E. 1984. *Strategic management: A stakeholder approach*. Pitman. Doi: 10.1017/CBO9781139192675.
- Galetti, M., Eizirik, E., Beisiegel, B., Ferraz, K., Cavalcanti, S., Srbek-Araújo, C.,

- Crawshaw, P., Paviolo, A., Galetti, P. M., Jr., Jorge, M. L., Marinho-Filho, J., Vercillo, U., Morato, R. 2013. Atlantic Rainforest's jaguars in decline. *Science* 342(6161): 930-931. Doi: 10.1126/science.342.6161.930-a.
- Game, E. T., Schwartz, M. W., Knight, A. T. 2015. Policy relevant conservation science. *Conservation Letters* 8(5): 309-311. Doi: 10.1111/conl.12207.
- Glikman, J. A., Frank, B., Ruppert, K. A., Knox, J., Sponarski, C. C., Metcalf, E. C., et al. 2021. Coexisting with different human-wildlife coexistence perspectives. *Frontiers in Conservation Science* 2: 703174. Doi: 10.3389/fcosc.2021.703174.
- Hage, M., Leroy, P., Petersen, A. C. 2010. Stakeholder participation in environmental knowledge production. *Futures* 42(3): 254-264. Doi: 10.1016/j.futures.2009.11.011.
- Hartel, T., Fagerholm, N., Torralba, M., Balázsi, Á., Plieninger, T. 2018. Social-ecological system archetypes for European rangelands. *Rangeland Ecology & Management* 71: 536-544. Doi: 10.1016/j.rama.2018.03.006.
- Hartel, T., Scheele, B. C., Vanak, A. T., Rozyłowicz, L., Linnell, J. D., Ritchie, E. G. 2019. Mainstreaming human and large carnivore coexistence through institutional collaboration. *Conservation Biology* 33: 1256-1265. Doi: 10.1111/cobi.13334.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H. et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330(6010): 1503-1509. Doi: 10.1126/science.119444
- Igoe, J., Brockington, D. 2007. Neoliberal conservation: A brief introduction. *Conservation and Society* 5(4): 432-449.
- IUCN. 2020. IUCN SSC Position Statement on the Management of Human-Wildlife Conflict. IUCN Species Survival Commission (SSC) Human-Wildlife Conflict Task Force. Available online at: <http://www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements>.
- Jacobs, K., Garfin, G., Lenart, M. 2005. More than just talk: Connecting science

- and decision making. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 47: 6-21. Doi: 10.3200/ENVT.47.9.6-21.
- Jarnevich, C. S., Thomas, C. C., Young, N. E., Backer, D., Cline, S., Frid, L., Grissom, P. 2019. Developing an expert elicited simulation model to evaluate invasive species and fire management alternatives. *Ecosphere* 10: e02730. Doi: 10.1002/ecs2.2730.
- Jiren, T. S., Riechers, M., Kansky, R., Fischer, J. 2021. Participatory scenario planning to facilitate human-wildlife coexistence. *Conservation Biology* 1-9. Doi: 10.1111/cobi.13725.
- Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., Wilmshurst, J. M. 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science* 356(6335): 270-275. Doi: 10.1126/science.aam931.
- Joly, C. A., Metzger, J. P., Tabarelli, M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204: 459-473. Doi: 10.1111/nph.12989.
- Kaner, S. 2014. *Facilitator's guide to participatory decision-making*. John Wiley & Sons, New Jersey, NJ. 432 pp.
- Karasov-Olson, A., Bird, A. K., Collins, A. C., Graves, E. E., Shaw, J. A., Tymstra, E. F. et al. 2020. Bridging the knowledge-implementation gap between agency and academia: A case study of a graduate research experience. *Conservation Science and Practice* 2(12): e286. Doi: 10.1111/csp2.286.
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Campbell, B. M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation biology* 20(2): 408-419. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00305.x.
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., and Campbell, B.M. 2008. Knowing but not Doing: selecting priority conservation areas and the research–implementation gap. *Conservation Biology* 22: 610-617. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x
- Koenig, H. J., Kiffner, C., Kramer-Schadt, S., Fürst, C., Keuling, O., Ford, A. T.

2020. Human–wildlife coexistence in a changing world. *Conservation Biology* 34: 786-794. Doi: 10.1111/cobi.13513.
- Lang, D. J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., et al. 2012. Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. *Sustainability Science* 7: 25-43. Doi: 10.1007/s11625-011-0149-x.
- Lees, C. M., Rutschmann, A., Santure, A. W., Beggs, J. R. 2021. Science-based, stakeholder-inclusive and participatory conservation planning helps reverse the decline of threatened species. *Biological Conservation* 260: 109194. Doi: 10.1016/j.biocon.2021.109194
- Luyet, V., Schlaepfer, R., Parlange, M., Buttler, A. 2012. A framework to implement stakeholder participation in environmental projects. *Journal of Environmental Management* 11: 213-219. Doi: 10.1016/j.jenvman.2012.06.026.
- M. R., et al. 2018a. Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection. *PLoS Biology* 16: e2005577. Doi: 10.1371/journal.pbio.2005577.
- Macdonald, D. W. 2019. Mammal conservation: Old problems, new perspectives, transdisciplinarity, and the coming of age of conservation geopolitics. *Annual Review of Environment and Resources* 44: 61-88. Doi: 10.1146/annurev-environ-101718-033039.
- Mair, L., Byers, O., Lees, C. M., Nguyen, D., Rodriguez, J. P., Smart, J., McGowan, P. J. 2021. Achieving International Species Conservation Targets. *Conservation & Society* 19(1): 25-33. Doi: 10.4103/cs.cs_19_137.
- Marchini, S. M., Ferraz, K. M. P. M. B., Foster, V., Reginato, T., Kotz, A., Barros, Y., Zimmermann, A., Macdonald, D. W. 2021. Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration. *Frontiers in Conservation Science* 2: 1-11. Doi: 10.3389/fcosc.2021.752953.
- Marchini, S., Ferraz, K. M. P. M.B., Zimmermann, A., Guimarães-Luiz, T., Morato, R., Correa, P. L. P., et al. 2019. Planning for coexistence in a complex human-

- dominated world. pp. 414–438. In: Human–wildlife interactions: turning conflict into coexistence (Frank, B., Glikman, J. A., Marchini, S., eds). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. Doi: 10.1017/9781108235730.022.
- Marchini, S., Ramalho, E., Toro-Orozco, W., Ferraz, K. M. P. M. B. 2017. Human–jaguar conflicts in Brazil: a human dimensions perspective. pp. 299–309. In: *Conflicto entre Felinos y Humanos en América Latina Bogotá* (Castaño-Uribe, C., Lasso, C. A., Hoogesteijn, R., Payan-Garrido, E., eds.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mason, T., Pollard, C., Chimalakonda, D., Guerrero, A., Kerr-Smith, C., Milheiras, S., Roberts, M., Ngafack, P. R., Bunnefeld, N. 2018. Wicked conflict: Using wicked problem thinking for holistic management of conservation conflict. *Conservation Letters* 11(6): 12460. Doi: 10.1111/conl.12460.
- Massarella, K., Nygren, A., Fletcher, R., Büscher, B., Kiwango, W.A., Komi, S., Krauss, J. E., Mabele, M. B., McInturff, A., Sandroni, L. T., Alagona, P. S., Brockington, D., Coates, R., Duffy, R., Ferraz, K. M. P. M. B., Koot, S., Marchini, S., Percequillo, A R. 2021. Transformation beyond conservation: how critical social science can contribute to a radical new agenda in biodiversity conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 49: 79-87. Doi: 10.1016/j.cosust.2021.03.005.
- Mausser, W., Klepper, G., Rice, M., Schmalzbauer, B. S., Hackmann, H., Leemans, R., Moore, H. 2013. Transdisciplinary global change research: the co-creation of knowledge for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(3-4): 420-431.
- Max-Neef, M. A. 2005. Foundations of transdisciplinarity. *Ecological Economics* 53(1): 5-16. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2005.01.014.
- McAfee, K. 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green Developmentalism. *Environment and Planning* 17(1): 133-154. Doi: 10.1068/d170133.
- Merkle, J. A., Anderson, N. J., Baxley, D. L., Chopp, M., Gigliotti, L. C., Gude, J.

- A. et al. 2019. A collaborative approach to bridging the gap between wildlife managers and researchers. *The Journal of Wildlife Management* 83(8): 1644-1651. Doi: 10.1002/jwmg.21759.
- Mittermeier, R. A., Fonseca, G. B., Rylands, A., Brandon, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade* 1(1): 14-21.
- Montibeller, G., Belton, V. 2006. Causal maps and the evaluation of decision options - A review. *Journal of the Operational Research Society* 57: 779-791. Doi: 10.1057/palgrave.jors.2602214.
- Morato, R. G., Beisiegel, B. M., Ramalho, E. E., Campos, C. B., Boulhosa, R. L. 2013. Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3: 122-132.
- Morato, R. G., Ferraz, K. M. P. M. B., Paula, R. C., Campos, C. B. 2014. Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga Biome, Brazil. *PLoS One* 9: e92950. Doi: 10.1371/journal.pone.0092950.
- Nel, J. L., Roux, D. J., Driver, A., Hill, L., Maherry, A. C., Snaddon, K. et al. 2016. Knowledge co-production and boundary work to promote implementation of conservation plans. *Conservation Biology* 30(1): 176-188. Doi: 10.1111/cobi.12560.
- Norris, K., Terry, A., Hansford, J. P., Turvey, S. T. 2020. Biodiversity conservation and the earth system: mind the gap. *Trends in Ecology & Evolution* 35(10): 919-926.
- Nyhus, P. J. 2016. Human–wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources* 41: 143-171. Doi: 10.1146/annurev-environ-110615-085634.
- Papamichail, K. N., Alves, G., French, S., Yang, J. B., Snowdon, R. 2007. Facilitation practices in decision workshops. *Journal of the Operational Research Society* 58: 614-632. Doi: 10.1057/palgrave.jors.2602373.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K. B., Morato, R. G., Martinez Pardo, J.,

- Srbek-Araujo, C., Beisiegel, B. M., Lima, F., Sana, D., Xavier da Silva, M., Vel_azquez, M. C., Cullen, L., Crawshaw, P., Jr., Jorge, M. L., Galetti, P. M., Di Bitetti, M. S., de Paula, R. C., Eizirik, E., Aide, T. M., ..., Azevedo, F. 2016. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports* 6(1): 37147. Doi: 10.1038/srep37147.
- Pfeffer, J., Sutton, R. I. 1999. Knowing “what” to do is not enough: Turning knowledge into action. *California Management Review* 42(1): 83-108.
- Pooley, S., Bhatia, S., Vasava, A. 2021. Rethinking the study of human–wildlife coexistence. *Conservation Biology* 35: 784-793. Doi: 10.1111/cobi.13653.
- Pullin, A. S., Knight, T. M. 2005. Assessing conservation management's evidence base: a survey of management-plan compilers in the United Kingdom and Australia. *Conservation Biology* 19(6): 1989-1996.
- Reed, M. S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141: 2417-2431. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.014.
- Reed, M. S. 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141: 2417-2431. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.014.
- Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C. H., Stringer, L. C. 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management* 90(5): 1933-1949. Doi: 10.1016/j.jenvman.2009.01.001.
- Reyers, B., Roux, D. J., Cowling, R. M., Ginsburg, A. E., Nel, J. L., FARRELL, P. O. 2010. Conservation planning as a transdisciplinary process. *Conservation Biology* 24(4): 957-965. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01497.x.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assadd, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest.

- Perspectives in Ecology and Conservation 16(4): 208–214. Doi: 10.1016/j.pecon.2018.10.002.
- Rigolot, C. 2020. Transdisciplinarity as a discipline and a way of being: complementarities and creative tensions. *Humanities & Social Sciences Communications* 7: 100. Doi: 10.1057/s41599-020-00598-5.
- Roach, R. 2004. The great divide. *Diverse Issues in Higher Education* 21(1): 22.
- Rocha, P. L. B., Pardini, R., Viana, B. F., El-Hani, C. N. 2020. Fostering inter-and transdisciplinarity in discipline-oriented universities to improve sustainability science and practice. *Sustainability Science* 15: 717-728. Doi: 10.1007/s11625-019-00761-1.
- Rosenhead, J. 1996. What's the problem? An introduction to problem structuring methods. *Interfaces* 26: 117-131.
- Salvatori, V., Balian, E., Blanco, J. C., Carbonell, X., Ciucci, P., Demeter, L., et al. C. 2021. Are large carnivores the real issue? solutions for improving conflict management through stakeholder participation. *Sustainability* 13: 4482. Doi: 10.3390/su13084482.
- Sandroni, L., Carneiro, M. J. 2016. Biodiversity conservation in Brazilian social sciences: A systematic review from 1990 to 2010. *Ambiente & Sociedade* 19(3): 21-46. Doi: 10.1590/1809-4422ASOC130181V1932016.
- Sandroni, L., Ferraz, K. M. P. M. B., Marchini, S., Percequillo, A., Coates, R., Paolino, R. M., Barros, Y., Landis, M., Robeiro, Y. G. G., Munhões, L. P. 2022. Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Science and Practice* 4(5): e12651. Doi: 10.1111/csp2.12651.
- Scholz, R. W., Steiner, G. 2015b. The real type and ideal type of transdisciplinary processes: part II – what constraints and obstacles do we meet in practice?. *Sustainability Science* 10(4): 653-671. Doi: 10.1007/s11625-015-0327-3.
- Scholz, R. W., Steiner, G. 2015a. The real type and ideal type of transdisciplinary processes: part I – theoretical foundations. *Sustainability Science* 10: 527-

544. Doi: 10.1007/s11625-015-0326-4.
- Scholz, R. W., Steiner, G. 2015c. Transdisciplinarity at the crossroads. *Sustainability Science* 10(4): 521-526. Doi: 10.1007/s11625-015-0338-0.
- Schwartz, M. W., Cook, C. N., Pressey, R. L., Pullin, A. S., Runge, M. C., Salafsky, N., et al. 2018. Decision support frameworks and tools for conservation. *Conservation Letters* 11: e12385. Doi: 10.1111/conl.12385.
- Secretariat of the CBD, Convention on Biological Diversity. 2020. Global biodiversity outlook 5. CBD, Montreal, Canadá. Disponível em <http://www.cbd.int>. Acessado em 04 de agosto de 2021.
- Sekar, N., Shiller, D. 2020. Engage with animal welfare in conservation. *Science* 369: 629-630. Doi: 10.1126/science.aba7271.
- Sharpe, B., Hodgson, A., Leicester, G., Lyon, A., Fazey, I. 2016. Three horizons: a pathways practice for transformation. *Ecology & Society* 21. Doi: 10.5751/ES-08388-210247.
- Sterling, E. J., Betley, E., Sigouin, A., Gomez, A., Toomey, A., Cullman, G., Malone, C., Pekor, A., Arengo, F., Blair, M., Filardi, C., Landrigan, K., Porzecanski, A. L. 2017. Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 209: 159-171. Doi: 10.1016/j.biocon.2017.02.008.
- Sunderland, T., Sunderland-Groves, J., Shanley, P., Campbell, B. 2009. Bridging the gap: how can information access and exchange between conservation biologists and field practitioners be improved for better conservation outcomes?. *Biotropica* 41(5): 549-554. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00557.x.
- Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Petrovan, S. O., Smith, R. K. 2021. What works in conservation 2021. Open Book Publisher, Cambridge, United Kindon. Available online at: <https://Doi.org/10.11647/OBP.0267>
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., Knight, T. M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19(6): 305-308.

- Doi: 10.1016/j.tree.2004.03.018.
- Sutherland, W. J., Taylor, N. G., MacFarlane, D., Amano, T., Christie, A. P., Dicks, L. V. et al. 2019. Building a tool to overcome barriers in research-implementation spaces: The Conservation Evidence database. *Biological Conservation* 238: 108199. Doi: 10.1016/j.biocon.2019.108199.
- Toomey, A. H., Knight, A. T., Barlow, J. 2017. Navigating the space between research and implementation in conservation. *Conservation Letters* 10: 619-625. Doi: 10.1111/conl.12315
- Tress, G., Tress, B., Fry, G. 2005. Clarifying integrative research concepts in landscape ecology. *Landscape Ecology* 20(4): 479-493. Doi: 10.1007/s10980-004-3290-4.
- Treves, A., Wallace, R. B., White, S. 2009. Participatory planning of interventions to mitigate human–wildlife conflicts. *Conservation Biology* 23: 1577-1587. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01242.x.
- Trimble, M., Lázaro, M. 2014. Evaluation criteria for participatory research: insights from coastal Uruguay. *Environmental Management* 54(1): 122-137. Doi: 10.1007/s00267-014-0276-0.
- Vaccaro, I., Beltran, O., Paquet, P. A. 2013. Political ecology and conservation policies: Some theoretical genealogies. *Journal of Political Ecology* 20(20): 255-272. Doi: 10.2458/v20i1.21748.
- Van Eeden, L. M., Crowther, M. S., Dickman, C. R., Macdonald, D.W., Ripple, W. J., Ritchie, E. G. et al. 2018b. Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology* 32: 26-34. Doi: 10.1111/cobi.12959.
- Van Eeden, L. M., Eklund, A., Miller, J. R., López-Bao, J. V., Chapron, G., Cejtin, Vance-Borland, K., Holley, J. 2011. Conservation stakeholder network mapping, analysis and weaving. *Conservation Letters* 4(4): 278-288. Doi: 10.1111/j.1755-263X.2011.00176.x
- Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J., Brotons, L. 2016. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation* 26: 251-271. Doi: 10.1007/s10531-016-

1243-2.

- Vogler, D., Macey, S., Sigouin, A. 2017. Stakeholder analysis in environmental and conservation planning. *Lessons in Conservation* 7: 5-16.
- Vucetich, J. A., Bruskotter, J. T., Macdonald, D. W. 2021b. Can deliberative democracy favor a flourishing relationship between humans and carnivores? *Frontiers in Conservation Science* 59. Doi: 10.3389/fcosc.2021.680925.
- Vucetich, J. A., Burnham, D., Macdonald, E. A., Bruskotter, J. T., Marchini, S., Zimmermann, A., et al. 2018. Just conservation: What is it and should we pursue it? *Biological Conservation* 221: 23-33. Doi: 10.1016/j.biocon.2018.02.022.
- Wesselink, A., Hoppe, R. 2020. Boundary Organizations: Intermediaries in Science-Policy Interactions. In: *Oxford Research Encyclopedia of Politics*. Doi: 10.1093/acrefore/9780190228637.013.1412.
- WWF, World Wildlife Fund. 2020. Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss (Almond, R. E. A., Grooten M., Petersen, T., eds). WWF, Gland, Switzerland.
- Young, J.C., Waylen, K.A., Sarkki, S. et al. 2014. Improving the science-policy dialogue to meet the challenges of biodiversity conservation: having conversations rather than talking at one-another. *Biodiversity Conservation* 23: 387-404. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0607-0>.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O futuro da conservação depende de transformações alicerçadas nas lições aprendidas com a sua trajetória: do preservacionismo para o **conservacionismo**, da biologia da conservação para a **ciência da conservação**, da conservação enraizada na dicotomia homem-natureza para uma **conservação convivial com base na coexistência entre pessoas e natureza**, da pesquisa disciplinar ou inter- para **pesquisa transdisciplinar para a conservação**, das ciências naturais para a integração entre **ciências naturais e sociais para a conservação**, de processos decisórios que excluem pessoas para **processos participativos de tomada de decisão**. Assim, mudanças de paradigmas e a adoção de boas práticas que suplantem as barreiras históricas e culturais, que separam acadêmicos (cientistas naturais e sociais) e não-acadêmicos (locais, práticos da conservação e tomadores de decisão) dos problemas reais de conservação, são mais do que nunca necessárias.

Criar espaços de diálogo a fim de integrar o conhecimento existente e coproduzir o novo, frente aos contextos e necessidades do mundo real onde a ciência é aplicada, pode ajudar a transformar o conhecimento alcançado até aqui em ações práticas, efetivas e justas de conservação. Novas formas de atuar requerem abordagens mais integrativas, inclusivas, participativas e transdisciplinares. A pesquisa transdisciplinar pode ajudar a preencher a lacuna entre pesquisa e implementação, promover o engajamento social, possibilitar a coprodução e a aprendizagem mútua, e aproximar pessoas da natureza e dos processos decisórios. Ainda, pode ser particularmente importante para a conservação reconhecer o conhecimento local/tradicional e incorporá-lo ao processo de tomada de decisão. Reconhecer que os problemas de conservação têm raízes históricas, sociais e econômicas pode ser o início de uma transformação em direção à um futuro em que pessoas e natureza podem coexistir de forma sustentável.

ANEXOS

ANEXO 1

***Best of both worlds: combining ecological and social research
to inform conservation decisions in a Neotropical biodiversity
hotspot***

Contents lists available at [ScienceDirect](https://www.sciencedirect.com)

Journal for Nature Conservation

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jnc

Best of both worlds: Combining ecological and social research to inform conservation decisions in a Neotropical biodiversity hotspot

Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz^{a,b,*}, Silvio Marchini^{a,b,c,d},
 Juliano A. Bogoni^{a,e}, Roberta Montanheiro Paolino^{a,f}, Mariana Landis^{a,g},
 Roberto Fusco-Costa^{h,i}, Marcelo Magioli^{a,b,j}, Leticia Prado Munhoes^a, Bruno H. Saranholi^{k,l},
 Yuri Geraldo Gomes Ribeiro^a, Juan Andrea de Domini^a, Gabriel Shimokawa Mageziⁱ,
 João Carlos Zecchini Gebin^{a,g}, Hiago Ermenegildo^g, Pedro Manoel Galetti Junior^k,
 Mauro Galetti^{m,n}, Alexandra Zimmermann^{c,d}, Adriano Garcia Chiarello^f

^a Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna (LEMaC), Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 13418-900 Piracicaba, São Paulo, Brazil

^b Instituto Pró-Carnívoros, 12945-010, Atibaia, São Paulo, Brazil

^c Wildlife Conservation Research Unit, Department of Zoology, University of Oxford, Reccanati-Kaplan Centre, Tubney House, Abingdon Road, Tubney, Oxfordshire OX13 5QL, United Kingdom

^d North of England Zoological Society (Chester Zoo), Caughall Road, Chester CH2 1LH, United Kingdom

^e School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich NR4 7TJ, Norwich, United Kingdom

^f Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Av. Bandeirantes, 3900 14040-900 Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil

^g Instituto Manacá, Rodovia SP139, km 80, Caixa Postal 138, 18230-000 São Miguel, Arcanjo, São Paulo, Brazil

^h Programa de Pós-Graduação Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Caixa Postal 19031, 81531-990 Curitiba, PR, Brazil

ⁱ Instituto de Pesquisas Cananéia, Rua Nina 523, Retiro das Caravelas, 11990-000 Cananéia, SP, Brazil

^j Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Atibaia, São Paulo, Brazil

^k Departamento de Genética e Evolução, Universidade Federal de São Carlos, 13565-905 São Carlos, São Paulo, Brazil

^l Department of Life Sciences, Imperial College London, Ascot, United Kingdom

^m Departamento de Biodiversidade, Universidade Estadual Paulista (UNESP), 13506-900, yetRio Claro, São Paulo, Brazil

ⁿ Department of Biology, University of Miami, Coral Gables, FL, USA

ARTICLE INFO

Keywords:

Atlantic Forest
 Conservation planning
 Interdisciplinary research
 Mammal diversity
 Multi-criteria decision-making
 Social research

ABSTRACT

Conservation decision is a challenging and risky task when it aims at prioritizing species or protected areas (PAs) to prevent extinction while ensuring fair treatment of all stakeholders. Better conservation decisions are those made upon a broader evidence base that includes both ecological and social considerations. However, in some of the most biodiverse ecosystems on Earth — tropical forests, for instance — multicriteria decision-making has been constrained by the following (i) ecological and social datasets available have been obtained in an independent, non-integrated manner, with social data typically more scarce than ecological ones, and (ii) capacity in social and/or interdisciplinary data analysis among decision-maker is limited. We describe a conservation prioritization exercise that combined findings from independent ecological and social research conducted in the Brazilian Atlantic Forest, and propose methods to integrate, analyze and visualize data. We found that the outcomes based on combined ecological and social research findings were, in some cases, different from those based on any of these lines of evidence alone. Indeed, the input from relatively basic social research significantly changed the outcomes of decision-making based on the results of ecological research. Results corroborate the importance and cost-effectiveness of broadening the interdisciplinary evidence base for conservation decision-making, even when social data is scarce and analytical capacity is limited.

* Corresponding author at: Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna (LEMaC), Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Av. Pádua Dias 11, 13418-900 Piracicaba, São Paulo, Brazil.

E-mail address: katia.ferraz@usp.br (K.M.P.M.B. Ferraz).

<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126146>

Received 29 July 2021; Received in revised form 20 January 2022; Accepted 21 January 2022

Available online 1 February 2022

1617-1381/© 2022 Elsevier GmbH. All rights reserved.

1. Introduction

Wildlife managers and conservationists often have to make hard decisions about which species or areas to protect. To do so, they have limited resources — including time — and need to choose between a wide range of management strategies based upon incomplete information and uncertainty (Wilson et al., 2009). During the last three decades, conservation planning, defined as “the process of making informed conservation decisions”, has addressed this challenge, evolving in two different and mostly independent fronts — species-focuses and ecosystem- or area-based planning (Groves & Game, 2016). This approach has become a productive and influential field, with hundreds of publications in the peer-reviewed literature (Alvarez-Romero et al., 2018) and important applications at local and regional scales in the government and non-profit sectors (Groves & Game, 2016). Nonetheless, the degree to which conservation decision-makers around the world have incorporated elements of this fast-advancing domain into their practice is highly variable, with countries that host some of the most biodiverse and threatened ecosystems on Earth, such as Brazil, lagging behind.

Conservation decision-makers have never had so much useful data at their disposal. New technologies increasingly accessible, from sensors and camera traps to GPS and smartphones, and alternative ways of obtaining data, such as citizen science and mining of social networks, together with the global movement to make scientific research and data accessible to all, has enormously increased the capacity to generate, process and share data — both ecological and social — relevant to conservation decision-making. However, making the right use of this data — selecting the right set of datasets and analyzing them in an integrated and interdisciplinary manner, remains challenging for many decision-makers and managers. Encouraging these professionals to expand their scientific evidence bases for decision-making, and offering them simple and cost-effective tools to gain useful insights from these databases, can be a crucial step to bridge the “research-implementation gap” (Knight & Cowling et al., 2008).

Despite the recognition that conservation is about people as much as it is about species or ecosystems (Mascia et al., 2003), the engagement of human elements of conservation in decision-making processes are still underutilized in practice (Bennett et al., 2017a, 2017b) and the everyday reality of conservation policies is often marked by conflicts with local people (Vaccaro et al., 2013). Shifts in framing conservation in the last five decades (Evans, 2021; Mace, 2014) reveal an interlink between social and ecological systems. This issue is also reported in “our common future” by the World Commission on Environment and Development (1987), which emphasize the increasingly clear importance of integrating social research for conservation to find solutions to complex conservation problems that have social dimensions (Sandbrook et al., 2013).

Here, we explore approaches to improve conservation decisions in the rather common situation where (i) decision-makers and managers have limited or no access to the sophisticated computational tools for conservation planning, (ii) capacity in interdisciplinary data analysis is limited, (iii) ecological and social datasets available have been obtained in an independent, non-integrated manner, and (iv) social data are more scarce than ecological ones. More specifically, we describe a species and area conservation prioritization exercise that combines findings from independent ecological and social research conducted in a Neotropical hotspot of biodiversity, the Atlantic Forest of South America, and propose a framework to integrate, analyze and visualize data for conservation decisions, elucidating a wide-range of choices that decision-makers face as their task. The ecological research addressed species rarity and composition and taxonomic, functional, and phylogenetic diversity from camera-trapping data, whereas the social research used face-to-face interviews to assess local attitudes towards wildlife and protected areas (PAs). Yet conceptually and operationally very simple - and therefore accessible to any decision-maker and manager - this

framework to combine proxies from both ecological and social dimensions generate useful information, not only for taking better informed decisions for species and PAs conservation, but also for the selection of the proper interventions and strategies for more effective and just conservation. The outcomes from this exercise are not intended to inform priorities for conservation, but rather to illustrate the value of interdisciplinary evidence-based decision-making in guiding effective conservation strategies.

2. Material and methods

2.1. Study area

The Atlantic Forest of South America is one of the 35 hotspots of biodiversity in the world (Mittermeier et al., 2011). Expanding human settlement, illegal logging, and poaching render the Atlantic Forest one of the most threatened forest ecosystem on the planet (Ribeiro et al., 2009). Our study was carried out in PAs located in the “Serra do Mar Biodiversity Corridor” (SMBC), defined as the area that encompasses the largest remaining block of Atlantic Forest ($\approx 16,040 \text{ km}^2$) in Brazil. The SMBC is one of the most biodiverse and preserved areas in the Atlantic Forest, being a strategic region for biodiversity conservation (Aguiar et al., 2003; Galindo-Leal & Câmara, 2005). The PAs selected for this study were the Guaricana National Park (PNG), Alto do Ribeira Tourist State Park (PETAR), Carlos Botelho State Park (PECB), Legado das Águas-Votorantim Reserve (LAVR), Serra do Mar State Park – Itariru (PESM-NITA) and Serra do Mar-Santa State Park – Santa Virgínia (PESM-NSV) (see Appendix A for more details).

2.2. Ecological research

In the context of conservation decision-making, ecological research can contribute for example with the population size estimates, species occupancy and genetic variation, and biodiversity in general, the assessment of how these parameters vary in space and time (with a focus on their decline), and the understanding of the mechanisms behind the variation. Here, we used a large dataset from camera-trapping studies, following the standardized camera-trapping sampling protocol of the TEAM TEAM . Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network. Conservation International, Arlington <http://www.teamnetwork.org/files/protocols/terrestrial-vertebrate/TEAMTerrestrialVertebrate-PT-EN-3.1.pdf> (Accessed on 12th February, 2021) (2011) of mammal assemblages (1 kg as medium-sized; Chiarello, 2000), designed to evaluate taxonomic, functional and phylogenetic diversity (see Appendix B for details). We sampled 327 stations resulting in an effort of 49,050 camera-traps-day (see Appendix C for more details). Species nomenclature followed Abreu et al. (2020). We based our approach only considering species with a high likelihood of recording via camera-trap, excluding therefore small-bodied rodents and primates. We focused on medium- to large-bodied mammal species given that their play a disproportionately important role in the ecosystem considering their large cumulative assemblage-wide biomass (Lacher et al., 2019) and by assuming that this approach based on medium- to large-bodied mammal faunas can be extended as a proxy for other vertebrates. Further, as the camera-traps were arranged in a systematic grid spaced by 1 km in each study area but with different sampling efforts among them (see Appendix C), we used (1) a rarefaction-extrapolation approach (Chao & Jost, 2012; Chao et al., 2014) to estimated species richness up to the same sample-size- and individual-based coverage across all areas, once achieving independent-records-based approach with equivalent-coverage mammal species richness for differences in sampling effort across the SMBC; and (2) we based the additional analyses on the presence/absence data, to avoid biases of inequalities in sampling efforts across the SMBC (for further details on the data obtaining and analyses, see Appendix B).

Decision-making in species conservation planning is generally based on the premise that abundant and widespread species are less prone to extinction. Thus, the rarity becomes a paramount way to define species which should be prioritized (Rabinowitz, 1981). Further, under the seminal approach of singleton/doubletons species, we used uniques/duplicates records of species to define species that should be prioritized across the SMBC areas given that may be an important ecological descriptor to decision-making (cf. Gotelli & Colwell, 2011). Therefore, we calculated the relative abundance of the species — a proxy for conservation importance — by multiplying the number of individual records per 100 and then dividing it by the sampling effort in each area. This approach is widely utilized in ecological studies of medium- to large-bodied mammal once capture success is equalized by the sampling effort (e.g. Srbeek-Araujo & Chiarello, 2005; 2013; Magioli et al., 2021). We recognize that the detection rate may not be directly related to abundance due to differences in species detectability (Thompson et al., 1998). Since this index represents a database to estimate aspects of abundance and distribution, we understand that at first it is important to indicate potentially rare and common species in the sampled areas. We used data on taxonomic diversity (derived from camera trapping), functional traits (sourced from Wilman et al. (2014) and Jones et al. (2009)), and phylogeny (sourced from Faurby et al., 2018). These datasets were analyzed via rarefaction-extrapolation approach (Chao & Jost, 2012; Chao et al., 2014), Jaccard dissimilarity coefficient and similarity profile analyses (SIMPROF) (Clarke et al., 2008), diversity partitioning (Chao et al., 2012) and functional and phylogenetic diversity metrics (Huelsenbeck & Rannala, 1997; Laliberté & Legendre, 2010) (see Appendix B for details).

Regarding the decisions in area-based conservation planning, some key parameters such as representativeness and complementarity can only be addressed once the fundamental question of how to measure diversity dynamics in space, time, and different scales has been resolved (Sutherland et al., 2013). To assess biodiversity patterns, diversity is usually decomposed in alpha (within the assemblages), beta (among assemblages), and gamma (landscape or meta-region) components (Whittaker, 1972). Yet, these crude biodiversity patterns *per se* seem vague to large-scale conservation decision-making. A modern way to assess these diversity patterns — beyond the classic diversity descriptor — across a meta-region containing several assemblages is using the metacommunity approach. This approach presumes that a set of local assemblages are connected by long-term and long-distance dispersal of potential interacting species (Leibold et al., 2004), depicting patterns of alpha, beta, and gamma diversity and providing information about the pattern of species occurrences and the relative contribution of each assemblage for the regional scale. In doing so, we based the decision on the areas that should be prioritized considering the largest values of taxonomic diversity (T_{Div} ; alpha diversity), functional indexes, and phylogenetic diversity (P_{Div}). Further, areas that harbor rare species were considered paramount to prioritization. Some metrics are antagonistic and therefore the decision of areas that should be prioritized across the SMBC involved different combinations of indexes (e.g. T_{Div} and Functional indexes).

2.3. Social research

The contribution of social research to conservation decision-making includes the identification of the stakeholders (i.e. social groups that directly or indirectly affect or are affected by the decisions) and the understanding of their thoughts and actions toward wildlife and its habitat (Reed et al., 2009). Research results subsidize participatory and evidence-based decisions, guide proper goal-setting and strategy design with actions aiming at the right targets (e.g. stakeholders, behavior, etc.), and provide the basis to monitor and evaluate the extent to which the interventions effectively improve human-wildlife interactions.

We carried out 147 in-person semi-structured interviews (Newing, 2011) with residents of communities (commercial ranchers and farmers,

subsistence farmers, farm hands and keepers, and residents not dependent on the land, such as small shop owners) inside and outside the selected PAs (PETAR, PECB, PESM-NITA, PESM-NSV) to address the following questions: (1) What wildlife taxa are more important to them? (2) How do their opinions vary across taxa? and (3) What are their thoughts and actions toward the nearby PA? (see Appendix D for details).

The first question was addressed with elicitation queries to obtain counts of citations (mentions) as proxies for impact (i.e. “significant detrimental and beneficial effects, defined and weighted by human values, resulting from interactions involving humans and wildlife”, Decker et al., 2012) and, consequently, for the ‘Social Importance’ (SI) of taxa: counts of positive and negative citations were used as indicators of the magnitude of positive and negative impact, respectively, and total counts as indicators of overall impact. Answers to the elicitation questions also provide insights into how the local people name and classify wildlife.

To address the second question, we used the ‘Potential for Conflict Index’ (PCI, Manfredo et al., 2003), which is a graphic technique for describing the amount of disparity between respondents in a particular group by displaying information about a distribution’s central tendency, dispersion, and form simultaneously (see Appendix D for details). Computed values for PCI range from 0 to 1, where 0 indicates consensus (no conflict) and 1 indicates the least amount of consensus (maximum potential for conflict), and the findings are displayed using a bubble graph that allows for easy understanding of applicability to managerial concern. Cronbach’s alpha reliability coefficient (Vaske et al., 2017) was used to assess the internal consistency of the attitude scales. We applied PCI to examine the variation in attitude toward three charismatic focal species (i.e., species attracting the largest interest and empathy from the public; Ducarme et al., 2013) that have potential to divide stakeholder opinions - jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*), and lowland tapir (*Tapirus terrestris*) - within and across PAs. While the PCI uses ordinal data and this, in turn, requires some basic social science skills to guarantee measurement validity and reliability, we created an easy-to-use ‘Index of Polarization’ (IP) to describe the degree to which each taxon divides stakeholders’ opinions. The IP is arguably more useful in large-scale, multispecies analyses. Values for IP range from 0 (when all the citations are either positive or negative) to 1 (when the numbers of positive and negative citations are equal).

Finally, to address the last question, we created an ‘Index of Social Importance’ (ISI) of the PA by combining indicators of people relationships with the PA. The ISI is thought to be an index that combines variables that are meaningful in the managerial or decision-making context, and whose data are easily accessible to managers and decision-makers, either because they are already available or easily collectable. The rationale behind the use of ISI is that the higher the index, the lower the costs and risks associated with protecting the area, because there is greater support and less resistance from affected communities. The use of ISI, however, depends on what is being prioritized. Priority PAs for stakeholder engagement efforts, for example, can be those with the lowest ISI values i.e. those for which affected communities are most indifferent. For the sake of illustration, we used the following variables to compose our ISI: (i) perceived importance of the PA, and (ii) frequency of visitation to the PA. The index ranges from 0 (“The PA is not important at all to me”, “I never go to the PA”) to 1 (“The PA is highly important to me”, “I often visit the PA”). Kruskal-Wallis tests followed by pairwise comparisons were used to examine the differences in ISI scores.

2.4. Combining ecological and social research findings

In the pursuit of tools to provide a meaningful representation of the ecological and social research findings together, and that are widely accessible to managers and decision-makers, we used a simple graphic display for combining and presenting the results. Our approach (1)

conveys information about the proxies for ecological and social importance simultaneously; (2) uses a graphic display that allows easy assimilation and interpretation of research findings by practitioners; and (3) places the findings in the context of decision-making and managerial concern. More specifically, we used scatter plots with adjusted lines of best fit, and line and bar graphs combined, to observe the relationships between ecological and social proxies for the importance of species and PAs (PETAR, PECB, PESM-NITA, PESM-NSV). To illustrate the integration of the findings about species, we chose relative abundance and total count of citations as proxies for ecological and social importance, respectively. The variables used to illustrate the combination of the ecological and social findings about PAs were diversity indexes and ISI, as proxies for ecological and social importance, respectively.

3. Results

3.1. Ecological research

Mammal assemblage. Camera-trapping recorded 30 medium- and large-sized native mammal species from 17 families and 9 orders. Species richness varied from 15 to 27 species (see Appendix E). For the entire SMBC, a richness of 39 species is expected (based on literature data; Andriquetto-Filho et al., 1998, Mateos et al., 2002, Brocardo et al., 2012, Fusco-Costa & Ingberman, 2013, Rocha-Mendes et al., 2015); therefore, our sampling efforts account for 77% of the total species richness (see Appendix B). Fifteen of the sampled species are red-listed in some threat category at either regional (São Paulo: 15, Paraná: 13), national (14), or global (9) level. We also recorded four domesticated species in our sampling areas: *Equus* sp., *Bos taurus*, *Canis familiaris*, *Felis catus*, and one exotic, *Sus scrofa*.

Mammal diversity. Considering 5,140 independent records and only species likely to be recorded via camera-trapping (excluding arboreal species, as the primate *Sapajus nigritus*), we identified 29 medium- to large-bodied mammal species across the SMBC meta-region. The *Cuniculus paca* and larger-bodied species, particularly ungulates (*Mazama* spp., *T. terrestris*, *Dicotyles tajacu*, and *Tayassu pecari*), presented the highest relative abundances. The lowest values of relative abundance were for *Galictis cuja* and *Sylvilagus brasiliensis*, followed by some Xenarthra, Rodentia, and Carnivore species (see Appendix F). Among them, *Myrmecophaga tridactyla*, *P. onca*, and *Speothos venaticus* had low relative abundance (0.01 or smaller). So we recognized three “true” (i.e., disregarding any sampling bias) unique or duplicate species (*M. tridactyla*, *P. onca* and *S. venaticus*) in the same areas (i.e., PECB, PETAR, and LAVR) (see Appendix E). The rarefied mammal richness ranged from 12.9 (PESM-NITA) to 19.3 species (PECB) (Fig. 1) with confidence intervals overlapping in the minimal two-folded independent-records (i.e., 536 records) under a ranked performance. Whereas the sampling coverage pattern among areas was different for a given sample size, some areas have a faster increase in the interpolated species richness than others causing differences between the individual-based interpolation-extrapolation values (see Fig. 1 for values) and the comparison in the two-folded value of the minimum of independent-records at any area (i.e., 536 records; dashed line in Fig. 2). For instance, PESM-NITA and PNG (lower richness) are not statistically different from PETAR and LAVR (intermediate richness) but are different from PECB and PESM-NSV (richest areas) (Fig. 2).

Under a binary-metacommunity perspective, the average alpha diversity in the SMBC was 19.12 species, which multiplied by a beta diversity of 1.33 showed a regional diversity of 25.55 mammal species (Fig. 3a, 3b). The rank order of areas contributing to alpha diversity across the metacommunity was PECB (3.19), PESM-NSV (3.14), PETAR (3.00), LAVR (3.00), PNG (2.71), and PESM-NITA (2.71). The mammal species with greater probability (all those equal to 5.3%) to contribute to a binary-metacommunity scenario were *C. paca*, *D. novemcinctus*, *D. aurita*, *Eira barbara*, *Leopardus pardalis*, *Nasua nasua*, *Tamandua tetradactyla*, and *T. terrestris* by presenting a high frequency, and wide

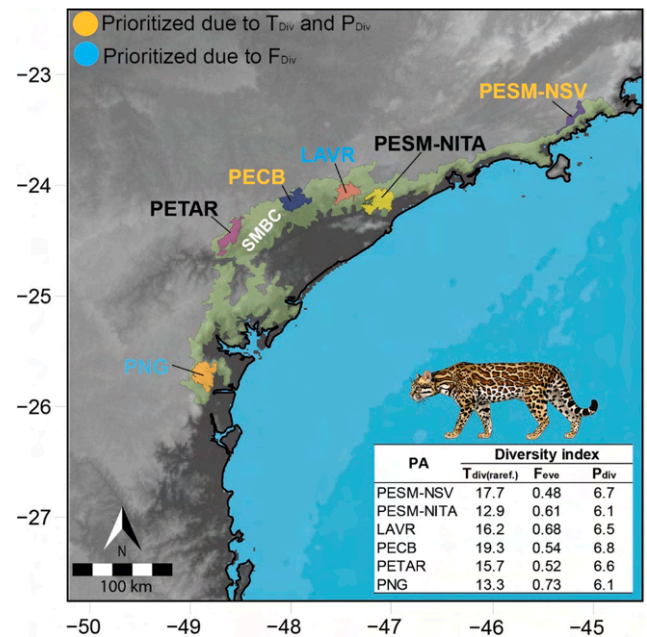


Fig. 1. Spatial distribution of mammal diversity in six areas within the Serra do Mar Biodiversity Corridor (SMBC) across the Atlantic Forest knife ridges. Acronyms are T_{div(raref.)}: taxonomic diversity (rarefied-extrapolated richness based on original unweighted data); F: functional evenness (F_{Even}); P_{div}: phylogenetic diversity; PESM-NITA: Serra do Mar State Park – Itariru; LAVR: Legado das Águas; PESM-NSV: Serra do Mar State Park – Santa Virginia; PECB: Carlos Botelho State Park; PETAR: Alto do Ribeira Touristic State Park; and PNG: Guaricana National Park.

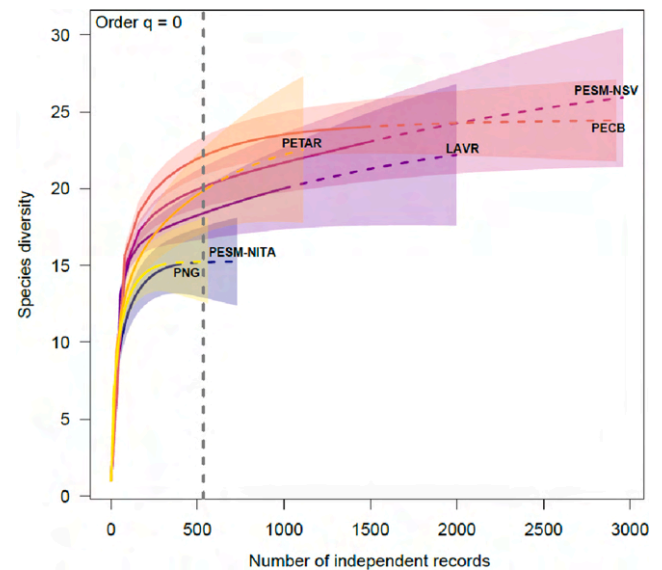


Fig. 2. Rarefaction-extrapolation curves of mammal diversity for six areas within the Serra do Mar Biodiversity Corridor (SMBC) across the Atlantic Forest knife ridges considering original (i.e., non-weighted data) (A) and data weighted by the sampling effort (B). PESM-NITA: Serra do Mar State Park – Itariru; LAVR: Legado das Águas; PESM-NSV: Serra do Mar State Park – Santa Virginia; PECB: Carlos Botelho State Park; PETAR: Alto do Ribeira Touristic State Park; and PNG: Guaricana National Park.

distribution across the SMBC areas reaching 42.5% (see Appendix G for more details). Whereas the species that contributed more to beta diversity due to lower frequencies were *M. tridactyla*, *S. brasiliensis*, *G. cuja*, and *Dasyprocta leporina*. Compositional patterns showed that the areas

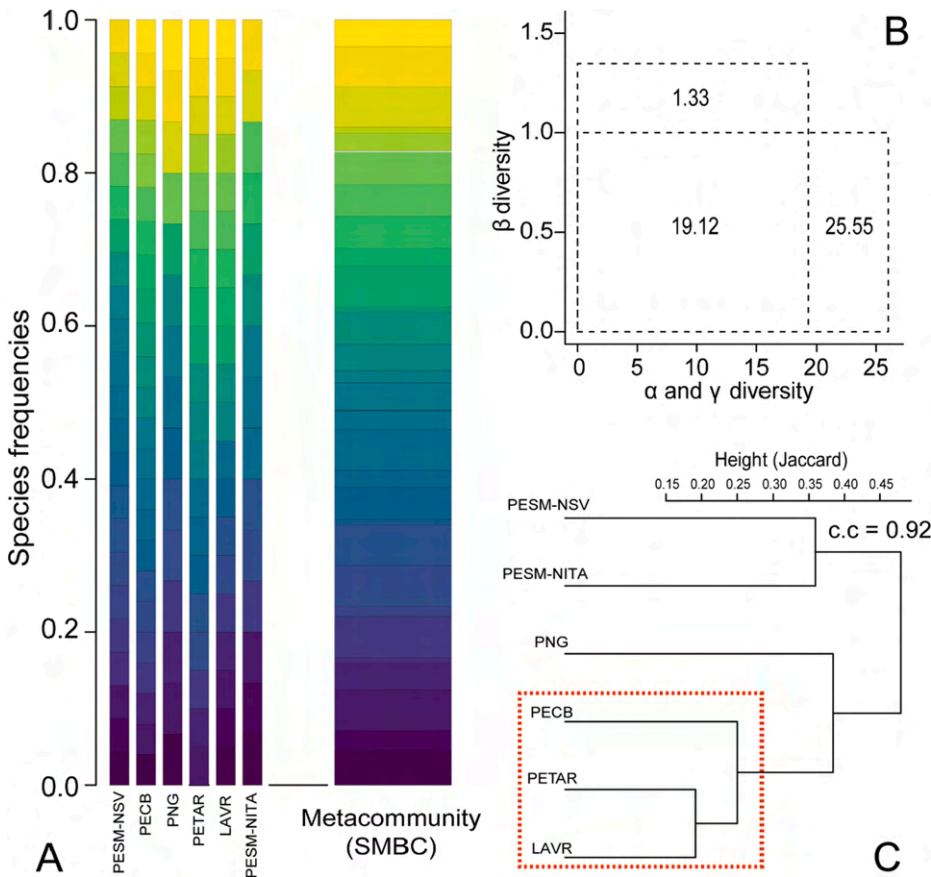


Fig. 3. (A) Binary-metacommunity perspective joining the mammal assemblages for six areas within the Serra do Mar Biodiversity Corridor (SMBC) across the Atlantic Forest knife ridges; (B) Diversity partitioning (multiplicative framework: alpha, beta and gamma) for the metacommunity of SMBC; and (C) Jaccard dissimilarity coefficient for six areas within the SMBC. PESM-NSV: Serra do Mar State Park – Itariru; LAVR: Legado das Águas; PESM-NITA: Serra do Mar State Park – Santa Virginia; PECB: Carlos Botelho State Park; PETAR: Alto do Ribeira Touristic State Park; and PNG: Guaricana National Park.

had an averaged dissimilarity of 39.0% (ranging from 18% to 54%; CC = 0.92). This analysis reveals a statistically significant grouping of PECB, PETAR, and LAVR separated from the other three areas across the SMBC gradient (Fig. 3c).

Both functional indexes and phylogenetic diversity reveals a homogeneous pattern without statistical differences within the SMBC [$\chi^2 = 0.07$; $df = 15$; $p = 1.00$; $\chi^2 = 0.07$; $df = 5$; $p = 1$, respectively]. Functional dispersion ranged from 0.191 to 0.222 (average of 0.214; ± 0.02

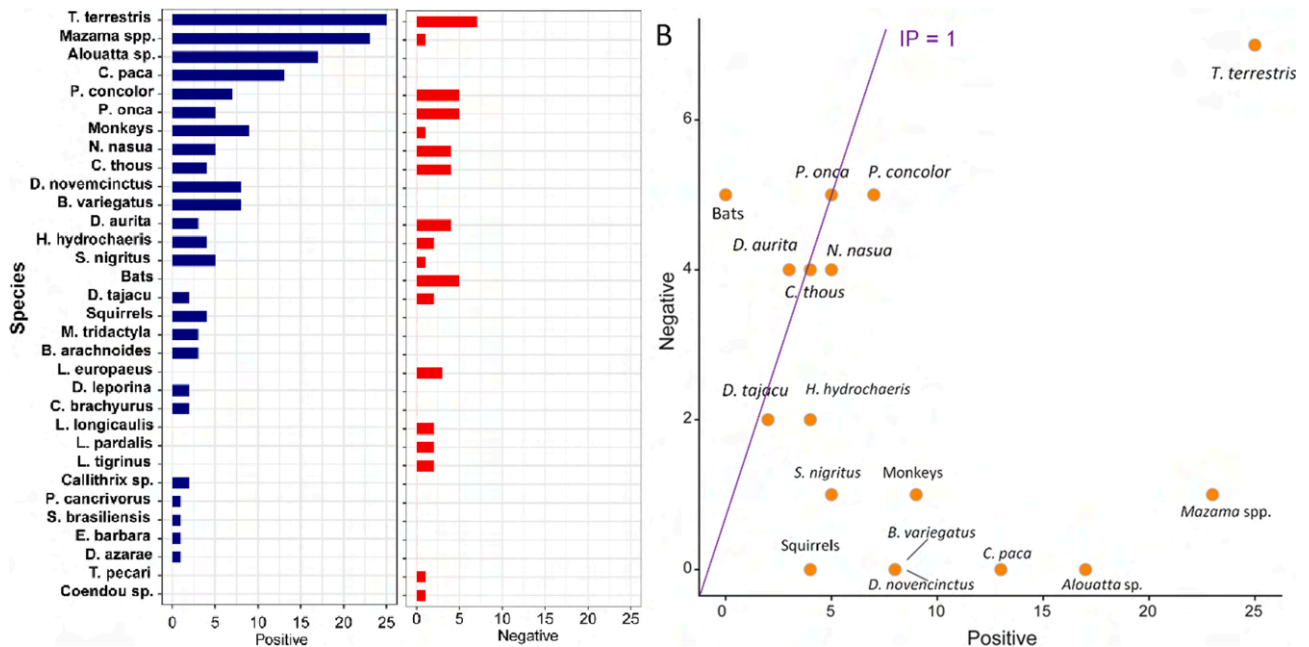


Fig. 4. Total of positive and negative citations for 32 mammal species or groups derived from interviews conducted in four areas across the Serra do Mar Biodiversity Corridor (SMBC) (A). Bivariate plot between positive and negative citation for the top-17 mammal species or groups. Index of polarization (IP) is 1 for taxa with equal numbers of positive and negative citations. Taxa to the left of the 'IP = 1' line received more negative than positive citations (B).

sd) not congruent with taxonomic diversity distribution among the areas. Among the other functional indexes, functional evenness showed the largest variation (from 0.478 to 0.732; average of 0.593; ± 0.10 (Fig. 1), whereas functional divergence average was 0.922 (± 0.04) and functional redundancy average was 0.359 (± 0.03). Accompanying the taxonomic diversity, the phylogenetic diversity (6.446; ± 0.32) ranged from 6.7 (PESM-NSV) to 6.1 (PESM-NITA) (Fig. 1).

3.2. Social research

Social importance of species. When asked “what animal do you like most?” and “what animals do you dislike most?”, respondents cited a total of 66 taxa, being 32 mammals (Fig. 4a). *Tapirus terrestris* and *Mazama* spp. were the two most cited taxa, mostly with positive citations. Answers to the question “why (do you like/dislike it most)?” revealed the tangible and intangible attributes that account for the variation in attitudes toward wildlife. Favorite animals tended to be more conspicuous (large-bodied, social, diurnal), attractive (entertaining, beautiful), harmless and/or useful, such as the *T. terrestris*, *Mazama* spp, monkeys, *C. paca* and *Bradypus variegatus*. Negative citations were toward the animals believed to pose a threat to human safety (e.g. bats) and/or to property (e.g. *P. onca*, *P. concolor*, *T. terrestris*).

Polarization and potential for conflict indexes. Approximately 65% (21 out of 32) of the cited mammal taxa received either positive or negative citations (IP = 0). At the other end of the spectrum of polarization, *P. onca* and *Cerdocyon thous* completely divided public opinion, holding the highest index of polarization (IP = 1), followed by *N. nasua* (IP = 0.8), *D. aurita* (IP = 0.75), *P. concolor* (IP = 0.71), and *Hydrochoerus hydrochaeris* (IP = 0.5) (Fig. 4b).

The graphic display of Fig. 4b allows the interpretation of three relevant variables simultaneously: number of positive and negative citations separately, index of polarization, and total number of citations (as proxy for overall social importance). The three outstanding species revealed by this approach were *T. terrestris* (highest number of positive and negative citations, and IP = 0.3), the *P. onca* (second highest number of negative citations, and IP = 1), and the *P. concolor* (also second highest number of negative citations, and IP = 0.7). For their exceptional overall social importance and high index of polarization, we examined the variation in attitudes toward these species among stakeholders using the Potential for Conflict Index (PCI).

Overall, attitudes of all stakeholders were positive towards these three focal species (Fig. 5). Throughout the SMBC, *T. terrestris* had more

negative scores of attitudes than *P. onca* and *P. concolor*, and its PCI scores were higher among subsistence farmers and commercial landowners. Regarding *P. onca*, its PCI scores were higher among farm hands/keepers, followed by subsistence farmers and commercial landowners. The PCI scores for *P. concolor*, higher among residents non-dependent on land, were the lowest among the three focal species.

Social importance of PAs. Differences in the ISI scores across the PAs were not statistically significant ($\chi^2 = 2.799$, $df = 3$, $p = 0.424$). Nonetheless, an analysis of perceived importance toward the PAs alone revealed a significant difference ($\chi^2 = 13.150$, $df = 3$, $p = 0.004$) between PECB and PETAR ($\chi^2 = 23.559$, $p = 0.005$), with a greater perception of importance toward the former. The two components of the ISI – perceived importance and frequency of visitation – were apparently proportional across PA, except for PETAR, with the lowest perceived importance but highest frequency of visitation.

The analysis of PCI also revealed differences across the PAs, showing that attitudes toward the three focal species have an important local component. In both PECB and PETAR, *T. terrestris* had high PCI scores among commercial landowners, but only in PECB these ranchers and farmers had also a high PCI score for *P. onca*. Residents non-dependent on land had high PCI scores for *P. concolor* in both PECB and PESM-NITA, and also for *P. onca* in this latter PA. Ranch hands and keepers had high PCI score for *T. terrestris* in PESM-NSV.

3.3. Ecological and social research combined

Species. The lower the relative abundance and the higher the number of citations, the greater the ecological and social importance are for conservation, respectively. Managers and decision-makers interested in either ecological or social importance can look at the proper axis on Fig. 6a. *P. onca*, *Lontra longicaudis* and *H. hydrochaeris*, for example, are among the least abundant, and *T. terrestris*, *Mazama* spp., *C. paca*, *P. concolor*, and *P. onca* are the most cited. However, if both components are to be taken into consideration simultaneously, then decision-makers will look at the combined results, either with equal or weighed emphasis on each component, depending on their particular conservation goals and strategies.

The integration of ecological and social proxies for the conservation importance of species revealed a moderate correlation between them ($r = 0.55$, $p = 0.002$). This means that one cannot be fully inferred from the other. The greater the distance from the adjusted line (Fig. 6a), the greater the discrepancy between relative abundance and number of

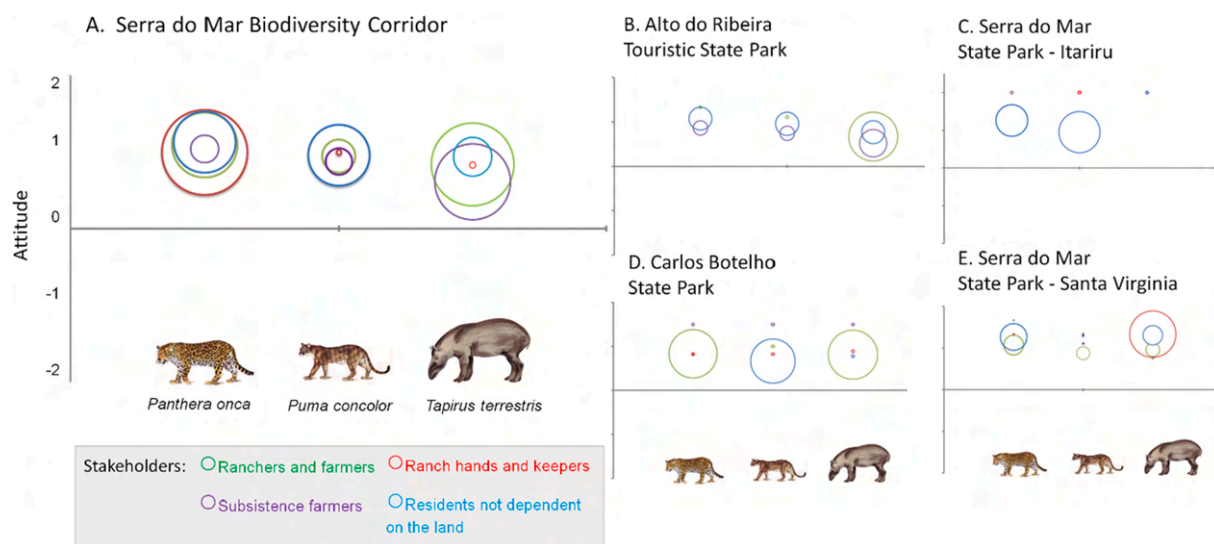


Fig. 5. Attitudes toward mammals at (a) SMBC: Serra do Mar Biodiversity Corridor, (b) PETAR: Alto do Ribeira Touristic State Park; (c) PECB: Carlos Botelho State Park; (d) PESM-NITA: Serra do Mar State Park – Itariru; (e) PESM-NSV: Serra do Mar State Park – Santa Virginia.

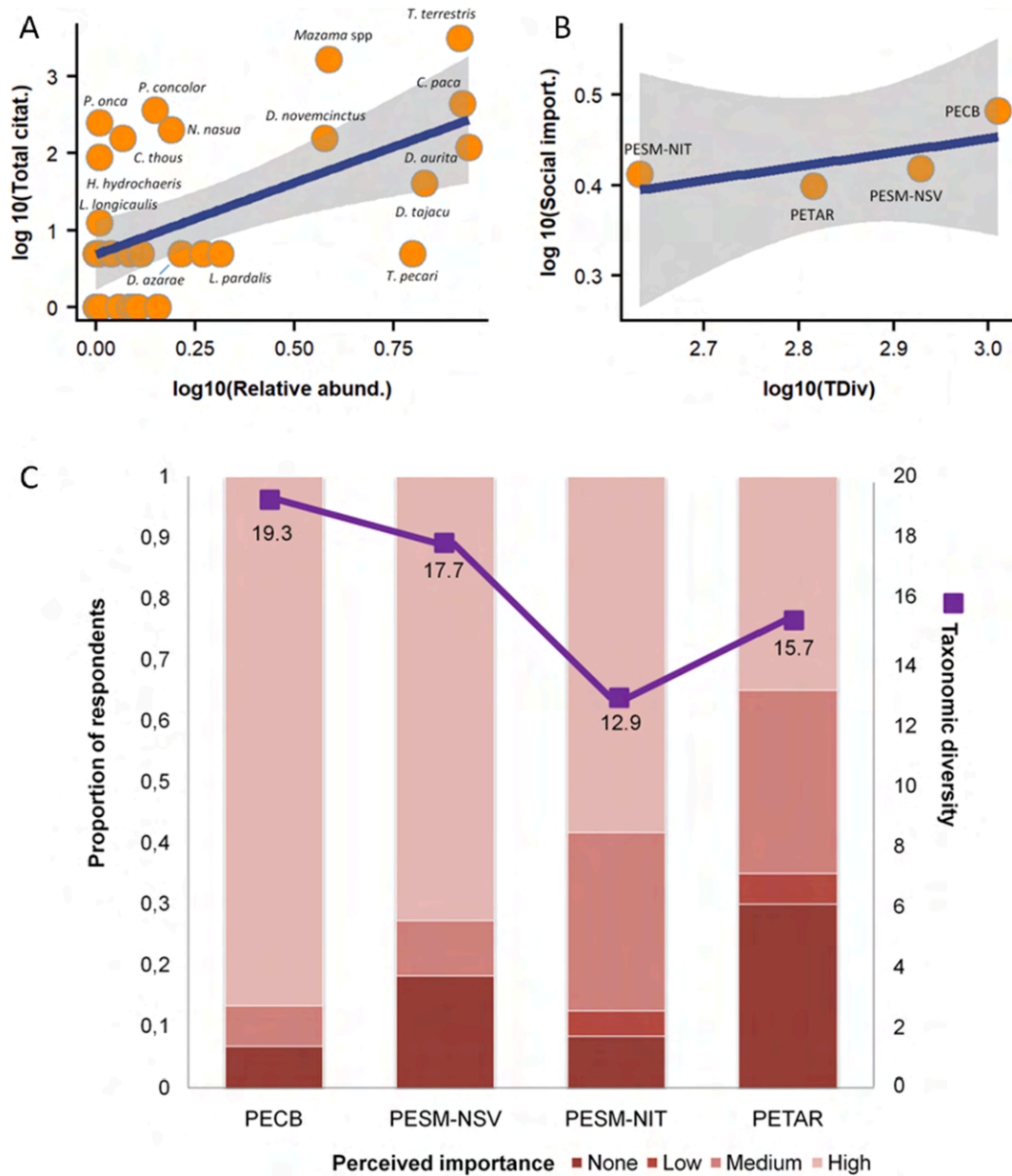


Fig. 6. (A) Bivariate plot between mammal relative abundance and total of medium- to large-bodied mammal citation in four areas across the Serra do Mar Biodiversity Corridor (SMBC). (B) Bivariate plot between taxonomic diversity of medium- to large-bodied mammals and social importance index (ISI) for four areas across the SMBC. All data were prior log₁₀-transformed. (C) Combined line and bar graph of taxonomic diversity and perceived importance of the four protected areas. PESM-NITA: Serra do Mar State Park – Itariru; PESM-NSV: Serra do Mar State Park – Santa Virginia; PECB: Carlos Botelho State Park; and PETAR: Alto do Ribeira Touristic State Park.

citations. *T. terrestris*, *Mazama spp.*, *C. paca*, *P. concolor* and *P. onca* are the farthest above the line, meaning that they are cited far more often than what is expected from their relative abundance. Conversely, *D. tajacu*, *T. pecari* and *D. aurita*, below the line, are the least cited proportionally to their relative abundance. *P. onca* was the most cited among the species with the lowest relative abundance.

Area. The greater the biological diversity and the tangible and intangible impacts on neighboring communities, the greater the ecological and social importance of the PA for conservation, respectively. There was no significant correlation between ISI and any of the three measures of biological diversity. Nonetheless, the PA with highest ISI score, PECB, is also the area with highest taxonomic (Fig. 6b) and phylogenetic diversity. This could be the ground for prioritizing PECB over the other areas. There is no clear match between ecological and social importance for the other three areas. The integrated analysis of

taxonomic diversity and perceived importance, whose distribution is displayed in a bar chart, reveals a match between ecological and social importance, except for one of the PAs, PETAR, whose local perception of social importance is lower than the expected from its ecological importance (Fig. 6c).

In summary, the integrated decision-making framework we propose entails (i) gathering relevant ecological and social datasets, (ii) selecting the proxies for ecological and social importance, and (iii) analyzing the relationship between these proxies and graphically displaying the outcomes, using easy-to-use techniques (Fig. 7). If ecological and social importance match and there is no tie, then a decision can be made about prioritization: species or areas can be either ranked according to their priority for conservation or levels of prioritization can be defined. However, when there is no clear match between ecological and social importance or there is a tie, then different weights have to be assigned to

the proxies, or additional or different proxies should be used (Fig. 7).

4. Discussion

4.1. Conservation decisions based on ecological research

Our results showed equalities in taxonomic, phylogenetic, and functional diversities. The regional richness (gamma diversity) for areas across the SMBC obtained via the metacommunity approach was only 11.9% lesser than the observed crude richness (29 species), indicating that this approach was important to depict overall patterns of richness considering all areas (e.g., Chao et al., 2012). Further, the alpha diversity — that ranged from 15 to 24 — was condensed in an average of 19.12, an indicator of high local taxonomic diversity in comparison with other sites across the Atlantic Forest (e.g. Canale et al., 2012; Lima et al., 2017). The metric of beta diversity ($\beta = 1.33$) ensured that the SMBC has a strongly similar species composition, which was followed by the dissimilarity coefficient approach that ensured the pattern of homogeneity across the SMBC, except by grouping the block of areas across Parapiacaba knife ridges, located near to the interior plateaus of Atlantic Forest. Based on these patterns, SMBC is similar in taxonomic diversity and species composition. We acknowledge that differences in sampling effort can induce bias in the diversity measures. However, we reinforce that we controlled camera-trap-days inequalities by the sampling effort based on the rarefaction approach (Colwell et al., 2012) — providing confidence intervals to these patterns — and by adopting the binary data for other data analysis (e.g. metacommunity and dissimilarity).

Our prior prediction of equality in taxonomic diversity across SMBC areas was confirmed, revealing that all areas embrace high and similar mammal richness. This pattern in taxonomic diversity leads to similar patterns of phylogenetic diversity and partially in functional indexes, reflecting in ecosystem operation (Safi et al., 2011) and suggesting integrative conservation strategies by challenging the use of anyone diversity component as a proxy for other components (Devictor et al., 2010). Even assuming that under assembling rules and trophic interactions any species across the areas are fundamental to maintain ecological process and ecosystem functioning (Tilman, 1996), an overview under the crude data reveals that species should be prioritized depending on their rarity (Rabinowitz, 1981). Among the 29 species recorded via camera-trapping, there are only three (10.3%) uniques or duplicates across the SMBC areas. Whereas conservation decisions were based on the nuances of these overall patterns, thus, *P. onca*, *M. tridactyla*, and *S. venaticus* — due to low relative abundance, rarity, and/or uniques/duplicates — should be prioritized in decision-making from the ecological viewpoint.

Area prioritization considers different aspects of the mammal assemblages, such as the aforementioned diversity patterns (e.g., high diversity), metacommunity patterns, and areas that hold rare species and that contribute more to diversity patterns. Further, the spatial distribution of rare species also can provide insights into the areas that should be prioritized. Although the SMBC region varies weakly in diversity, PESM-NSV and PECB embrace more taxonomic and phylogenetic diversity, and a larger parcel of rare species that typically can correspond to more exploited species (Hall et al., 2008). On the other hand, if conservation decision-making emphasizes a functional approach, ecological research indicates that areas to be prioritized are those that have high functional diversity (e.g., evenness, divergence, dispersion, and/or redundancy). According to our results, PNG and LAVR have higher functional diversity and therefore are more important from the conservation standpoint, seem more sensible to perturbations due to lower functional redundancy and high functional divergence among species traits space. In terms of functional dispersion, the areas PETAR and LAVR have more congruence between species traits by presenting lower values of functional dispersion. Moreover, PNG and LAVR have higher evenness among species traits. Our results also reveal

that the PNG was the area with the largest variation in functional terms, whereby simultaneously had lower functional redundancy and high divergence. Several seminal studies showed the importance of these functional metrics to predict ecosystem functioning or species threat to human-induced perturbations (Tilman, 2001).

Our results corroborate an integrative and dynamic approach based on the metacommunity theory. In this scenario, actions from local interventions to regional policies should be implemented thinking that — at medium- to long-term — local decisions can affect diversity patterns across the meta-region. For instance, based on the principles of population expansion, dispersal, and local establishment provided by metacommunity paradigms (Chao et al., 2012; Leibold et al., 2004), our results reveal that the beta diversity is low and it indicates potential connectivity across the SMBC. Therefore, conservation decisions should be based on metacommunitarian patterns avoiding shrinkages derived from the Cartesian perspective (i.e., each area, as a box independent of each other areas in the corridor, seems not to be a reality). We emphasize that this approach should prioritize the areas with the best diversity metrics and species near to population collapse, but without entirely forgetting other areas, and especially the species that under potential threats, at least for now, are still manageable.

4.2. Conservation decisions based on social research

We found that some mammal species are among the most important animals for people in the study areas. These socially important mammals can be divided into four fundamental groups: liked for their utilitarian value (e.g. *C. paca*, whose meat is highly prized), liked for affective reasons (e.g. monkeys), disliked for alleged negative impact on livelihoods (e.g. bats, *D. aurita*), and liked and disliked at the same time (e.g. *P. concolor*, *P. onca*, *N. nasua*, *C. thous*, *T. terrestris*, this latter received negative citations mostly in one of the study areas - PECB - where the prevalence of vineyards is associated with crop-raiding by this large ungulate). Although the most cited species are not necessarily endangered, their social importance can have implications for conservation. They can be used, for instance, in “foot-in-the-door” tactics (Burger, 1999) of community engagement, in which managers first address species of local interest, regardless of their conservation status, and once enough local engagement and commitment is obtained, the scope of management shifts or expands to address the species of conservation concern about which local people are not aware or whose conservation is not in their interest.

Species that elicit both negative and positive attitudes simultaneously are particularly important in this regard. Their importance to people is based on multiple factors. We found that *P. onca* and *C. thous* are equally liked and disliked, i.e. their index of polarization equals one. Together with *P. concolor* and *N. nasua*, these carnivores are liked for their charisma and beauty, but disliked for their alleged negative impact on the local livelihoods (Cavalcanti & De Paula, 2015). Salient and endangered polarizing species, such as *P. onca* and *P. concolor*, are often associated with social conflict over their management, with some social groups safeguarding the interests of the people affected by these species, while a growing set of social groups advocate for the involved wildlife (Marchini, 2014). Poorly informed conflict mitigation attempts can make the situation worse (2020), requiring specialized attention from managers who, ideally, will have social conflict mediation skills. On the other hand, such conflicts can offer multiple opportunities for community engagement, as strategies can capitalize on both the positive and negative sides of the relationship.

Prioritizing PAs based upon social considerations is arguably more complex than prioritizing species. While some relationships between people and wildlife can be predicted to some extent from recurrent patterns observed elsewhere (e.g. large carnivores and ungulates divide opinions, *C. paca* is poached for food), decision-makers will likely have to assess people’s thoughts and actions toward PAs on a case-by-case basis. The use of an Index of Social Importance (ISI), composed of

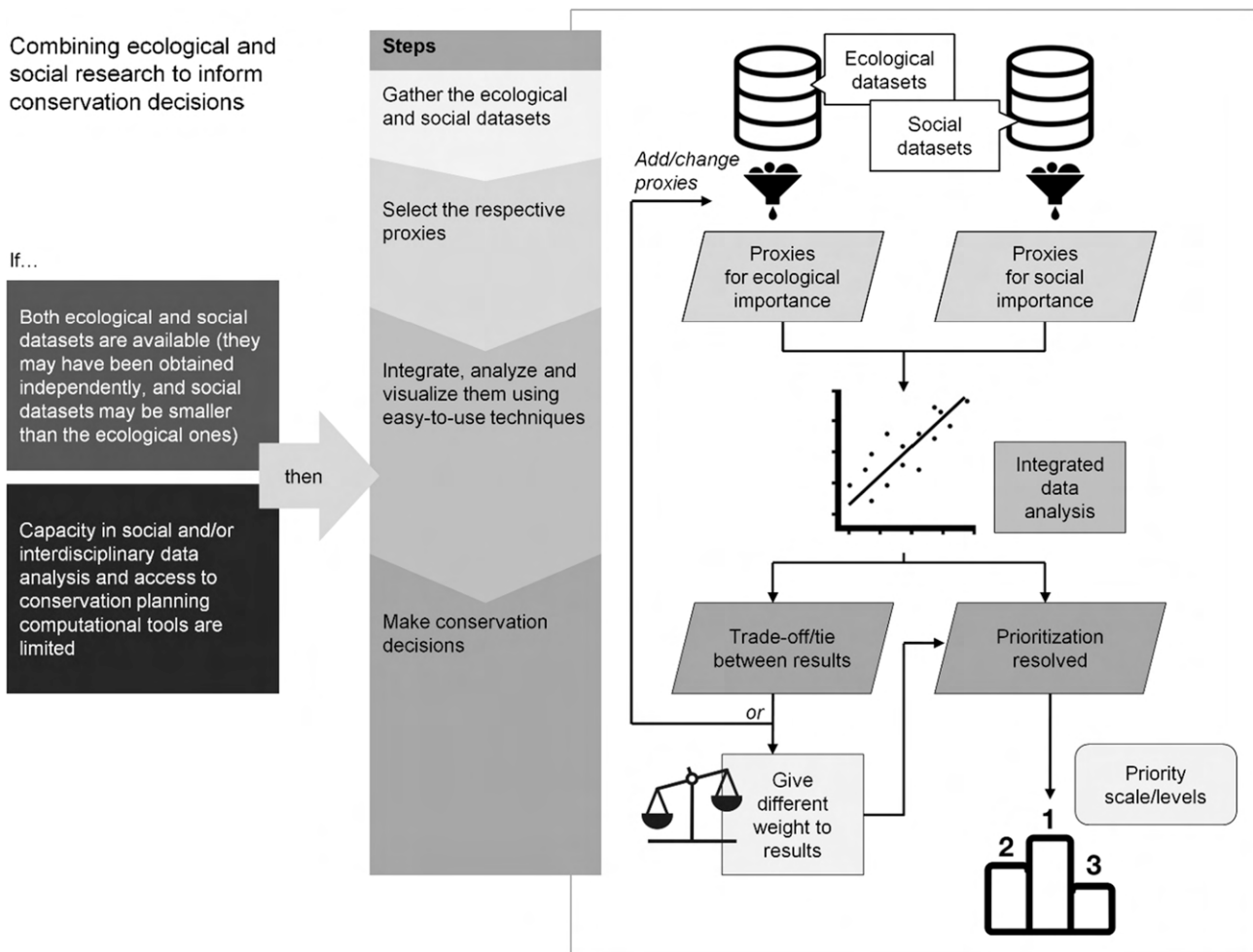


Fig. 7. Workflow of the proposed process. Ecological and social data — collected separately — are analyzed jointly for decision-making purposes. Indices and graphic displays are used for data integration.

variables that capture attitudes and behaviors toward the PA, is proposed as a way to confer objectivity to the decision-making process. The ISI used to illustrate this prioritization exercise revealed PECB as the most important PA from the social perspective at local level. However, the outcome of the exercise is expected to be sensitive to the composition of the ISI. The selection of the proper factors to compose the index must be based as much as possible on evidence, obtained from exploratory research or expert opinion. Moreover, the index must reflect specific conservation and management goals.

Although the emphasis of the area prioritization exercise was not on specific results, but on the general process, some of our findings may be of interest to the management of PAs in the Atlantic Forest. Particularly relevant is the rather low rates of visitation to the PAs reported by the local residents. About 75% of them informed having seldom or never visited the neighbor PA. Visitation was apparently correlated with perceived importance (Fig. 6), except for PETAR, which is, by far, the most visited – by tourists – among the four selected PAs. Although no causality can be inferred from our results, increasing visitation by local residents should be part of a broader management strategy to improve the relationship between PA and local communities. Community engagement, or at least some local trust in the conservation agency, in this case, the park's authorities, has been shown to bring benefit not only to protection within the PA itself, but also to human-wildlife relationships anywhere, including just outside the PAs (Bruskotter & Wilson, 2013; Engel, Vaske, Bath, & Marchini, 2017).

The methods we describe — PCI and our indexes of polarization and social importance — yet conceptually and operationally very simple,

generate useful information, not only for the prioritization of species and PAs, but also for the selection of the proper interventions and strategies. Other variables and more sophisticated assessment techniques can be used, but we believe the methods addressed in this study are cost-effective alternatives, considering the general lack of training in social research among managers and decisions-makers in the Global South.

4.3. Conservation decisions based on ecological and social research combined

Species and area prioritization based on a single parameter - typically an ecological one - is obviously more straightforward for decision-makers than decision-making based on a combination of ecological and social criteria (Table 1). Multi-criteria decision-making can produce outcomes like the *T. terrestris* in our species prioritization analysis: as one of the species with the highest relative abundance, its ecological importance for conservation was low, but it was also the most important species from the social perspective. Likewise, PECB was socially more important, but PNG had the highest functional diversity. There is no simple solution to these discrepancies.

On the other hand, the integration of ecological and social parameters offers a broader evidence basis for decision-makers. In this multi-dimensional approach, one parameter can be used as tie-breaking criteria for the other. For example, while the relative abundance of *P. onca* and *S. venaticus* appear to be equally low, so that both species would deserve the same conservation attention from the ecological

Table 1

Conservation decision-making based on ecological research-only, social research- only and ecological and social research combined for mammal species and protected areas. PESM-NITA: Serra do Mar State Park – Itarirú; LAVR: Legado das Águas; PESM-NSV: Serra do Mar State Park – Santa Virginia; PECB: Carlos Botelho State Park; PETAR: Alto do Ribeira Touristic State Park; and PNG: Guaricana National Park.

	Ecological research	Social research	Ecological and social research combined
Mammal species	Relative abundance and rarity (e.g., uniques/duplicates species)	Affective prominence and index of polarization.	Relative abundance and rarity, affective prominence and index of polarization.
<i>Rationale</i>	The lower relative abundance, the higher risk of extinction. Rarity depicts elusive species with both naturally and/or human-induced low population density, typically increasing the risk of local extinction.	The higher the prominence, the more important to people, and the greater the expected social support/resistance to conservation and management. Polarizing species require special attention: the higher the polarization, the greater the conflict/potential for conflict between stakeholders over their management, which can jeopardize conservation efforts.	The species that combines the lowest relative abundance and rarity with the highest affective prominence and index of polarization should be prioritized. If two species have equally low abundance, the one with higher affective prominence should be prioritized for conservation. Nonetheless, prioritization will ultimately depend on the weight given to the parameters.
<i>Conclusion</i>	<i>M. tridactyla</i> , <i>P. onca</i> and <i>S. venaticus</i> had low relative abundance (0.01 or smaller), are rare* in a metacommunity scenario, thus should receive more conservation attention. Moreover, <i>P. onca</i> is a unique in two areas and a duplicate in one; <i>S. venaticus</i> is a duplicate in two areas and a unique in one.	<i>T. terrestris</i> , <i>Mazama</i> spp., <i>C. paca</i> , <i>P. concolor</i> , and <i>P. onca</i> , in this order, were the most cited, and therefore, socially important mammal species. <i>T. terrestris</i> and <i>Mazama</i> spp. were, indeed, the most liked of all animal species. Index of polarization was highest for <i>P. onca</i> and <i>C. thous</i> (IP = 1), <i>N. nasua</i> (IP = 0.8), <i>D. aurita</i> (IP = 0.75) and <i>P. concolor</i> (IP	<i>P. onca</i> should be prioritized because it is the species that encompass all the criteria defined as priority for conservation.

Table 1 (continued)

	Ecological research	Social research	Ecological and social research combined
Protected areas	Taxonomic, functional, and phylogenetic diversity	Index of social importance (ISI), and potential for conflict index (PCI).	Taxonomic, functional and phylogenetic diversity, index of social importance (ISI) and potential for conflict index (PCI).
<i>Rationale</i>	The higher the scores of diversity, the greater the conservation value of an area. The parameters inform the richness of assemblages (taxonomic diversity), their real or potential contribution to ecosystem functioning or local-extinction-prone (functional diversity), and their assemblage-wide evolutionary relationship (phylogenetic diversity).	The greater the perceived importance of and contact with the PA, the greater its importance for conservation. The ISI informs how supportive, resistant or indifferent toward the PA the stakeholders are, providing guidance on how to engage them. The higher the PCI in and around the PA, the more attention it should receive from managers. PCI offers an extra layer of information for prioritization, informing also which stakeholders should receive more attention.	The greater the importance of ecological and social importance combined, the greater the importance for conservation. More diverse PAs, that are perceived as important and are used by the local communities should receive more conservation attention. However, prioritization will ultimately depend on the weight given to the parameters.
<i>Conclusion</i>	PECB and LAVR stand out from the other PAs by a small margin. The areas that should receive more conservation attention are the ones with higher crude and estimated richness (and consequently more phylogenetically diverse areas; i.e. PESM-NSV and	PECB stands out from the other PAs by a small margin: ISI was not significantly different between PAs, but perceived importance toward PECB were significantly more positive than toward PETAR. PCI suggests that in PECB,	PECB scores highest in more parameters than the other PAs.

(continued on next page)

Table 1 (continued)

Ecological research	Social research	Ecological and social research combined
PECB), and higher functional diversity (e.g. PNG, LAVR). Furthermore, PECB and LAVR (and PETAR) are compositionally distinct from the other areas within the SMBC, which adds to their conservation value.	ranchers and farmer and residents non-dependent on land should receive more attention.	

* rare species even considering any sampling-bias

perspective, the findings from social research revealed that *P. onca* is socially more important, and therefore should be given priority. In cases like the described above for *T. terrestris* and the two 'tied' PAs, the prioritization will require additional criteria: decision-makers will need to explicitly define, for example, where the conservation strategy should put an emphasis, on ecological versus social values. Indeed, by systematically taking ecological and social considerations into account in the prioritization analysis, and occasionally finding that they point to different directions, managers and decision-makers have to be more aware and explicit about expected outcomes and impact, and ultimately about their own values and preferences.

The combination of ecological and social considerations in conservation decision-making can happen at three different levels: results, data analysis, and data collection. The combination at the level of results — e.g. decisions are based on what is published in the ecological and social science literature — is arguably the most common (when ecological and social considerations are combined at all). Conversely, the combination by design at the level of data collection, yet recommendable, has been generally constrained by the lack of capacity in interdisciplinary research. We describe a process in which the combination takes place at the intermediate level of the data analysis: ecological and social data — collected separately — are integrated in graphic displays for decision-making purposes. This analytical, quantitative approach to combining ecological and social considerations is a particularly cost-effective option when capacity in interdisciplinary research is limited. It is more objective and straightforward relative to the combination at the level of results and data collection, respectively. Regardless of the level, combining ecological and social considerations in conservation decision-making is better than trusting on a single line of evidence or not relying on any systematic evidence at all. Furthermore, the process will be all the more effective the more participatory: stakeholders input is a vital element of successful conservation decision-making.

4.4. Integrating disciplines and stakeholders in conservation decision-making

We found that decisions based on combined ecological and social research findings were different from those based on any of these lines of evidence alone (Table 1). The input from relatively basic social research significantly changed some of the outcomes (i.e., decisions about what species and which areas to prioritize) of decision-making based on the results of ecological research. The inclusion of social considerations in the decision-making process can enrich the process, reduce conflicts (Redpath et al., 2012), promote tolerance and coexistence (Engel, Vaske, Bath, & Marchini, 2016), ensure more efficiency and effective implementation (Knight, Cowling, & Campbell, 2006), in addition to

enhancing the scope of conservation by including stakeholders as part of the solution. Because humans — not wildlife or their habitat — are ultimately the problem in conservation, and therefore also the solution, the assessment of the stakeholders provides vital information for designing and implementing conservation strategies. Social research contributes indeed in the assessment not only of “what” species and areas to prioritize to protect — as ecological research does — but also “how” to intervene and ‘who’ to involve. This is particularly important when considering the human-induced pressures on PAs for downsizing or land conversion (Geldmann et al., 2014) which may change people’s perception of conservation priorities, being able to preclude the dialogue for collaborative conservation actions. On the other hand, sound resource and PAs management should be sensitive to socioeconomic context, while recruiting rather than antagonizing potential local alliances that can effectively fill the institutional void in low-governance regions (Bogoni et al., 2020).

It is expected that computational technologies could also strongly impact conservation decisions and practices in the near future. The wide range of common everyday technological devices – laptops, tablets, smartphones, multi-sensors, drones, satellite tags, the internet, social media – will transform the work of conservation scientists, protected area managers and conservation organizations (Arts et al., 2015) by providing tools and infrastructure to monitor, model and protect biodiversity in entirely new ways (Joppa, 2015). However, the application of digital technology in conservation is challenging, creating possibilities and problems in a double-edged sword that needs guidance (Arts et al., 2015). It can generate unique opportunities for engagement, involving people in data collection, for example, as in citizen science. On the other hand, filling forests with sensors or drones (i.e. ‘smart forest’), for example, can create landscapes of fear, feelings of insecurity and invasion of privacy, thus impacting traditional conservation stakeholders (e.g. example, Sarkar & Chapman, 2021, Gabrys, 2020). In fact, the digital information revolution imposes the need to expand the interdisciplinarity of the traditional domains of conservation science, from a focus on biological sciences to engineering and data science (Arts et al., 2015; Joppa, 2015), but without losing sight of the values, interests and aspirations of stakeholders, which inevitably also requires social sciences.

While multi-criteria decision-making processes are obviously more complex and challenging, our proposal of using ecological and social datasets already available for integrated analyses in simple graphical displays can be highly cost-effective. The breadth of the analyses and quality of results will depend upon data availability and local research and analytical capacity. Nonetheless, we argue that even the input from simple and affordable social research can significantly improve conservation decision-making. Besides, often hard choices need to be made when both conservation and human welfare are taken into account, and the method we describe allow decision-makers to explicitly acknowledge such tradeoffs (McShane et al., 2011). Indeed, the method proposed confers objectivity to the decision-making process through the use of quantitative proxies from a broader and interdisciplinary base of scientific evidence. It also promotes transparency about the underlying values, as decision-makers have to be thoughtful of the proxies they choose and the relative weight they assign to each proxy.

Our approach relates to/is in consonance with other multi-faceted and complex approaches that seek to integrate disciplines of ecological knowledge with social dimensions to support decision-making. It promotes/encourages the use of data, analyses and tools, while we guide its appropriate use to support conservation decisions (Beier et al., 2016), reinforcing the use of science to make policy and management decisions. This exercise requires a broad training in interdisciplinary skills and suitable personal disposition for collaborative and working (Schwartz et al., 2017), resulting in exchange knowledge and co-production to improve decision-making. This is only the first step towards multi-criteria decision-making. It should be coupled with other approaches that have been growingly applied in conservation to (i) provide

accessible tools and frameworks that allow exchanges of knowledge among ecologists and intended beneficiaries of their science, to promote mutual learning and a shared sense of its utility (Translational Ecology, [Enquist et al., 2017](#); [Wall et al., 2017](#)); (ii) understand the processes that determine the situation and the leverage points to change it, using a systems-based approach that integrates ecological and social components (Social-Ecological Systems, [Brehony et al., 2020a,2020b](#)); and (iii) explain and evaluate the process of change by outlining causal linkages between interventions and conservation impact (i.e., outputs and their shorter-term, intermediate, and longer-term outcomes) and identifying indicators for each of these steps for the monitoring and evaluation of results ([Center for Theory of Change, 2013](#); [Marchini et al., 2021](#)).

Because the ultimate goal in conservation is to save endangered species and ecosystems, social research can only contribute to measure the efficacy of interventions in terms of their intermediate effects on people's thoughts and actions, but the effectiveness in terms of impacts on wildlife and ecosystems will always require ecological research. Both types of research can support the specific steps in the project cycle: situation assessment, goal setting, strategy design, implementation, and monitoring and evaluation (Conservation Measures [Measures, 2020](#); IUCN [Ssc, 2017](#)). While ecological research provides useful data for situation or species assessment, monitoring and evaluation ([Magurran et al., 2010](#); [Nichols & Williams, 2006](#)), social research should be a vital component for strategy design and implementation ([Bennett et al., 2017](#)). When placed together on the same decision table, both results combined should guide decision-makers in filling the well-known research-implementation gap ([Knight & Cowling et al., 2008](#)), improving efficiency and efficacy. Overcoming the research-implementation gap requires to solve communication problems in getting reliable and needed technical information to decision-makers by replacing gap for spaces of interaction ([Toomey et al., 2017](#)). Our proposal of integrating ecological and social findings in a single and easy graphical display should meet this need, in addition to offering a menu of evidence-based choices for decision-makers. This approach would greatly benefit conservation decision-makers — and biodiversity — by making use of a more structured yet relatively simple conservation decision-making process that integrates some social consideration into the ecological information usually available, even when social and ecological research is designed and conducted separately, to advance evidence-based conservation and adaptive management.

5. Conclusions

Better conservation decisions are those made upon a broader evidence base that includes both ecological and social considerations. Whenever both ecological and social datasets are available (they may have been obtained independently, and social datasets may be smaller than the ecological ones), and capacity in social and/or interdisciplinary data analysis and access to conservation planning computational tools are limited, the approach we propose can significantly improve conservation decision-making in a cost-effective manner. Raising awareness of the relevance of interdisciplinary input among managers and decision-makers, increasing capacity in social or interdisciplinary research, and promoting transdisciplinary collaboration involving ecologists, social researchers, and decision-makers, are therefore important actions toward better conservation decision-making.

Here, we intended to put emphasis more on an interdisciplinary exercise rather than to inform priorities for conservation in this specific area, demonstrating that the outcomes of the analysis can change depending on the parameters of choice (ecological only versus social only versus both ecological and social combined). But, as our empirical exercise were based on a high-quality database collected by us it generates valuable prioritization results that can potentially be used by decision-makers and managers in their decisions. We encourage decision makers to make use of the high-quality ecological and social data

already collected and available, which should become increasingly open and accessible, with the consolidation of open data science (i.e., data and outputs more widely accessible and more reliably harnessed)¹.

Therefore, our proposal innovates by (1) proposing the best use of the ecological and social data available, (2) incorporating social data into the decision-making process, (3) integrating and analyzing these different sets of data in simple and informative graphical displays, and (4) creating a space for an interdisciplinary team to work together for better conservation decisions.

6. Policy and ethics

All appropriate ethics and other approvals were obtained for the research, as follows: Ethical Committee Technical Statement #2.823.961, #2.451.367 and #3.094.169; Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) #59648-1 and #54770-1; Comissão Técnico-Científica do Instituto Florestal (COTEC) #397/2018 D49/2018 PH; Processo SMA #260108 – 009.509/2015.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

We are very grateful to all the institutions (Fundação Florestal, ICMBio, Fazenda Elguero, Instituto Manacá, Instituto de Pesquisas Cananéia, Legado das Águas - Reserva Votorantim), managers of protected areas (Pietro Scarascia, Rodrigo Aguiar, Juliana Conrado, Thiago Nicolliello, Raphael Baboni, João Paulo Villani, Joaquim Marco Neto, Aroldo Correa da Fonseca), all the trainees and students (Gabriel Olivares Chicória, Beatriz Damiana Pollini, Izabela G. S. de Alvarenga, Pamela Braga, Ana Leticia T. de Figueiredo, Rafael B. de Moraes, Daniel Lamberg) and the settlers (Daniel Lamberg, Antonio Lamberg, Maria Lamberg) that significantly contributed for the development of this research. We are grateful to Laila Sandroni for suggestions in the manuscript.

Funding sources

We acknowledge all the financial supporters (FAPESP #2014/09300-0, #2014/01986-0 and #2016/19106-1, #2018/16662-6); Fundação Grupo Boticário #1001_20141 and #1097_20171; Rufford Foundation; Legado das Águas – Reserva Votorantim). KMPMBF and PMGJr thank the National Council of Technological and Scientific Development (CNPq) for the productivity fellowship (#308632/2018-4 and #303524/2019-7, respectively). JAB is supported by the São Paulo Research Foundation (FAPESP) postdoctoral fellowship grants #2018-05970-1 and #2019-11901-5. SM is supported by North of England Zoological Society (Chester Zoo). MM was supported by FAPESP #2014/10192-7 and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001. JAD was supported by FAPESP #2019/21074-9. ML was supported by CAPES and the Rufford Foundation. LPM was supported by CAPES. RMP was supported by CAPES and the Wild Felid Association Legacy Scholarship. RFC is supported by PNPd-CAPES postdoctoral fellowship. BHS was supported by FAPESP #2013/24453-4 and is supported by Natural Environment Research Council (NERC, NE/S011811/1).

¹ <https://en.unesco.org/science-sustainable-future/open-science>

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126146>.

References










- Abreu, E.F., Casali, D.M., Garbino, G.S.T., Loretto, D., Loss, A.C., Marmontel, M., Nascimento, M.C., Oliveira, M.L., Pavan, S.E., Tirelli, F.P. 2020. Lista de Mamíferos do Brasil. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz). Available at: <<https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil/>>.
- Aguiar, A. P., Chiarello, A. G., Mendes, S. L., & Matos, E. N. (2003). The Central and Serra do Mar Corridors in the Brazilian Atlantic Forest. In C. Galindo-Leal, & I. G. Câmara (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook* (pp. 118–132). Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press.
- Alvarez-Romero, J. G., Mills, M., Adams, V. M., Gurney, G. G., Pressey, R. L., Weeks, R., et al. (2018). Research advances in marine planning: Towards a global database in systematic conservation planning. *Biological Conservation*, 227, 369–382. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.027>
- Andriguetto-Filho, J. M., Krüger, A. C., & Lange, M. B. R. (1998). Caça, biodiversidade e gestão ambiental na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Biotemas*, 11, 133–156. <https://doi.org/10.5007/%25x>
- Arts, K., van der Wal, R., & Adams, W. M. (2015). Digital technology and the conservation of nature. *Ambio*, 44(4), S661–S673. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0705-1>
- Beier, P., Hansen, L. J., & Behar, D. (2016). A how-to guide for coproduction of actionable science. *Conservation Letters*, 10, 288–296. <https://doi.org/10.1111/conl.12300>
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K. M. A., Clark, D. A., Cullman, G., et al. (2017). Mainstreaming the social sciences in conservation. *Conservation Biology*, 31, 56–66. <https://doi.org/10.1111/cobi.12788>
- Bennett, N. J., Roth, R., Klain, S. C., Chan, K., Christie, P., Clark, D. A., et al. (2017). Conservation social science: Understanding and integrating human dimensions to improve conservation. *Biological Conservation*, 205, 93–108. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.006>
- Bogoni, J. A., Peres, C. A., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2020). Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: A continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific Reports*, 10(10), 14750. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72010-w>
- Brehony, P., Tyrrell, P., Kamanga, J., Waruingi, L., & Kaelo, D. (2020a). Incorporating social-ecological complexities into conservation policy. *Biological Conservation*, 248, Article 108697. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108697>
- Brehony, P., Tyrrell, P., Kamanga, J., Waruingi, L., & Kaelo, D. (2020b). Incorporating social-ecological complexities into conservation policy. *Biological conservation*, 248, Article 108697. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108697>
- Brocardo, C. R., Rodarte, R., Bueno, R. D. S., Culot, L., & Galetti, M. (2012). Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, continuum florestal do Paranapiacaba. *Biota Neotropica*, 12, 198–208. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000400021>
- Bruskotter, J. T., & Wilson, R. S. (2013). Determining where the wild things will be: Using psychological theory to find tolerance for large carnivores. *Conservation Letters*, 7, 158–165. <https://doi.org/10.1111/conl.12072>
- Burger, J. M. (1999). The foot-in-the-door compliance procedure: A multiple-process analysis and review. *Personality and Social Psychology Review*, 3, 303–325. https://doi.org/10.1207/s15327957pspr0304_2
- Canale, G. R., Peres, C. A., Guidorizzi, C. E., Gatto, C. A. F., & Kierulff, M. C. M. (2012). Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *PLoS One*, 7, Article e41671. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671>
- Cavalcanti, S.M.C., De Paula, R.C., Gasparini-Morato, R.L. 2015. Conflitos com mamíferos carnívoros: uma referência para o manejo e a convivência. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 1ª ed., pp. 121.
- Center for Theory of Change. (2013). *What is a theory of change?* Available from: Center for Theory of Change. <http://www.theoryofchange.org/what-is-theory-of-change/> (accessed December 2020).
- Chiarello, A. G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 14, 1649–1657. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99071.x>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., Chiu, C. H., & Hsieh, T. C. (2012). Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology*, 93, 2037–2051. <https://doi.org/10.1890/11-1817.1>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., et al. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecology Monograph*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., & Gorley, R. N. (2008). Testing null hypothesis in exploratory community analysis similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366, 56–69. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.009>
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., et al. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5, 3–21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Conservation Measures Partnerships, 2020. Open standards for the practice of conservation Version 4.0. <https://conservationstandards.org/wp-content/uploads/sites/3/2020/10/CMP-Open-Standards-for-the-Practice-of-Conservation-v4.0.pdf> (Accessed on 15th February, 2021).
- Decker, D.J., Riley, S.J., Siemer, W.F. (Eds.). 2012. Human dimensions of wildlife management. Press. Johns Hopkins University Press. Baltimore. 338.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: The need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13, 1030–1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>
- Ducarme, F., Luque, G. M., & Courchamp, F. (2013). What are “charismatic species” for conservation biologists? *Biosciences Master Reviews*, 1–8.
- Engel, M. T., Vaske, J. J., Bath, A. J., & Marchini, S. (2016). Predicting acceptability of jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *Brazil. Human Dimensions of Wildlife*, 21(5), 427–444. <https://doi.org/10.1080/10871209.2016.1183731>
- Engel, M. T., Vaske, J. J., Bath, A. J., & Marchini, S. (2017). Attitudes toward jaguars and pumas and the acceptability of killing big cats in the Brazilian Atlantic Forest: An application of the Potential for Conflict Index 2. *Ambio*, 46(5), 604–612. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0898-6>
- Enquist, C. A. F., Jackson, S. T., Garfin, G. M., Davis, F. W., Gerber, L., Littell, J. A., et al. (2017). Foundations of translational ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(10), 541–550. <https://doi.org/10.1002/fee.1733>
- Evans, M. (2021). Re-conceptualizing the role(s) of science in biodiversity conservation. *Environmental Conservation*, 48(3), 151–160. <https://doi.org/10.1017/S0376892921000114>
- Faurby, S., Davis, M., Pedersen, R. O., Schowaneck, S. D., Antonelli, A., & Svenning, J. C. (2018). PHYLACINE 1.2: The Phylogenetic Atlas of Mammal Macroecology. *Ecology*, 99, 2626. <https://doi.org/10.1002/ecy.2443>
- Fusco-Costa, R., & Ingberman, B. (2013). Records of the bush dog *Speothos venaticus* in a continuous remnant of coastal Atlantic Forest in southern Brazil. *Oryx*, 47, 105–108. <https://doi.org/10.1017/S003060531200052X>
- Gabrys, J. (2020). Smart forests and data practices: From the Internet of Trees to planetary governance. *Big Data & Society*. <https://doi.org/10.1177/2053951720904871>
- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (Orgs), Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e Perspectivas. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, pp. 3–11.
- Geldmann, J., Joppa, L. N., & Burgess, N. D. (2014). Mapping Change in Human Pressure Globally on Land and within Protected Areas. *Conservation Biology*, 28, 1604–1616. <https://doi.org/10.1111/cobi.12332>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2011). Estimating species richness. In A. E. Magurran, & B. J. McGill (Eds.), *Biological diversity: Frontiers in Measurement and Assessment* (pp. 39–54). United Kingdom: Oxford University Press.
- Groves, C., & Game, E. T. (2016). *Conservation planning: Informed decisions for a healthier planet*. Colorado: Roberts and Company Publishers.
- Hall, R. J., Milner-Gulland, E. J., & Courchamp, F. (2008). Endangering the endangered: The effects of perceived rarity on species exploitation. *Conservation Letters*, 1, 75–81. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00013.x>
- Huelsenbeck, J. P., & Rannala, B. (1997). Phylogenetic methods come of age: Testing hypotheses in an evolutionary context. *Science*, 276, 227–232. <https://doi.org/10.1126/science.276.5310.227>
- IUCN. U. C. N. (2017). The IUCN Species survival Commission. *Quartely Report*, 24, pp. IUCN. 2020. IUCN SSC Position Statement on the Management of Human-Wildlife Conflict. IUCN Species Survival Commission (SSC) Human-Wildlife Conflict Task Force. Available at: www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements.
- Jones, K. E., Bielby, J., Cardillo, M., Fritz, S. A., et al. (2009). PanTHERIA: A species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology*, 90, 2648. <https://doi.org/10.1890/08-1494.1>
- Joppa, L. N. (2015). Technology for nature conservation: An industry perspective. *Ambio*, 44(4), S522–S526. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0702-4>
- Knight, A. T., Cowling, R. M., & Campbell, B. M. (2006). An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology*, 20, 408–419. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00305.x>
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., & Campbell, B. M. (2008). Knowing but not doing: Selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology*, 22, 610–617. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x>
- Lacher, T. E., Davidson, A., Fleming, T. H., Gómez-Ruiz, E. P., et al. (2019). The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 100(3), 942–964.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., et al. (2004). The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Lima, F., Beca, G., Muylaert, R. L., et al. (2017). ATLANTIC-CAMTRAPS: A dataset of medium and large terrestrial mammal communities in the Atlantic Forest of South America. *Ecology*, 98, 2979. <https://doi.org/10.1002/ecy.1998>
- Mace, G. M. (2014). Whose conservation? *Science*, 345, 1558–1560. <https://doi.org/10.1126/science.1254704>
- Mascia, M.B., Brosius, J.P., Dobson, T.A., Forbes, B.C., Horowitz, L., McKean, M.A., Manfredo, M., Vaske, J., & Teel, T. (2003). The potential for conflict index: A graphic approach to practical significance of human dimensions research. *Human Dimensions of Wildlife*, 8, 219–228. <https://doi.org/10.1080/1087120030304310>

- Magioli, M., Rios, E., Benchimol, M., Casanova, D. C., et al. (2021). The role of protected and unprotected forest remnants for mammal conservation in a megadiverse Neotropical hotspot. *Biological Conservation*, 259, Article 109173.
- Magurran, A. E., Stephen, R. B., Stephen, T. B., Jan McP, D., David, A. E., Scott, E. M., et al. (2010). Long-Term Datasets in Biodiversity Research and Monitoring: Assessing Change in Ecological Communities through Time. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(10), 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- Marchini, S. (2014). Who's in conflict with whom? Human dimensions of the conflicts involving wildlife. In L. M. Verdade, M. C. Lyra-Jorge, & C. I. Piña (Eds.), *Applied ecology and human dimensions in biological conservation* (pp. 189–209). New York: Springer.
- Marchini, S., Ferraz, K. M. P. M. B., Foster, V., Reginato, T., Kotz, A., Barros, Y., et al. (2021). Planning for human-wildlife coexistence: Conceptual framework, workshop process, and a model for transdisciplinary collaboration. *Frontiers in Conservation Science*, 2. <https://doi.org/10.3389/fcoss.2021.752953>
- Mateos, E., Guix, J. C., Serra, A., & Pisciotta, K. (2002). *Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: The Paranapiacaba fragment*. Barcelona: Universitat de Barcelona.
- McShane, T. O., Hirsch, P. D., Trung, T. C., Songorwa, A. N., Kinzig, A., Monteferrri, B., et al. (2011). Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation*, 144, 966–972. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.038>
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W. Brooks, T.M., Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), *Biodiversity Hotspots*. Springer Publishers. London, pp. 3-22.
- Newing, H. 2011. *Conducting research in conservation: a social science perspective*. Routledge, England.
- Nichols, D. J., & Williams, B. K. (2006). Monitoring for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12), 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- Rabinowitz, D. (1981). Buried viable seeds in a North American tallgrass prairie: The resemblance of their abundance and composition to dispersing seeds. *Oikos*, 36, 191–195. <https://doi.org/10.2307/3544445>
- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., et al. (2012). Understand and managing conservation conflicts. *Trends in ecology & Evolution*, 28, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., et al. (2009). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of environmental management*, 90(5), 1933–1949.
- 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. *Biological Conservation*, 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Rocha-Mendes, F., Neves, C. L., Nobre, R. A., Marques, R. M., Bianconi, G. V., & Galetti, M. (2015). Non-volant mammals from Núcleo Santa Virgínia, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil Biota. *Neotropica*, 15, 1–9. <https://doi.org/10.1590/1676-06032014000814>
- Safi, K., Cianciaruso, M. V., Loyola, R. D., Brito, D., Armour-Marshall, K., & Diniz-Filho, J. A. F. (2011). Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Phil. Trans. R. Soc.*, 366, 2536–2544. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0024>
- Sandbrook, C., Adams, W. M., Büscher, B., & Vira, B. (2013). Social research and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 27, 1487–1490. <https://doi.org/10.1111/cobi.12141>
- Sarkar, D., & Chapman, C. A. (2021). The Smart Forest Conundrum: Contextualizing Pitfalls of Sensors and AI in Conservation Science for Tropical Forests. *Tropical Conservation Science*, 14, 1–11. <https://doi.org/10.1177/19400829211014740>
- Schwartz, M. W., Hiers, J., K. Garfin, G. M., Jackson, S. T., Terando, A., J. Woodhouse, C. A., ... Brunson, M. W. (2017). Developing a translational ecology workforce. *Front Ecol Environ*, 15(10), 587–596. <https://doi.org/10.1002/fee.1732>
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazilian *Journal of Tropical Ecology*, 21(1), 121–125. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001956>
- Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2013). Influence of camera-trap sampling design on mammal species capture rates and community structures in southeastern Brazil. *Biota. Neotropica*, 13(2). <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200005>
- Sutherland, W. J., Freckleton, R. P., Godfray, H. C. J., et al. (2013). Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*, 101, 58–67. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- TEAM Network, 2011. *Terrestrial Vertebrate Protocol Implementation Manual*, v. 3.1. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network. Conservation International, Arlington <http://www.teamnetwork.org/files/protocols/terrestrial-vertebrate/TEAMTerrestrialVertebrate-PT-EN-3.1.pdf> (Accessed on 12th February, 2021).
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350–363. <https://doi.org/10.2307/2265614>
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 3, 109–120. <https://doi.org/10.1006/rwbd.1999.0154>
- Toomey, A. H., Knights, A., & Barlow, J. (2017). Navigating the space between research and implementation in conservation. *Conservation Letters*, 10, 619–625. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108290>
- Thompson, W. L., White, G. C., & Gowan, C. (1998). *Monitoring Vertebrate Populations*. San Diego: Academic Press.
- Vaccaro, I., Beltran, O., & Paquet, P. A. (2013). Political ecology and conservation policies: Some theoretical genealogies. *Journal of Political Ecology*, 20(1), 255–272. <https://doi.org/10.2458/v20i1.21748>
- Vaske, J. J., Beaman, J., & Sponarski, C. C. (2017). Rethinking internal consistency in Cronbach's alpha. *Leisure Sciences*, 39(2), 163–173. <https://doi.org/10.1080/01490400.2015.1127189>
- Wall, T. U., McNie, E., & Garfin, G. M. (2017). Use-inspired science: Making science usable by and useful to decision makers. *Frontiers in Ecology and Environment*, 15, 551–559. <https://doi.org/10.1002/fee.1735>
- WCED. 1987. Our common future. Oxford: Oxford University Press. Available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>. Downloaded at Dec 1st, 2021.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 231–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). Elton Traits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95, 7, 2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Wilson, K. A., Carwardine, J., & Possingham, H. P. (2009). Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162, 237–264. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x>

ANEXO 2

***Bridging the gap between researchers, conservation planners,
and decision makers to improve species conservation
decision-making***

Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making

Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz^{1,2}  |
 Ronaldo Gonçalves Morato³  | Alex Augusto Abreu Bovo^{1,2}  |
 Carolina Ortiz Rocha da Costa^{1,2}  | Yuri Geraldo G. Ribeiro^{1,2}  |
 Rogério Cunha de Paula³  | Arnaud Leonard Jean Desbiez^{2,4}  |
 Cintia Silva Camila Angelier¹  | Kathy Traylor-Holzer⁵ 

¹Wildlife Ecology, Management and Conservation Lab (LEMaC), Forest Science Department, “Luiz de Queiroz” College of Agriculture (ESALQ), University of São Paulo (USP), Piracicaba, São Paulo, Brazil

²IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group - CPSG Brasil, Parque das Aves, Foz do Iguaçu, Paraná, Brazil

³Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Atibaia, São Paulo, Brazil

⁴Instituto de Conservação de Animais Silvestres, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brazil

⁵IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group (CPSG), Apple Valley, Minnesota

Correspondence

Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz, Wildlife Ecology, Management and Conservation Lab (LEMaC), Forest Science Department, “Luiz de Queiroz” College of Agriculture (ESALQ), University of São Paulo (USP), Av. Pádua Dias 11, 13418-900, Piracicaba, SP, Brazil.

Email: katia.ferraz@usp.br

Funding information

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio); IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group (CPSG); Parque das Aves; Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD)

Abstract

Species distribution modeling (SDM) is a promising tool for priority setting, conservation decision-making and overall support for species conservation. We developed a participatory modeling process (PMP) to ensure both the proper use of SDMs as well as their efficacy and impact as a conservation tool. The PMP using SDM has assisted conservation planning in a number of situations, including more than 25 endangered species and supported IUCN SSC Red List assessments. PMP focuses on stakeholder engagement to co-develop SDMs that will in turn support and guide conservation decisions. This participatory approach to SDMs allowed us to: (a) update potential species distributions; (b) evaluate environmental suitability; (c) identify potential corridors and priority areas for implementing different conservation and management actions; (d) identify new potential areas for species searching; (e) predict potential impact under deforestation and climate change scenarios; and (f) provide valuable input for population viability analysis (PVA). Most often the level of successful stakeholder engagement will influence how the model will guide the decision-making process. The modeler must play a technical role as well as act as a translator and facilitator to engage and bridge the gap between

This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

© 2020 The Authors. Conservation Science and Practice published by Wiley Periodicals LLC. on behalf of Society for Conservation Biology

researchers, conservation planners and decision makers, which is essential for effective conservation.

KEYWORDS

conservation planning, conservation researchers, endangered species, facilitation, participatory process, planners, policy-makers, species distribution modeling, stakeholders

1 | INTRODUCTION

In recent decades, the biodiversity crisis has revealed great challenges for researchers, conservationists and decision makers, mainly with regard to planning and prioritizing conservation actions (Ceballos, Ehrlich, & Dirzo, 2017; Collins, 2010; Ward et al., 2019). In many cases, conservation actions need to be taken before uncertainties are resolved and necessary data are obtained (Burgman, 2005; Lin et al., 2018). To minimize those uncertainties, a variety of tools has been used to assist in developing effective strategies for averting extinction of endangered species (e.g., IUCN SSC CPSP science-based tools at <http://www.cpsg.org/our-approach/science-based-tools>). Species distribution models (SDMs) have emerged as one of the promising tools to both support and guide decision-making in conservation (Ferraz, Ferraz, Paula, Beisiegel, & Breitenmoser, 2012; Guisan et al., 2013; Sofaer et al., 2019; Urbina-Cardona et al., 2019). Species distributions reveal ecological, biogeographic and evolutionary patterns that are essential for conservation planning and decision-making (Gaston, 2003). SDMs rely on the prediction of probability of species presence (or the suitability for its occurrence) across a landscape through a correlative approach that searches for associations between species presence (museum records or field data) and variable predictors (bioclimatic, topographic, anthropogenic, landscape, etc.) to explain the species distribution in a geographic space (Elith & Leathwick, 2009; Franklin, 2009; Guisan & Zimmermann, 2000).

SDMs have been used for a wide range of conservation purposes, such as identifying priority areas for conservation (Morato, Ferraz, Paula, & Campos, 2014; Paviolo et al., 2016), predicting potential landscape restoration effects on species conservation (Angelier, Adams-Hosking, Ferraz, Souza, & McAlpine, 2016), forecasting and managing biological invasions (Barbet-Massin, Rome, Villemant, & Courchamp, 2018; Ficetola, Thuiller, & Miaud, 2007; Jarnevich, Young, Talbert, & Talbert, 2018) and predicting future responses of biodiversity to climate change (Freeman, Kleypas, & Miller, 2013; Porfirio et al., 2014; Vale, Souza, Alves, & Crouzeilles, 2018; Wiens, Stralberg, Jongsomjit, Howell, &

Snyder, 2009). Despite their potential for conservation application, it is still difficult to find evidence of SDMs effectively guiding conservation actions and decision-making process in the scientific literature (Guisan et al., 2013). In addition, the lack of clarity in parameterization of SDMs causes uncertainties in the use of SDM outcomes, leading stakeholders to question their usefulness in the conservation planning process (Kujala, Moilanen, Araujo, & Cabeza, 2013). There is still insufficient effort to convey SDM output to decision makers and to demonstrate its practical utility by effectively using SDMs to link science to policy and decision processes (Guisan et al., 2013; McShea, 2014; Tulloch et al., 2016).

We developed a participatory modeling process (PMP) that focuses on stakeholder (researchers, species experts, conservation planners and decision makers) engagement and commitment in every step of modeling to ensure both the proper use of SDMs as well as to improve their efficacy and impact as a conservation tool. Previous studies highlighted the benefit of engaging end users and other stakeholders in the planning process (Enquist et al., 2017; Reed, 2008), and even specifically in the modeling process to achieve the stated objectives (Jarnevich et al., 2019). Also, the IUCN SSC Guidelines for Species Conservation Planning emphasize the importance of involving a wide range of stakeholders in the conservation planning process, including quantitative model development (IUCN SSC Species Conservation Planning Sub-Committee, 2017).

To build a bridge between modelers, researchers and species experts on one side, and conservationists, planners and decision makers on the other, facilitation processes can be used to promote information exchange and SDM development in an integrative way. We incorporate facilitation as part of the process when problem solving is required (Kaner, 2014; Papamichail, Alves, French, Yang, & Snowdon, 2007; Rosenhead, 1996). Specifically, we facilitate the gathering of stakeholders who bring different information and different perspectives to reach pre-established goals (Shaw, 2006), despite personal agendas, values or assumptions (Kaner, 2014). This promotes the value and use of SDMs to influence policy

development and support public actions for conservation and management decisions.

We report here on how the PMP approach was developed and applied to SDM, pointing out important aspects that determine the success or failure in the practical use of SDMs for conservation decisions. PMP appropriates the theoretical approach of translational ecology, since it embodies intentional processes in which ecologists, stakeholders, and decision makers work collaboratively to develop the best SDM (Enquist et al., 2017). As a practice, it could support decisions in conservation not just by adding information, but also guiding to appropriate use of the information available (Beier, Hansen, Helbrecht, & Behar, 2017). Ensuring stakeholder understanding and credibility is essential to achieve relevant results (Jacobs, Garfin, & Lenart, 2005). Therefore, we adopted two main practices to ensure their participation and the use of solid ecological knowledge in decision-making: (a) participation based on the philosophy of empowerment, equity, trust and learning, and (b) highly qualified facilitation throughout the process (Enquist et al., 2017).

2 | PARTICIPATORY MODELING PROCESS

We have designed and implemented the participatory modeling process (PMP) as part of the endangered species conservation planning workshops, such as National Action Plans (NAPs) in Brazil, led by the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio), a Brazilian Ministry of Environment's administrative (MMA) arm, and Population and Habitat Viability Assessments (PHVAs), designed by the Conservation Planning Specialist Group (CPSG) of the International Union for Conservation of Nature's (IUCN's) Species Survival Commission (SSC). PMP takes advantage of the opportunity provided by having the stakeholders assembled for NAPs and PHVAs dedicated to conservation planning for the species, so that the SDMs can be effectively matched to the conservation planning needs. Although the PMP was developed under the endangered species conservation workshops (NAPs and PHVA), the process can be applied in any other context where the involvement of the stakeholders is taking into account as an essential part of the decision.

NAPs provide a detailed proposal of actions that need to be undertaken to "save" a species, reinforcing the participatory and collaborative characteristic of the process to prepare and implement the strategy through the adherence of the various sectors of society (MMA and its agencies; other ministries and their agencies; state and local governments; representatives from academia, civil

society and private sector) (Ministry of the Environment, 2017). The PHVA process combines traditional population viability analysis (PVA)—most notably, the use of computer simulation models of the extinction process in small populations of threatened species (Lacy, 2019)—with structured facilitation tools for issue formulation and interdisciplinary problem solving among a group of engaged workshop participants from a broad range of disciplines (Rutherford, Gibeau, Clark, & Chamberlain, 2009). Through this integrative process, stakeholders develop more effective recommendations for species conservation action, including the identification of personal responsibilities and timelines for action to ensure that the recommendations agreed upon by the participants become reality (Westley & Byers, 2003).

The PMP is led by an expert modeler that must possess good facilitation, communication and mediation skills, assuring the proper use of the SDMs, guiding decisions and reaching the goals of endangered species conservation planning. But the PMP can also be led by a third party expert in communication that understands both modeling and the stakeholder priorities. The modeler should be able to listen, understand, translate and inform participants, as well as take advantage of needs and opportunities to best explore SDMs based on the factors that drive species distribution. Those skills consist of a repertoire of tools and methods related to structured problem solving (Kaner, 2014; Montibeller & Belton, 2006). Therefore, a facilitation style choice may have several impacts on workshop outcomes (Papamichail et al., 2007), since the communication among stakeholders is necessary to ensure SDMs use (Villero, Pla, Camps, Ruiz-Olmo, & Brotons, 2016). However, PMP is a systematic process with well-defined phases, which makes use and values knowledge and needs of all those involved, ensuring not just good communication, but the engagement of all stakeholders in SDMs building and use in decision making. We structured the PMP in two different phases, which are described as follow (Figure 1).

2.1 | Workshop planning: Model conceptualization, building and running

The first phase consists of workshop planning (Figure 1a), scheduled to occur 6–12 months before the species conservation workshop. Planning may involve a physical meeting or may occur only through electronic communication. The host organization (e.g., ICMBio-NAPs and IUCN SSC CPSG-PHVA) invites researchers and species experts, based on their knowledge in the focal species to co-develop the preliminary SDMs, with

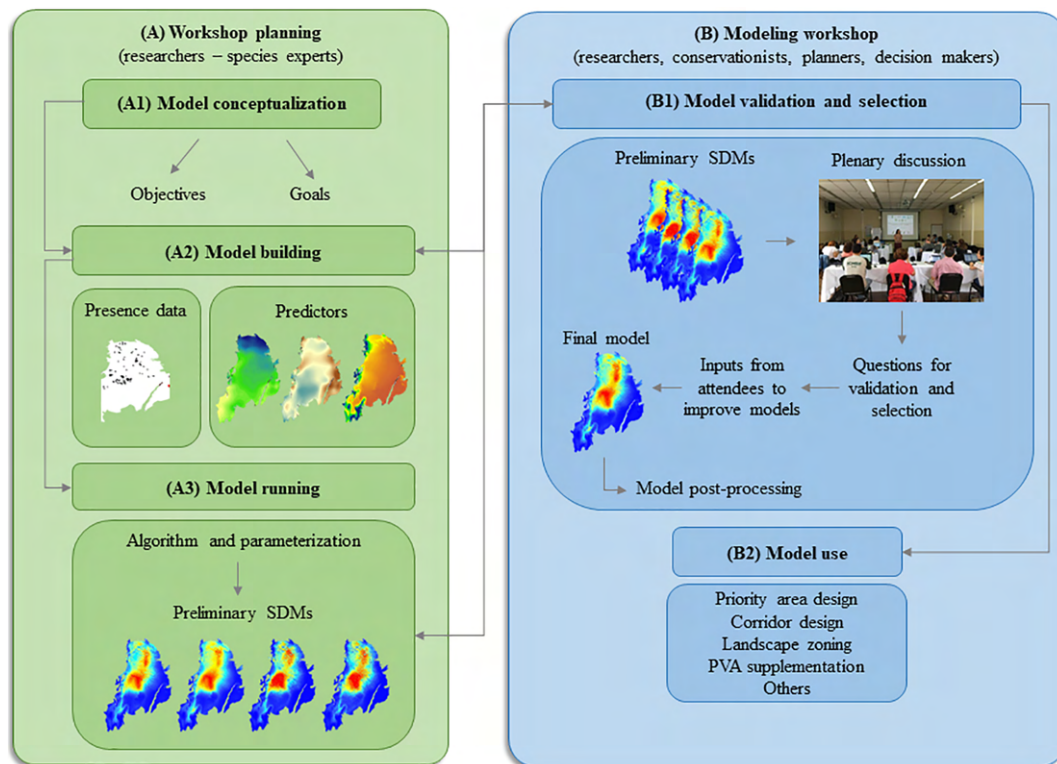


FIGURE 1 Participatory modeling process (PMP) structured in two phases: (a) workshop planning (with researchers and species experts) and (b) modeling workshop (with all stakeholders—researchers, species experts, conservationist, planners, decision makers). Modeling workshop is part of the National Action Plans (NAPs), Population and Habitat Viability Assessments (PHVAs) or other Species Conservation Planning Workshops

subsequent model validation, selection and use occurring in the next phase.

The first step in the workshop planning is the model conceptualization (Figure 1a1). The modeler works with the researchers and species experts, previously invited for the workshop, to set objectives and goals for model use and to define the state-of-art underpinning knowledge about the target species and modeling methods. Typically, the goal is to provide a high-quality potential distribution model to help guide the discussions and make decisions on conservation action for the species (e.g., identifying the most suitable areas for searching for a rare species, finding potential suitable corridors to connect protected areas or subpopulations, identifying suitable patches for design new protected areas).

High quality spatiotemporal presence records are crucial to assure an excellent performance of SDMs (Araújo et al., 2019; Vaughan & Ormerod, 2003). In the PMP the modeler invites the researchers and species experts to provide GPS locations of their confirmed presence (e.g., signs, telemetry, camera-trapping, chance observations, capture) of the target species, avoiding bias (false positive errors) and uncertainties in the current extent of the species' range. This enables the modeler to prepare

up-to-date and high-quality data on the species' distribution to be used in modeling (model building; Figure 1a2).

The identification of conceptually meaningful predictors that best explain the current species distribution is crucial for guarantee SDMs satisfactory outcome (Araújo et al., 2019; Elith & Leathwick, 2009; Guisan & Zimmermann, 2000). In the PMP, the modeler invites researchers and species experts to provide useful information about species biology and habitat requirements to define a set of bioclimatic, topographic, anthropogenic and landscape variables as predictors to best represent the multi-dimensional space (environmental space) for the species distribution (Figure 1a2). For the Chacoan peccary (*Catagonus wagneri*) distribution model, Ferraz et al. (2016) incorporated the deforestation rate, provided by the Guyra Paraguay, in the land cover map available (ESA GlobCover, 2009) to better represent the drastic habitat loss and fragmentation that was affecting the species' distribution. For predicting jaguar distribution in the Atlantic Forest, Paviolo et al. (2016) generated a variable labeled accessibility cost (measured as the hours needed to access the focal cell from the nearest town or city, considering the protected areas as barriers that reduce accessibility) as a proxy of human impact. It was considered as

an important predictor limiting jaguar presence at the biome.

The algorithm choice and parameterization (model running; Figure 1a3) depend more on the skills and preferences of the modeler than on the researchers and species experts' knowledge. The modeler rigorously assures that all model parameters are set properly, and model is statically acceptable.

2.2 | Modeling workshop: Model selection, validation and use

The second phase of this process is the modeling workshop (Figure 1b) that, in general, occurs as part of the NAP, PHVA or other species conservation planning workshop, and focuses more broadly on the stakeholders' (e.g., researchers, conservationists, planners, decision makers, landowners, farmers, etc.) engagement for model validation, selection and use. Again, the host organization invites the stakeholders considering the representativeness of different sectors of the society, including federal and state government agencies, non-governmental organizations, industry, farming, agriculture, mining, logging, landowners and traditional and indigenous people. Despite the importance of having a broad representation of different sectors of the society, it is important to mention that a large number of participants may hamper the expected outcome, so we suggest limiting the number of participants to 30 or fewer people. The modeler leads the model validation and selection in a plenary discussion (Figure 1b1), presenting the preliminary SDMs and asking all stakeholders to address two main questions: "Are there some areas where the species occurs but that was not predicted by the model (omission or error type II)? Yes? No? If yes, where?" and "Are there some areas where the species was predicted to occur, but you believe it is actually not present? (commission or error type I)? Yes? No? If yes, where?". Participants are invited to answer these questions pointing out the omitted and over predicted regions in each model. Information not necessary for model evaluation and that can cause biases in the model choice (i.e., environmental variable used) are hidden from the stakeholders at this stage, as the model should be chosen considering only its predictive ability. This is important to avoid the model being chosen based on beliefs and perceptions that are more related to the biology of the species in a given area, and not to its distribution pattern or ecological niche. For example, water may be vital for the species, but distance from water may not be a significant predictor of its spatial distribution. After finishing the model choice, the modeler

provides all information about the final model (e.g., relevant predictors) for the participants.

The modeler will endeavor to incorporate all inputs from participants to improve model accuracy, preferably in the same workshop, although it may be necessary to convene additional workshops, resulting in an iterative process that continues until reaching consensus about final model choice. The PMP allows that the model selection incorporates expert opinion, taking into account not only statistical parameters, which means that the final model may not be the one that has no the best statistical parameters (AUC, Kappa), but the one that, in addition to having good statistical parameters, is also the one that incorporates expert opinions, improving accuracy and reducing uncertainties.

PMP reduces uncertainties associated with parameterization and interpretation of SDM outcomes, because it includes expert opinions based on knowledge (and not on beliefs or perceptions) of all those involved in the process and guarantees the correct use of SDMs by the stakeholders to guide decisions and actions. Even after model selection, several steps may be necessary to reach the initial goal, which may include model postprocessing, priority area design, and landscape zoning, corridor design, among others. The final model (i.e., the model that best represents the current known—or expected—species distribution) will then be used during the workshop (Figure 1b2) by the stakeholders to provide information based on a robust and evidence-based method, which will guide decisions and actions for species conservation, and to stimulate debates and discussions which otherwise may not have occurred (Ferraz et al., 2012). Here, we highlight the appropriate use as well as constraints of the model to avoid its misapplication, which can have negative consequences (e.g., temptation to estimate population size by multiplying the suitable area by a known density for the species in one locality). The final model, as well as model building procedures, should be part of a communication plan that includes Action Plans, policy briefings, scientific papers and technical reports. A well-documented report of the process, detailing the modeling methods and data used, is crucial to allow additional analyses, future validations and updates, when necessary.

The effectiveness of the process can be assessed by some indicators related to stakeholder engagement (number of hours of dedication analyzing models, frequency of participation in the workshops, improvement in knowledge about modeling, number of interventions in model validation) and to the process per se (number of times that a model was taken into account in a decision-making, number of actions/decisions based on model outcome, number of times that a model was up taken in policy, the extent of a conservation action based on model outcome etc).

3 | ADVANCES IN BRIDGING THE GAP BETWEEN THEORETICAL AND PRACTICAL APPROACHES

PMP as part of the conservation workshops has been tested and used to assist the conservation of more than 25 endangered species (terrestrial mammals and birds) worldwide in the past 10 years, in collaboration with the ICMBio and IUCN SSC CPSG. The use of SDMs in the context of endangered species conservation planning allowed us to: (a) update current species distribution (e.g., for dhole, Javan leopard, jaguar, Brazilian harpy eagle, Brazilian parrot species, Chacoan peccary, Brazilian small felids, Brazilian merganser, bush dog, blue-eyed ground-dove, Alagoas antwren, black-fronted piping-guan); (b) evaluate the environmental suitability for current species distribution across the landscape (e.g., for Chacoan peccary, jaguar, Brazilian Atlantic Forest parrots, Brazilian merganser); (c) identify potential corridors and priority areas for implementing different conservation and management actions (e.g., Morato et al., 2014; Paviolo et al., 2016); (d) identify new potential areas for species occurrence (e.g., Brazilian Atlantic Forest parrots); (e) predict potential impact under deforestation and climate change scenarios (e.g., Altrichter, Desbiez, Camino, & Decarre, 2016; Ferraz et al., 2016); and (f) provide valuable input for population viability analysis (PVA) modeling and contributing to IUCN SSC Red List assessments of endangered species (Brazilian Atlantic Forest parrots, Brazilian harpy eagle, black-fronted piping-guan, Javan leopard, dhole). Here, we report, in detail, one of the best example that elucidate how SDMs have been used to influence decisions in conservation under PMP framework and on the building of base for the public policies (Supporting Information).

We used SDM to predict the distribution of the critically endangered jaguar (*Panthera onca*) in the Caatinga biome, Brazil (Morato et al., 2014), as part of PMP in the Jaguar Action Plan in 2009 (Desbiez & de Paula, 2012). The Jaguar National Action Plan (NAP) was produced in 2009 as one of the precursors NAPs of the ideal model of Action Plans officially installed by ICMBio in 2012. Although the meeting followed the protocols proposed by the institution for the composition of the stakeholders group based on as more diverse as possible, the assemblage attending still had a majority of experts from research institutions and academia. This had two reasons: first due to the lack of confidence of several stakeholders coming from different sectors of the economy towards the government and its conservation proposals; second, because of the need of a great scientific base to build the first distribution models and the subsequent products such as priority areas for conservation and

connectivity's corridors. Thus, although the organizers invited 49 people from different backgrounds, 70% participated of the workshop. Of the 35 participants, half were researchers, experts on the species, apportioning information from all the Brazilian biomes. The 18 left were businessmen, from tourism sector, from agribusiness, protected area managers, national and state government agencies such as the agriculture, rural assistance, besides landowners and cattle ranchers. Also, there were representatives of universities and from the Brazilian Zoo Association. There were international representatives from the wild felids conservation institution Panthera, and also IUCN's Cat Specialist Group (CSG) and the Conservation Planning Specialist Group (CPSG). The first step of the workshop was to define the general objective that would drive the construction of an action plan. Thus, the participants defined as objective to "Reverse the trend of Jaguar population declines in each of the five biomes where the species is encountered and reduce the category of threat in each biome in the next 10 years." After the definition of the objective, the next step was to discuss the threats for the species and define its status among the six Brazilian biomes with the exercise of defining populations. Here lies the great importance of the experts on the species from several institutions across the entire country. We then defined the species "CR—Critically Endangered" in Atlantic Forest and in the Caatinga biomes, "EN—Endangered" in the Cerrado, "VU—Vulnerable" in Pantanal and Amazon, and "PEX—Probably Extinct" in the Pampas. All the participants were separated into smaller working groups to start the discussion and the proposals for the actions. For this, all the threats versus biomes were consolidated into six group topics: communication and education, public policies, research, habitat loss and fragmentation, hunting, and human-jaguar conflicts. The goals and relative actions were proposed in a general plenary. In parallel, modelers were working on the population viability and SDMs, engaging the stakeholders in the model steps (Supporting Information, Figure S1). The modeling processes were conducted together with the definition of actions. The validation of models happened prior to the end of the meeting and this directed few changes in previous predefined actions in order to prioritize areas indicated by models. From this stage, a number of 46 goals with their 167 actions were proposed. We emphasize here five goals (or specific objectives as we define on the NAPs) within the topic of "Habitat Loss and Fragmentation":

- To identify and make official the jaguar priority areas in 1 year (4 actions);
- To identify and indicate at least one area per biome (under the pressure of deforestation and extraction of

- renewable and non-renewable natural resources) to propose the creation of protected area of full protection, within the polygons of priority areas (1 action);
- To sustain or to reestablish gene flow among jaguar populations isolated areas or critical population size (3 actions);
 - To avoid or mitigate the impact of human occupation within the jaguar priority areas (3 actions);
 - To reduce or compensate the environmental impacts in areas of influence of energetic entrepreneurs (dams, wind fields), within the jaguar priority areas (4 actions).

These five goals and their relative 15 actions could be only implemented if priority areas were defined. The priority areas were proposed with the SDMs as part of the PMP framework and secondary inputs from the population viability models. Thus, this exercise resulted on 20 “Jaguar Conservation Units,” the JCU, encompassing 2.46 million km². The JCU were classified on type I (areas with a self-sustainable population of at least 50 breeding individuals and stable prey base population); type II (areas with population smaller than 50 breeding individuals, but suitable habitats and stable prey base population—where population can be recovered if human impacts were neutralized); and type III (also called as pJCU—potential JCU or research JCU: where there is lack of information of jaguar presence and stable prey base population although there are non-confirmed records). The models proposed 9 JCU type I, 9 JCU type II, and 2 JCU type III. Among all the 20 JCU, one stands for the importance and isolation. It holds one of the most isolated population for the species. The JCU #7, a region called Boqueirão da Onça. The region is within the western Caatinga in the northeast of Brazil, the biome where jaguars had the status defined in the meeting as critically endangered by the specialists. An area with low human density but high expansion of energetic powerplants (from wind energy). The wind power come from extensive wild parks that consists of sets of dozens of towers installed on top of mountains. In order for the installment, a large area must be deforested, and population increases in the area for the labor, increasing also poaching, specially of animals that are part of jaguar's prey base community. Water resources are greatly consumed as well for the construction and operation. The isolation of the Boqueirão da Onça region and its low human density allowed for centuries the stable jaguar population. With the new possibilities of occupation and land use destined for the energetic production, jaguar status became more critical. Considering one of the last stable population of the entire Brazilian northeast, connecting smaller population of the biome, urgent actions must be directed. Then, an old proposal of

creating a highly restrictive protected area in the region to preserve the entire region against human development was recovered by the ICMBio with the help of scientific data presented by CENAP. By using the Jaguar NAP information and model generated, specific and precise models of priority areas and connectivity corridors for the Boqueirão da Onça region and for the Caatinga as a whole were produced (Morato et al., 2014). With the models proposed by the high specialized researchers and attested by several other stakeholders during the Jaguar NAP together with the implementation of actions within the goals presented above and the new models derived from the NAP's baseline models we had then enough technical arguments to create two protected areas. Thus, in 2018, 9 years after the Jaguar National Action Plan meeting, it was decreed by the president of Brazil the two new protected areas in the region, the Boqueirão da Onça National Park and the Boqueirão da Onça Environmental Protected Area (a low restriction protected area), encompassing together 8,500 km², the largest protected area continuum in the eastern Brazil and of the biome (Concone, Bueno, & Ferraz, 2018; Decreto n° 9.336, de 5 de abril de 2018). This achievement was especially important since this area was a source of conflicts for many years by stakeholders such as wildlife researchers, conservationists, social scientists, local communities and private energy and mining companies. The SDM developed under PMP framework helped to reinforce the importance of preserving a highly suitable area for jaguar conservation. With this protection, all the other actions within the five goals mentioned before could be implemented to ensure the long-term survivorship of this important and critically endangered jaguar population.

4 | FUTURE DIRECTIONS

SDMs should be integrated with other important tools that are used to support researchers and practitioners towards conservation decisions. One of the most important tools used to define conservation actions is the IUCN Red List (Butchart & Bird, 2010; IUCN, 2001; Mace et al., 2008; Rodrigues, Pilgrim, Lamoreux, Hoffmann, & Brooks, 2006), which classifies species in terms of extinction risk, using mainly geographic distribution data (Criterion B) and Population Data (Criteria A, C, D and E) (IUCN, 2001). This way, the Red List organizes species according to their conservation priority, classifying them into seven categories, ranging from “Least Concern” (in practice, nonthreatened) to “Extinct.” The most widely used measure of geographic distribution in the assessment process is the “extent of occurrence” (EOO), currently calculated as a minimum convex polygon

(MCP) around the known species locations (MCP; IUCN, 2013). However, when the species is poorly sampled, the MCP method can measure only part of the species distribution (Burgman & Fox, 2003). This demonstrates the need to make use of other inference methods such as SDM, which offer the opportunity to increase the objectivity of IUCN conservation assessments (Seyfert et al., 2014). However, Seyfert et al. (2014) reinforce the need to use SDM together with specialists. The PMP approach discussed here does exactly that and therefore suggest a process that can increase the efficiency and reliability of SDMs (Marcer, Sáez, Molowny-Horas, Pons, & Pino, 2013; Seyfert et al., 2014).

Another important quantitative tool for conservation planning is Population Viability Analysis (PVA), which has been used for three decades to assess threats and evaluate conservation options for wildlife populations (Lacy, 2019). PVA is accomplished using computer population modeling software such as Vortex (Lacy & Pollak, 2020), a commonly used program for risk assessment of threatened species associated with species conservation planning. PVA models incorporate important life history characteristics of a species as well as the impacts of threats to project future population viability under expected and alternative management conditions. CPSG conducts risk assessments using a stakeholder participatory process for PVA model development similar to that described here for SDM. SDM outcomes can be integrated as model inputs for PVA, for example by improving the estimates of potential population size and habitat carrying capacity (using the suitability maps), and for estimating metapopulation structure and potential connectivity among habitat fragments. We used SDM and PVA collaboratively, both developed by the PMP, to assess species distribution and relative population viability of fragmented Javan leopard (*Panthera pardus melas*) populations (Traylor-Holzer, Holst, Leus, & Ferraz, 2020).

Spatial prioritization analyzes can also be used to select priority areas for conservation based on SDMs (e.g., Adams-Hosking, McAlpine, Rhodes, Moss, & Grantham, 2015; Carvalho, Brito, Pressey, Crespo, & Possingham, 2010; Guerrero, Knight, Grantham, Cowling, & Wilson, 2010). SDMs are useful for conservation planning in global (Wilson, McBridge, Bode, & Possingham, 2006), continental, national (Moilanen, Anderson, Arponen, Pouzols, & Thomas, 2012) and local scales (Whitehead et al., 2014). There are also compelling synergies in Systematic Conservation Planning (Margules & Pressey, 2000; Pressey, Cabeza, Watts, Cowling, & Wilson, 2007) and SDM to plan strategies for species conservation. These two tools may be combined in a way to develop scientific-based land management plans that can provide insights and policy-relevant

information towards conservation action benefits and costs in realistic scenarios (considering land use change projections and climate change models). Based on an approach that integrates benefits, costs, and threats, this combination may use existing field studies and available databases to explore species' habitat selection, and to establish conservation priorities. Currently, not many conservation planners actually engage in the use of SDMs (Tulloch et al., 2016). SDM and Systemic Conservation Planning algorithms may not replace negotiation and public participation processes, but they should be carried out for the elaboration and implementation of real conservation actions (Ferrier & Wintle, 2009; Margules & Pressey, 2000). Nevertheless, we believe that implementing the above items would allow ecological science to be translated into actual conservation actions, being capable of achieving both scientifically defensible and socially acceptable results.

5 | CONCLUDING REMARKS

The development of a procedure that involves stakeholders from the beginning of the modeling process has turned the use of SDM into both a feasible as well as decisive tool for species conservation. PMP leverages the formation of an alliance for species conservation with the purpose of integrating the biological knowledge and provides evidence for modeling and decision-making. Communication was improved between stakeholders, building a trustful and transparent relationship, translated scientific results for conservation goals, and shared results and advances among all stakeholders. The end users of the SDMs have not been only researchers, but also decision makers and policy makers, helping policy development supporting public actions for conservation and management decisions. The level of stakeholder engagement in the process will determines the relative value and success of the model for guiding decisions in conservation. As research question and conservation needs are raised from on-the-ground—as opposed to the top-down or expert-oriented perspectives of traditional science—high levels of trust and commitment between partners are built determining the level of success (Enquist et al., 2017). Researchers and species experts were engaged in the process providing not only data and biological information, but also participating actively in the model evaluation, selection and use with all stakeholders. Decision makers were trained to make successful use of the SDM output to support conservation decisions. Our successful experience relies on the modeler playing not only a technical role, but also the role of a translator and facilitator, engaging and bridging the gap between researchers, conservation planners and decision makers.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful for all researchers, species specialists, conservationists, policy makers and others that effectively contributed for learning that allowed the development and implementation of the PMP. We especially thank Érica Vanessa Maggiorini, Vinicius Alberici Roberto, Marina Portugal, Fabiana Lopes Rocha, Onnie Byers, Kristin Leus, Jamie Copsey, Carmel Croukamp Davies, ICMBio/CENAP, ICMBio/CEMAVE, Fundação O Boticário, Parque das Aves, Ministry of Environment and Forestry of Indonesia, IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group, IUCN SSC Cat Specialist Group, IUCN SSC Peccary Specialist Group, IUCN SSC Canid Specialist Group, and researchers for the following taxa: Brazilian Atlantic Forest parrots, Brazilian felids, Brazilian canids, Brazilian harpy eagle, Brazilian merganser, Atlantic Forest birds, Brazilian amphibians, Javan leopards and dholes. We especially thank the both reviewers and the Editor Assistant from the Conservation Science and Practice for their relevant contributions that significantly improved the manuscript. We thank CNPq for the productivity fellowship granted to KMPMBF (#308632/2018-4). This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior—Brasil (CAPES)—Finance Code 001, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento and by Fundação O Boticário.

CONFLICT OF INTEREST

The authors attest no conflict of interest to declare.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz, Ronaldo Gonçalves Morato, Alex Augusto Abreu Bovo, Carolina Ortiz Rocha da Costa, Yuri Geraldo G. Ribeiro, Rogério Cunha de Paula, Arnaud Leonard Jean Desbiez, Cintia Silva Camila Angelieri, and Kathy Traylor-Holzer wrote and revised the article; Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz designed, carried out, and developed the Participatory Modeling Process (PMP); Ronaldo Gonçalves Morato, Alex Augusto Abreu Bovo, Carolina Ortiz Rocha da Costa, Yuri Geraldo G. Ribeiro, Rogério Cunha de Paula, Arnaud Leonard Jean Desbiez, Cintia Silva Camila Angelieri, and Kathy Traylor-Holzer contributed significantly for the PMP development.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

This article does not use any data. So, there are no data for sharing.

ETHICS STATEMENT

The authors agree with the ethics statement.

ORCID

Katia Maria Paschoaletto Micchi de

Barros Ferraz  <https://orcid.org/0000-0002-7870-8696>

Ronaldo Gonçalves Morato  <https://orcid.org/0000-0002-8304-9779>

Alex Augusto Abreu Bovo  <https://orcid.org/0000-0002-9457-5301>

Carolina Ortiz Rocha da Costa  <https://orcid.org/0000-0002-4900-2504>

Yuri Geraldo G. Ribeiro  <https://orcid.org/0000-0002-4143-2171>

Rogério Cunha de Paula  <https://orcid.org/0000-0003-1943-8320>

Arnaud Leonard Jean Desbiez  <https://orcid.org/0000-0001-5968-6025>

Cintia Silva Camila Angelieri  <https://orcid.org/0000-0003-2247-1244>

Kathy Traylor-Holzer  <https://orcid.org/0000-0002-3816-6706>

REFERENCES

- Adams-Hosking, C., McAlpine, C., Rhodes, J. R., Moss, P. T., & Grantham, H. S. (2015). Prioritizing regions to conserve a specialist Folivore: Considering probability of occurrence, food resources, and climate change. *Conservation Letters*, 8, 162–170.
- Altrichter, M., Desbiez, A., Camino, M., & Decarre, J. (Eds.). (2016). *Pecari del Chaco o Taguá Catagonus wagneri. Una estrategia para su conservación. Revisión de situación, análisis de viabilidad poblacional y aptitud del hábitat*. Asunción, Paraguay: UICN Grupo Especialista en Pecarías, SSC, Guyra Paraguay, CCCI Paraguay.
- Angelieri, C. C. S., Adams-Hosking, C., Ferraz, K. M. P. M. B., Souza, M. P., & McAlpine, C. A. (2016). Using species distribution models to predict potential landscape restoration effects on puma conservation. *PLoS One*, 11, e0145232.
- Araújo, M. B., Anderson, R. P., Barbosa, A. M., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., ... O'Hara, R. B. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances*, 5, eaat4858.
- Barbet-Massin, M., Rome, Q., Villemant, C., & Courchamp, F. (2018). Can species distribution models really predict the expansion of invasive species? *PLoS One*, 13, e0193085.
- Beier, P., Hansen, L. J., Helbrecht, L., & Behar, D. (2017). A how-to guide for coproduction of actionable science. *Conservation Letters*, 10, 288–296.
- Burgman, M. A. (2005). *Risks and decisions for conservation and environmental management*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Burgman, M. A., & Fox, J. C. (2003). Bias in species range estimates from minimum convex polygons: Implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation Forum*, 6, 19–28.
- Butchart, S. H., & Bird, J. P. (2010). Data deficient birds on the IUCN red list: What don't we know and why does it matter? *Biological Conservation*, 143, 239–247.

- Carvalho, S. B., Brito, J. C., Pressey, R. L., Crespo, E., & Possingham, H. P. (2010). Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biological Conservation*, *143*, 426–438.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *114*, E6089–E6096.
- Collins, J. P. (2010). Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. *Diseases of Aquatic Organisms*, *92*, 93–99.
- Concone, H. V. B., Bueno, C. B., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2018). A mosaic of protected areas in Brazil: Bringing new hope for jaguars. *Wild Felid Monitor*, *11*, 23.
- Desbiez, A. L. J., & de Paula, R. C. (2012). Species conservation planning: The jaguar National Action Plan for Brazil. *CatNews*, *7*, 4–7.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *40*, 677–697.
- Enquist, C. A., Jackson, S. T., Garfin, G. M., Davis, F. W., Gerber, L. R., Littell, J. A., ... Hiers, J. K. (2017). Foundations of translational ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*, 541–550.
- ESA GlobCover. (2009). *Globcover2009 V2.3 Global*. Retrieved from http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Angelieri, C. C. S., Altrichter, M., Desbiez, A., Yanosky, A., Krauer, J. M. C., ... Velilla, M. (2016). Predicting the current distribution of the Chacoan peccary (*Catagonus wagneri*) in the Gran Chaco. *Suiform Soundings*, *15*, 53–63.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Beisiegel, B. M., Paula, R. C., Sana, D. A., Campos, C. B., Oliveira, T. G., & Desbiez, A. L. J. (2012). How species distribution models can improve cat conservation – jaguars in Brazil. *Cat News*, *1*, 38–42.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Ferraz, S. F. B., Paula, R. C., Beisiegel, B. M., & Breitenmoser, C. (2012). Species distribution modeling for conservation purposes. *Natureza & Conservação*, *10*, 214–220.
- Ferrier, S., & Wintle, B. A. (2009). Quantitative approaches to spatial conservation prioritization: Matching the solution to the need. In A. Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Eds.), *Spatial conservation prioritization quantitative methods and computational tools* (pp. 1–15). Oxford: Oxford University Press.
- Ficetola, G. F., Thuiller, W., & Miao, C. (2007). Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species—The American bullfrog. *Diversity and Distributions*, *13*, 476–485.
- Franklin, J. (2009). *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Freeman, L. A., Kleypas, J. A., & Miller, A. J. (2013). Coral reef habitat response to climate change scenarios. *PLoS One*, *8*, e82404.
- Gaston, K. J. (2003). *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford: Oxford University Press.
- Guerrero, A. M., Knight, A. T., Grantham, H. S., Cowling, R. M., & Wilson, K. A. (2010). Predicting willingness-to-sell and its utility for assessing conservation opportunity for expanding protected area networks. *Conservation Letters*, *3*, 332–339.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, *16*, 1424–1435.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, *135*, 147–186.
- International Union for Conservation of Nature—IUCN. (2001). *IUCN Red List categories and criteria. Version 3.1*. Gland, Switzerland: IUCN 32 pp.
- International Union for Conservation of Nature—IUCN. (2013). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10*. Retrieved from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- IUCN SSC Species Conservation Planning Sub-Committee. (2017). *Guidelines for species conservation planning. Version 1.0*. Gland, Switzerland: IUCN xiv + 114 pp.
- Jacobs, K., Garfin, G., & Lenart, M. (2005). More than just talk: Connecting science and decisionmaking. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, *47*, 6–21.
- Jarnevich, C. S., Thomas, C. C., Young, N. E., Backer, D., Cline, S., Frid, L., & Grissom, P. (2019). Developing an expert elicited simulation model to evaluate invasive species and fire management alternatives. *Ecosphere*, *10*, e02730.
- Jarnevich, C. S., Young, N. E., Talbert, M., & Talbert, C. (2018). Forecasting an invasive species' distribution with global distribution data, local data, and physiological information. *Ecosphere*, *9*, e02279.
- Kaner, S. (2014). *Facilitator's guide to participatory decision-making*. New Jersey, NJ: John Wiley & Sons.
- Kujala, H., Moilanen, A., Araujo, M. B., & Cabeza, M. (2013). Conservation planning with uncertain climate change projections. *PLoS One*, *8*, e53315.
- Lacy, R. C. (2019). Lessons from 30 years of population viability analysis of wildlife populations. *Zoo Biology*, *38*, 67–77.
- Lacy, R. C., & Pollak, J. P. (2020). *Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 10.3.8*. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Lin, Y. P., Lin, W. C., Anthony, J., Ding, T. S., Mihoub, J. B., Henle, K., & Schmeller, D. S. (2018). Assessing uncertainty and performance of ensemble conservation planning strategies. *Landscape and Urban Planning*, *169*, 57–69.
- Mace, G., Collar, N., Gaston, K., Hilton-Taylor, C., Akcakaya, H., Leader-Williams, N., ... Stuart, S. (2008). Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, *22*, 1424–1442.
- Marcen, A., Sáez, L., Molowny-Horas, R., Pons, X., & Pino, J. (2013). Using species distribution modelling to disentangle realised versus potential distributions for rare species conservation. *Biological Conservation*, *166*, 221–230.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, *405*, 243–253.
- McShea, W. J. (2014). What are the roles of species distribution models in conservation planning? *Environmental Conservation*, *41*, 93–96.
- Ministry of the Environment—MMA. (2017). *National biodiversity strategy and action plan*. Brasília, DF: Author Retrieved from <https://www.cbd.int/doc/world/br/br-nbsap-v3-en.pdf>
- Moilanen, A., Anderson, B. J., Arponen, A., Pouzols, F. M., & Thomas, C. D. (2012). Edge artefacts and lost performance in national versus continental conservation priority area. *Diversity and Distributions*, *19*, 171–183.

- Montibeller, G., & Belton, V. (2006). Causal maps and the evaluation of decision options—A review. *Journal of the Operational Research Society*, *57*, 779–791.
- Morato, R. G., Ferraz, K. M. P. M. B., Paula, R. C., & Campos, C. B. (2014). Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga Biome, Brazil. *PLoS One*, *9*, e92950.
- Papamichail, K. N., Alves, G., French, S., Yang, J. B., & Snowdon, R. (2007). Facilitation practices in decision workshops. *Journal of the Operational Research Society*, *58*, 614–632.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K. M. P. M. B., Morato, R. G., Pardo, J. M., Srbek-Araujo, A. C., ... Azevedo, F. (2016). A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports*, *6*, 37147.
- Porfirio, L. L., Harris, R. M. B., Lefroy, E. C., Hugh, S., Gould, S. F., Lee, G., ... Mackey, B. (2014). Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS One*, *9*, e113749.
- Pressey, R. L., Cabeza, M., Watts, M. E., Cowling, R. M., & Wilson, K. A. (2007). Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution*, *22*, 583–592.
- Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, *141*, 2417–2431.
- Rodrigues, A. S., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., & Brooks, T. M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, *21*, 71–76.
- Rosenhead, J. (1996). What's the problem? An introduction to problem structuring methods. *Interfaces*, *26*, 117–131.
- Rutherford, M. B., Gibeau, M. L., Clark, S. G., & Chamberlain, E. C. (2009). Interdisciplinary problem solving workshops for grizzly bear conservation in Banff National Park, Canada. *Policy Sciences*, *42*, 163–187.
- Seyfert, M. M., Joppa, L., Smith, M. J., Coomes, D. A., Bachman, S. P., & Brummitt, N. A. (2014). Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. *Biological Conservation*, *177*, 174–184.
- Shaw, D. (2006). Journey making group workshops as a research tool. *Journal of the Operational Research Society*, *57*, 830–841.
- Sofaer, H. R., Jarnevich, C. S., Pearse, I. S., Smyth, R. L., Auer, S., Cook, G. L., ... Hamilton, H. (2019). Development and delivery of species distribution models to inform decision-making. *BioScience*, *69*, 544–557.
- Traylor-Holzer, K., Holst, B., Leus, K., & Ferraz, K. (Eds.). (2020). *Conservation planning workshops for the Javan leopard (Panthera pardus melas) final report*. Apple Valley, MN: IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group.
- Tulloch, A. I. T., Sutcliffe, P., Naujokaitis-Lewis, I., Tingley, R., Brotons, L., Ferraz, K. M. P. M. B., ... Rhodes, J. (2016). Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. *Biological Conservation*, *199*, 157–171.
- Urbina-Cardona, N., Blair, M. E., Londoño, M. C., 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.
- Vale, M. M., Souza, T. V., Alves, M. A. S., & Crouzeilles, R. (2018). Planning protected areas network that are relevant today and under future climate change is possible: The case of Atlantic Forest endemic birds. *PeerJ*, *6*, e4689.
- Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. (2003). Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conservation Biology*, *17*, 1601–1611.
- Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J., & Brotons, L. (2016). Integrating species distribution modelling into decisionmaking to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*, *26*, 251–271.
- Ward, M., Rhodes, J. R., Watson, J. E., Lefevre, J., Atkinson, S., & Possingham, H. P. (2019). Use of surrogate species to cost-effectively prioritize conservation actions. *Conservation Biology*, *0*, 1–11.
- Westley, F. R., & Byers, O. (2003). Getting the right science and getting the science right: Process design and facilitation in PHVA workshops. In F. R. Westley & P. S. Miller (Eds.), *Experiments in consilience: Integrating social and scientific responses to save endangered species* (pp. 64–82). Washington, DC: Island Press.
- Whitehead, A. L., Kujala, H., Ives, C. D., Gordon, A., Lentini, P. E., Wintle, B. A., ... Raymond, C. M. (2014). Integrating biological and social values when prioritizing places for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, *28*, 992–1003.
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A., & Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *106*, 19729–19736.
- Wilson, K. A., McBride, M. F., Bode, M., & Possingham, H. P. (2006). Prioritizing global conservation efforts. *Nature*, *440*, 337–340.

SUPPORTING INFORMATION



Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

How to cite this article: Ferraz Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros, Morato RG, Bovo AAA, et al. Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. *Conservation Science and Practice*. 2021;3:e330. <https://doi.org/10.1111/csp2.330>

ANEXO 3

Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest

Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest

Laila Thomaz Sandroni¹  | Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz^{1,2}  |
 Silvio Marchini^{1,3,4} | Alexandre Percequillo⁵ | Robert Coates⁶ |
 Roberta Montanheiro Paolino^{1,7} | Yara Barros^{8,9,10} | Mariana Landis¹ |
 Yuri Geraldo Gomes Ribeiro^{1,11} | Leticia Prado Munhoes¹

¹Wildlife Ecology, Management and Conservation Lab (LEMaC), Forest Science Department, “Luiz de Queiroz” College of Agriculture (ESALQ), University of São Paulo (USP), Piracicaba, SP, Brazil

²IUCN-SSC Conservation Planning Specialist Group (CPSG), Brazil

³Wildlife Conservation Research Unit (WildCRU), Department of Zoology, Recanati-Kaplan Centre, University of Oxford, Oxfordshire, UK

⁴North of England Zoological Society (Chester Zoo), Chester, UK

⁵Biological Sciences Department, “Luiz de Queiroz” College of Agriculture (ESALQ), University of São Paulo (USP), Piracicaba, SP, Brazil

⁶Sociology of Development and Change, Wageningen University, Wageningen, Netherlands

⁷Ecology and Conservation Lab (LAEC), Department of Biology, Faculty of Philosophy, Sciences and Letters of Ribeirão Preto (FFCLRP), University of São Paulo (USP), Ribeirão Preto, SP, Brazil

⁸Instituto Pró-Carnívoros, Atibaia, Brazil

⁹IUCN-SSC Conservation Planning Specialist Group (CPSG), Brasilia, Brazil

¹⁰Jaguars of Iguaçu Project, Foz do Iguaçu, Brazil

¹¹Institute for the Conservation of Wild Animals (ICAS), Anteaters and Highways Project, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brazil

Correspondence

Laila Thomaz Sandroni, Wildlife Ecology, Management and Conservation Lab (LEMaC), Forest Science Department, “Luiz de Queiroz” College of Agriculture (ESALQ), University of São Paulo (USP), Av Padua Dias, 235, Agronomia, 13418-900 Piracicaba, SP, Brazil.
 Email: lailasandroni@usp.br

Funding information

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Grant/Award Numbers: 308632/2018-4, 304156/2019-1; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, Grant/Award Number: 2018/50038-8

Abstract

Transdisciplinary projects are fundamental to a more effective and just conservation, but their application and coherent framing present challenges, since their nature is to bring together different epistemological backgrounds and world views. This paper identifies the possibilities offered by stakeholder mapping as a tool for generating common understandings in transdisciplinary conservation research projects. Lessons are drawn from experiential learning through the case of jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest (BAF). Stakeholder mapping proved to be an essential diagnostic tool that generated an overview of the material context of human–jaguar interactions in the BAF to stakeholders engaged in the project. The process and overview drew attention to gaps in stakeholder knowledge that need to be addressed to enhance conviviality between humans and jaguars in fragmented landscapes. Recognizing these knowledge gaps assists in the production of methodologies that can effectively encompass different social groups, and increase all parties' perceptions of the legitimacy of conservation activities. We argue that, due to its

This is an open access article under the terms of the [Creative Commons Attribution](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/) License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

© 2022 The Authors. *Conservation Science and Practice* published by Wiley Periodicals LLC on behalf of Society for Conservation Biology.

collective nature, stakeholder mapping can foster mutual learning and deeper communication in the context of divergent framings of complex nature conservation problems, such as in jaguar conservation.

KEYWORDS

apex predator, conservation planning, knowledge coproduction, *Panthera onca*, participatory methodology

1 | INTRODUCTION

Since its early days, conservation science has advocated for integrative and holistic perspectives that build upon different sets of knowledge (Soulé, 1985) and for cross-disciplinary training for conservation scientists and practitioners (Jacobson & Robinson, 1990). Among the perspectives that create frameworks for cross-disciplinary training and research, transdisciplinarity specifically has advanced the goal of generating a new shared scientific perspective for sustainability between social and natural sciences, as well as other forms of knowledge (Lang et al., 2012). Transdisciplinarity involves the coproduction of knowledge among academics from different fields and also practitioners and other social groups to promote mutual learning (Hadorn et al., 2008; Steiner & Posch, 2006). Such interactive endeavors necessarily face the challenge of the lack of a coherent framing, which must be built collectively if the divergent perspectives of all parties involved are to be incorporated. Although building consensus through transdisciplinarity aims to induce efficiency and efficacy in conservation policy and planning, there is still much room for improvement, especially in terms of producing the social consensus necessary for appropriate paths forward, in the context of widespread disagreement over solutions to biodiversity depletion. In this paper, we explore the opportunities brought by stakeholder mapping as a methodological tool to enhance engagement of different perspectives in nature conservation and to generate coherent framings and research paths in conservation projects. This is particularly important in the case of large carnivores, since the stakes of human–wildlife conflict in those cases are higher than with other species. The jaguar (*Panthera onca*) is the largest carnivore in Brazil. Conflicts with jaguars are a complex phenomenon (Marchini et al., 2017), and conservation planning in those circumstances can benefit greatly from an equally comprehensive and transdisciplinary perspective.

Stakeholder mapping is considered an important tool for research and decision-making in environmental governance (Reed, 2008). The process consists of identifying groups that share an interest in a specific issue and

classifying them according to criteria related to project objectives (Freeman, 1984; Luyet et al., 2012; Sterling et al., 2017; Vogler et al., 2017). The tool has been used to enhance the quality of decision-making processes especially under conditions of uncertainty (Hage et al., 2010). Stakeholder engagement, addressed through the mapping process, is seen as a way to add diverse sets of knowledge to the well-established evidence-based approach to conservation (Sutherland et al. 2004), since natural systems are necessarily connected to socio-economic, political, and cultural domains. Conservation efforts have to deal with the “wicked problem” of generating a balance between protection and use of natural resources. Increased participation addresses the variety of values and power relations connected to conservation, and builds trust toward a plural decision-making process (Mason et al., 2018; Sterling et al., 2017). We should not see stakeholder mapping as a panacea, however, since the meaning and degree of actual participation varies greatly and its application generates both advantages and risks for conservation objectives (Luyet et al., 2012). The ethical prerogative that urges for participation when applying conservation projects in occupied territories makes it fundamental to make those advantages clear and to build ways to counter the risks in effective ways. The process we focus on here addresses two each of the risks and advantages identified by Luyet et al. (2012): Advantage 1: integration of various interests and opinions; Advantage 2: Fostering and developing social learning; Risk 1: Expensive and time-consuming processes; and Risk 2: Maintaining exclusion of actors that commonly have little voice in conservation actions.

Stakeholder mapping has been identified as an important preliminary task to be fulfilled for conservation projects to encourage successful participation (Knight et al., 2006; Reed et al., 2009; Vance-Borland & Holley, 2011). Research encompassing the role of stakeholder mapping in environmental projects has focused on the prospects for social engagement opened by this methodology and the effects of this participation in project success (Luyet et al., 2012; Reed, 2008; Sterling et al., 2017). However, few studies have investigated how it could help build bridges between different sets of

knowledge and generate shared framings of solving problems related to threatened species, especially large carnivores, with whom conflicts are more likely to arise (Dickman et al., 2013). We identified stakeholder mapping as an important approach to research human–jaguar relations, since it helped to address two main challenges: (1) identifying paths to social learning, considered *sine qua non* in generating space for the presence of large carnivores such as the jaguar in highly populated and fragmented landscapes; (2) Bridging gaps between the social and the natural sciences, fundamental to transdisciplinary research.

This article shares experiential learning from a transdisciplinary stakeholder mapping exercise carried out by the Brazilian Team of the project entitled “Towards Convivial Conservation: Governing Human-Wildlife Interactions in the Anthropocene.” (CONVIVA).¹ The project is dedicated to conceptualizing and testing novel landscape, governance, and funding pathways for conservation that move beyond the strict separation between humans and other species and reliance on market-based instruments (Büscher & Fletcher, 2020).² The focus of CONVIVA lies in human–wildlife interactions with four apex-predators in four different territorial contexts, namely, wolves in Finland, lions in Tanzania, grizzly bears in California (USA), and jaguars in the Brazilian Atlantic Forest (BAF). This biome hosts one of the world's most diverse and threatened tropical forest biota in the world. Its history of deforestation started with European colonization, with the forest being replaced by successive plantation cycles (e.g., sugar cane, coffee, cocoa, *Eucalyptus*, cattle ranching) and cities (Dean, 1995; Joly et al., 2014). Nowadays the forest has only around 28% of its original cover, and just about 30% of this total is located inside protected areas (Rezende et al., 2018). Its disturbance history led to rapid shifts in the frequency and abundance of particular groups (Joly et al., 2014), with severe defaunation in functional groups like the apex predators, other carnivores, large-bodied mammals and large herbivores (Bogoni et al., 2018). The top predator jaguar (*Panthera onca*) is among of the most critically endangered species in the BAF, with a population lower than 300 individuals scattered in small sub-populations (Galetti et al., 2013; Paviolo et al., 2016). BAF remnants are, however, highly biodiverse and important for conservation, especially with regard to the occurrence of jaguars due to their ecological functions and cascade effects (Morato et al., 2013). Therefore, jaguar conservation in the BAF represents an important conservation issue that gathers a complex network of people working toward saving the remaining individuals.

The stakeholder mapping process created awareness about the diversity of stakeholders concerned by/involved

in the challenge of increasing the population of a highly expansive and ecologically important apex predator in a fragmented landscape. This made possible, as we shall see in the discussion, the construction of inclusive and collective research paths as well as the completion of a coherent framing of the problem by a working group formed of scientists from different disciplinary areas as well as conservation practitioners.

2 | MATERIALS AND METHODS

2.1 | Working group and stages of stakeholder mapping process

The stakeholder mapping exercise was initially suggested to us by the coordinators of the CONVIVA project, to be conducted by each in-country team. Composed of 14 people, the CONVIVA Brazilian team encompassed: two members of ICMBio, the biggest state institution for carnivore conservation in Brazil; the leader of the longest-running and most important project for jaguar conservation in the BAF; NGOs working for biodiversity and mammal conservation in the BAF; natural scientists involved in human dimensions analysis and ecological modeling for jaguar conservation; and social scientists with a background in the Political Ecology of biodiversity conservation. These individuals were selected through their previous connections with project coordinators, as well as based on their interest in the project. Local communities were not represented in the stakeholder mapping working group, something that on the one hand could be seen as a relative shortcoming since engagement was restricted to groups that have more prominence in conservation decision-making; that is, scientists, policy makers, and “conservationists” (Pascual et al., 2021). As we shall show in the discussion, this was identified as an important issue to be addressed by the project moving forward. On the other hand, involving other stakeholders intuitively, without a clear overview of the material context, could make the mapping process unpredictable and completion of the project in the 3-year time frame unfeasible. The group performing the mapping process was, nonetheless, quite heterogeneous, and able to build a complex, and at times conflicting, perspective of reality. The engagement of a heterogeneous group of people in the mapping process is a fundamental step to a more complete approximation to the actual problem at stake (Luyet et al., 2012). Counting on this relatively diverse and extremely committed group of people, the mapping process functioned as a “Living Lab” aimed at generating an experimental and inclusive space for fostering innovative solutions to complex environmental problems (Lupp et al., 2021).

Following the stakeholder mapping methodology, the working group began by brainstorming names and/or institutions with stake in jaguar conservation. The decision over which stakeholders to include can have subjective implications (Reed et al., 2009). To avoid bias, we have used clear criteria for inclusion/exclusion of stakeholders on the map, which we shall present over the next section. Once a list is ready, the aim is to identify the relations of each stakeholder to the project and/or to each other, that is, engage in stakeholder analysis according to project objectives (Luyet et al., 2012; Vogler et al., 2017). The categorization is a tool to recognize better ways to address stakeholders (Zingraff-Hamed et al., 2020), for instance designing the correct methodologies to approach and speak to different actors. To proceed with analysis, one possibility is to arrange stakeholders in a grid, featuring all chosen criteria in columns (Vogler et al., 2017). This possibility is less visually appealing than a graph template or map, and therefore suited to projects where time is scarce.

In our exercise, we engaged in analysis by positioning stakeholders in a map that has a graph template as its basis (Figure 1). From the variety of criteria used to compose these maps in conservation projects, we chose to recognize the level of support and power to influence the conservation issue at stake (Vogler et al., 2017). The X-axis traverses low to high support for the conservation agenda for jaguars, and the Y-axis passes from low to high power of influence, thus dividing stakeholders into four categories: opponents (that oppose the cause *and* have high power of influence); critics (that oppose conservation practices but have only a low power of influence and thus can only publicly criticize them); promoters (that have an upfront interest in the cause and high power to influence outcomes related to jaguar conservation); and collaborative supporters (that support the

cause but tackle it lightly, normally in relations to promoters' activities, due to their low capacity of influence)

The activity triggered profound debates, and what was meant to be a task to be fulfilled before the project started became part of project activities encompassing six workshops of 3–4 h, held during the bimonthly CONVIVA BR team meetings during the course of 1 year. All meetings fortunately counted on attendance from at least one representative of all institutions engaged on the project, guaranteeing fair homogeneity throughout a rather long process. The workshops were structured and facilitated by the project's focal researcher, a post-doc exclusively dedicated to it. The process followed the subsequent stages, each demanding 1–2 meetings:

1. Presentation of stakeholder mapping theory and methodology: the focal researcher made a presentation on the main aspects of stakeholder mapping and discussed possible uses of the exercise with project members.
2. Brainstorming and listing of stakeholders: the working group pointed out stakeholders based on their experience in jaguar conservation at the BAF, while the focal researcher took notes on a visible dashboard.
3. Theoretical workshops on underlying assumptions about conservation paradigms: focal researcher, engaged directly in conservation discourses and paradigms, made two presentations on the two main paradigms for biodiversity conservation in Brazil. She discussed characteristics and examples of actions related to protectionist conservation and neoliberal conservation and clarified doubts from working group members.
4. Positioning stakeholders in the two graphic templates: from the list of stakeholders and based on the common understanding of two mainstream paradigms for biodiversity conservation in Brazil, the working group positioned the stakeholders on the graph, according to their support to the cause and power of influence.

In the next section, we describe how we navigated in practice stages 2, 3, and 4, in order to operationalize the stakeholder mapping literature.

2.2 | Identifying and categorizing stakeholders

Drawing on their own experience as practitioners and researchers connected to jaguar and biodiversity conservation in the BAF, the CONVIVA team started the mapping process by brainstorming all possible social groups related to the jaguar in the biome. First, the group

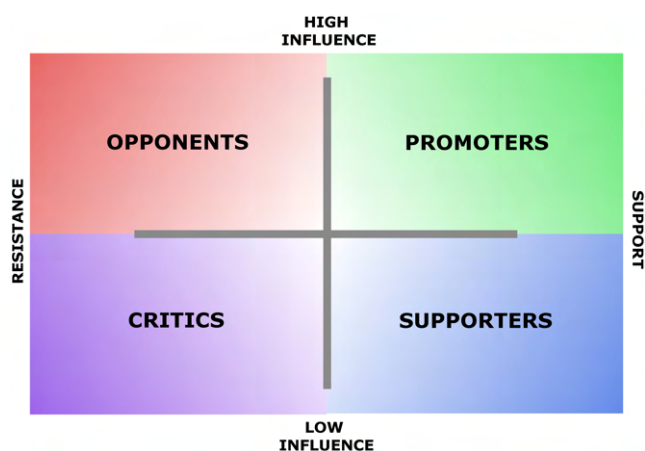


FIGURE 1 Stakeholder mapping graph template

identified well-established institutions such as public environmental organs, specific corporations or NGOs. Among these, the following categories were recognized: organized civil society; academic community; public institutions; and private sector, following the core groups that can guarantee space for innovation and creativity (Lupp et al., 2021). But a list composed only by established institutions soon appeared an incomplete version of what is at stake in jaguar conservation in the BAF. The specific context in which jaguar numbers are low and encounter with people rare generates a double consequence for social organization around the jaguar: (1) there are no organized institutions or groups “against the jaguar” (like anti-wolf groups present in the Finland case); and (2) institutional stakeholders are mainly conservation-oriented; there is not much discourse and action specifically about the jaguar produced by other social organizations in the BAF.

Therefore, to have a complete map, non-organized social groups needed to be identified by the working group to feature on the map, and yet ambiguities arise in identifying “social units” that are not “automatically” given or that do not have clear, upfront, agendas. We avoided bias by making explicit the criteria for the definition of each “social group” that had to be identified and defined by the mapping process working group itself. In this process, it was possible to notice different perspectives on how to put names to the different people that have stake in jaguar conservation, due to diverse material positions and epistemological backgrounds that compose the working group. For example, there was a fair amount of discussion around the possible use of concepts with high political influence, such as the word “ruralists” to designate large farmers. This category has a longstanding pejorative political meaning in environmental contexts, since large farmers in Brazil have developed historically untenable practices. We have reached consensus by recognizing that political categories were not fit to encompass the divergent framings of the project, since their political use generates deeper ambiguity and that specific people that could be seen as partners for conservation purposes could be wrongly recognized as sole opponents. After a substantial round of discussions, the social groups were characterized as follows: Large Farmers: large landowners connected to agribusiness that have a stake at the national level and connections with elected legislators; Extractivists: people that extract something from the forest and depend on that for their livelihood; Poachers: people that practice illegal hunting inside protected areas and their surroundings; Small Farmers: small landowners that work mainly in small scale agriculture; Traditional Populations: traditional populations such as indigenous peoples, maroons and other culturally diverse

communities; Rangers: park rangers of private and public protected areas. The selection of these groups was based on the concrete experience of people directly working in conservation efforts as well as in related research. This was the basis for the recognition of who could *not* be left out of a map that would feature the context of human–jaguar interactions in the BAF. For instance, the inclusion of poachers was based on their perceived threat to jaguars by poaching of their prey, including by the heart of palm harvesters. On the one hand, by entering areas from which jaguars rarely leave, encounters occasionally lead to killings. On the other hand, less available prey, whose abundance and density were affected by illegal poaching, would affect the presence of jaguars in some areas. It is important to notice that these groups were not included in the mapping process itself due to the early stage of the research and limitations in terms of time and resources, but their inclusion on the map was a cornerstone for their inclusion in the research moving forward, as we shall see in the discussion.

2.3 | Background perspective and positioning stakeholders

Subsequently, the working group began positioning stakeholders in the graphic template. Nevertheless, once this second task was initiated the general theme of “jaguar conservation” appeared as insufficient to reach consensus in the mapping process. This led to the need to compose shared understandings on different approaches to “mainstream conservation” (Brockington et al., 2008). This step was crucial to generate a common background among all people in the working group. Although all people engaged in the project deal with conservation paradigms in practice, the access to the literature on power–knowledge relations in different trends for action in biodiversity conservation was uneven. Therefore, a careful systematization of this broader political perspective about the discourses that encompass conservation practices was required to compose a shared theoretical basis for generating consensus on the representation of relations among the identified stakeholders. Considering the most extensively identified paradigmatic trends in biodiversity conservation (Adams, 2004; Brockington et al., 2008; Franco, 2013; Mittermeier et al., 2005; Vaccaro et al., 2013) we undertook conceptual workshops on the “protectionist” and “neoliberal” paradigms and their applicability in the Brazilian case.

We started with the protectionist paradigm due to its traditionally dominant role in conservation efforts in Brazil (Sandroni & Carneiro, 2016). “Protectionism” is a big umbrella covering restrictive protected areas and

“managerial efforts on protecting and defending [their] borders from outsiders” (Vaccaro et al., 2013, p. 256). Through so-called “fences and fines”, local populations tend to be excluded (Adams & Hutton, 2007). Extended globally according to the Yellowstone model, parks are based on the protection of spectacular landscapes from human action (Igoe & Brockington, 2002). For discussion on neoliberal trends in conservation we debated CONVIVA members’ research on the topic (Brockington & Duffy, 2010; Buscher et al., 2012; Fletcher et al., 2015; Igoe & Brockington, 2007). Overall, neoliberal conservation promised to infuse new resources into conservation, especially in poor countries, by protecting nature through “consumption”, summarized in the slogan “selling nature to save it” (McAfee, 1999). Examples of actions connected to this trend are: Payment for Environmental Services (PES) in programs like the United Nations’ Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries (REDD+), as well as carbon markets; ecotourism enterprises; creation of private protected areas; and flows of money from the private sector to public PAs. Although neoliberal conservation approaches gained significant ground globally, their implementation in Brazil never debunked or replaced fortress conservation. Restrictive protected areas were, in fact, the basis for market-based mechanisms to conservation that moreover tended to represent state-based re-regulation over an upfront privatization process, especially in the BAF.

Having this background in perspective, the working group built two separate maps: (1) Stakeholders who act over or have an interest in jaguar conservation based on deeds and principles of the “protectionist” trend in mainstream conservation; and (2) Stakeholders who act over or have an interest in jaguar conservation based on deeds and principles of the “neoliberal” trend in mainstream conservation. Both axes remained the same, but the

question that guided the positioning of stakeholders by the working group differed on each map, and as such this changed the whole network of connections between them. The production of this dual positioning of stakeholders generated the two following maps.

3 | RESULTS

3.1 | Stakeholder mapping—Protectionist conservation

The stakeholder map for protectionism is composed of 56 stakeholders (Figure 2). Icons in the map might represent more than one stakeholder, for visual clarity. The first map is composed of: 20 promoters (9 NGOs, “big” and local; the public ministry; 6 federal-state public environmental institutions and 4 private environmental institutions); 20 supporters (4 regional state environmental institutions; at least 5 local residents’ associations; park rangers; 4 agencies for scientific support; at least 5 scientific institutions; and the biggest ecotourism company in the BAF); 10 critics (4 non-organized social groups and at least 6 forestry, mining and chemicals companies); and 6 quite powerful opponents represented on the map by one icon each. The Federal Police were positioned between the two low-influence quadrants because their actions might support or heckle restrictive protected areas depending on time pressure or specific people in charge. An overview of this map permitted the working group to analyze the density and relative homogeneity of the jaguar conservation network. The similarities among certain institutions made it easy to group stakeholders in one icon on the map, for instance, nine NGOs feature as just one icon. This made the map easier to read and served as a better basis to move forward, once we decided

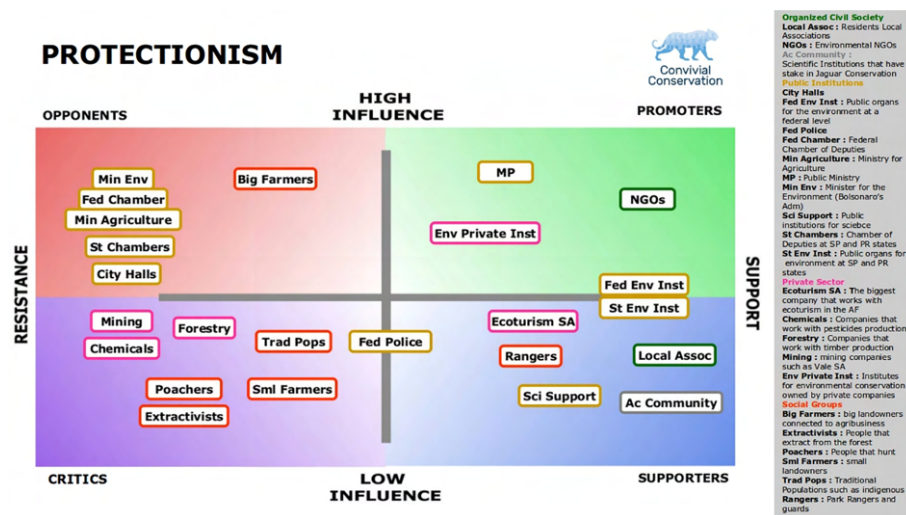
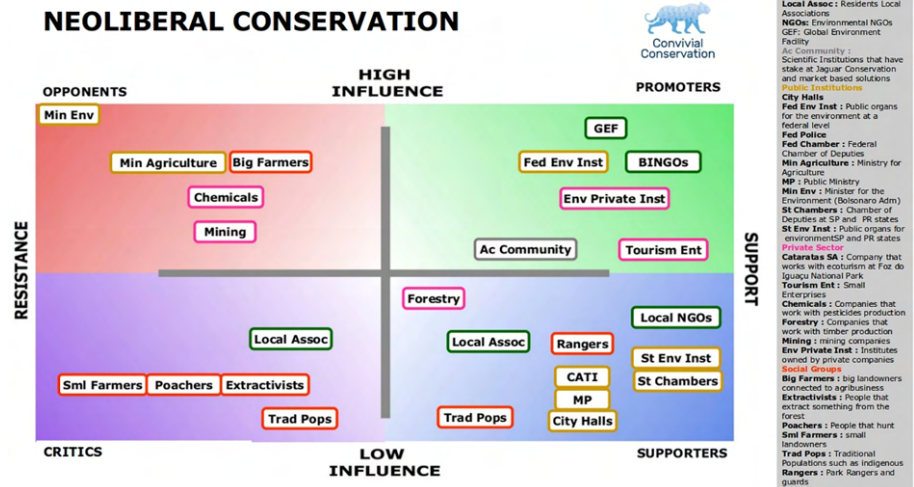


FIGURE 2 Stakeholder map of “protectionist” jaguar conservation in the Atlantic Forest, Brazil

FIGURE 3 Stakeholder map of “neoliberal” jaguar conservation in the Atlantic Forest, Brazil



to continue the activity in connection with promoters and supporters of the cause of jaguar conservation only, as we shall see in the discussion.

3.2 | Stakeholder mapping—Neoliberal conservation

The second map is composed of 51 stakeholders (Figure 3): 21 promoters (at least 3 Large International NGOs; the Global Environmental Facility [GEF/BIRD]; 6 federal state environmental institutions; 4 private environmental institutions; at least 3 scientific institutions; at least 3 local ecotourism enterprises); 20 supporters (4 regional state environmental institutions; park rangers; 7 local NGOs; the public ministry; city halls and state-level Chambers of Deputies; at least 3 forestry companies; one state-level agency for agricultural extension); 3 local groups of critics; and 7 opponents (two federal ministries of Brazil's current strongly anti-environmental government; at least 4 chemicals and mining companies and large plantation farmers). Two stakeholders, namely traditional populations and local associations, appear in both low-influence quadrants since they might be supporters or critics depending on the local situation.

The second map completed the overview of the scenario and showed the team prospects for potential future connections and engagement, since it is based on a perspective on conservation that is still gaining ground in the Brazilian context. Due to the specificities of this paradigm as an emerging view on conservation, we included smaller institutions that were not even mentioned when mainstream protectionism was at center stage. Therefore, although the numbers of stakeholders are similar on both maps, a more diverse and small scale set of institutions were included on the second one. The comparison of

both maps made a complete, but rather unstable, overview of power struggles related to jaguar conservation in the BAF.

It is important to highlight that the maps are context dependent: they show a picture of the specific historical context in which the CONVIVA project was developed in Brazil. They should not be seen as a complete representation of reality but rather as a good clear picture that represents an overview of limits and possibilities for efforts to increase jaguar populations in the BAF in a specific historical moment, given the strength of different paradigms in biodiversity conservation in the beginning of the second decade of the 21st century in Brazil.

This historically rooted picture of reality was the basis for the collective definition of research questions and subjects to the CONVIVA project in Brazil. The process generated a deeper understanding of how different paradigms for biodiversity conservation manifest, when we look at a specific conservation issue, such as jaguar conservation in the BAF. This helped the team to have a clear position regarding the different approaches to conservation and to recognize why convivial conservation could bring innovations to the hall of possible actions. For instance, it was recognized that the protectionist trend is still quite dominant in jaguar conservation, due to the obvious bigger legitimacy of the stakeholders identified in the first map. Nonetheless, the well-established critique of such approach indicates the need for more social engagement in conservation, including marginalized voices as decision-makers, one of the main aspects of convivial conservation. On the other hand, the discussions around the neoliberal conservation map made the group recognize a tendency of increase in practices connected to this trend, especially in the current context of extreme austerity in conservation budgets. A future task would be to evaluate in what degree such deeds really do

fulfill the promises of generating social justice as well as nature conservation. Such evaluation, by its turn, could benefit from a convivial perspective that brings to center stage issues related to the inequalities and political economy to create solutions to save the apex predator of the most anthropogenic landscape in Latin America.

By reflecting on both maps and understanding the importance of each paradigmatic trend in biodiversity conservation to our case study, the team identified gaps in knowledge about human–jaguar interactions. The aim was to address CONVIVA's proposition to recognize on the ground landscape and governance mechanisms that could relate to a convivial approach to conservation. We came to a shared understanding that more qualitative data on the perspective of specific groups of stakeholders was needed, to comprehend in more depth the view of those who are already acting on, or living with, human–jaguar conflict. The first map, based on well-established actions for jaguar conservation, proved to be more interesting to guide the list for groups to be addressed in the research, although the second map was fundamental to generate a complete picture and control. By looking at the context through the protectionist framing we could identify all main actors for jaguar conservation that already have a history of reflecting and acting upon the problem of jaguar population decrease in the BAF, and by comparing this list with the second map we guaranteed that no important prospect for future actions was left out of the project scope. Moving forward, the CONVIVA project in Brazil focuses on comparing causes and solutions proposed by two sets of stakeholders for the problem of jaguar population decrease in the BAF. The first, is composed by conservation actors working directly in jaguar conservation projects, conforming a set of stakeholders that we named “socio-technical network for jaguar conservation in the BAF”. They are scientists, NGO, and public managers, as well as actors related to conservation units. The second set of stakeholders is more heterogeneous and is composed by the above-mentioned non-organized social groups. Since our prospect is to engage with groups that “share the problem”, we largely focus on the perspectives of promoters and supporters. These groups will be addressed through on the ground community workshops, to access in-depth discourses that might not be well formulated. The idea is to compare how the different environmental narratives of each set of stakeholders generate solutions for healthy and fair human–jaguar relations in the BAF and recognize distances and proximities to the convivial conservation approach. These collective paths, considered as legitimate and important to all parties involved in the project, were fundamentally based on the stakeholder

mapping exercise that was both the pivot for theoretical discussions and the catalyst for the identification of research gaps related to project's objectives and ways to address them.

4 | DISCUSSION

4.1 | A clear definition of the background perspective for the map is needed

When looking at the resulting maps, it is evident that significant changes accrue from departing from different perspectives over biodiversity conservation. Although the numbers of stakeholders in each category in each map are similar (with the exception of critics), their composition is drastically different. Stakeholders had to be excluded or included. Even more frequent was a change in stakeholders' positions across the two maps. The differences between the maps demonstrated the importance of a well-defined guiding question and proved that the double exercise painted a more complete picture. It is important to have a clear, shared, definition of the problem and recognize possible underlying assumptions in order to build the most comprehensive maps. Nevertheless, this task is extremely time-consuming and not well suited to urgent implementation; rather it is productive for longer term research projects, like our own, where the process of conceptual planning and experimental design is essential, having value equal to that of results. The discussions around background perspectives served also as an instrument to leverage literature information level on political ecology's perspective on mainstream paradigmatic trends on biodiversity conservation for the project.

4.2 | Stakeholder mapping proved to be a tool to develop productive methodologies to address different stakeholders

The working group's discussions on the resulting maps were the basis for the construction of research paths. The mapping process suggested that the project could benefit from further qualitative analysis of the specific perspectives and actions developed by different institutions and/or social groups. As discussed previously, the mapping process made crystal clear gaps in knowledge to develop solutions for human–jaguar interactions in the BAF. Also, stakeholder mapping proved to be a valuable diagnostic tool to identify different categories of stakeholders and the adequate methodologies to address them.

Most importantly, after the mapping process, the lists of people to be interviewed and/or invited to participate in workshops were already defined and consolidated collectively by the whole research team, guaranteeing an complete prospect for the research in the near future.

4.3 | Stakeholder mapping should be included as part of the project but limitations in terms of efforts versus results are a challenge

Disciplinary projects start with defined methods and understandings, but those of transdisciplinary research have to embrace the creation of definition. Significant time must be invested in the process in order to reconcile the views, experiences, and approaches of the different stakeholders involved, and thus the validity of the process demands requisite financial support. The mapping process should therefore be encompassed as one of the project stages that can be re-oriented according to collaboratively built objectives and not seen as a task to be fulfilled before the project starts. A skilled facilitator can help bring coherence to the somewhat chaotic mapping process to develop the most comprehensive map(s) possible and find the all important common ground between stakeholders (King et al., 1998; Reed, 2008). For instance, the process of positioning each stakeholder on the graph template demanded discussion and a fair time to reach agreement that had to be constructed with parsimony, so that all parties involved kept feeling represented by the results. In our analyses, the caveats of the process were: the discrepancy between the time and effort needed and the results of the exercise; the difficulties in communication during the process; the irrevocable incompleteness of the map, given the open character of the phenomena being represented; the need to address a broader scale, consequently losing sight of detailed views/issues on each of the study sites; and the need of an extra time commitment from extremely busy participants. Stakeholder mapping is virtually endless, and teams engaging in this task should be aware of the time frame needed to produce both the required consensus and a composite map as result. This is due to the fact that there are no clear limits to social networks, hence the importance of gaining as much clarity as possible in the guiding question and underlying assumptions. If advocacy for transdisciplinarity does not result in real integration of approaches to conservation research and practice, a closer examination of the actual “hard” processes it entails is indispensable for a more just and effective path forward (Evely et al., 2010).

4.4 | Stakeholder mapping generates a common ground of understanding, necessary to build solutions to complex problems such as in carnivore conservation

Last but not least, the mapping process was a valuable tool for mutual learning, since the resulting maps organized “different” truths about the given phenomenon (human–jaguar interactions in the BAF), and therefore generated a common comprehension of reality among a specific and diverse group of people. For example, the process made possible a deep comprehension of all parties involved of the differences between the two main paradigms that give basis to jaguar conservation actions in Brazil. Taken together, both maps make visible in just two images an overview of a network of involved stakeholders so that gaps could be identified and new connections made. Due to its collective nature mapping processes generate an important feeling of belonging, enhancing communication for the co-production of knowledge in both research and policy making.

In this contribution, we demonstrated that the stakeholder mapping process, if built collaboratively, can serve as a tool to develop a shared understanding to which perspectives from practitioners, social scientists, and natural scientists can relate to in nature conservation issues, creating an environment for good decision-making in conservation projects. This is particularly true when the issue at stake involves large carnivores such as the jaguar, in fragmented landscapes, such as the BAF, where their very presence might be challenging for local communities. Jaguar conservation is, therefore, a complex problem that needs equally comprehensive solutions that can only be built if the different perspectives at stake are included. Our stakeholder mapping process proved to be valuable in connecting different perspectives on the jaguar and on the future of the species in the BAF. These diverse perspectives were already present across the CONVIVA team, but the process contributed to the design of research paths that could address these divergent positions. Our exercise enhanced transdisciplinarity in jaguar conservation, making it possible to identify ongoing practices and generate new suggestions on how to promote coexistence between humans and jaguars, including in contexts where this top predator has to manage its livelihood in scarce habitats and intensively anthropogenic landscapes. We hope that this experience can inspire the use of stakeholder mapping as a tool to more effective stakeholder engagement and identification of overshadowed views in conservation projects. Our experience reinforces that collective exercises that aim at the context and relations that conform a given conservation issue can bring more legitimacy and feeling of belonging in diverse groups of people. To maximize chances of developing longstanding fair and healthy human–wildlife interactions

in an increasingly anthropogenic world, it is crucial to recognize who is acting toward generating solutions and how, to then evaluate possibilities to enhance viable alternatives of living with different species, especially apex predators.

ACKNOWLEDGMENTS

This article was supported by FAPESP (#2018/50038-8). We thank the Belmont Forum and the CONVIVA team, especially Dr Judith Krauss. We thank Instituto Manacá, CENAP/ICMBio and “Onças do Iguazu” for their participation. We thank the reviewers for their valuable comments on this manuscript. We are grateful to the Interdisciplinary Graduate Program in Applied Ecology (PPGI-EA University of São Paulo), and the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES). KMPMBF and ARP would like to acknowledge the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for their Productivity Scholarships (grant numbers #308632/2018-4 and #304156/2019-1).

CONFLICT OF INTEREST

The authors attest no conflict of interest to declare.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

All authors engaged in the stakeholder mapping process. Laila Sandroni, Silvio Marchini, Katia Ferraz and Alexandre Percequillo participated in the design and implementation of workshops and conceptualized the original idea for the article. Laila Sandroni created the figures. Rob Coates engaged in the theoretical framing of Political Ecology. All authors contributed to writing and revising the article.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

Data sharing is not applicable to this article as no new data were created or analyzed in this study.

ETHICS STATEMENT

All authors fully agree with the ethics statement.

ORCID

Laila Thomaz Sandroni  <https://orcid.org/0000-0003-4632-5284>

Katia Maria Paschoaletto Micchi de Barros Ferraz  <https://orcid.org/0000-0002-7870-8696>

ENDNOTES

¹ For more information cf.: <https://conviva-research.com/>

² For more information cf.: <https://t2sresearch.org/>

REFERENCES

- Adams, W. M. (2004). *Against extinction: The story of conservation*. Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781849770415>

Adams, W. M., & Hutton, J. (2007). People, parks and poverty political ecology and biodiversity conservation. *Conservation and Society*, 5, 147–183.

Bogoni, J. A., et al. (2018). Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? *PLoS One*, 13(9), e0204515. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204515>

Brockington, D., & Duffy, R. (2010). Capitalism and conservation. The production and reproduction of biodiversity conservation. *Antipode*, 42(3), 469–484. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2010.00760.x>

Brockington, D., Duffy, R., & Igoe, J. (2008). *Nature unbound: Conservation, capitalism and the future of protected areas*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849772075>

Büscher, B., & Fletcher, R. (2020). The conservation revolution. *Radical ideas for saving nature beyond the Anthropocene*. London: Verso., 21, 118–120. <https://doi.org/10.1080/14888386.2020.1811769>

Buscher, B., Sullivan, S., Neves, K., Igoe, J., & Brockington, D. (2012). Towards a synthesized critique of neoliberal biodiversity conservation. *Capitalism Nature Socialism*, 23(2), 4–30. <https://doi.org/10.1080/10455752.2012.674149>

Dean, W. (1995). *With broadax and firebrand: The destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. University of California Press.

Dickman, A., Marchini, S., & Manfredo, M. (2013). The human dimension in addressing conflict with large carnivores. In D. W. Macdonald & K. J. Willis (Eds.), *Key topics in conservation biology 2*. John Wiley & Sons.

Evely, A., Fazey, I., Lambin, X., Lambert, E., Allen, S., & Pinard, M. (2010). Defining and evaluating the impact of cross-disciplinary conservation research. *Environmental Conservation*, 37(4), 442–450. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000792>

Fletcher, R., Dressler, W., & Buscher, B. (2015). Nature Inc.: Nature as neoliberal capitalist imaginary. In R. L. Bryant (Ed.), *The international handbook of political ecology*. Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9780857936172>

Franco, J. L. (2013). O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: Da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. *História*, 32(2), 21–48. <https://doi.org/10.1590/S0101-90742013000200003>

Freeman, R. E. (1984). *Strategic management: A stakeholder approach*. Pitman. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139192675>

Galetti, M., Eizirik, E., Beisiegel, B., Ferraz, K., Cavalcanti, S., Srbeke-Araújo, C., Crawshaw, P., Paviolo, A., Galetti, P. M., Jr., Jorge, M. L., Marinho-Filho, J., Vercillo, U., & Morato, R. (2013). Atlantic Rainforest's jaguars in decline. *Science*, 342(6161), 930–931. <https://doi.org/10.1126/science.342.6161.930-a>

Hadorn, G. H., Hoffmann-Riem, H., Biber-Klemm, S., Grossenbacher-Mansuy, W., Joye, D., Pohl, C., Wiesmann, U., & Zemp, E. (Eds.). (2008). *Handbook of transdisciplinary research*. Springer.

Hage, M., Leroy, P., & Petersen, A. C. (2010). Stakeholder participation in environmental knowledge production. *Futures*, 42(3), 254–264. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2009.11.011>

Igoe, J., & Brockington, D. (2002). Fortress conservation: The preservation of the Mkomazi game reserve, Tanzania. *African Journal of Ecology*, 40(4), 415–416. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2028.2002.t01-4-00393.x>

Igoe, J., & Brockington, D. (2007). Neoliberal conservation: A brief introduction. *Conservation and Society*, 5(4), 432–449.

- Jacobson, S. K., & Robinson, J. G. (1990). Training the new conservationist: Cross disciplinary education in the 1990's. *Environmental Conservation*, 17(4), 319–327. <https://doi.org/10.1017/S0376892900032768>
- Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204, 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- King, C. S., Feltey, K. M., & Sused, B. O. (1998). The question of participation: Toward authentic public participation in public administration. *Public Administration Review*, 58(4), 317–326. <https://doi.org/10.2307/977561>
- Knight, A., Cowling, R., & Campbell, B. (2006). An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology*, 20(2), 408–419. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00305.x>
- Lang, D., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., Swilling, M., & Thomas, C. J. (2012). Transdisciplinary research in sustainability science: Practice, principles, and challenges. *Sustainability Science*, 7(1), 25–43. <https://doi.org/10.1007/s11625-011-0149-x>
- Lupp, G., Zingraff-Hamed, A., Huang, J., Oen, A., & Pauleit, S. (2021). Living labs: A concept for co-designing nature-based solutions. *Sustainability*, 13, 188. <https://doi.org/10.3390/su13010188>
- Luyet, V., Schlaepfer, R., Parlange, M., & Buttler, A. (2012). A framework to implement stakeholder participation in environmental projects. *Journal of Environmental Management*, 11, 213–219. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.026>
- Marchini, S., Ramalho, E., Toro-Orozco, W., & Ferraz, K. (2017). Human–jaguar conflicts in Brazil: A human dimensions perspective. In C. Castaño-Urbe, C. A. Lasso, R. Hoogesteijn, & E. Payán-Garrido (Eds.), *Conflicto entre Felinos y Humanos en América Latina* (pp. 299–309). Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mason, T., Pollard, C., Chimalakonda, D., Guerrero, A., Kerr-Smith, C., Milheiras, S., Roberts, M., Ngafack, P. R., & Bunnefeld, N. (2018). Wicked conflict: Using wicked problem thinking for holistic management of conservation conflict. *Conservation Letters*, 11(6), 12460. <https://doi.org/10.1111/conl.12460>
- McAfee, K. (1999). Selling nature to save it? Biodiversity and green Developmentalism. *Environment and Planning*, 17(1), 133–154. <https://doi.org/10.1068/d170133>
- Mittermeier, R. A., Fonseca, G. B., Rylands, A., & Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 14–21.
- Morato, R. G., Beisiegel, B. M., Ramalho, E. E., Campos, C. B., & Boulhosa, R. L. (2013). Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3, 122–132.
- Pascual, U., Adams, W., Diaz, S., Lele, S., Mace, G., & Turnhout, E. (2021). Biodiversity and the challenge of pluralism. *Nature Sustainability*, 4, 567–572.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K. B., Morato, R. G., Martinez Pardo, J., Srbek-Araujo, C., Beisiegel, B. M., Lima, F., Sana, D., Xavier da Silva, M., Velázquez, M. C., Cullen, L., Crawshaw, P., Jr., Jorge, M. L., Galetti, P. M., Di Bitetti, M. S., de Paula, R. C., Eizirik, E., Aide, T. M., ... Azevedo, F. (2016). A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports*, 6(1), 37147. <https://doi.org/10.1038/srep37147>
- Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, 141, 2417–2431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>
- Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C. H., & Stringer, L. C. (2009). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1933–1949. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.001>
- Rezende, C., L., Scarano, F. R., Assadd, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- Sandroni, L., & Carneiro, M. J. (2016). Biodiversity conservation in Brazilian social sciences: A systematic review from 1990 to 2010. *Ambiente & Sociedade*, 19(3), 21–46. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC130181V1932016>
- Soulé, M. E. (1985). What is conservation biology? *Bioscience*, 35(11), 727–734. <https://doi.org/10.2307/1310054>
- Steiner, G., & Posch, A. (2006). Higher education for sustainability by means of transdisciplinary case studies: An innovative approach for solving complex, real-world problems. *Journal of Cleaner Production*, 14(9), 877–890. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.11.054>
- Sterling, E. J., Betley, E., Sigouin, A., Gomez, A., Toomey, A., Cullman, G., Malone, C., Pekor, A., Arengo, F., Blair, M., Filardi, C., Landrigan, K., & Porzecanski, A. L. (2017). Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 209, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008>
- Vaccaro, I., Beltran, O., & Paquet, P. A. (2013). Political ecology and conservation policies: Some theoretical genealogies. *Journal of Political Ecology*, 20(20), 255–272. <https://doi.org/10.2458/v20i1.21748>
- Vance-Borland, K., & Holley, J. (2011). Conservation stakeholder network mapping, analysis and weaving. *Conservation Letters*, 4(4), 278–288. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00176.x>
- Vogler, D., Macey, S., & Sigouin, A. (2017). Stakeholder analysis in environmental and conservation planning. *Lessons in Conservation*, 7, 5–16.
- Zingraff-Hamed, A., Hüesker, F., Lupp, G., Begg, C., Huang, J., Oen, A., Vojinovic, Z., Kuhlicke, C., & Pauleit, S. (2020). Stakeholder mapping to co-create nature-based solutions: Who is on board? *Sustainability*, 12(20), 8625. <https://doi.org/10.3390/su12208625>

How to cite this article: Sandroni, L. T., de Barros Ferraz, K. M. P. M., Marchini, S., Percequillo, A., Coates, R., Paolino, R. M., Barros, Y., Landis, M., Ribeiro, Y. G. G., & Munhoses, L. P. (2022). Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Science and Practice*, 4(5), e12651. <https://doi.org/10.1111/csp2.12651>

ANEXO 4

Planning for human-wildlife coexistence: conceptual framework, workshop process, and a model for transdisciplinary collaboration



Planning for Human-Wildlife Coexistence: Conceptual Framework, Workshop Process, and a Model for Transdisciplinary Collaboration

Silvio Marchini^{1,2,3,4,5,6*}, Katia M. P. M. B. Ferraz^{1,5,6}, Vania Foster⁷, Thiago Reginato⁷, Aline Kotz⁷, Yara Barros^{5,6,7}, Alexandra Zimmermann^{2,3,4} and David W. Macdonald²

OPEN ACCESS

Edited by:

Mayukh Chatterjee,
Wildlife Trust of India, India

Reviewed by:

Yash Veer Bhatnagar,
Nature Conservation Foundation, India
Tibor Hartel,
Babeş-Bolyai University, Romania

*Correspondence:

Silvio Marchini
silvio.marchini@usp.br

Specialty section:

This article was submitted to
Human-Wildlife Dynamics,
a section of the journal
Frontiers in Conservation Science

Received: 04 August 2021

Accepted: 21 October 2021

Published: 24 November 2021

Citation:

Marchini S, Ferraz KMPMB, Foster V,
Reginato T, Kotz A, Barros Y,
Zimmermann A and Macdonald DW
(2021) Planning for Human-Wildlife
Coexistence: Conceptual Framework,
Workshop Process, and a Model for
Transdisciplinary Collaboration.
Front. Conserv. Sci. 2:752953.
doi: 10.3389/fcosc.2021.752953

¹ Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre (LEMaC), Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz,” Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brazil, ² Wildlife Conservation Research Unit, Department of Zoology, Reanati-Kaplan Center, University of Oxford, Tubney, United Kingdom, ³ North of England Zoological Society (Chester Zoo), Chester, United Kingdom, ⁴ IUCN SSC Human-Wildlife Conflict Task Force, c/o Department of Zoology, University of Oxford, Oxford, United Kingdom, ⁵ IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group, CPSG Brasil, Parque das Aves, Foz Do Iguaçu, Brazil, ⁶ Instituto Pró-Carnívoros, Avenida Horacio Neto, Atibaia, Brazil, ⁷ Jaguars of Iguaçu Project, BR-469 KM 22.5, Parque Nacional Do Iguaçu, Foz Do Iguaçu, Brazil

Coexistence, as a concept and as a management goal and practice, has attracted increasing attention from researchers, managers and decision-makers dedicated to understanding and improving human-wildlife interactions. Although it still lacks a universally agreed definition, coexistence has increasingly been associated with a broad spectrum of human-wildlife interactions, including positive interactions, transcending a conservation focus on endangered wildlife, and involving explicitly considerations of power, equity and justice. In a growingly complex and interconnected human-dominated world, the key to turning human-wildlife interactions into large-scale coexistence is thorough planning. We present an approach for evidence-based, structured, and participatory decision-making in planning for human-wildlife coexistence. More specifically, we propose (i) a conceptual framework for describing the situation and setting the goals, (ii) a process for examining the causes of the situation and creating a theory of change, and (iii) a model for transdisciplinary research and collaboration integrating researchers, decision-makers and residents along with the interests of wildlife. To illustrate the approach, we report on the workshop considering the *Jaguars of Iguaçu*, a conservation project whose strategy includes the improvement of the relationship between ranchers and jaguars outside Iguaçu National Park, Brazil.

Keywords: collaboration, conservation planning, human-wildlife conflict, stakeholder processes, systems thinking, theory of change, transdisciplinarity

INTRODUCTION

The management of human-wildlife interactions (HWIs), the effects of which include collisions with vehicles, damage to property and agricultural production, zoonotic diseases, and the use of animals as a resource, is becoming more challenging (Broad et al., 2014; Aguirre, 2017; Pooley et al., 2017; IUCN, 2020). Behind this trend are the rapid and profound changes in the physical environment and societal values associated with the Anthropocene and modernization, including factors such as climate change, expanding infrastructure, urbanization, economic globalization, the digital revolution, and the expanding scope of ethical considerations (Vucetich et al., 2021a). One view, that we share, is that in an increasingly complex and interconnected human-dominated world, turning HWI into large-scale coexistence requires thorough planning (Marchini et al., 2019). Nonetheless, goal-setting and decision making in HWI management has been slow to rise to this challenge, perhaps impeded by, amongst other things, the lack of (i) a conceptual framework that integrates wildlife and human goals in order to articulate precisely the desired changes, (ii) a structured, interdisciplinary approach to assess the situation, select actions, and measure their success so as to inform how to cause the changes effectively, and (iii) the proper integration of stakeholders—scientists, decision-makers and residents—to jointly choose the right changes and the means to promote them, and to work together to implement them.

Planning is the process which, when successful, identifies a course of action in a systematic manner to achieve objectives by utilizing the available resources competently in a cost-effective way (Mintzberg and Quinn, 1996; IUCN, 2017). The process starts by addressing the two fundamental questions: where are we and where do we want to get (i.e., what are the current and desired situations, respectively)? The fast-growing scientific literature on HWI provides a clear answer to these questions regarding the general direction to be taken: the aspiration is to transform “human-wildlife conflict” (IUCN, 2020) into “human-wildlife coexistence” (Frank, 2016; Frank et al., 2019). The challenge with this, however, is that “coexistence” is a very vague vision, and can mean many different things to different people in different contexts. The conceptualization and operationalization of solutions to human-wildlife coexistence is still a matter of debate (Carter and Linnell, 2016; Koenig et al., 2020; Glikman et al., 2021; Pooley et al., 2021).

Indeed, “coexistence” is a broad concept and usually too vague to provide a clear functional goal for a conservation initiative. Rather, it needs to be broken down into clear, specific, and achievable envisaged outcome appropriate for the given situation. With a clear objective in hand, the next guiding question to be addressed in the planning process is how to get there? A roadmap to human-wildlife coexistence has to be produced to guide the actions. Nonetheless, despite the wealth of knowledge about HWI generated in the last couple of decades (Nyhus, 2016; Frank et al., 2019; Koenig et al., 2020), and the diversification and dissemination of techniques and tools to enhance decision-making (Schwartz et al., 2018), many projects and programs dedicated to preventing and

mitigating human-wildlife conflict (HWC) and/or promoting human-wildlife coexistence still:

- (1) lack a clear theory of change informing the linkage between actions and expected effects,
- (2) base decisions on unverified, and sometimes flawed, assumptions about those linkages, and
- (3) evaluate success based on outputs directly produced by the actions (e.g., number of community workshops conducted) without the proper attention to the indirect, long-term effects (e.g., behavior change among workshop participants).

Evidence-based and structured decision-making in HWC and coexistence requires integration between researchers and decision makers. However, we argue that research in academia has had a strong emphasis on describing and explaining problems instead of testing solutions and measuring the associated direct and indirect changes (but see Van Eeden et al., 2018a,b; Sutherland et al., 2021). Projects and programs, in turn, have not used the scientific evidence available to guide actions and evaluate results to the extent they could. This gap between research and implementation has hindered effective and sustainable solutions (Knight et al., 2008; Toomey et al., 2017; Ferraz et al., 2020). Insufficient engagement of various stakeholders, such as the local residents, can also undermine efforts to improve HWI.

In this paper we present an approach for evidence-based, structured, and participatory decision-making in planning for human-wildlife coexistence. More specifically, we propose:

- (i) a conceptual framework for describing the current situation of both wildlife and people in the context of their interaction, and the desired changes i.e. setting the goals,
- (ii) a process for examining the causes of such situation and creating a theory of change (ToC), and
- (iii) a model for transdisciplinary research and collaboration integrating researchers, decision-makers and residents.

To illustrate the approach, we report on a workshop conducted with Jaguars of Iguacu, a project the goal of which is the conservation of the jaguar (*Panthera onca*) as a key species for the maintenance of biodiversity inside and outside Iguacu National Park (Parque Nacional do Iguacu, PNI), Brazil.

WORKSHOP PROCESS DEVELOPMENT AND CASE STUDY

The workshop process outlined here has been developed by the authors of this paper through its application in partner projects. In the following sections, we illustrate the process with the case of the Jaguars of Iguacu Project, the first partner project to adopt the approach. The Jaguars of Iguacu Project¹ was created in 2018 and has subsequently carried out jaguar population surveys and a variety of outreach activities including technical assistance to ranchers, community engagement, education and communication. The project has also conducted a social survey in which 85 ranchers were interviewed. The results from this survey

¹<https://www.oncasdoiguacu.org/>

supported some of the assumptions underpinning the theory of change described below.

Our workshop process was first applied in October 2019 in a two-day pilot in-person workshop conducted in the administrative office of PNI. The workshop was facilitated by a representative from the academic sector, and the five project team members and two park staff representatives participated in the workshop. This pilot workshop was also attended by five representatives of the Yaguarete Project (created in 2002). Both Jaguars of Iguazu and Yaguarete projects are dedicated to the conservation of jaguars, concentrate their actions in complementary, adjacent areas in the Upper Parana Region–PNI in Brazil and Corrientes region in Argentina, respectively—and have continuous collaboration in research. The Upper Parana Region is part of the Atlantic Forest and one of the most critical areas for jaguar conservation. Three key protected areas—Iguazu National Park and Turvo State Park in Brazil, and Iguazu National Park in Argentina—host an estimated population of 100 jaguars, representing one-third of all jaguars in the Atlantic Forest (Morato et al., 2013).

The goal of the first workshop was to introduce the process to the participants, exposing them to each of the key steps: situation assessment and goal setting, system mapping and identification of leverage points, and production of a ToC and of a framework for monitoring and evaluation (M&E). The outcomes of the pilot workshop, with a focus on the ToC and the M&E framework, were further developed and refined in two follow-up online meetings with the project's team in 2020 and early 2021.

WHERE WE ARE AND WHERE WE WANT TO GET: A CONCEPTUAL FRAMEWORK

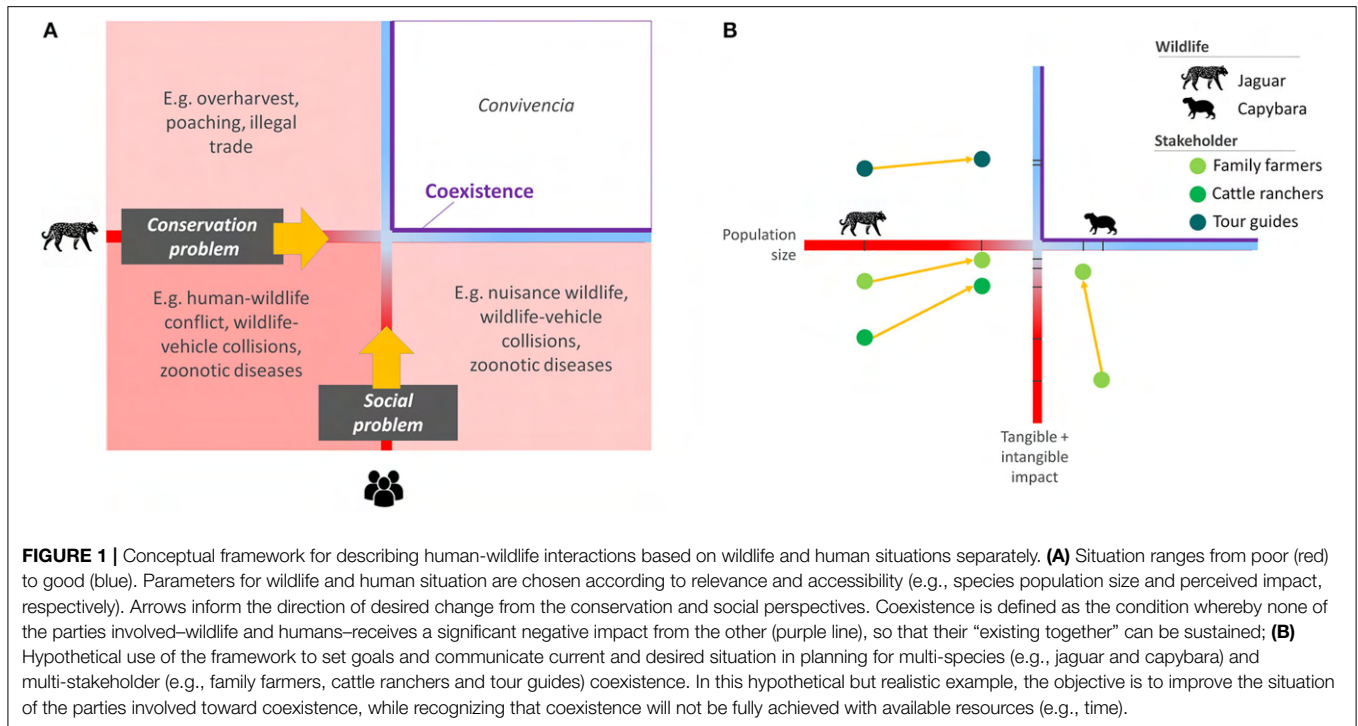
Human-wildlife coexistence has drawn increasing attention from researchers (Frank et al., 2019; Koenig et al., 2020; Pooley et al., 2021). Although relatively new to the HWI literature, the concept of coexistence has been addressed from multiple perspectives, with an emphasis on its conceptualization (Carter and Linnell, 2016; Pooley et al., 2021), relationship with similar concepts—tolerance and acceptance—and with HWC (Frank, 2016; Glikman et al., 2021), and scales and levels of analysis (Carter et al., 2019; Koenig et al., 2020; Pooley et al., 2021). The framework described below is intended to contribute to this increasing body of knowledge by providing an approach for placing HWI in the context of planning and management concern.

Expanding from the concept of conflict-to-coexistence continuum (Frank, 2016; Frank et al., 2019), which suggests a one-dimensional graphical representation to depict HWI in its range from mutually negative to mutually positive outcomes, we propose that HWIs be described by their two dimensions—wildlife and human situation—separately (Figure 1A). Each situation is typically informed in terms of population-level parameters such as population size or conservation status (e.g., IUCN conservation categories), whereas human situation, in the context of the interaction, has been expressed in terms of both tangible and intangible factors such as financial cost/benefit, attitude (i.e., favor/disfavor), feeling (e.g., like/dislike), and

wellbeing. The framework can also accommodate individual-level parameters such as animal welfare, which are increasingly considered in wildlife conservation and management (Sekar and Shiller, 2020). In the context of planning, the choice of the parameter is based on feasibility besides relevance. For instance, individual human wellbeing is arguably what ultimately matters, but its measurement can be challenging, so decision makers may select another parameter that, while also relevant, can be objectively assessed (e.g., attitude) so that management results can be tracked and demonstrated. For decision-making purposes, each axis can inform a single parameter or a set of parameters, one at a time or combined (e.g., in an index).

The wildlife and human axis combined define four archetypical representations (Fischer et al., 2017; Hartel et al., 2018) that cover all possible HWIs: (i) negative for both wildlife and people (left lower quadrant), like when endangered wildlife causes damage to people and preventive or retaliatory killing or harassment ensues (e.g., Das and Jana, 2018; LaDue et al., 2021; Simpfordorfer et al., 2021); (ii) negative for wildlife and positive for (some) people (left upper quadrant), as in overharvest associated with poaching or wildlife trade (e.g., Shepherd et al., 2017; Gomez et al., 2020); (iii) positive for wildlife (at the population level) and negative for people (right lower quadrant), as when abundant wildlife is a nuisance (e.g., Gamalo et al., 2019; Carpio et al., 2021); vehicle collisions and zoonotic diseases produce negative outcomes to people and are associated with both endangered and abundant wildlife (e.g., Pagany, 2020; Namusisi et al., 2021), therefore they belong in the two lower quadrants; and (iv) positive for both wildlife and people (right upper quadrant), like when abundant, native or exotic wildlife, is used in tourism (e.g., Macdonald et al., 2017) or sustainable harvest (e.g., Campos-Silva et al., 2017) (both, but most obviously the latter, may only apply to population-level parameters and not to individual-level).

In Latin America, where the approach described in this paper has been developed and applied, the Spanish and Portuguese word used to illustrate the condition in the right upper quadrant of the framework is *convivencia/convivència* which means, literally, to live together. *Convivencia* has a positive connotation. It is not only about sharing the space (as in co-occurrence or cohabitation), but also mutually benefiting from the interaction, even if the benefit is intangible (e.g., enjoying the presence of each other). The goal of HWC management is to “shift” situations in the left and lower half of the framework to the right and up, respectively, toward *convivencia*. Yet generally desirable, the win-win condition implied by *convivencia* is seldom realistic (Vucetich et al., 2018) and not ultimately necessary for conservation. Instead, in many instances it may be good enough to achieve a condition whereby none of the parties involved—wildlife and human—receives a significant negative impact from the other, so that their “existing together” can be sustained (Figure 1A). This is the operational definition of coexistence adopted in this approach, and the ultimate goal of planning for human-wildlife coexistence would be to move HWIs in the left and bottom halves to the right and upwards until coexistence is reached. As a note, *convivencia* implies coexistence (a mutually beneficial interaction can only occur when the parties



involved exist together) but not necessarily the other way around, as two parties can coexist without a win-win interaction (they can coexist even with some degree of conflict!).

This two-dimensional framework for describing HWI can be used to “map” any HWIs of management interest (**Figure 1B**), also allowing for multiple stakeholders and species. In the context of planning, the framework is used to visually inform both the current situation and desired changes within a specific timeframe (**Figure 1B**). When multiple stakeholders are portrayed, their current and desired situation can reveal actual and potential common ground and conflict. Such graphical representation can be a particularly useful tool for goal-setting and of communication in stakeholder engagement processes.

The framework also provides objective criteria for clarifying confusing terminology such as coexistence and *convivencia* (or equivalent). More than just a matter of semantics, these two terms refer to fundamentally different goals in HWI management. Other terms that have been used interchangeably with coexistence and *convivencia* are co-occurrence and cohabitation. Co-occurrence and cohabitation refer to the necessary ecological condition for any HWI to happen: the two species coincide in space and time, regardless of the outcome from their interaction (Waldron et al., 2013). In all HWIs depicted in the four quadrants of the framework humans and wildlife co-occur or cohabitate (the later term arguably connoting greater proximity between the parties).

Furthermore, the graphic representation makes a clear distinction between the conservation and social dimensions of a HWI problem (left and lower halves of the figure, respectively), encouraging decision-makers and managers to explicitly address each of them. When an endangered species does not cause

any significant perceived impact on people, i.e., the interaction does not have an important social dimension, the situation and desired change can be properly expressed unidimensionally along the wildlife situation axis: it is about conservation only. But whenever HWIs have social implications, either negative or positive, situation assessment, and therefore planning, will benefit from such a framework that integrates the ecological and social dimensions.

In the workshop, participants were asked the following questions (Q1–Q6), whose answers (A1–A6) served to populate the framework: Q1. *What changes are intended to be caused?* A1. To improve the situation of both sides of the human-jaguar relationships; Q2. *What parameters are used to describe this change?* A2. Jaguar population size and local attitude toward jaguar conservation (other parameters were used but for the sake of illustration, we focus on attitude in this paper); Q3. *What are the target social groups?* A3. Family farmers; Q4. *What is the magnitude of the change?* A4. From the current 28 to 50 jaguars, and from 75 to 95% of the farmers favorable (as opposed to unfavorable) to jaguar conservation; Q5. *Where is the change expected to happen?* A5. In the 14 municipalities adjacent to Iguazu National Park, home to approximately 500,000 people; and Q6. *When is the change expected to happen?* A6. Within 5 years.

These questions were not resolved sequentially but iteratively. The answer to one question can affect the answer to other questions. For example, the lack of a proper baseline (Q4) may result in the need to revisit the proposed parameters (Q2), and the magnitude of the desired change (Q4) may determine the expected timeframe (Q6). A cornerstone of planning for human-wildlife coexistence is that a project must be able to demonstrate

its success, hence the importance of selecting the right (i.e., relevant and viable) parameters, indicators, and timeframe. The exercise is useful for getting all participants on the same page regarding the issue they are addressing and the changes they want to cause. The resulting graphic display describes in a nutshell the *what, who, how much, where, and when* of their particular project. The next question to be addressed is, then, *how* to cause the desired change.

HOW TO GET THERE—AND SHOW THAT YOU DID IT: SYSTEMS THINKING AND THEORY OF CHANGE

A key assumption in the proposed change-focused approach is that HWIs are embedded in a system (i.e., “a group of interacting or interrelated elements that act according to a set of rules to form a unified whole”, Merriam-Webster, 2019). Actually, HWI issues typically involve interacting ecological, economic, and sociopolitical elements, with complex and adaptive dynamic relationships driven by the thoughts, feelings, and power of the associated actors (Bunnefeld et al., 2017). Therefore, systems thinking, defined as “a set of synergistic analytic skills used to improve the capability of identifying and understanding systems, predicting their behaviors, and devising modifications to them in order to produce desired effects” (Arnold and Wade, 2015), can be useful for examining HWIs. Systems approaches emphasize the need to understand dynamic interrelations between various components (Von Bertalanffy, 1993), shifting the emphasis from isolating the causal effect of a single factor to comprehending the functioning of the system as a whole. Feedback loops and unintended effects, in addition to linear chains of causality, are central to systems thinking. In application, systems thinking has been defined as both a skill and an awareness (Sanko et al., 2021).

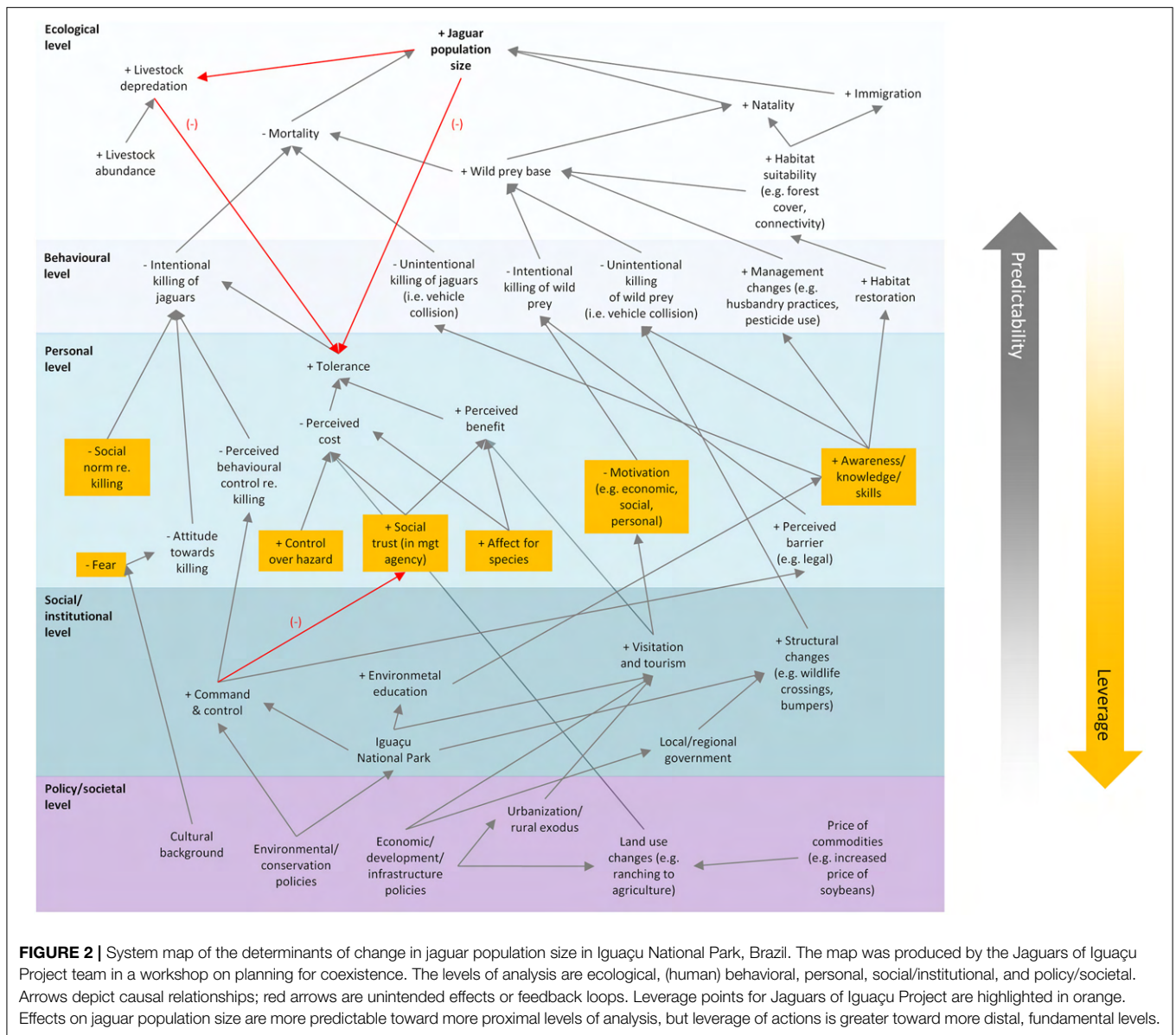
In the workshop, systems thinking is used to develop a system map depicting in terms of “nodes and connections” the factors that determine the change. The emphasis is on whether the boundaries and interrelationships of the proposed system accurately reflect the story the group is trying to depict. System maps are shorthand descriptions of what we perceive as current reality. If they reflect that perspective, they are “right enough.” Proper facilitation techniques are used to help participants analyze the map and draw conclusions on potential leverage points i.e., where interventions could bring about the desired changes in a more cost-effective way (Meadows, 1999; Abson et al., 2017). If all the causes cannot be overcome by the project, it is important to prioritize the pathways to intervene. The participants then select one or more solution pathways to form their strategy, based on explicit criteria such as project’s objectives and priorities, preferences of key stakeholders, cost-effectiveness and technical feasibility.

Once the system is understood and the leverage points for each selected causal pathway are identified, the next step in the workshop process is to describe in detail how the change is expected to happen. In other words, it is time to create a Theory of Change (ToC). A ToC is a decision support tool that illustrates the causal links and sequences of events needed

for an activity or intervention to lead to a desired outcome or impact (Center for Theory of Change, 2013). It is both a process and a product (Vogel, 2012). Fundamentally, the participants describe the causal pathways in terms of inputs, activities, outputs (products), short- to long-term outcomes (effects) and desired final impact, choose indicators for each product and effect and, in doing so, generate a framework for monitoring and evaluating results. Intermediate outcomes must be clearly articulated within the ToC. This is perhaps the most important part of the process: too often project teams jump from their activities to their final goals without thinking through the changes that need to happen in between. Indeed, the process of creating a ToC enables a better understanding of the underlying assumptions and questioning of the assumptions that are often side-lined, in the specific context where activities and interventions take place (e.g., electric fences cause less livestock depredation, which causes higher tolerance, which causes less persecution). This can help to identify knowledge gaps and guide research, as an additional benefit from producing a ToC.

A major advantage of this approach—systems thinking followed by ToC—is that the context analysis and decision-making are integrated. Traditional ToC diagrams usually depict only the actions that a particular organization or program plans to implement, together with the related changes they anticipate through the implementation of those actions. Organizations imply that positive change (e.g., increased wildlife population) results directly and solely from their actions, rather than from a range of interrelated contextual factors, of which their program is part. Starting with a system map and integrating a ToC can be an effective way to address this issue.

As a conservation-oriented project, Jaguars of Iguazu ultimately aims at increasing jaguar population size up to a viable and sustainable level, while improving the actual and perceived impact of jaguars and of the INP on local communities. In order to encourage the workshop participants to consider from local to distant causes, the systems approach to examine the factors that determine change in jaguar population size was structured in different levels of analysis: ecological, (human) behavioral, personal, social/institutional, and societal (Figure 2). System mapping started with the ecological factors that directly determine jaguar population size: mortality, natality, immigration and emigration. These in turn are affected by changes in habitat quality and prey base besides human behavior: intentional and unintentional killing of jaguars, intentional and unintentional killing of prey, changes in land use and habitat management. Participants were then briefed on some of the main conceptual frameworks that have been used to explain and predict human behavior such as the Theory of Planned Behavior (Fishbein and Ajzen, 2010) and Hazard Acceptance Model (Bruskotter and Wilson, 2014). The explanatory variables include attitudes, perceived social norms, and perceived behavioral control regarding jaguar killing; tolerance to jaguars, which in turn is determined by perceived costs and benefits, affect toward the species, and trust in the management agency; motivations vs. perceived barriers; and level of awareness, knowledge and skills. Factors at the social and institutional level include the level of engagement, the magnitude of economic incentives, technical



assistance in agriculture, and of command and control, and the role of protected areas, all determined by institutional capacity and financial resources. At the societal level, urbanization, changes in land use, the growth of tourism, and the national action plan for the conservation of large felids were added to the map.

Throughout the analysis, systems thinking allows participants to see previously hidden linkages, including unanticipated side effects—e.g. the negative impact of protection on people’s trust in the park authority—and feedback loops, like the negative effect of more jaguars on people’s tolerance to jaguars. In the HWI literature, the factors that more proximally and directly determine the situation, at the upper levels of analysis in **Figure 2**, have received more attention. However, the large-scale and sustained condition implied by coexistence—as opposed to a

temporary truce—requires a more in depth understanding of the system, which is achieved by addressing the factors at the social, institutional and societal levels of analysis (Massarella et al., 2021). Besides, while it is generally easier to detect the effects of actions implemented at the ecological, behavioral and personal factors, the more fundamental the level of intervention, the higher the leverage.

For the development of a ToC for Jaguars of Iguacu Project, specific pathways were selected, taking into account the desired impact of the project, the activities already underway, the databases available, and the feasibility of collecting additional data to serve as indicators of intermediate outcomes. For each pathway, a detailed results chain was articulated connecting activity to outputs to outcomes to impact. This information was organized in a logical framework, informing also the respective

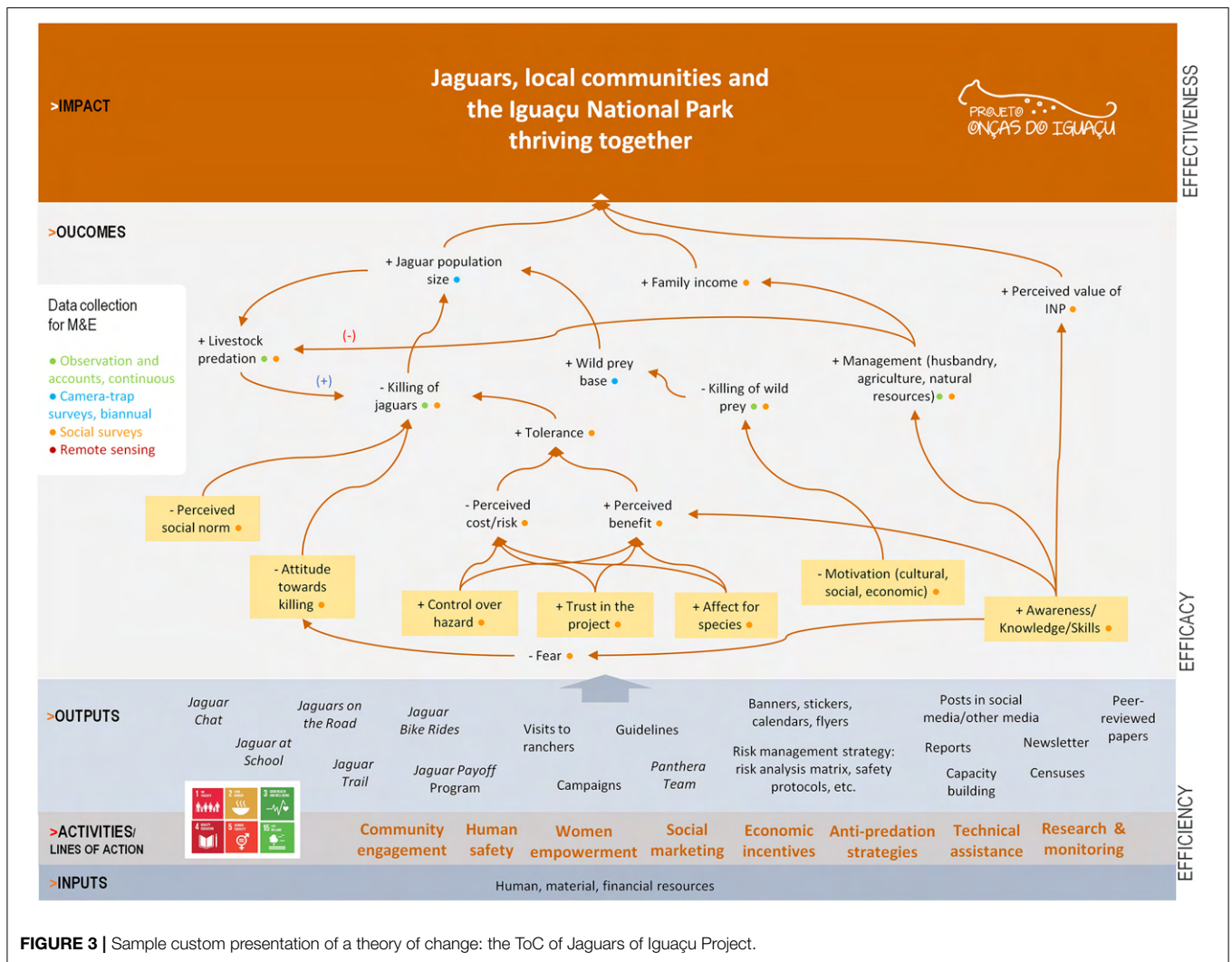


FIGURE 3 | Sample custom presentation of a theory of change: the ToC of Jaguars of Iguazu Project.

indicators, means of verification, and assumptions behind each causal link. Next, the project team informed baseline values and agreed upon target values for each outcome, the timeframe to achieve the target values, and the estimated budget to do it. Altogether, this dataset is a framework for evaluating the effectiveness of the project (i.e., extent to which the desired impact is caused), the efficacy of the actions (i.e., extent to which planned short- and long-term outcomes are achieved), and the efficiency of the project and each action (i.e., the ratio of outputs to inputs in terms of time, energy, and money). Custom decorations were used to make the project's ToC look attractive (Figure 3). While this sounds superficial, it can be useful to make those all-important presentations to donors, board members and key stakeholders.

In addition to the product summarized in a logic model or results chain, the ToC is a process that gives organization and program teams the opportunity to think, discuss, learn from each other, collaborate, and develop a sense of ownership of the process. It strengthens projects through more considered decision-making and stronger teams as people are brought

together. It also enables projects to identify knowledge or capacity gaps as they appear and facilitates projects to evolve and become refined over time through adaptive management.

Future Directions: Advancing a Transdisciplinary Model for Planning

The planning and managerial perspective in which human-wildlife interactions is discussed above has an explicit emphasis on change. More specifically, it is about changing HWI toward the benefit of both wildlife and people. Accordingly, delivering change should be the primary focus of research for human-wildlife coexistence. The evidence on which decision-making is based must come not only from research on wildlife and on people, but preferably also from research on how the system changes in response to management actions. Such changes obligatorily affect people, and the associated costs and benefits are not always distributed equally among interest groups or over time (e.g., for some groups the long-term benefit may imply short-term costs). Therefore, creating the conditions for these groups to participate in decision-making is a moral imperative and

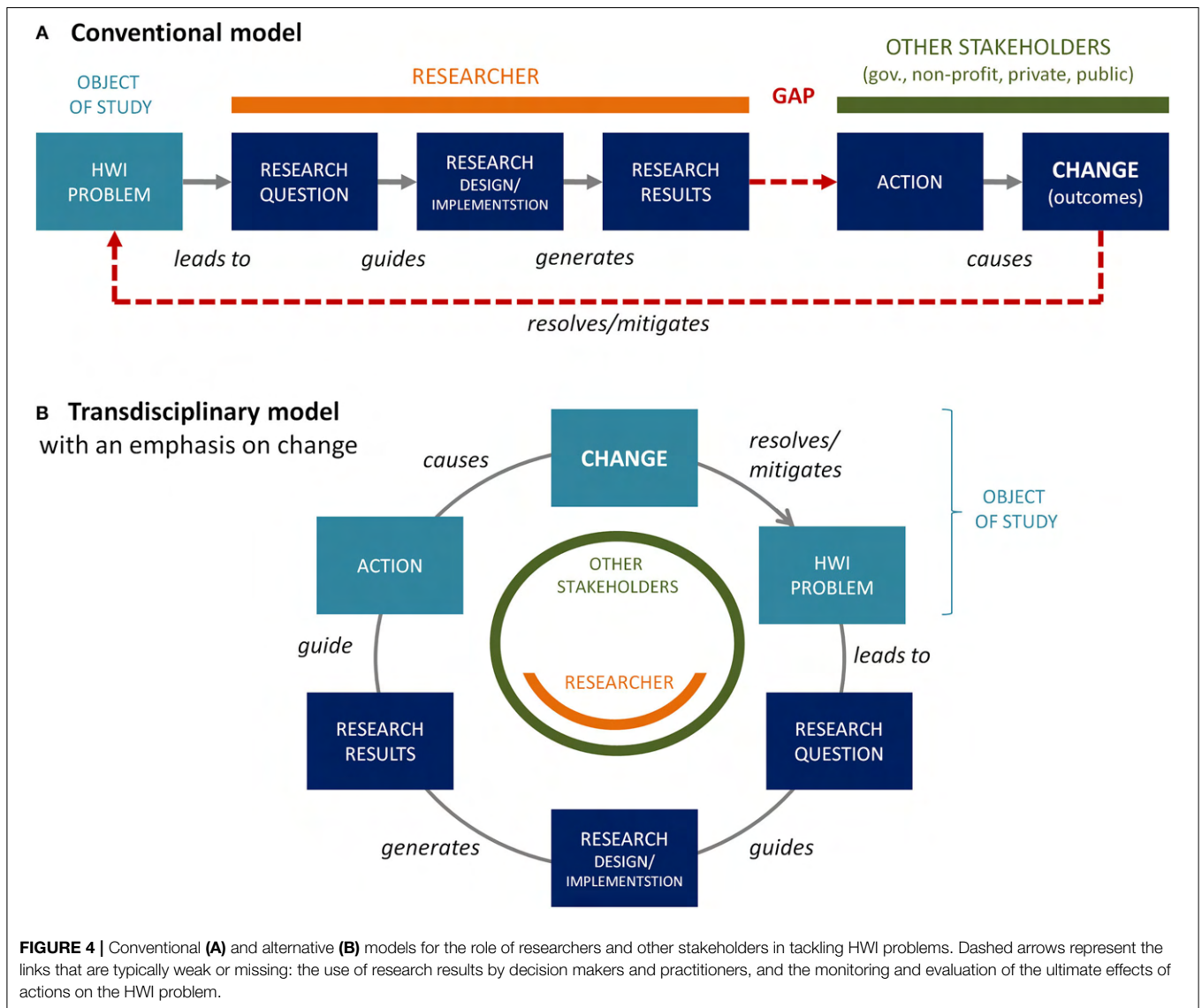


FIGURE 4 | Conventional (A) and alternative (B) models for the role of researchers and other stakeholders in tackling HWI problems. Dashed arrows represent the links that are typically weak or missing: the use of research results by decision makers and practitioners, and the monitoring and evaluation of the ultimate effects of actions on the HWI problem.

also more promising, complementing top-down approaches that might, on their own, result in lack of buy-in and implementation (Treves et al., 2009; Dietsch et al., 2021; Salvatori et al., 2021; Vucetich et al., 2021b).

The proposed process of planning for human-wildlife coexistence favors an alternative to the conventional model of research-implementation in HWI in which a gap can too often separate academia from decision-makers and other stakeholders (Figure 4A). Actually, the science-policy gap is not just a concern in conservation practice, but an urgent challenge to be addressed in many fields (e.g., climate change). Most academic research in HWI has focused on describing and explaining HWC-related problems. Levels of livestock loss to predators and of retaliatory killing, and the factors determining these phenomena, are examples of objects of such research (e.g., Bruskotter et al., 2017; Chaka et al., 2021, respectively). Research objects are chosen according to academic

and scientific criteria, including the adequacy and feasibility of the research within the norms and timeframes imposed by graduate programs and funding bodies. Researchers' personal interests and preferences, and scholarly originality, also play a role in the selection of research topics. In this model, the contribution of academia can end with the publication of research results in scientific journals, typically in academic language and in English, regardless of the language spoken by the stakeholders–decision-makers, managers, and residents–of the study site/system. These actors, in turn, have made limited use, if any, of the results of scientific research, whether because of difficulties in understanding them, limitations in accessing them, or being overwhelmed with information and studies, some of which contradict each other (Wesselink and Hoppe, 2020). Without a robust evidence base, teams in charge of projects and programs measure the success of their activities based on outputs and short-term outcomes, at best, but the connection between

their results and the impact on the HWI problem at hand is often not demonstrated.

Planning for coexistence will benefit from a process that differs from the conventional model in three major points (**Figure 4B**): (i) research objectives go beyond describing and explaining the problem to address also how the problem is resolved or mitigated by management actions and their outcomes, (ii) decision-makers, managers and residents participate in all stages of the process: research questions, for example, are not chosen only for their academic and scientific merit, but mainly for their relevance to these stakeholders, i.e., the contribution of academia is directly guided by concrete demands of specific stakeholders; and (iii) the process is explicitly cyclical and iterative, and the emphasis is not on a definitive solution—which in fact rarely exists—but on adaptation and resilience.

This transdisciplinary model with a focus on adaptive change constitutes an approach for creating the knowledge, skills, and collaborations necessary among researchers, practitioners and stakeholders for furthering human-wildlife coexistence. The transdisciplinary approach, by definition, integrates fields beyond academia with academic research, and engages stakeholders in knowledge co-production, through processes of collective inquiry and reflection with relevant stakeholders (Lang et al., 2012) that foster ownership and full participation. Transdisciplinarity has indeed been increasingly mentioned as a promising way of producing knowledge and decision-making in the context of the world's most pressing issues (Macdonald, 2019; Rigolot, 2020). Nonetheless, despite the growing interest in transdisciplinary approaches among sustainability scientists and practitioners (Sharpe et al., 2016; Rocha et al., 2020), their use in the field of HWI is still in its infancy (Hartel et al., 2019; Jiren et al., 2021).

The planning for coexistence workshop with Jaguars of Iguazu Project integrated academia (University of São Paulo) with the government (Iguazu National Park) and non-profit (the project itself) sectors as the starting point of a continued and adaptive process. Local stakeholders' needs have guided scientific research, and research results have subsidized the design and implementation of interventions. The mapping of the stakeholders of jaguar conservation, both in the Iguazu region specifically and in the Atlantic Forest as a whole, was done in a separate workshop, as part of a partner project of the Jaguars of Iguazu project. Stakeholder analyses were used to identify the stakeholders and group them according to their levels of participation, interest, and influence in the project, and to determine how best to involve and communicate each of these stakeholder groups throughout (Sandroni et al., submitted). Local stakeholders, however, have not participated in-person in the planning workshop. Their needs and aspirations have been assessed through surveys and taken into account in the process. A challenge ahead facing planning for coexistence will be to implement and refine mechanisms for greater stakeholder participation (Vucetich et al., 2021b)—local farmers and ranchers, in the case of jaguar conservation—ensuring that the transdisciplinary model proposed here is fully implemented.

CONCLUSIONS

The process outlined here provides a generally usable template for how to conduct evidence-based, structured, and participatory planning for human-wildlife coexistence. We hope it can help to overcome a major stumbling block in the transformation of problematic HWI into coexistence i.e., the vagueness of goal and pathway. While we are still far from generating a predictive theory of coexistence, current efforts to improve HWI can benefit from more systematic and inclusive ways of making decisions. Naturally, as research findings reveal the high degree of complexity and local specificity of human-wildlife and human-human interactions (Zimmermann et al., 2021), the specific methodological steps of the proposed approach need to be adjusted according to the study area, stakeholders involved, and resources available. Ready-made and one-size-fits-all solutions for HWI problems are scarce, hence the potential benefit of our planning approach.

The process of planning for coexistence as proposed here can complement current approaches such as threats analyses and action plans which, as the names suggest, place relatively more emphasis on threats and actions than on results i.e., change. In addition, it can expand the reach of workshop processes, analytical tools, and monitoring and evaluation frameworks currently in use (e.g., Open Standards, the tools of the IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group) and especially the scope of HWI management and policies, traditionally concentrated on negative interactions involving threatened species.

Given the growing importance of coexistence and the associated more holistic, fairer ways of addressing HWIs, the approach outlined here has great potential for tackling current and future pressing HWI issues. The realization of this potential, however, will depend on a greater support from funding bodies for long-term, interdisciplinary, collaborative research focusing on change and on ways to monitor and evaluate results. It is important to make training in decision-making and solutions-oriented, actionable science more accessible in academic and informal learning environments. Also, mechanisms for data sharing and collaboration involving researchers, government agencies, non-profit organizations, and the private sector will need to be improved.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The raw data supporting the conclusions of this article will be made available by the authors, without undue reservation.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

SM wrote the first draft. KE, AZ, and DM contributed to the conception of the study and contributed revisions. VF and YB contributed revisions and together with AK and TR collected data in the planning workshop.

All authors contributed to the article and approved the submitted version.

FUNDING

SM was supported by the North of England Zoological Society (Chester Zoo), and WWF Brazil, National Geographic Society, ZooParc Beauval/Beauval Nature and Fundo Iguacu were the main sponsors of the Jaguars of Iguacu Project during the development of this research. KF was funded by a research grant (308632/2018-4) from the Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). This

publication was made possible by the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES).

ACKNOWLEDGMENTS

We are very grateful to all the institutions and projects that significantly contributed to the development and publication of this work: Jaguars of Iguacu Project, Yaguarete Project, Iguacu National Park, ESALQ-University of São Paulo, WildCRU-University of Oxford, North of England Zoological Society (Chester Zoo), and the Graduate Program in Applied Ecology of ESALQ/CENA, University of São Paulo.

REFERENCES

- Abson, D. J., Fischer, J., Leventon, J., Newig, J., Schomerus, T., Vilsmaier, U., et al. (2017). Leverage points for sustainability transformation. *Ambio*. 46, 30–39. doi: 10.1007/s13280-016-0800-y
- Aguirre, A. A. (2017). Changing patterns of emerging zoonotic diseases in wildlife, domestic animals, and humans linked to biodiversity loss and globalization. *ILAR Journal*. 58, 315–318. doi: 10.1093/ilar/ilx035
- Arnold, R. D., and Wade, J. P. (2015). A definition of systems thinking: A systems approach. *Procedia Computer Science*. 44, 669–678. doi: 10.1016/j.procs.2015.03.050
- Broad, S., Mulliken, T., and Roe, D. (2014). The nature and extent of legal and illegal trade in wildlife. In: *The trade in wildlife*. Routledge. p. 25–44
- Bruskotter, J. T., Vucetich, J. A., Manfredo, M. J., Karns, G. R., Wolf, C., Ard, K., et al. (2017). Modernization, risk, and conservation of the world's largest carnivores. *BioScience* 67, 646–655. doi: 10.1093/biosci/bix049
- Bruskotter, J. T., and Wilson, R. S. (2014). Determining where the wild things will be: using psychological theory to find tolerance for large carnivores. *Conservation Letters*. 7, 158–165. doi: 10.1111/conl.12072
- Bunnefeld, N., Nicholson, E., and Milner-Gulland, E. J. (2017). Decision-making in conservation and natural resource management: models for interdisciplinary approaches. Cambridge: Cambridge University Press. doi: 10.1017/9781316135938
- Campos-Silva, J. V., Peres, C. A., Antunes, A. P., Valsecchi, J., and Pezzuti, J. (2017). Community-based population recovery of overexploited Amazonian wildlife. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 15, 266–270. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.004
- Carpio, A. J., Apollonio, M., and Acevedo, P. (2021). Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. *Mammal Review*. 51, 95–108. doi: 10.1111/mam.12221
- Carter, N. H., Bruskotter, J. T., Vucetich, J. A., Crabtree, R. L., Jaicks, H. F., Karns, G. R., et al. (2019). "Towards Human-Wildlife coexistence through the integration of human and natural systems the case of grey wolves in the rocky mountains, USA," in *Human-Wildlife Interactions: Turning Conflict Into Coexistence*, eds B. Frank, J. A. Glikman, and S. Marchini (Cambridge: Cambridge University Press), 384. doi: 10.1017/9781108235730.021
- Carter, N. H., and Linnell, J. D. (2016). Co-adaptation is key to coexisting with large carnivores. *Trends in Ecology and Evolution*. 31, 575–578. doi: 10.1016/j.tree.2016.05.006
- Center for Theory of Change (2013). What is a theory of change? Center for Theory of Change. Available online at: <http://www.theoryofchange.org/what-is-theory-of-change/> (accessed December 2015).
- Chaka, S. N., Kissui, B. M., Gray, S., and Montgomery, R. A. (2021). Predicting the fine-scale factors that correlate with multiple carnivore depredation of livestock in their enclosures. *African J. Ecology*. 59, 74–87. doi: 10.1111/aje.12789
- Das, C. S., and Jana, R. (2018). Human–crocodile conflict in the Indian Sundarban: an analysis of spatio-temporal incidences in relation to people's livelihood. *Oryx*. 52, 661–668. doi: 10.1017/S0030605316001502
- Dietsch, A. M., Wald, D. M., Stern, M. J., and Tully, B. (2021). An understanding of trust, identity, and power can enhance equitable and resilient conservation partnerships and processes. *Conservation Science and Practice*. e421. doi: 10.1111/csp2.421
- Ferraz, K. M. P. M. B., Morato, R. G., Bovo, A. A. A., da Costa, C. O. R., Ribeiro, Y. G. G., de Paula, R. C., et al. (2020). Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. *Conservation Science and Practice*. e330. doi: 10.1111/csp2.330
- Fischer, J., Abson, D. J., Bergsten, A., Collier, N. F., Dorresteijn, I., Hanspach, J., et al. (2017). Reframing the food–biodiversity challenge. *Trends in Ecology and Evolution*. 32, 335–345. doi: 10.1016/j.tree.2017.02.009
- Fishbein, M., and Ajzen, I. (2010). *Predicting Changing Behavior and Predicting Behavior*. doi: 10.4324/9780203838020
- Frank, B. (2016). Human–wildlife conflicts and the need to include tolerance and coexistence: An introductory comment. *Society and Natural Resources*. 29, 738–743. doi: 10.1080/08941920.2015.1103388
- Frank, B., Glikman, J. A., and Marchini, S. (2019). *Human–wildlife interactions: turning conflict into coexistence*. Cambridge: Cambridge University Press. doi: 10.1017/9781108235730
- Gamalo, L. E., Baril, J., Dimalibot, J., Asis, A., Anas, B., Puna, N., et al. (2019). Nuisance behaviors of macaques in Puerto Princesa Subterranean River National Park, Palawan, Philippines. *Journal of Threatened Taxa*. 11, 13287–13294. doi: 10.11609/jott.4702.11.3.13287-13294
- Glikman, J. A., Frank, B., Ruppert, K. A., Knox, J., Sponarski, C. C., Metcalf, E. C., et al. (2021). Coexisting with different human-wildlife coexistence perspectives. *Front. Conserv. Sci.* 2:703174. doi: 10.3389/fcsc.2021.703174
- Gomez, L., Shepherd, C. R., and Khoo, M. S. (2020). Illegal trade of sun bear parts in the Malaysian states of Sabah and Sarawak. *Endangered Species Res.* 41, 279–287. doi: 10.3354/esr01028
- Hartel, T., Fagerholm, N., Torralba, M., Balázi, Á., and Plieninger, T. (2018). Social-ecological system archetypes for European rangelands. *Rangel Ecol Manag.* 71, 536–544. doi: 10.1016/j.rama.2018.03.006
- Hartel, T., Scheele, B. C., Vanak, A. T., Rozyłowicz, L., Linnell, J. D., and Ritchie, E. G. (2019). Mainstreaming human and large carnivore coexistence through institutional collaboration. *Conserv. Biol.* 33, 1256–1265. doi: 10.1111/cobi.13334
- IUCN (2017). Guidelines for Species Conservation Planning. IUCN Species Survival Commission (SSC) Species Conservation Planning Sub-Committee. (2017). Gland, Switzerland: IUCN. p. xiv + 114.
- IUCN. (2020). IUCN SSC Position Statement on the Management of Human-Wildlife Conflict. IUCN Species Survival Commission (SSC) Human-Wildlife Conflict Task Force. Available online at: <http://www.iucn.org/theme/species/publications/policies-and-position-statements>
- Jiren, T. S., Riechers, M., Kansky, R., and Fischer, J. (2021). Participatory scenario planning to facilitate human-wildlife coexistence. *Conserv. Biol.* 1–9. doi: 10.1111/cobi.13725. [Epub ahead of print].
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., and Campbell, B. M. (2008). Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research–implementation gap. *Conserv. Biol.* 22, 610–617. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x
- Koenig, H. J., Kiffner, C., Kramer-Schadt, S., Fürst, C., Keuling, O., and Ford, A. T. (2020). Human–wildlife coexistence in a changing world. *Conserv. Biol.* 34, 786–794. doi: 10.1111/cobi.13513
- LaDue, C. A., Eranda, I., Jayasinghe C., and Vandercone, R. P. G. (2021). Mortality patterns of Asian elephants in a region of human–elephant

- conflict. *J Wildlife Management*. 85, 794–802. doi: 10.1002/jwmg.22012
- Lang, D. J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., et al. (2012). Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. *Sustainability Sci.* 7, 25–43. doi: 10.1007/s11625-011-0149-x
- Macdonald, C., Gallagher, A. J., Barnett, A., Brunnschweiler, J., Shiffman, D. S., and Hammerschlag, N. (2017). Conservation potential of apex predator tourism. *Biol. Conservat.* 215, 132–141. doi: 10.1016/j.biocon.2017.07.013
- Macdonald, D. W. (2019). Mammal conservation: Old problems, new perspectives, transdisciplinarity, and the coming of age of conservation geopolitics. *Annual Review of Environment and Resources*. 44, 61–88. doi: 10.1146/annurev-environ-101718-033039
- Marchini, S., Ferraz, K. M. P. M.B., Zimmermann, A., Guimarães-Luiz, T., Morato, R., Correa, P. L. P., et al. (2019). Planning for coexistence in a complex human-dominated world. In: B Frank, JA Glikman, S Marchini, editors. *Human-wildlife interactions: turning conflict into coexistence*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press. p. 414–438. doi: 10.1017/9781108235730.022
- Massarella, K., Nygren, A., Fletcher, R., Büscher, B., Kiwango, W. A., Komi, S., et al. (2021). Transformation beyond conservation: how critical social science can contribute to a radical new agenda in biodiversity conservation. *Curr. Opin. Environ.* 49, 79–87. doi: 10.1016/j.cosust.2021.03.005
- Meadows, D. (1999) *Leverage points: Places to intervene in a system*. Hartland: The Sustainability Institute.
- Merriam-Webster (2019). MA, USA: Springfield. Retrieved 2019-01-16.
- Mintzberg, H., and Quinn, J. B. (1996). *The Strategy Process: Concepts, Contexts, Cases*. London: Prentice Hall.
- Morato, R. G., de Mello Beisiegel, B., Ramalho, E. E., de Campos, C. B., and Boulhosa, R. L. P. (2013). Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira-Brasil*. 122–32.
- Namusisi, S., Mahero, M., Travis, D., Pelican, K., Robertson, C., and Mugisha, L. (2021). A descriptive study of zoonotic disease risk at the human-wildlife interface in a biodiversity hot spot in South Western Uganda. *PLoS Neglected Tropical Diseases*. 15, e0008633. doi: 10.1371/journal.pntd.0008633
- Nyhus, P. J. (2016). Human-wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*. 41, 143–171. doi: 10.1146/annurev-environ-110615-085634
- Pagany, R. (2020). Wildlife-vehicle collisions-Influencing factors, data collection and research methods. *Biol. Conservat.* 251, 108758. doi: 10.1016/j.biocon.2020.108758
- Pooley, S., Barua, M., Beinart, W., Dickman, A., Holmes, G., Lorimer, J., et al. (2017). An interdisciplinary review of current and future approaches to improving human-predator relations. *Conservat. Biol.* 31, 513–523. doi: 10.1111/cobi.12859
- Pooley, S., Bhatia, S., and Vasava, A. (2021). Rethinking the study of human-wildlife coexistence. *Conservat. Biol.* 35, 784–793. doi: 10.1111/cobi.13653
- Rigolot, C. (2020). Transdisciplinarity as a discipline and a way of being: complementarities and creative tensions. *Humanit. Soc. Sci. Commun.* 7, 100. doi: 10.1057/s41599-020-00598-5
- Rocha, P. L. B., Pardini, R., Viana, B. F., and El-Hani, C. N. (2020). Fostering inter-and transdisciplinarity in discipline-oriented universities to improve sustainability science and practice. *Sustain. Sci.* 15, 717–728. doi: 10.1007/s11625-019-00761-1
- Salvatori, V., Balian, E., Blanco, J. C., Carbonell, X., Ciucci, P., Demeter, L., et al. C. (2021). Are large carnivores the real issue? solutions for improving conflict management through stakeholder participation. *Sustainability*. 13, 4482. doi: 10.3390/su13084482
- Sandroni, L., Ferraz, K. M. P. M. B., Marchini, S., Percequillo, A. R., Coates, R., Paolino, R., et al. Stakeholder mapping as a transdisciplinary exercise for jaguar conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Letters*.
- Sanko, J. S., Gattamorta, K., Young, J., Durham, C. F., Sherwood, G., and Dolansky, M. (2021). A multisite study demonstrates positive impacts to systems thinking using a table-top simulation experience. *Nurse Educator*. 46, 29–33. doi: 10.1097/NNE.0000000000000817
- Schwartz, M. W., Cook, C. N., Pressey, R. L., Pullin, A. S., Runge, M. C., Salafsky, N., et al. (2018). Decision support frameworks and tools for conservation. *Conservation Letters* 11, e12385. doi: 10.1111/conl.12385
- Sekar, N., and Shiller, D. (2020). Engage with animal welfare in conservation. *Science*. 369, 629–630. doi: 10.1126/science.aba7271
- Sharpe, B., Hodgson, A., Leicester, G., Lyon, A., and Fazey, I. (2016). Three horizons: a pathways practice for transformation. *Ecol. Society*. 21. doi: 10.5751/ES-08388-210247
- Shepherd, C. R., Connelly, E., Hywood, L., and Cassey, P. (2017). Taking a stand against illegal wildlife trade: the Zimbabwean approach to pangolin conservation. *Oryx*. 51, 280–285. doi: 10.1017/S0030605316000119
- Simpfendorfer, C. A., Heupel, M. R., and Kendal, D. (2021). Complex human-shark conflicts confound conservation action. *Front. Conservat. Sci.* 2. doi: 10.3389/fcosc.2021.692767
- Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Petrovan, S. O., and Smith, R. K. (2021). What works in conservation 2021. Cambridge, UK: Open Book Publisher. Available online at: <https://doi.org/10.11647/OBP.0267>
- Toomey, A. H., Knight, A. T., and Barlow, J. (2017). Navigating the space between research and implementation in conservation. *Conservat. Letters*. 10, 619–625. doi: 10.1111/conl.12315
- Treves, A., Wallace, R. B., and White, S. (2009). Participatory planning of interventions to mitigate human-wildlife conflicts. *Conservat. Biol.* 23, 1577–1587. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01242.x
- Van Eeden, L. M., Crowther, M. S., Dickman, C. R., Macdonald, D. W., Ripple, W. J., Ritchie, E. G., et al. (2018b). Managing conflict between large carnivores and livestock. *Conservation Biology* 32, 26–34. doi: 10.1111/cobi.12959
- Van Eeden, L. M., Eklund, A., Miller, J. R., López-Bao, J. V., Chapron, G., Cejtin, M. R., et al. (2018a). Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection. *PLoS Biology*. 16, e2005577. doi: 10.1371/journal.pbio.2005577
- Vogel, I. (2012). *Review of the use of “Theory of Change” in International Development*. UK Department of International Development. London: DFID.
- Von Bertalanffy, L. (1993). *General system theory: Foundations, development, applications* (No. BOOK). Georges Braziller, Inc.
- Vucetich, J. A., Bruskotter, J. T., and Macdonald, D. W. (2021b). Can deliberative democracy favor a flourishing relationship between humans and carnivores? *Front. Conservat. Sci.*
- Vucetich, J. A., Burnham, D., Macdonald, E. A., Bruskotter, J. T., Marchini, S., Zimmermann, A., et al. (2018). Just conservation: What is it and should we pursue it? *Biol. Conservat.* 221, 23–33. doi: 10.1016/j.biocon.2018.02.022
- Vucetich, J. A., Macdonald, E. A., Burnham, D., Bruskotter, J. T., Johnson, D. D., and Macdonald, D. W. (2021a). Finding purpose in the conservation of biodiversity by the commingling of science and ethics. *Animals*. 11, 837. doi: 10.3390/ani11030837
- Waldron, J. L., Welch, S. M., Holloway, J., and Mousseau, T. A. (2013). Using occupancy models to examine human-wildlife interactions. *Human Dimensions of Wildlife*. 18, 138–151. doi: 10.1080/10871209.2012.719173
- Wesseling, A., and Hoppe, R. (2020). *Boundary Organizations: Intermediaries in Science-Policy Interactions*. In: *Oxford Research Encyclopedia of Politics*. doi: 10.1093/acrefore/9780190228637.013.1412
- Zimmermann, A., Johnson, P., de Barros, A. E., Inskip, C., Amit, R., Soto, E. C., et al. (2021). Every case is different: Cautionary insights about generalisations in human-wildlife conflict from a range-wide study of people and jaguars. *Biol. Conservat.* 260, 109185. doi: 10.1016/j.biocon.2021.109185

Conflict of Interest: The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

Publisher’s Note: All claims expressed in this article are solely those of the authors and do not necessarily represent those of their affiliated organizations, or those of the publisher, the editors and the reviewers. Any product that may be evaluated in this article, or claim that may be made by its manufacturer, is not guaranteed or endorsed by the publisher.

Copyright © 2021 Marchini, Ferraz, Foster, Reginato, Kotz, Barros, Zimmermann and Macdonald. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC BY). The use, distribution or reproduction in other forums is permitted, provided the original author(s) and the copyright owner(s) are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply with these terms.