



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

CRISTIELE BARBOSA VALENTE

**Perspectivas éticas, vieses taxonômicos e  
valor instrumental das espécies: uma  
análise histórica e conceitual em biologia  
da conservação**

Goiânia, GO  
SETEMBRO/2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

## TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

### E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

#### 1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação     Tese     Outro\*: \_\_\_\_\_

\*No caso de mestrado/doutorado profissional, indique o formato do Trabalho de Conclusão de Curso, permitido no documento de área, correspondente ao programa de pós-graduação, orientado pela legislação vigente da CAPES.

Exemplos: Estudo de caso ou Revisão sistemática ou outros formatos.

#### 2. Nome completo do autor

Cristiele Barbosa Valente

#### 3. Título do trabalho

Perspectivas éticas, vieses taxonômicos e valor instrumental das espécies: uma análise histórica e conceitual em biologia da conservação

4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

a) consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);

b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação.

O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

**Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.**



Documento assinado eletronicamente por **Cristiele Barbosa Valente, Discente**, em 11/12/2024, às 13:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Mario Almeida Neto, Professor do Magistério Superior**, em 11/12/2024, às 16:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **5033767** e o código CRC **B4F5D304**.

Referência: Processo nº 23070.055310/2024-19

SEI nº 5033767

CRISTIELE BARBOSA VALENTE



# **Perspectivas éticas, vieses taxonômicos e valor instrumental das espécies: uma análise histórica e conceitual em biologia da conservação**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Goiás (UFG) como requisito para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Evolução.

Área de Concentração: Ecologia e Evolução  
Linha de Pesquisa: Ética em Biologia da Conservação

Orientador(a): Prof. Dr. Mário Almeida Neto

Goiania, GO  
SETEMBRO/2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Valente, Cristiele Barbosa

Perspectivas éticas, vieses taxonômicos e valor instrumental das espécies [manuscrito] : uma análise histórica e conceitual em biologia da conservação / Cristiele Barbosa Valente. - 2018.  
CXXIII, 123 f.

Orientador: Prof. Dr. Mário Almeida Neto.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, 2018.

Bibliografia.

1. antropocentrismo. 2. biocentrismo. 3. biologia da conservação. 4. ética na conservação. 5. valoração econômica. I. Neto, Mário Almeida, orient. II. Título.

CDU 574



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**ATA DE DEFESA DE TESE**

Ata Nº **71**, da sessão de defesa de tese de **Cristiele Barbosa Valente**, que confere o título de **Doutora em Ecologia e Evolução**, na área de concentração em **Ecologia e Evolução**.

Aos **vinte e sete dias do mês de setembro de 2018 (27/09/2018)**, a partir das **14:00 horas**, no **Auditório do ICB V**, realizou-se a sessão pública de defesa de tese intitulada **“Perspectivas éticas, vieses taxonômicos e valor instrumental das espécies: uma análise histórica e conceitual em biologia da conservação”**. Os trabalhos foram instalados pelo orientador, **Prof. Dr. Mário Almeida Neto (DECOL/ICB/UFG)**, com a participação dos demais membros da banca examinadora: **Profa. Dra. Rafaela Aparecida da Silva (ICB/UFG)**, membro titular externo; **Prof. Dr. Ricardo Dobrovolski (UFBA)**, via **videoconferência**, membro titular externo; **Prof. Dr. Rafael Dias Loyola (DECOL/ICB/UFG)**, membro titular interno; **Prof. Dr. Paulo De Marco Junior (DECOL/ICB/UFG)**, membro titular interno. Durante a arguição, os membros da banca **não fizeram** sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da tese tendo sido a candidata **aprovada** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo **Prof. Dr. Mário Almeida Neto**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos membros da banca examinadora, aos **vinte e sete dias do mês de setembro de 2018 (27/09/2018)**.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Paulo De Marco Junior, Professor do Magistério Superior**, em 03/11/2024, às 12:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Dias Loyola, Professor do Magistério Superior**, em 10/11/2024, às 09:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Mario Almeida Neto, Professor do Magistério Superior**, em 12/11/2024, às 18:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rafaela Aparecida da Silva, Usuário Externo**, em 21/11/2024, às 15:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Dobrovolski, Usuário Externo**, em 10/12/2024, às 17:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **4926022** e o código CRC **0B5D27CF**.

---

**Referência:** Processo nº 23070.055310/2024-19 SEI nº 4926022

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço aos colegas do laboratório e de doutorado pelas contribuições no trabalho e amizade; ao meu orientador Mário pela parceria que vem desde o mestrado.

Agradeço aos discentes e docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFG.

Agradeço aos membros da banca por aceitarem avaliar a minha tese.

Por fim, agradeço à CAPES pela bolsa de doutorado sem a qual a realização deste trabalho não seria possível.

## SUMÁRIO

RESUMO _____	2
ABSTRACT _____	3
INTRODUÇÃO GERAL _____	4
CAPÍTULO 1 _____	10
Entre o biocentrismo e o antropocentrismo: uma avaliação das perspectivas éticas em Biologia da Conservação	
CAPÍTULO 2 _____	39
Vieses taxonômicos em 45 anos de pesquisa em biologia da conservação: a perspectiva ética depende do que estudamos?	
CAPÍTULO 3 _____	91
Valor ecológico e valor econômico das espécies num contexto de extinção e perda de serviços ecossistêmicos: uma abordagem conceitual	
CONCLUSÕES GERAIS _____	115

## RESUMO

Desde os anos 60, a Biologia da Conservação (*BC*) visa entender causas e prever consequências de perda da biodiversidade e, então, recomendar ações para conservação. A escolha dos táxons estudados e as recomendações para a conservação deles é, em parte, determinado pelos valores éticos e morais dos grupos de pesquisa, o que chamamos de perspectiva ética. De acordo com a perspectiva biocêntrica, espécies devem ser conservadas porque possuem valor intrínseco, derivado do direito à existência, independente do bem-estar humano. Já para a perspectiva antropocêntrica, a conservação deve se basear nos benefícios que as espécies geram para humanos. A partir dos anos 90, consolidou-se a abordagem antropocêntrica dos serviços ecossistêmicos que defende a atribuição de valor para as espécies bem como a priorização da conservação com base nisso. Para definir esses valores, precisamos entender o papel funcional das espécies nas comunidades porque isso determina os serviços. Assim, para entender como os aspectos éticos vêm influenciando recomendações para conservação, necessitamos avaliar de forma integrada a visão ética e a preferência por grupos taxonômicos das pesquisas em *BC* bem como integrar conceitos da economia e ecologia para entender a relação entre a funcionalidade e valor econômico das espécies. Nossos resultados mostram que a perspectiva biocêntrica é predominante na *BC*. Grande parte dos autores não justificam a conservação de forma explícita porque a conservação dos alvos parece inquestionável. Observamos também um crescente viés que favorece estudos com animais em relação às plantas e, dentre os animais, vertebrados em relação aos invertebrados. Esses vieses vêm se ampliando, reforçando assim o investimento em conservação de táxons mais carismáticos. Avaliamos como a extinção local afeta o valor econômico das espécies remanescentes em diferentes cenários de redundância funcional. Através de exemplos demonstramos como o valor econômico das espécies associado a contribuições delas para os serviços ecossistêmicos podem variar em diferentes cenários de extinção e perda de funções ecológicas.

**Palavras-chave:** antropocentrismo; biocentrismo; ética na conservação; biologia da conservação; valoração econômica.

## **ABSTRACT**

Since the 1960s, Conservation Biology (CB) has aimed to understand the causes and predict the consequences of biodiversity loss and then recommend conservation actions. The choice of taxa studied and the recommendation for their conservation is partly determined by the ethical and moral values of the research groups, what we call the ethical perspective. According to the biocentric perspective, species should be conserved because they have intrinsic value, derived from the right to exist, independent of human well-being. For the anthropocentric perspective, conservation should be based on the benefits that species generate for humans. Since the 1990s, the anthropocentric approach to ecosystem services has been consolidated, advocating the attribution of value to species and the prioritization of conservation based on this. To define these values, we need to understand the functional role of species in communities because this determines the services. Therefore, to understand how ethical aspects have been influencing conservation recommendations, we need to evaluate in an integrated way the ethical vision and preference for taxonomic groups in CB research, as well as integrate concepts from economics and ecology to understand the relationship between the functionality and economic value of species. Our results show that the biocentric perspective is predominant in CB. Most authors do not explicitly justify conservation because the conservation of targets seems unquestionable. We also observed a growing bias that favors studies of animals over plants and, among animals, vertebrates over invertebrates. These biases are increasing, thus reinforcing investment in the conservation of more charismatic taxa. We assess how local extinction affects the economic value of remaining species in different scenarios of functional redundancy. Using examples, we demonstrate how the economic value of species associated with their contributions to ecosystem services can vary under different scenarios of extinction and loss of ecological functions.

**Keywords:** anthropocentrism; biocentrism; conservation ethics; conservation biology; economic valuation.

## INTRODUÇÃO GERAL

Para introduzir o escopo geral desta tese é importante definir o que são e como se relacionam duas áreas do conhecimento: a Biologia da Conservação (BC) e a Ética Ambiental. A Biologia da Conservação (BC) pode ser definida como uma ciência multidisciplinar que tem dois amplos objetivos associados: (1) entender as causas e prever as consequências da perda da biodiversidade, e (2) desenvolver um arcabouço científico que sirva como referencial teórico para as ações de conservação da biodiversidade (Meine et al., 2006; Soulé, 1985). Embora o primeiro objetivo seja comum a outras áreas do conhecimento (e.g., ecologia, evolução, economia), no contexto da BC ele estará sempre associado ao segundo. As ações de conservação da biodiversidade implicam, necessariamente, na tomada de decisões sobre alocação de recursos escassos que afetam tanto o bem-estar humano quanto o bem-estar e a sobrevivência das espécies (McShane et al., 2011). Consequentemente, as ações de conservação acabam envolvendo dilemas éticos sobre como deve ser feita a conservação das espécies (Balmford et al., 2002; Hunter et al., 2014; Odenbaugh, 2003; Piccolo et al., 2018; Spash, 2015).

Os fundamentos e dilemas éticos que envolvem a conservação da biodiversidade são temas de interesse da Ética Ambiental (Callicott, 1990; Des Jardins, 1993; Klain et al., 2017; Kopnina et al., 2018b; Minter and Collins, 2005; Piccolo, 2017; Skandrani, 2016), uma área da filosofia consolidada durante os anos 70 que tem como foco o estudo das questões éticas que surgem das relações entre seres humanos e o ambiente natural (Palmer et al., 2014). O estudo dessas questões é determinante também para a BC devido ao aspecto normativo das recomendações envolvendo ações de conservação das espécies e ecossistemas (Minter and Collins, 2005; Noss, 2007; Skandrani, 2016). A prescrição dessas recomendações normativas envolve pressupostos éticos que justifiquem as ações de conservação (Palmer et al., 2014).

Um debate recorrente que envolve essas duas áreas do conhecimento se refere à atribuição de valores intrínsecos e instrumentais para as espécies (Odenbaugh, 2003). De um lado temos uma perspectiva biocêntrica segundo a

qual a conservação se faz necessária devido ao direito à existência das espécies (Palmer et al., 2014). Do outro lado do espectro ético, temos uma perspectiva antropocêntrica em que a conservação da biodiversidade não tem como finalidade última a preservação das espécies, mas sim a garantia do bem-estar humano (Kopnina et al., 2018b). A contraposição entre os dois referenciais éticos vêm sendo uma questão de debate entre pesquisadores da *BC* de diferentes áreas do conhecimento (e.g., ecologia, filosofia, psicologia, economia) desde os anos 50 (Callicott, 1990; Doak et al., 2014; Hampicke, 1994; Hayward, 1997; Hunter et al., 2014; Kopnina et al., 2018a, 2018b; Leopold, 1949; Piccolo et al., 2018; Robinson, 2011; Stokols, 1990). Mais recentemente, o crescimento da economia ambiental e da aplicação da mesma para valoração dos serviços ecossistêmicos trouxe novo fôlego para o debate (Gómez-Baggethun et al., 2010; Haider and Jax, 2007; Klain et al., 2017; MA, 2003; Piccolo, 2017). Dentro desse contexto, o termo “serviço ecossistêmico” tem sido utilizado para expressar os valores instrumentais das espécies e ecossistemas (Aggestam, 2015; Cardinale et al., 2012; Lele et al., 2014). Assim, a conservação justificada com base nos serviços ecossistêmicos enfatiza uma perspectiva utilitarista uma vez que defende a manutenção dos ecossistemas com base nos benefícios que os mesmos proporcionam para as populações humanas (MA, 2003; Silvertown, 2015).

Considerando o interessante debate em relação a atribuição de valores às espécies o qual é contemporâneo à consolidação da *BC* como área de pesquisa e a importância do mesmo para a definição das ações em conservação, no Capítulo 1 fizemos uma análise histórica da evolução das perspectivas éticas predominantes nos estudos científicos na área de conservação da biodiversidade. Vimos que a perspectiva ética sempre foi e permanece dominante na *BC* como principal resultado do Capítulo 1 e isso, nos levou a investigar no Capítulo 2 a relação entre a escolha dos grupos taxonômicos e a perspectiva ética (biocêntrica ou antropocêntrica) adotada nos estudos de *BC* bem como a evolução dos vieses taxonômicos em estudos de conservação desde o final dos anos 60 até os dias atuais.

Isso porque as decisões sobre quais grupos taxonômicos incluir em estudos de Biologia da Conservação (*BC*) dependem de diversos fatores éticos, socioeconômicos e ecológicos interdependentes entre si. Dentre esses fatores podemos destacar disponibilidade de financiamento (Cleary, 2006), proximidade filogenética com a espécie humana (Martín-lópez et al., 2009; Proença et al., 2008), risco de extinção (Martín-lópez et al., 2009), disponibilidade e qualidade de informações taxonômicas, ecológicas e geográficas dos grupos, e pressupostos sobre a importância ecológica ou econômica dos mesmos (Martín-lópez et al., 2009; Wilson et al., 2007). Esses fatores acabam gerando um viés em que organismos mais complexos e filogeneticamente próximos são mais estudados e também reconhecidos como prioritários para a conservação (Fazey et al., 2005a; Griffiths and Dos Santos, 2012; IUCN, 2018; Trimble and van Aarde, 2012; Velasco et al., 2015). Não temos clareza das relações causais nesse processo, mas sabemos que os mesmos fatores que determinam o viés taxonômico em *BC* também determinam a priorização de investimentos dos recursos das ações de conservação dos vertebrados (Bajomi et al., 2010; Czech et al., 1998; Tear et al., 1995). É possível que a pesquisa em *BC* atue como mediadora em um processo que retroalimenta o pressuposto de que esses são os grupos prioritários para a conservação (Martín-lópez et al., 2009). Dessa forma, nos perguntamos no Capítulo 2 como as diferentes perspectivas éticas interagem com os vieses taxonômicos ao longo do tempo na pesquisa em conservação.

Por fim no Capítulo 3, considerando a crescente influência da abordagem de serviços ecossistêmicos na *BC*, demonstramos como o valor econômico das espécies associado a contribuições delas para os serviços ecossistêmicos podem variar em diferentes cenários de extinção e perda de funções ecológicas.

## REFERÊNCIAS

- Aggestam, F., 2015. Framing the ecosystem concept through a longitudinal study of developments in science and policy. *Conserv. Biol.* 29, 1052–1064. doi:10.1111/cobi.12516
- Bajomi, B., Pullin, A.S., Stewart, G.B., Takács-Sánta, A., 2010. Bias and dispersal in the animal reintroduction literature. *Oryx* 44, 358–365. doi:10.1017/S0030605310000281
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K., 2002. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* (80-. ). 297, 950–953. doi:10.1126/science.1073947
- Callicott, J., 1990. Whither conservation ethics? *Conserv. Biol.* 4, 15–20.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Cleary, D., 2006. Who needs to spend money on conservation science anyway? *Conserv. Biol.* 20, 1567–1568. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00583\_2.x
- Czech, B., Krausman, P.R., Borkhataria, R., 1998. Social Construction, Political Power, and the Allocation of Benefits to Endangered Species. *Conserv. Biol.* 12, 1103–1112. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.97253.x
- Des Jardins, J., 1993. *Environmental Ethics: an introduction to environmental philosophy*. Belmont, Wadsworth.
- Doak, D.F., Bakker, V.J., Goldstein, B.E., Hale, B., 2014. What is the future of conservation? *Trends Ecol. Evol.* 29, 77–81. doi:10.1016/j.tree.2013.10.013
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2005a. What do conservation biologists publish? *Biol. Conserv.* 124, 63–73. doi:10.1016/j.biocon.2005.01.013
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007
- Griffiths, R.A., Dos Santos, M., 2012. Trends in conservation biology: Progress or procrastination in a new millennium? *Biol. Conserv.* 153, 153–158. doi:10.1016/j.biocon.2012.05.011
- Haider, S., Jax, K., 2007. The application of environmental ethics in biological conservation: A case study from the southernmost tip of the Americas. *Biodivers. Conserv.* 16, 2559–2573. doi:10.1007/s10531-006-9088-8
- Hampicke, U., 1994. Ethics and Economics of Conservation. *Biol. Conserv.* 67, 219–231. doi:10.1016/0006-3207(94)90613-0
- Hayward, T., 1997. Anthropocentrism: A misunderstood problem. *Environ. Values* 6, 49–63. doi:10.3197/096327197776679185

- Hunter, M.L., Redford, K.H., Lindenmayer, D.B., 2014. The complementary niches of anthropocentric and biocentric conservationists. *Conserv. Biol.* 28, 641–645. doi:10.1111/cobi.12296
- IUCN, 2018. The IUCN Red List of Threatened Species [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org/news/new-red-list-website> (accessed 8.17.18).
- Klain, S.C., Olmsted, P., Chan, K.M.A., Satterfield, T., 2017. Relational values resonate broadly and differently than intrinsic or instrumental values, or the New Ecological Paradigm. *PLoS One* 12, 1–21. doi:10.1371/journal.pone.0183962
- Kopnina, H., Washington, H., Gray, J., Taylor, B., 2018a. “The ‘future of conservation’ debate: Defending ecocentrism and the Nature Needs Half movement.” *Biol. Conserv.* 217, 140–148. doi:10.1016/j.biocon.2017.10.016
- Kopnina, H., Washington, H., Taylor, B., J Piccolo, J., 2018b. Anthropocentrism: More than Just a Misunderstood Problem. *J. Agric. Environ. Ethics* 31, 109–127. doi:10.1007/s10806-018-9711-1
- Lele, S., Springate-baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., Dash, P., 2014. Ecosystem Services: Origins , Contributions , Pitfalls , and Alternatives. *Conserv. Soc.* 11, 343–358. doi:10.4103/0972-4923.125752
- Leopold, A.C., 1949. *A Sand County Almanac, and Sketches Here and There*. Oxford University Press, New York.
- MA, M.E.A., 2003. *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. Island Press.
- Martín-lópez, B., Montes, C., Ramírez, L., Benayas, J., 2009. What drives policy decision-making related to species conservation? *Biol. Conserv.* 142, 1370–1380. doi:10.1016/j.biocon.2009.01.030
- McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Thang, H. Van, Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., Welch-Devine, M., Peter Brosius, J., Coppolillo, P., O’Connor, S., 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biol. Conserv.* 144, 966–972. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.038
- Meine, C., Soulé, M., Noss, R.F., 2006. “A mission-driven discipline”: The growth of conservation biology. *Conserv. Biol.* 20, 631–651. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x
- Minteer, B. A., Collins, J.P., 2005. Ecological ethics: Building a new tool kit for ecologists and biodiversity managers. *Conserv. Biol.* 19, 1803–1812. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00281.x
- Noss, R.F., 2007. Values are a good thing in conservation biology. *Conserv. Biol.* 21, 18–20. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00637.x
- Odenbaugh, J.A.Y., 2003. Values, advocacy and conservation biology. *Environ. Values* 12, 55–69.
- Palmer, C., Mcshane, K., Palmer, C., Mcshane, K., Sandler, R., 2014. Environmental Ethics. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 1, 420–442. doi:10.1146/annurev-environ-121112-094434
- Piccolo, J.J., 2017. Intrinsic values in nature: Objective good or simply half of an

- unhelpful dichotomy? *J. Nat. Conserv.* 37, 8–11. doi:10.1016/j.jnc.2017.02.007
- Piccolo, J.J., Washington, H., Kopnina, H., Taylor, B., 2018. Why conservation scientists should re-embrace their ecocentric roots. *Conserv. Biol.* 32, 959–961. doi:10.1111/cobi.13067
- Proença, V., Pereira, H.M., Vicente, L., 2008. Organismal complexity is an indicator of species existence value - Reply. *Front. Ecol. Environ.* 9295, 298–299. doi:10.1890/1540-9295(2008)6
- Robinson, J.G., 2011. Ethical pluralism, pragmatism, and sustainability in conservation practice. *Biol. Conserv.* 144, 958–965. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.017
- Silvertown, J., 2015. Have Ecosystem Services Been Oversold? *Trends Ecol. Evol.* 30, 641–648. doi:10.1016/j.tree.2015.08.007
- Skandrani, Z., 2016. From “What is” to “What Should Become” Conservation Biology? Reflections on the Discipline’s Ethical Fundamentals. *J. Agric. Environ. Ethics* 29, 541–548. doi:10.1007/s10806-016-9608-9
- Soulé, M.E., 1985. What is Conservation Biology? *Bioscience* 35, 727–734. doi:10.2307/1310054
- Spash, C.L., 2015. Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature. *Biol. Conserv.* 192, 541–551. doi:10.1016/j.biocon.2015.07.037
- Stokols, D., 1990. Instrumental and spiritual views of people-environment relations. *Am. Psychol.* 45, 641–646. doi:10.1037/0003-066X.45.5.641
- Tear, T.H., Scott, J.M., Hayward, P.H., Griffith, B., 1995. Recovery Plans and the Endangered Species Act: Are Criticisms Supported by Data? *Conserv. Biol.* 9, 182–195. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09010182.x
- Trimble, M.J., van Aarde, R.J., 2012. Geographical and taxonomic biases in research on biodiversity in human-modified landscapes. *Ecosphere* 3, 1–16. doi:10.1890/ES12-00299.1
- Velasco, D., García-Llorente, M., Alonso, B., Dolera, A., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I., Martín-López, B., 2015. Biodiversity conservation research challenges in the 21st century: A review of publishing trends in 2000 and 2011. *Environ. Sci. Policy* 54, 90–96. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.008
- Wilson, J.R.U., Proches, S., Braschler, B., Dixon, E., Richardson, D.M., 2007. The ( bio ) diversity of society of science reflects the interests The Ecological Society America. *Front. Ecol. Environ.* 5, 409–414. doi:10.1890/060077.01

# **CAPÍTULO 1**

**Entre o biocentrismo e o antropocentrismo: uma avaliação das  
perspectivas éticas em Biologia da Conservação**

## RESUMO

Em estudos de Biologia da Conservação, as recomendações para a conservação são normativas e por isso envolvem pressupostos éticos que justificam essas ações. A ética biocêntrica justifica a conservação com base nos valores intrínsecos das espécies e, por isso, tende a atribuir um valor equivalente a todas as espécies. Já a ética antropocêntrica justifica a conservação das espécies com base no valor de uso, e por isso, considera o bem-estar humano mais importante do que o bem-estar de outras espécies. Um extenso debate vem acontecendo em torno dessas duas perspectivas éticas com a incorporação de novos conceitos e ferramentas ao longo do tempo. No entanto, não existe nenhuma análise que avalie a evolução das perspectivas éticas predominantes nesses estudos. Assim, fizemos uma análise histórica da evolução dessas perspectivas. Para isso utilizamos dois conjuntos de dados de três periódicos científicos representativos da área da conservação. Definimos o nível de antropocentrismo para os artigos de acordo com dois critérios: justificativa dada pelo(s) autor(es) para a conservação do alvo e valores atribuídos ao alvo de conservação. Tanto a justificativa quanto o valor foram classificados em três categorias: *ausente*, *parcial* e *presente*. Encontramos uma taxa de crescimento maior para a categoria *ausente* da justificativa em relação as outras categorias. Para a “justificativa” também encontramos uma maior taxa de crescimento para *presente* em relação a *parcial* a partir dos anos 80 e 90. Além disso, para o “valor” não encontramos diferença na taxa de crescimento entre *ausente* e *presente*. A partir de 1992, *Biological Conservation* apresentou uma taxa de crescimento para o “valor” *presente* enquanto *Biodiversity and Conservation* apresentou uma diminuição para a mesma categoria. Dessa forma, apesar da predominância da perspectiva biocêntrica, observamos uma incorporação da visão antropocêntrica que deve ser influência da consolidação da abordagem de serviços ecossistêmicos a partir dos anos 90.

## INTRODUÇÃO

Desde as primeiras publicações nos anos 1960, a Biologia da Conservação (BC) tem como objetivo entender as causas e prever as consequências de perda da biodiversidade e, a partir disso, recomendar ações para a conservação (Meine et al., 2006; Soulé, 1985). Essas recomendações são normativas e envolvem necessariamente pressupostos éticos que justifiquem as ações de conservação (Minteer and Collins, 2005; Noss, 2007; Palmer et al., 2014; Skandrani, 2016). Embora os mesmos nem sempre estejam explícitos e não sejam discutidos nos estudos da BC (Skandrani, 2016) podem ser determinantes para a aplicação de recursos na conservação e estão envolvidos em intensas discussões importantes para execução das ações em conservação (Balmford et al., 2002; Hunter et al., 2014; Odenbaugh, 2003; Piccolo et al., 2018; Spash, 2015).

Um debate recorrente quanto ao referencial ético utilizado como justificativa para a conservação diz respeito à atribuição de valores intrínsecos e valores instrumentais para as espécies (Odenbaugh, 2003). De um lado temos uma perspectiva biocêntrica segundo a qual a conservação se faz necessária devido ao direito à existência das espécies (Palmer et al., 2014). Do outro lado do espectro ético, temos uma perspectiva antropocêntrica em que a conservação da biodiversidade não tem como finalidade última a preservação das espécies, mas sim a garantia do bem-estar humano (Kopnina et al., 2018b). A contraposição entre os dois referenciais éticos vêm sendo uma questão de debate entre pesquisadores da BC de diferentes áreas do conhecimento (e.g., ecologia, filosofia, psicologia, economia) desde os anos 50 (Callicott, 1990; Doak et al., 2014; Hampicke, 1994; Hayward, 1997; Hunter et al., 2014; Kopnina et al., 2018a, 2018b; Leopold, 1949; Piccolo et al., 2018; Robinson, 2011; Stokols, 1990).

As perspectivas biocêntricas (também chamadas ecocêntricas) têm origem no pensamento preservacionista do século XIX e início do século XX (Callicott, 1990). De acordo com esta perspectiva, a conservação das mesmas

é um dever moral da espécie humana porque todas as espécies têm um valor intrínseco insubstituível (Mulder and Coppolillo, 2005; Palmer et al., 2014; Seligman, 1989). Embora existam controversas a respeito dessa definição, aqui assumimos que valores intrínsecos são aqueles independentes dos valores instrumentais e estão relacionados ao status moral e ao direito de existência das espécies (Palmer et al., 2014; Vucetich et al., 2015). Portanto, a visão biocêntrica não vê o bem-estar humano como superior ou prioritário em relação ao bem-estar de outras espécies (Palmer et al., 2014). Dentro dessa perspectiva preservacionista também está a visão ecocêntrica baseada nos trabalhos de Aldo Leopold (*Land Ethics*), a qual defende uma abordagem holística em que paisagens e ecossistemas devem ser os alvos de conservação (Callicott, 1990; Leopold, 1949). No entanto, ambas as perspectivas atribuem valor intrínseco a todas as espécies e apenas diferem na escala de abordagem para a conservação (Palmer et al., 2014).

A perspectiva antropocêntrica defende que o valor das espécies se restringe ao que pode ser associado com o uso dessas para satisfazer as necessidades humanas (Kopnina et al., 2018b; Seligman, 1989). Dessa forma, é fundamentada em uma ética utilitarista segundo a qual as ações de conservação se justificariam pelas consequências das mesmas em termos de variação positivas no bem-estar humano (Seligman, 1989). Assim, as espécies possuem basicamente um valor instrumental como recursos a serem explorados (Kopnina et al., 2018b; Mulder and Coppolillo, 2005). Da mesma forma, o antropocentrismo percebe o bem-estar humano como central ou mais importante do que o bem-estar das outras espécies (Kopnina et al., 2018b; Palmer et al., 2014). No contexto da perspectiva antropocêntrica-utilitarista, a priorização do bem-estar humano se justifica porque mesmo o valor intrínseco das espécies só pode ser acessado em termos de variação no próprio bem-estar humano (Palmer et al., 2014). Entre os dois extremos das duas perspectivas éticas (biocentrismo puro x antropocentrismo puro) existem perspectivas éticas intermediárias, cuja posição depende de entender se os valores intrínsecos das espécies também constituem uma fonte de bem-estar para as populações humanas (Robinson, 2011). Uma perspectiva mais biocêntrica defende a conservação com base no direito de existência das espécies sem que haja qualquer necessidade de gerar

valor a partir disso. E uma perspectiva intermediária entende que essa existência promove satisfação para seres humanos que entendem a conservação como um dever moral e por isso, constitui um valor de existência (Davidson, 2013). Já no outro extremo antropocêntrico, somente os valores instrumentais são considerados como fonte de bem estar humano (Gee and Burkhard, 2010; Norton, 1984). Existem ainda as análises que avaliam os custos e benefícios para a conservação e, dessa forma, entendem que as espécies só devem ser conservadas se isso for vantajoso para as populações humanas (Hampicke, 1994).

Mais recentemente, o crescimento da economia ambiental e da aplicação da mesma para valoração dos serviços ecossistêmicos trouxe novo fôlego para o debate (Gómez-Baggethun et al., 2010; Haider and Jax, 2007; Klain et al., 2017; MA, 2003; Piccolo, 2017). Dentro desse contexto, o termo “serviço ecossistêmico” tem sido utilizado para expressar os valores instrumentais das espécies e ecossistemas (Aggestam, 2015; Cardinale et al., 2012; Lele et al., 2014). Assim, a conservação justificada com base nos serviços ecossistêmicos enfatiza uma perspectiva utilitarista uma vez que defende a manutenção dos ecossistemas com base nos benefícios que os mesmos proporcionam para as populações humanas (MA, 2003; Silvertown, 2015)

Alguns autores apontam o biocentrismo como perspectiva dominante dentro da ética ambiental e da biologia da conservação (Palmer et al., 2014; Soulé, 1985). Apesar da nova abordagem voltada para serviços ecossistêmicos, os termos antropocentrismo e utilitarismo têm uma conotação pejorativa dentro da ética ambiental e essas perspectivas já receberam várias críticas dentro da *BC* (Miller et al., 2014; Palmer et al., 2014; Piccolo et al., 2018; Spash, 2015). Para além da divisão dicotômica entre as duas perspectivas, parte dos debates vem chamando a atenção para o fato de que ambas as perspectivas defendem a conservação da biodiversidade (Flores and Clark, 2001; Hunter et al., 2014; Loreau, 2010; Marvier, 2014; Tallis and Lubchenco, 2014). Dessa forma, as diferenças relacionadas às razões éticas para a conservação seriam menos importantes e até mesmo poderiam ser conciliadas para que mais espécies sejam conservadas. No entanto, essa perspectiva conciliadora é de fato uma

forma de justificativa biocêntrica pois pressupõe que todas as espécies precisam ser conservadas e que todas as justificativas disponíveis devem ser usadas para maximizar a conservação das espécies (Odenbaugh, 2003).

O debate sobre porque as espécies devem ser conservadas não deixa dúvidas sobre a importância dos valores éticos para a *BC* (Meine et al., 2006; Minter and Collins, 2005; Noss, 2007; Odenbaugh, 2003; Piccolo et al., 2018; Skandrani, 2016). Além disso, novas perspectivas vão sendo adicionadas ao debate à medida que o tempo passa. Essas novas perspectivas vão sendo construídas tanto pelo amadurecimento do debate a respeito dos aspectos normativos quanto pelo desenvolvimento de ferramentas para as análises descritivas e preditivas. Exemplos disso são os novos conceitos que surgem da perspectiva integradora das justificativas para maximizar a conservação (Klain et al., 2017) e a ampliação das ferramentas e conceitos associados com a valoração dos serviços ecossistêmicos (Aggestam, 2015; Schröter et al., 2014). No entanto, não existe até o presente nenhuma análise geral que avalie a evolução das visões éticas predominantes usadas em estudos de conservação da biodiversidade. Dessa forma, nesse trabalho fizemos uma análise histórica da evolução das perspectivas éticas predominantes nos estudos científicos na área de conservação da biodiversidade. Especificamente, investigaremos a evolução histórica dos paradigmas biocêntrico e antropocêntrico nas principais revistas de conservação da biodiversidade.

## MÉTODOS

### ***Coleta de dados***

Para entender a evolução dos paradigmas éticos na pesquisa em biologia da conservação (BC), compilamos artigos que fazem ao menos uma recomendação para a conservação da biodiversidade em três revistas representativas da área da biologia da conservação: *Biological Conservation* (desde 1968), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992). Essas revistas foram selecionadas porque tem um amplo escopo taxonômico e biogeográfico e representam o pensamento científico em BC durante uma ampla escala de tempo. A pesquisa foi feita na base de dados *Scopus* utilizando os seguintes termos: (*conservation or preservation*) and (*species or biodiversity or diversity or ecosystem\**). Após a seleção prévia dos artigos, fizemos a leitura dos resumos para definir se o artigo efetivamente fez pelo menos uma recomendação para a conservação e corresponde ao critério acima apresentado. Esse critério foi utilizado porque o objetivo do presente estudo é entender qual é o referencial ético que determina as recomendações de conservação. Não foram incluídos, dessa forma, estudos descritivos ou preditivos que não incluam recomendações normativas. O alvo de conservação é o objeto para o qual foram feitas essas recomendações.

Das três revistas selecionadas, a *Biological Conservation* é a mais antiga e com o maior número de publicações. Por isso, compilamos todos os artigos nesta revista conforme critérios descritos acima. Dessa forma, fizemos uma análise em maior escala de tempo usando somente artigos da *Biological Conservation*. Para as análises considerando as três revistas, selecionamos uma amostra aleatória de 10% dos artigos em cada ano ou no mínimo 10 (quando o total de artigos foi menor do que 100) das três revistas.

## ***Critérios de classificação***

Definimos o nível de antropocentrismo para os artigos selecionados de acordo com dois critérios: justificativa dada pelo(s) autor(es) para a conservação do alvo e valores atribuídos ao alvo de conservação (Tabela 1). A justificativa apresentada pelo(s) autor(es) para o desenvolvimento das ações de conservação foi utilizado como critério porque explicita o paradigma ético que determina as razões apresentadas para a conservação do alvo. Em diversos estudos, o(s) autor(es) pressupõe ser desnecessário justificar os recursos investidos na ação de conservação. Consideramos esses estudos mais biocêntricos porque os autores devem considerar a conservação como objetivo prioritário sem que precisem discutir suas razões. Essa deve representar a perspectiva de que todas as justificativas devem ser usadas de forma conjunta para garantir o bem-estar do alvo da conservação. Trabalhos em que a conservação foi justificada com base no direito à existência do alvo ou valor de existência foram considerados como intermediários. Isso porque esses estudos consideram que a existência do alvo é a razão para que ele seja conservado. E mesmo que isso seja considerado um valor, o mesmo continua condicionado unicamente à existência da espécie. Já os estudos em que a justificativa para a conservação foi baseada no valor de uso do alvo foram considerados mais antropocêntricos porque defendem a conservação com base em valores de uso e, portanto, reconhecem o alvo como recursos a serem utilizados pelas populações humanas.

O segundo critério avalia se os valores do alvo de conservação foram identificados e medidos. Consideramos como mais biocêntricos os estudos que não identificam valores econômicos do alvo para as populações humanas porque os trabalhos recomendam a conservação sem considerar os benefícios gerados pelas espécies para as populações humanas. Os estudos com valores identificados, mas que não medem os valores do alvo para as populações humanas foram considerados intermediários. Isso porque se não medem os valores, não se pode avaliar com rigor os benefícios gerados em termos de variações no bem-estar humano. Já os trabalhos em que os valores econômicos de existência ou uso foram efetivamente mensurados são considerados mais

antropocêntricos. Isso porque os mesmos consideram os benefícios para as populações humanas prioritários para o desenvolvimento de ações de conservação. Inicialmente foi feita uma tentativa de separar estudos que somente avaliaram valor de existência porque esses seriam mais biocêntricos. No entanto, encontramos menos de 10 estudos entre os coletados que fizeram isso. Portanto, foram reunidos com aqueles que mediram valor de uso na categoria mais antropocêntrica.

### **Análise de dados**

Avaliamos a variação na quantidade de artigos em cada categoria de “justificativa” e “valor” por meio de uma ANCOVA na qual as categorias foram usadas como variáveis categóricas explanatória e o ano de publicação foi usado como covariável. Para isso, utilizamos o pacote *Stats* do software R (R Development Core Team, 2008). Uma vez verificada a interação entre o ano da publicação e os critérios de justificativa ou valor, usamos testes de Tukey para verificamos par a par se os *slopes* de cada categoria (Ausente, Parcial e Presente) diferiam. Para isso, utilizamos o pacote *Lsmeans* (Lenth, 2016) para o software R. As mesmas análises foram feitas para os dois conjuntos de dados (todos os artigos da *Biological Conservation* e 10% ou 10 artigos por ano das três revistas). Para o primeiro conjunto, foi aplicada a transformação *log* a fim de satisfazer os pressupostos da análise.

Para avaliar se há diferença na taxa de crescimento na proporção de artigos em cada categoria dos critérios “justificativa” e “valor” para as três revistas, fizemos uma ANCOVA considerando os artigos a partir de 1992 (primeiro ano de publicação da revista mais recente). A proporção foi a razão entre o número de artigos em cada categoria de cada critério pelo total de artigos selecionados para o estudo na revista em cada ano.

## RESULTADOS

Compilamos 2654 artigos publicados na revista *Biological Conservation* desde o ano de 1969 até 2017. Em 76% dos artigos (n=2.024), os autores não apresentaram justificativa para as ações de conservação. Por outro lado, em 9% (n=248), os autores justificaram a conservação com base no direito ou valor de existência. Por fim, em 14% (382) dos artigos, os autores apresentaram como justificativa o valor de uso do alvo de conservação. Considerado também as revistas com publicações mais recentes, para o conjunto de 10% ou pelo menos 10 artigos ao ano de cada revista, compilamos um total de 1.313 artigos. Neste caso, a proporção de artigos em cada categoria da justificativa seguiu o mesmo padrão encontrado para a escala temporal mais ampla (desde 1969) considerando somente a *Biological Conservation*: 76% dos artigos sem justificativa (n=994), 9% dos artigos com justificativa parcial (n=116), e 15% com justificativa presente (n=203).

Em relação ao critério de atribuição de valor ao alvo de conservação, em 88% dos artigos (n=2336), os autores não identificaram nem mediram nenhum valor para os alvos de conservação, em 9% (n=254) os autores somente identificaram os valores mas não os mediram, e nos 2% restantes os autores mediram pelo menos algum tipo de valor para o alvo de conservação. O artigo mais antigo em que foi medido pelo menos algum valor para o alvo de conservação foi publicado em 1987. No entanto, somente a partir de 2007 em todos os anos pelo menos um artigo teve o valor do alvo de conservação mensurado. Para o conjunto de dados das três revistas, observamos um padrão semelhante nas proporções de artigos em cada categoria: 89% dos artigos (n=1171) sem valor atribuído ao alvo; 9% dos artigos (n=119) com valor identificado, porém não mensurado, e 26% dos artigos com algum valor econômico mensurado (n=26). Também observamos que para os dois conjuntos de dados, a maior parte dos estudos (73%) não apresentou nenhuma justificativa para a conservação e não mediu nem identificou nenhum valor do alvo de conservação.

Com o passar dos anos, o número de publicações compiladas aumenta e, esse aumento depende da categoria da justificativa ( $F_{2,141}=26.47$ ;  $p<0.001$ ).

Houve uma taxa de aumento maior dos artigos em que os autores não justificam a conservação em relação às outras categorias (Teste de Tukey;  $p < 0.001$ ;  $\beta_{\text{ausente}} = 0.041$ ;  $\beta_{\text{parcial}} = 0.017$ ;  $\beta_{\text{presente}} = 0.027$ ). Além disso, observa-se desde o começo dos anos 90, uma taxa de aumento maior no número de artigos com justificativa baseada em valor de uso (mais antropocêntricos) em relação ao número de trabalhos que apresentam justificativa parcial (Teste de Tukey;  $p < 0.014$ ; Fig. 1). A mesma tendência é observada para o conjunto de artigos das três revistas ( $F_{2,141} = 275.40$ ;  $p < 0.001$ ;  $\beta_{\text{ausente}} = 1.076$ ;  $\beta_{\text{parcial}} = 0.025$ ;  $\beta_{\text{presente}} = 0.171$ ). No entanto, para esses artigos, a taxa de crescimento foi maior para a justificativa presente em relação à justificativa parcial desde os meados dos anos 1980 (Teste de Tukey;  $p < 0.001$ ; Material Suplementar Fig. S1).

O crescimento do número de artigos também foi dependente da categoria de atribuição de valor ( $F_{2,141} = 9.22$ ;  $p < 0.001$ ). O número de artigos sem nenhum valor identificado ou mensurado (valor ausente) aumentou com o tempo a uma taxa superior ao número de artigos que identificara ou atribuíram um valor ao alvo de conservação (Teste de Tukey;  $p < 0.001$ ;  $\beta_{\text{ausente}} = 0.040$ ;  $\beta_{\text{parcial}} = 0.021$ ;  $\beta_{\text{presente}} = 0.031$ ). Porém, não encontramos diferenças no aumento no número de artigos com valor somente identificado e aqueles com valor econômico mensurado (Teste de Tukey;  $p = 0.084$ ; Fig. 2.). Com relação aos artigos selecionados das três revistas, a aceleração foi maior para os artigos sem nenhum valor econômico identificado ou mensurado tanto em relação a Parcial quanto em relação a Presente (Teste de Tukey;  $p < 0.001$ ;  $\beta_{\text{ausente}} = 1.194$ ;  $\beta_{\text{parcial}} = 0.045$ ;  $\beta_{\text{presente}} = 0.034$ ). Similarmente ao encontrado somente para a *Biological Conservation*, não houve diferença no aumento do número de artigos que somente identificam um valor econômico e aqueles que mensuraram algum valor (Teste de Tukey;  $p = 0.960$ ; Material Suplementar Fig. S2).

Quando comparamos as publicações das três revistas a partir de 1992, não observamos diferença na taxa de crescimento da proporção de artigos entre as revistas para a maior parte das categorias dos critérios de justificativa e de atribuição de valor (Material Suplementar Tab. S1). A única diferença encontrada foi uma diminuição na proporção de artigos com algum valor econômico mensurado na revista *Biodiversity and Conservation* quando comparado ao aumento observado nas outras duas revistas (Teste de Tukey;  $\beta_{\text{Biodiversity and}}$

$\beta_{\text{Conservation}} = -0.002 < \beta_{\text{Biological Conservation}} = 0.002$  e  $\beta_{\text{Conservation Biology}} = 0.0004$ ;  $p < 0.001$ ;  
 $p = 0.050$ ; Material Suplementar Fig. S3 e Fig. S4).

## DISCUSSÃO

Quase 80% dos artigos publicados em três das principais revistas de conservação não explicitam quais são as justificativas para as ações de conservação recomendadas. Isso indica que apesar do amplo reconhecimento por parte da comunidade científica de que a *BC* é uma área do conhecimento normativa e baseada em pressupostos éticos (Meine et al., 2006; Skandrani, 2016; Soulé, 1985), grande parte dos autores não consideram necessário explicitar qual referencial ético norteia as recomendações feitas nos estudos. Talvez estes autores não acreditem que explicitar as razões éticas aumente as chances de aplicação das medidas de conservação. No entanto, esta não é a opinião de grande parte dos conservacionistas que debatem em artigos publicados, inclusive nas mesmas revistas, a importância de evidenciar questões éticas e defender com base nelas a aplicação das ações de conservação (Callicott, 1990; Hunter et al., 2014; Minter and Collins, 2005; Piccolo et al., 2018; Vucetich et al., 2015). Dessa forma, parece que existe uma incongruência entre os grupos de cientistas que debatem a importância da ética para a conservação e aqueles que propõem ações práticas de conservação. Outro indicio dessa incongruência é o fato de que são raros os estudos que recomendam ações de conservação com base em mais de uma perspectiva ética na mesma publicação, uma forma prática e explícita de integrar os dois mundos (Haider and Jax, 2007).

Somente 11% dos artigos analisados identificaram ou mediram algum valor econômico do alvo de conservação. Portanto, uma maioria expressiva dos autores não considera que a descrição ou predição dos benefícios da conservação da biodiversidade para as populações humanas seja uma condição necessária para guiar as ações de conservação. Isso evidencia uma perspectiva predominantemente biocêntrica nos estudos que recomendam ações de conservação, em concordância com a percepção de estudos que apontam o biocentrismo como o paradigma ético predominante na *BC* (Palmer et al., 2014; Soulé, 1985). Esta interpretação é reforçada pela grande proporção (76%) de artigos que não apresentaram as razões éticas para as recomendações e nem

identificaram ou mensuram os benefícios da conservação para as populações humanas.

Quando analisamos a predominância das perspectivas éticas ao longo do tempo, a taxa de crescimento maior para os artigos em que os autores não apresentaram justificativa para a conservação da biodiversidade em relação às outras categorias evidencia um aumento na visão de que não é necessário apresentar qualquer justificativa para que as recomendações feitas sejam aplicadas. Além disso, também deve evidenciar um aumento na perspectiva biocêntrica em anos mais recentes. Isso porque autores que não utilizam qualquer justificativa para a conservação devem presumir que a conservação é um dever moral e a necessidade da aplicação das ações é condicionada apenas pelas predições apresentadas. No entanto, apesar da predominância da perspectiva biocêntrica, observamos que a partir dos anos 80 (três revistas) e anos 90 (*Biological Conservation*) justificativas baseadas em valores mais antropocêntricos (uso; custo e benefício) apresentaram uma taxa maior de crescimento em relação a justificativas baseadas em direito ou valor de existência. Esse maior crescimento das justificativas mais antropocêntricas deve estar relacionado com a crescente popularização da abordagem de serviços ecossistêmicos. O conceito de serviços ecossistêmicos foi cunhado em 1981 e a abordagem de conservação de serviços ecossistêmicos começou a ser consolidada nos anos 90 (Costanza and Daly, 1992; Gómez-Baggethun et al., 2010). A partir de então, um arcabouço teórico e várias ferramentas tem sido desenvolvidas a fim de atribuir valor à biodiversidade com base nos serviços ecossistêmicos (Burkhard et al., 2012; Costanza, 2000; Costanza et al., 2014; Groot et al., 2012; Liu et al., 2010). Embora a Economia Ecológica considere o valor de existência um serviço ecossistêmico, valores de uso é que se tornaram exemplos populares de serviços ecossistêmicos como a polinização oferecida pelas abelhas nativas, a regulação do ciclo de carbono a qual inclusive se tornou um mercado global, a qualidade da água, o pescado e o controle biológico de insetos (Cardinale et al., 2012). É notável também a maior facilidade em medir os valores de uso, principalmente os diretos, uma vez que se pode medir o valor a partir do produto gerado pelo alvo de conservação. Isso também deve ter

influenciado na maior popularização desses serviços como justificativa para a conservação em relação aos valores de existência.

Na arena política, também vemos uma crescente consolidação da abordagem da conservação baseada em serviços ecossistêmicos. A Convention on Biological Diversity (CDB-UNEP) embora seja bastante plural nas suas abordagens éticas e tenha sempre incorporado uma perspectiva biocêntrica, em 2000 passou a valorizar e reforçar a abordagem dos serviços ecossistêmicos (CBD, 2000; Gómez-Baggethun et al., 2010). É notável a influência da CDB sobre as recomendações de ações de conservação nas revistas estudadas, já que uma busca atual na base de dados *Scopus* indica que o termo é mais recorrente em artigos publicados nas três revistas utilizadas no estudo. Também durante os anos 2000, o *Millenium Assessment* representou um marco na incorporação na abordagem dos serviços ecossistêmicos na agenda política mundial (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). E, na mesma época, os primeiros mercados globais de serviços ecossistêmicos foram estabelecidos (Gómez-Baggethun et al., 2010). Assim, embora haja uma crescente perspectiva biocêntrica nos publicações da área de BC, a popularização dos serviços ecossistêmicos principalmente aqueles que provem produtos de uso direto ou indireto entre cientistas e na esfera política, parece ter influenciado os autores a aumentarem suas justificativas baseadas em valores instrumentais do alvo de conservação em relação às perspectivas mais biocêntricas baseadas no direito e valores de existência, a partir dos anos 80 e 90.

Além disso, para os artigos publicados na *Biological Conservation* não existem diferenças das taxas de aumento dos artigos que não medem ou identificam valores econômicos para o alvo de conservação (mais biocêntricos) em relação aos que medem valores para o alvo de conservação (mais antropocêntricos). Isso indica que existe uma taxa de crescimento importante também para os artigos com uma perspectiva mais antropocêntrica. Essa semelhança nas taxas de crescimento das duas categorias é determinada por um padrão diferente. Enquanto a perspectiva biocêntrica sempre esteve presente ao longo dos anos, desde as primeiras publicações da revista, a perspectiva mais antropocêntrica só surge em 1987, quando o primeiro estudo

valorou o alvo de conservação. E ela só se torna constante a partir de 2003, quando quase todos os anos tiveram pelo menos uma publicação que atribuiu valor ao alvo (Fig. 2). Esses artigos, em sua grande maioria, tiveram valores de uso medidos. Portanto, esse crescimento do número de artigos que mediram valores econômicos do alvo de conservação na *Biological Conservation*, também deve ter sido determinado pela consolidação da justificativa da conservação com base em serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento das ferramentas para valoração da biodiversidade a qual foi ampliada nos anos 2000 (Gómez-Baggethun et al., 2010). No entanto, quando consideramos as três revistas juntas, a taxa de crescimento dos estudos mais biocêntricos é maior do que a taxa de crescimento dos estudos mais antropocêntricos. Dessa forma, o crescimento observado na *Biological Conservation* para artigos que valoraram economicamente o alvo de conservação, não é o mesmo observado nas outras duas revistas.

Fazendo um recorte temporal mais recente, a partir de 1992, observamos uma maior proporção de estudos que não justificaram a conservação na revista *Conservation Biology*. No entanto, essa proporção não muda ao longo do tempo para nenhuma das revistas, o que indica uma estabilidade na proporção de estudos mais biocêntricos a partir da década de 90. Também observamos uma diminuição na proporção de estudos que justificaram a conservação com base na existência do alvo e um aumento na proporção de estudos que apresentaram justificativas mais antropocêntricas, com base nos valores de uso, para a revista *Biological Conservation*. Esse resultado também concorda com a ideia de que a consolidação dos serviços ecossistêmicos passou a ter influência sobre as justificativas éticas apresentadas pelos autores de publicações na *Biological Conservation*. A revista mais recente, *Biodiversity and Conservation*, apresenta uma tendência contrária uma vez que observamos uma maior proporção de artigos que justificam a conservação com base no direito ou valor de existência do alvo. Além disso, observamos uma diminuição na proporção de artigos em que a justificativa foi mais antropocêntrica ao longo do tempo, a partir de 1992. Dessa forma, observamos que a revista *Biological Conservation* é a revista onde está

acontecendo uma maior incorporação da perspectiva antropocêntrica em relação às outras revistas.

Nesse estudo, fizemos um recorte e consideramos três revistas que direcionam o pensamento em conservação desde os anos 60. Escolhemos as mesmas porque entendemos que são as mais importantes na área de BC, uma vez que possuem alto fator de impacto e são as que mais publicam artigos com recomendações práticas para a conservação. No entanto, sabemos que alguns conservacionistas de grupos específicos de invertebrados e até mesmo os conservacionistas que trabalham com ambiente marinho podem estar direcionando seus artigos para revistas específicas da área. Dessa forma, uma limitação desse estudo é que pode não ter inserido estudos que recomendam ações para táxons específicos ou de ambiente marinho. Além disso, sabemos que a BC incorpora ferramentas de outras áreas como a Economia Ambiental e, dessa forma, artigos com vieses mais antropocêntricos que propõem e aplicam ferramentas para valoração de serviços ecossistêmicos podem estar sendo direcionados para outros periódicos mais ligados a Economia Ambiental. No entanto, independente desses vieses, acreditamos que é essencial compreender as perspectivas éticas predominantes e suas mudanças ao longo do tempo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aggestam, F., 2015. Framing the ecosystem concept through a longitudinal study of developments in science and policy. *Conserv. Biol.* 29, 1052–1064. doi:10.1111/cobi.12516
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K., 2002. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* (80-. ). 297, 950–953. doi:10.1126/science.1073947
- Burkhard, B., De Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jørgensen, S.E., Potschin, M., 2012. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecol. Indic.* 21, 1–6. doi:10.1016/j.ecolind.2012.03.008
- Callicott, J., 1990. Whither conservation ethics? *Conserv. Biol.* 4, 15–20.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. doi:10.1038/nature11148
- CBD, 2000. Report of the fifth meeting of the Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity. pp. 1–29.
- Costanza, R., 2000. Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3, 4–10. doi:10.1007/s100210000002
- Costanza, R., Daly, H.E., 1992. Natural capital and sustainable development. *Conserv. Biol.* 6, 37–46.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- Davidson, M.D., 2013. On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. *Ecol. Econ.* 95, 171–177. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.09.002
- Des Jardins, J., 1993. *Environmental Ethics: an introduction to environmental philosophy*. Belmont, Wadsworth.
- Doak, D.F., Bakker, V.J., Goldstein, B.E., Hale, B., 2014. What is the future of conservation? *Trends Ecol. Evol.* 29, 77–81. doi:10.1016/j.tree.2013.10.013
- Flores, A., Clark, T., 2001. Finging common ground in biological conservation: beyond the antropocentric vs. biocentric controversy. *Yale F&es Bull.* 105, 241–252.
- Gee, K., Burkhard, B., 2010. Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: A case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecol. Complex.* 7, 349–358. doi:10.1016/j.ecocom.2010.02.008
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions

- to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007
- Groot, R. De, Brander, L., Ploeg, S. Van Der, Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., Mcvittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., Beukering, P. Van, 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1, 50–61. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- Haider, S., Jax, K., 2007. The application of environmental ethics in biological conservation: A case study from the southernmost tip of the Americas. *Biodivers. Conserv.* 16, 2559–2573. doi:10.1007/s10531-006-9088-8
- Hampicke, U., 1994. Ethics and Economics of Conservation. *Biol. Conserv.* 67, 219–231. doi:10.1016/0006-3207(94)90613-0
- Hayward, T., 1997. Anthropocentrism: A misunderstood problem. *Environ. Values* 6, 49–63. doi:10.3197/096327197776679185
- Hunter, M.L., Redford, K.H., Lindenmayer, D.B., 2014. The complementary niches of anthropocentric and biocentric conservationists. *Conserv. Biol.* 28, 641–645. doi:10.1111/cobi.12296
- Klain, S.C., Olmsted, P., Chan, K.M.A., Satterfield, T., 2017. Relational values resonate broadly and differently than intrinsic or instrumental values, or the New Ecological Paradigm. *PLoS One* 12, 1–21. doi:10.1371/journal.pone.0183962
- Kopnina, H., Washington, H., Gray, J., Taylor, B., 2018a. “The ‘future of conservation’ debate: Defending ecocentrism and the Nature Needs Half movement.” *Biol. Conserv.* 217, 140–148. doi:10.1016/j.biocon.2017.10.016
- Kopnina, H., Washington, H., Taylor, B., J Piccolo, J., 2018b. Anthropocentrism: More than Just a Misunderstood Problem. *J. Agric. Environ. Ethics* 31, 109–127. doi:10.1007/s10806-018-9711-1
- Lele, S., Springate-baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., Dash, P., 2014. Ecosystem Services: Origins , Contributions , Pitfalls , and Alternatives. *Conserv. Soc.* 11, 343–358. doi:10.4103/0972-4923.125752
- Lenth, R. V., 2016. Least-Squares Means: The *R* Package lsmmeans. *J. Stat. Softw.* 69. doi:10.18637/jss.v069.i01
- Leopold, A.C., 1949. *A Sand County Almanac, and Sketches Here and There.* Oxford University Press, New York.
- Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A., 2010. Valuing ecosystem services Theory , practice , and the need for a transdisciplinary synthesis 1185, 54–78.
- Loreau, M., 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 365, 49–60. doi:10.1098/rstb.2009.0155
- MA, M.E.A., 2003. *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment.* Island Press.
- Marvier, M., 2014. A call for ecumenical conservation. *Anim. Conserv.* 17, 518–519. doi:10.1111/acv.12130

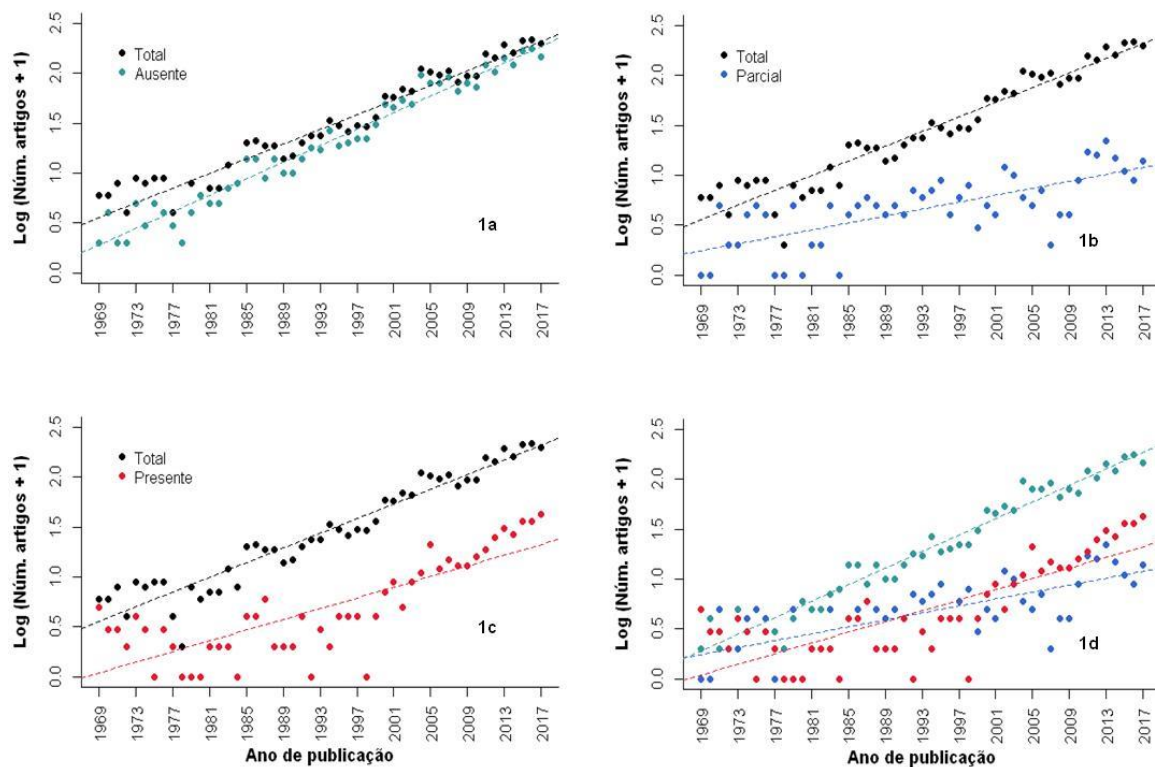
- McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Thang, H. Van, Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., Welch-Devine, M., Peter Brosius, J., Coppolillo, P., O'Connor, S., 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biol. Conserv.* 144, 966–972. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.038
- Meine, C., Soulé, M., Noss, R.F., 2006. “A mission-driven discipline”: The growth of conservation biology. *Conserv. Biol.* 20, 631–651. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis, Ecosystems.* Island Press, Washington, DC. doi:10.1196/annals.1439.003
- Miller, B., Soulé, M.E., Terborgh, J., 2014. “New conservation” or surrender to development? *Anim. Conserv.* 17, 509–515. doi:10.1111/acv.12127
- Minteer, B. a., Collins, J.P., 2005. Ecological ethics: Building a new tool kit for ecologists and biodiversity managers. *Conserv. Biol.* 19, 1803–1812. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00281.x
- Mulder, M.B., Coppolillo, P., 2005. The many roads to conservation, in: *Conservation: Linking Ecology, Economics, and Culture.* Princenton University Press, New Jersey, p. 341.
- Norton, B.G., 1984. Environmental ethics and weak anthropocentrism. *Environ. Ethics* 6, 131–148. doi:10.5840/enviroethics19846233
- Noss, R.F., 2007. Values are a good thing in conservation biology. *Conserv. Biol.* 21, 18–20. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00637.x
- Odenbaugh, J.A.Y., 2003. Values, advocacy and conservation biology. *Environ. Values* 12, 55–69.
- Palmer, C., Mcshane, K., Palmer, C., Mcshane, K., Sandler, R., 2014. Environmental Ethics. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 1, 420–442. doi:10.1146/annurev-environ-121112-094434
- Piccolo, J.J., 2017. Intrinsic values in nature: Objective good or simply half of an unhelpful dichotomy? *J. Nat. Conserv.* 37, 8–11. doi:10.1016/j.jnc.2017.02.007
- Piccolo, J.J., Washington, H., Kopnina, H., Taylor, B., 2018. Why conservation scientists should re-embrace their ecocentric roots. *Conserv. Biol.* 32, 959–961. doi:10.1111/cobi.13067
- R Development Core Team, 2008. *R: A language and environment for statistical computing.*
- Robinson, J.G., 2011. Ethical pluralism, pragmatism, and sustainability in conservation practice. *Biol. Conserv.* 144, 958–965. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.017
- Schröter, M., van der Zanden, E.H., van Oudenhoven, A.P.E., Remme, R.P., Serna-Chavez, H.M., de Groot, R.S., Opdam, P., 2014. Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conserv. Lett.* 7, 514–523. doi:10.1111/conl.12091
- Seligman, C., 1989. Environmental Ethics. *J. Soc. Issues* 45, 169–184.

- Silvertown, J., 2015. Have Ecosystem Services Been Oversold? *Trends Ecol. Evol.* 30, 641–648. doi:10.1016/j.tree.2015.08.007
- Skandrani, Z., 2016. From “What is” to “What Should Become” Conservation Biology? Reflections on the Discipline’s Ethical Fundamentals. *J. Agric. Environ. Ethics* 29, 541–548. doi:10.1007/s10806-016-9608-9
- Soulé, M.E., 1985. What is Conservation Biology? *Bioscience* 35, 727–734. doi:10.2307/1310054
- Spash, C.L., 2015. Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature. *Biol. Conserv.* 192, 541–551. doi:10.1016/j.biocon.2015.07.037
- Stokols, D., 1990. Instrumental and spiritual views of people-environment relations. *Am. Psychol.* 45, 641–646. doi:10.1037/0003-066X.45.5.641
- Tallis, H., Lubchenco, J., 2014. Working together: A call for inclusive conservation. *Nature* 515, 27–28. doi:10.1038/515027a
- Vucetich, J.A., Bruskotter, J.T., Nelson, M.P., 2015. Evaluating whether nature’s intrinsic value is an axiom of or anathema to conservation. *Conserv. Biol.* 29, 321–332. doi:10.1111/cobi.12464

**Tabela 1.** Critérios utilizados para classificação dos artigos selecionados.

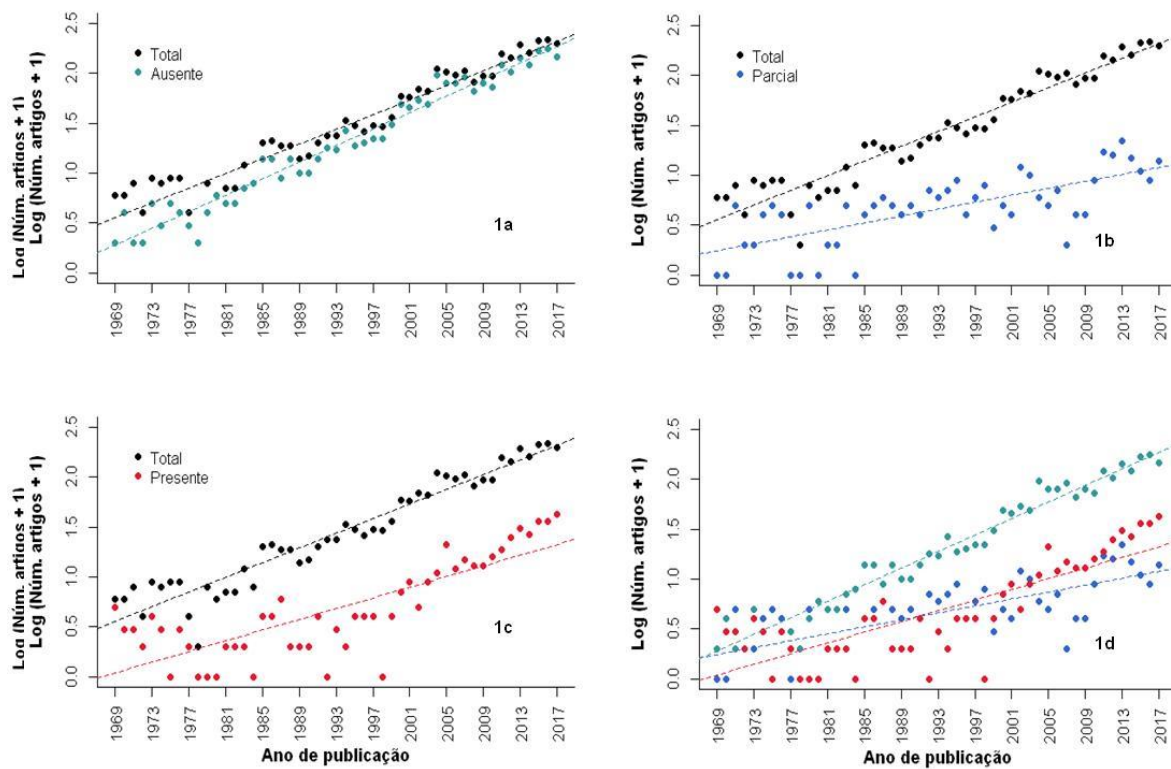
<b>Critério</b>	<b>Ausente</b>	<b>Parcial</b>	<b>Presente</b>
<b>Justificativa</b>	Ausência de justificativa explícita	Direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo	Valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação
<b>Valor</b>	Nenhum valor é identificado	Valores são identificados, mas não são medidos	Valores de existência ou uso medidos

**FIGURA 1**



**Figura 1.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos (log + 1) selecionados para o estudo na revista *Biological Conservation*, considerando as categorias de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação. Total: total de artigos que apresentaram ao menos uma recomendação para a conservação; Ausente: ausência de justificativa explícita; Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação.

**FIGURA 2**



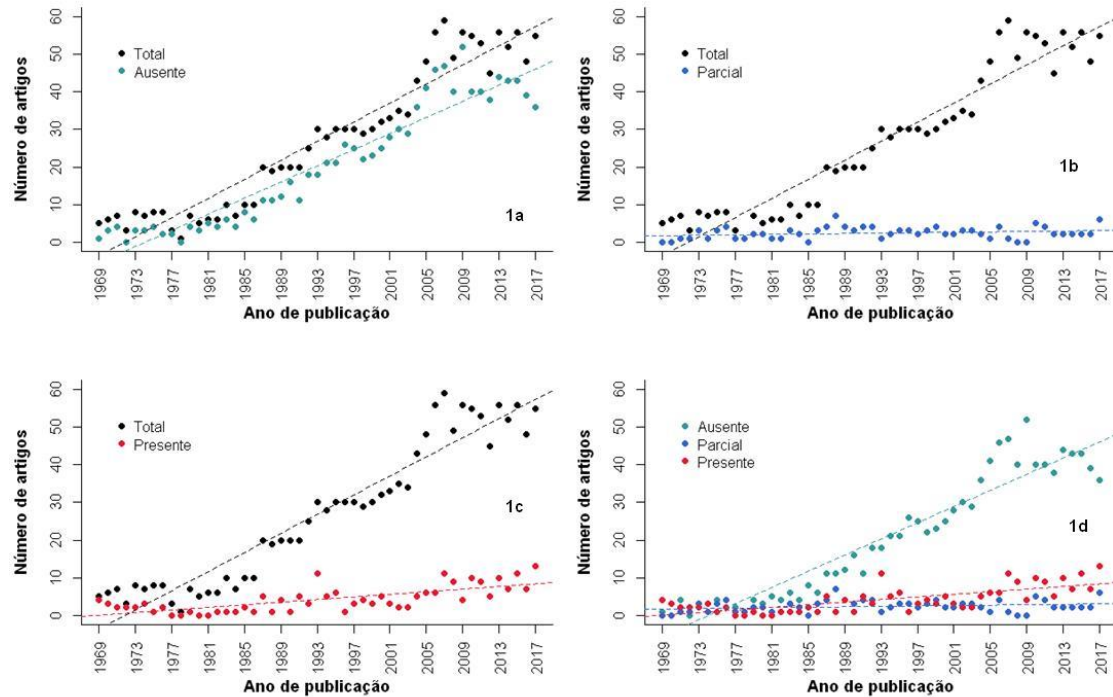
**Figura 2.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos (log +1) seleccionados para o estudo na revista *Biological Conservation*, considerando as categorias de valores atribuídos aos alvos de conservação. Total: total de artigos que apresentaram ao menos uma recomendação para a conservação; Ausente: nenhum valor é identificado; Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; Presente: valores de existência ou uso medidos.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1.** Parâmetros das ANCOVAs realizadas para comparação entre as três revistas (*Biological Conservation*, *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation*) na taxa de mudança da proporção de artigos em cada categoria de Justificativa e Valor a partir de 1992.

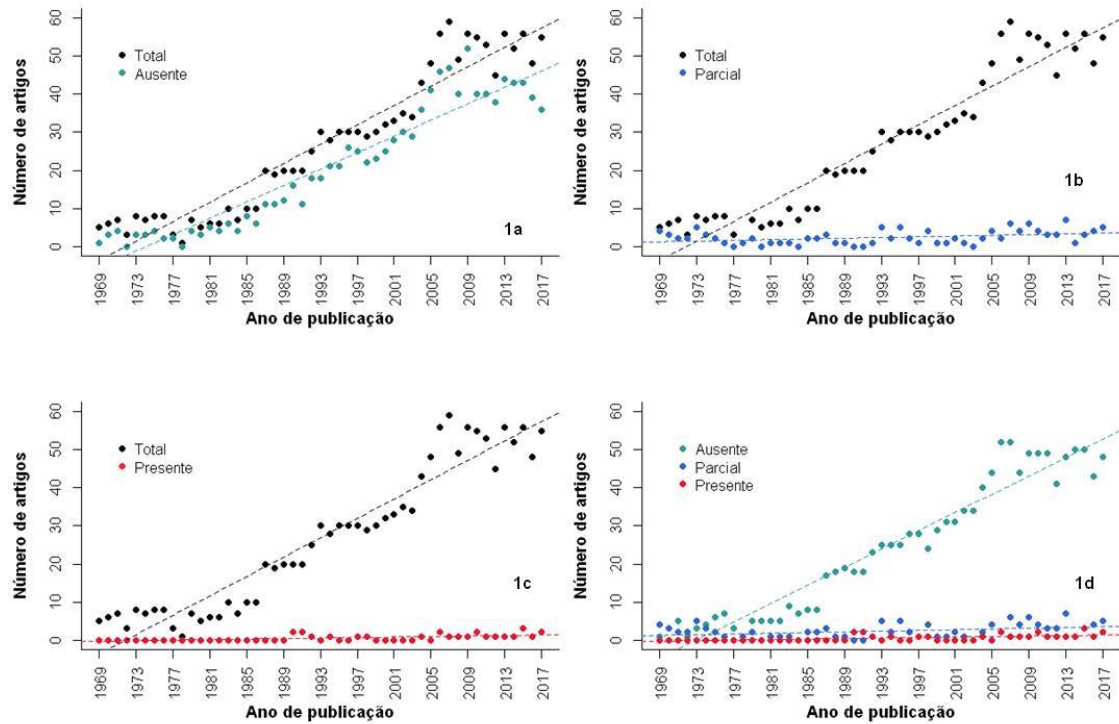
<b>Categorias</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Valor de F</b>	<b>Valor de p</b>
Justificativa ausente	Ano	1.11	0.297
	Revista	4.58	<b>0.013</b>
Justificativa parcial	Ano	6.07	<b>0.016</b>
	Revista	12.18	<b>&lt;0.001</b>
Justificativa presente	Ano	0.12	0.731
	Revista	4.29	<b>0.017</b>
Valor ausente	Ano	0.12	0.731
	Revista	0.64	0.529
Valor parcial	Ano	0.47	0.493
	Revista	0.62	0.539
Valor presente	Ano	0.67	0.415
	Revista	2.27	0.111
	Ano*Revista	9.91	<b>&lt;0.001</b>

**FIGURA S1**



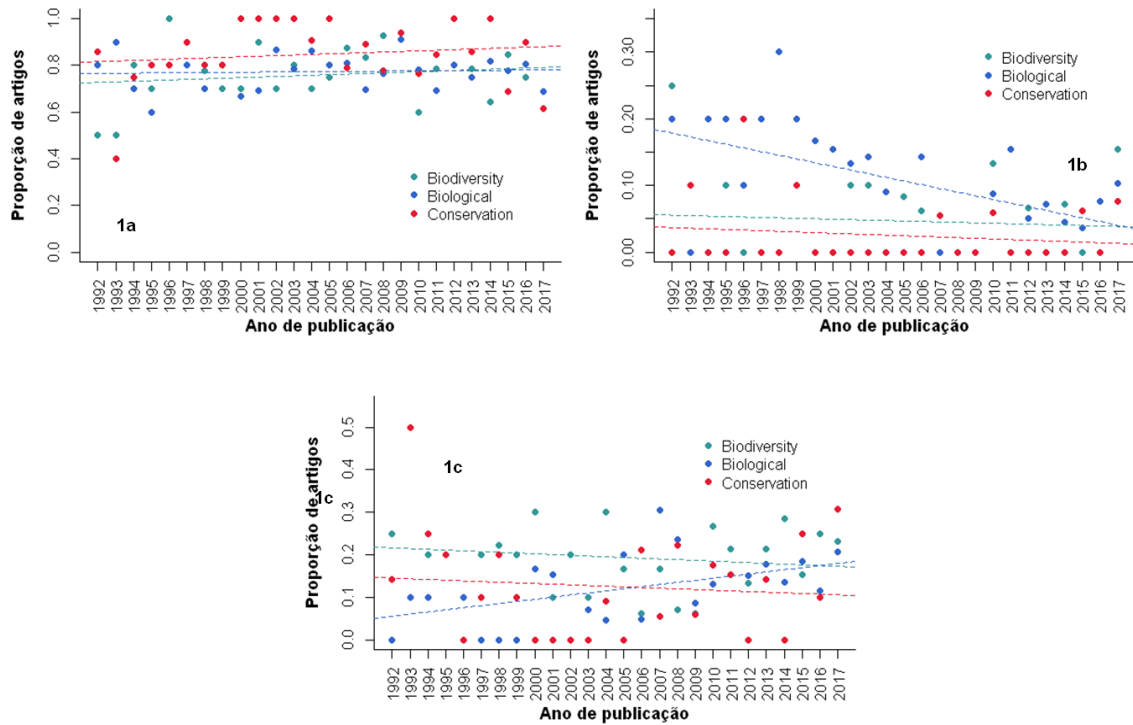
**Figura S1.** Relação entre o ano de publicação e a amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation*, *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation*, considerando as categorias de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação. Total: total de artigos que apresentaram ao menos uma recomendação para a conservação; Ausente: ausência de justificativa explícita Ano de publicaç; Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação.

FIGURA S2



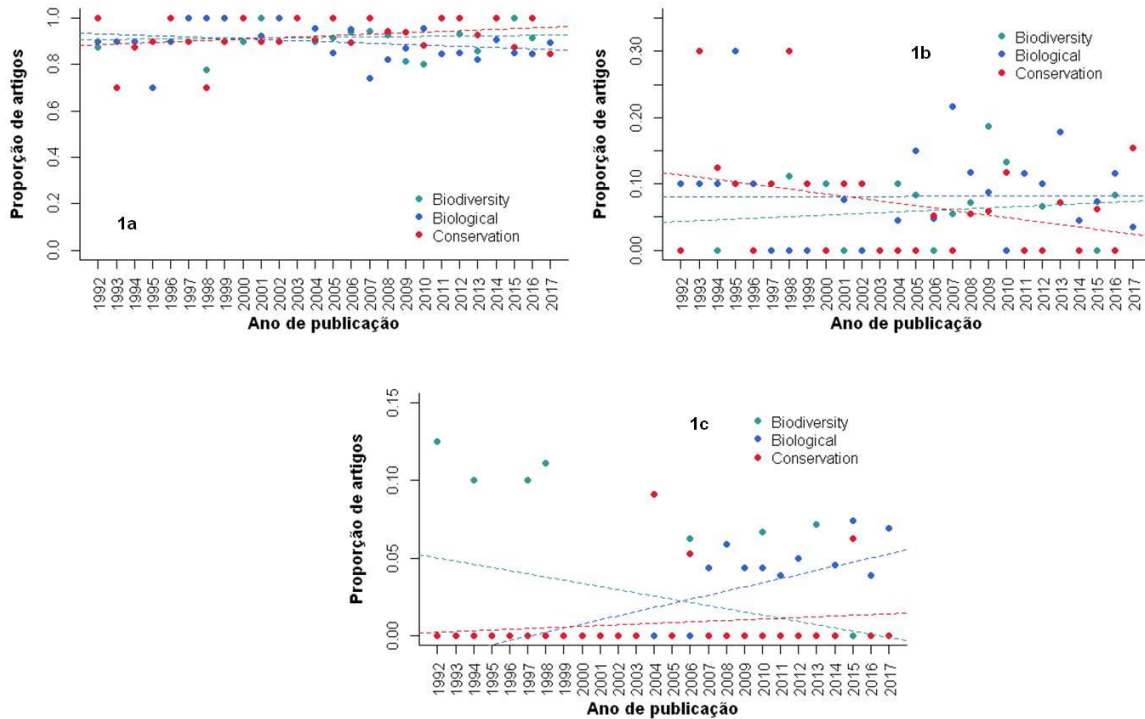
**Figura S2.** Relação entre o ano de publicação e a amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation*, *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation*, considerando as categorias de valores atribuídos aos alvos de conservação. Total: total de artigos que apresentaram ao menos uma recomendação para a conservação; Ausente: nenhum valor é identificado; Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; Presente: valores de existência ou uso medidos.

FIGURA S3



**Figura S3.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação considerando as três revistas: *Biological Conservation*, *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation* (amostra 10% ou pelo menos 10). 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação.

**FIGURA S4**



**Figura S4.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação considerando as três revistas: *Biological Conservation*, *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation* (amostra 10% ou pelo menos 10). 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos.

## **CAPÍTULO 2**

**Vieses taxonômicos em 45 anos de pesquisa em biologia da conservação: a perspectiva ética depende do que estudamos?**

## RESUMO

As decisões sobre quais grupos taxonômicos incluir em estudos de Biologia da Conservação (BC) dependem de diversos fatores éticos, socioeconômicos e ecológicos. O alto valor de existência de vertebrados de maior porte e de grupos filogeneticamente mais próximos aos humanos ou com sistemas nervosos mais complexos é um dos fatores que pode gerar vieses taxonômicos em favor desses grupos taxonômicos. No entanto, alguns estudos apontam que a conservação direcionada para vertebrados não garante a conservação de outros táxons, ou mesmo de funções e serviços ecossistêmicos. Dessa forma, torna-se importante avaliar os vieses taxonômicos em BC em uma escala temporal mais ampla. Nesse estudo avaliamos a evolução dos vieses taxonômicos em estudos de conservação desde o final dos anos 60 até os dias atuais. Para isso incluímos os artigos publicados em três das principais revistas de conservação (*Biological Conservation*, *Biodiversity & Conservation*, *Conservation Biology*). Investigamos tanto mudanças na abrangência taxonômica quanto na escolha de grupos específicos. Além disso, examinamos a relação entre a escolha dos grupos taxonômicos e a perspectiva ética (biocêntrica x antropocêntrica) adotada nos estudos. Em relação à abrangência taxonômica, encontramos uma maior proporção e incremento de estudos que incluem somente uma espécie ou pelo menos duas ordens em relação à estudos com abrangência taxonômica intermediária. Também encontramos um incremento temporal maior na proporção de estudos com animais em relação aos estudos com plantas. No entanto, este viés desaparece quando ponderamos o número de estudos pelo número de espécies conhecidas. Para animais, ao longo do tempo, encontramos um aumento no viés positivo de publicação para os vertebrados em relação aos invertebrados. Para o contraste animais x plantas, encontramos uma maior proporção de justificativas e valores mais biocêntricos para os animais. Além disso, observamos um crescimento para justificativas antropocêntricas para invertebrados e uma diminuição nas mesmas para vertebrados. Dessa forma, os resultados do presente estudo revelam a relação entre vieses taxonômicos e perspectivas éticas em BC.

## INTRODUÇÃO

Diversos estudos têm mostrado que os pesquisadores da área de *BC* trabalham predominantemente com vertebrados, os quais constituem o foco de 54% a 75% dos estudos (Clark and May, 2002; Deikumah et al., 2014; Fazey et al., 2005b; Griffiths and Dos Santos, 2012; Lawler et al., 2006; Seddon et al., 2005; Trimblet and van Aarde, 2012; Velasco et al., 2015). Já o percentual de estudos em *BC* com plantas varia entre 15 e 35%, enquanto o percentual com invertebrados fica em torno de 10%. Estudos com fungos, líquens e microrganismos são menos frequentes ainda, representando menos de 1% na maior parte dos estudos que buscaram avaliar estes vieses taxonômicos (Fazey et al., 2005b; Griffiths and Dos Santos, 2012; Klironomos, 2002; Velasco et al., 2015). Embora tenham sido feitas algumas comparações pontuais entre diferentes anos (Bonnet et al., 2002; Griffiths and Dos Santos, 2012; Lawler et al., 2006; Velasco et al., 2015), nenhum estudo até o momento analisou variações nos vieses taxonômicos em estudos de conservação ao longo de várias décadas. Os poucos estudos sobre tendências temporais nos vieses taxonômicos identificaram aumento nos estudos de conservação com anfíbios (Clark and May, 2002) e microrganismos (Griffiths and Dos Santos, 2012), e redução nos estudos com mamíferos (Lawler et al., 2006). No entanto, devido à reduzida escala temporal dos mesmos, não se pode dizer que tais vieses temporais são realmente consistentes.

Dessa forma, parece haver um viés taxonômico importante em estudos da *BC*. Este viés provavelmente está associado, pelo menos em parte, ao investimento de recursos para ações de conservação de animais mais carismáticos e mais complexos (Bajomi et al., 2010; Czech et al., 1998; Laycock et al., 2011; Negrón-Ortiz, 2014; Tear et al., 1995; Théberge and Nocera, 2014; Walsh et al., 2012). De fato, o uso dessas espécies emblemáticas para atrair recursos para a conservação é defendido por parte dos conservacionistas (Verissimo et al., 2011) e vem sendo praticado pelas ONGs internacionais de conservação há muitos anos (Smith et al., 2012). Segundo os mesmos, o uso desses táxons maximizaria os investimentos em conservação e acabaria promovendo a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos que vivem na mesma área das espécies emblemáticas (Walpole and Leader-

Williams, 2002). Isso deve ocorrer porque vertebrados apresentam maiores áreas vida e são mais exigentes em termos de recurso, atuando assim como “guarda-chuvas” para a conservação de outros táxons (Verissimo et al., 2011). Essas espécies também são consideradas “espécie-chave” e a sua conservação garantiria a manutenção de funções e serviços ecossistêmicos (Simberloff, 1998). No entanto, existem limitações na aplicação dessa estratégia para a conservação porque algumas características que determinam o carisma das espécies não tem qualquer relação com a importância ecológica ou econômica das mesmas (Colléony et al., 2017; Entwistle, 2012; Senzaki et al., 2017; Simberloff, 1998). Estudos apontam que as ações de conservação direcionadas para um ou poucos táxons carismáticos não foram eficientes para garantir a conservação de outros táxons ecologicamente ou economicamente importantes (Breckheimer et al., 2014; Di Minin and Moilanen, 2014; Entwistle, 2012; Linnell et al., 2000; Negrón-Ortiz, 2014; Simberloff, 1998). Além disso, embora vertebrados atraiam mais recursos também exigem ações mais custosas de conservação do que outros táxons como as plantas e invertebrados (Negrón-Ortiz, 2014). Outro aspecto negativo apontado é que reforçar insistentemente a necessidade de investir na conservação das espécies carismáticas promove uma maior depreciação de outras espécies menos carismáticas junto à sociedade (Douglas and Winkel, 2014). Os serviços ecossistêmicos, que em grande parte dependem de diversas espécies ou de grupos funcionais de invertebrados e plantas (Harrison et al., 2014) também não seriam necessariamente conservados com a aplicação de recursos para conservação de espécies emblemáticas (Zhang et al., 2018). Além disso, temos as incongruências espaciais nos mapas globais de priorização de conservação entre diferentes grupos, tais como anfíbios, peixes e corais (Halpern et al., 2005; “IUCN 2016,” 2016; Lawler et al., 2006).

Outra discussão relacionada ao uso de espécies emblemáticas a fim de atrair recursos para a conservação é em que nível de abrangência taxonômico devem ser recomendadas e realizadas as ações de conservação. Um editorial na *Conservation Biology* salienta que a revista dá preferência para artigos com maior abrangência taxonômica e que estudos com focados em somente uma espécie precisam estar relacionadas a novas teorias aplicáveis para outros

táxons (Burgman et al., 2015). Um dos problemas de recomendar a conservação em apenas uma espécie é que podem surgir demandas conflitantes entre os planos de conservação de duas ou mais espécies em uma mesma área de manejo (Delibes-mateos, 2015; Morrison et al., 1996). Além disso, a maior parte dos serviços ecossistêmicos como aqueles que regulam a qualidade e disponibilidade da água, a qualidade do ar, controle da erosão, recreação associada a paisagens, a captura de carbono, polinização e controle biológico dependem predominantemente das comunidades. Apenas a produção de madeira, o pescado e a recreação proporcionada pelas espécies carismáticas são serviços que dependem, em grande parte, de uma única espécie (Harrison et al., 2014). Apesar disso, alguns estudos indicam que as publicações as quais abrangem apenas uma espécie são mais frequentes em relação a níveis taxonômicos ou ecológicos mais abrangentes em revistas de *BC* (Fazey et al., 2005a; Griffiths and Dos Santos, 2012; Velasco et al., 2015).

Além disso, nenhum estudo até o momento buscou avaliar se os vieses taxonômicos observado em estudos de *BC* estão relacionados à vieses éticos. Estes últimos podem ser acessados através das justificativas e valores apresentados pelos autores para as ações de conservação dos grupos investigados. Em um estudo anterior (veja Capítulo 1), vimos que a perspectiva ética biocêntrica ainda é dominante na *BC*, apesar da consolidação da abordagem de serviços ecossistêmicos com viés mais antropocêntrico a partir dos anos 90. Este cenário é acompanhado por uma perspectiva recente ainda mais biocêntrica que tem defendido a ideia de que independente das razões, a finalidade das perspectivas biocêntricas e antropocêntricas seria conservar a biodiversidade (Flores and Clark, 2001; Hunter et al., 2014; Loreau and B, 2010; Marvier, 2014; Tallis and Lubchenco, 2014). Se essa é a perspectiva predominante e o objetivo dos pesquisadores em *BC* é maximizar a conservação de todas as espécies, a conservação de táxons filogeneticamente mais distantes e menos complexos como as plantas deve estar mais relacionada com os valores instrumentais desses táxons.

Por outro lado, dentre os animais, os vertebrados são considerados mais carismáticos e podem ter sua conservação defendida somente com base no seu direito à existência. Isso porque esses organismos mais complexos e

filogeneticamente mais próximos da espécie humana possuem alto valor de existência e apelo social para a conservação (Colléony et al., 2017; McGinlay et al., 2017; Richardson and Loomis, 2009). Dessa forma, nenhuma justificativa baseada em valores instrumentais para as ações de conservação de organismos mais complexos seria necessária, pois presume-se que o bem-estar dos mesmos é um dever moral auto justificável. Já os invertebrados, por outro lado, são em geral animais pouco carismáticos e com baixo valor de existência. De fato, muitos são associados a à transmissão de doenças e ambientes insalubres, o que reduz ainda mais a percepção sobre o valor ecológico dos mesmos (Kellert, 1993). Portanto, devido a impossibilidade do uso dos valores de existência para defender sua conservação, argumentos baseados em serviços ecossistêmicos ou valores instrumentais como a polinização e o controle biológico seriam mais usados como justificativas para a conservação.

O presente estudo tem como objetivo geral avaliar a evolução dos vieses taxonômicos em estudos de conservação desde o final dos anos 60 até os dias atuais. Para investigar essa lacuna de conhecimento iremos examinar tanto mudanças na abrangência taxonômica quanto mudanças na escolha de grupos específicos. Além disso, iremos examinar a relação entre a escolha dos grupos taxonômicos e a perspectiva ética (biocêntrica ou antropocêntrica) adotada nos estudos de *BC*. A comparação de viés taxonômico será feita por meio de dois contrastes: (1) animais x plantas, e (2) vertebrados x invertebrados. Baseado no pressuposto de que o valor de existência de uma espécie é em grande parte determinado pela complexidade do sistema nervoso e a proximidade filogenética com a espécie humana, nossa predição é de um viés positivo para animais em relação à plantas e vertebrados em relação aos invertebrados. Usando o mesmo pressuposto, esperamos encontrar justificativas e valores mais biocêntricos para os animais quando comparados às plantas e para vertebrados quando comparados aos invertebrados. Quanto ao nível de abrangência taxonômica, nossa expectativa é de que haverá um aumento na proporção de justificativas a valores antropocêntricos com o aumento da abrangência taxonômica. Esta expectativa está baseada no fato de que os estudos focados em uma ou poucas espécies só são bem aceitos pela comunidade de pesquisadores em *BC* quando o grupo taxonômico estudado apresenta alto valor de existência ou seja, quando

os estudos focam em espécies com sistema nervoso mais complexo ou filogeneticamente próximas da espécie humana.

## **MÉTODOS**

### **Dados**

Utilizamos neste estudo os dois conjuntos de dados usados no Capítulo 1 da presente tese. O primeiro conjunto de dados inclui artigos da *Biological Conservation* publicados desde 1969. Já o segundo conjunto inclui 10% ou 10 artigos por ano para três das principais revistas de conservação (*Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992)). Somente artigos propondo alguma ação de conservação foram incluídos. Para cada artigo, coletamos as seguintes informações: (a) nome da publicação; (b) ano da publicação; (c) reino do táxon alvo da conservação; (d) nível taxonômico de abrangência do estudo em quatro categorias de menor para maior abrangência: 1) somente uma espécie, 2) mais de uma espécie da mesma família, 3) mais de uma família dentro da mesma ordem, 4) duas ou mais ordens. Os artigos que incluíram animais foram classificados entre aqueles que incluíram vertebrados e os que incluíram invertebrados.

Agrupamos os alvos de conservação de acordo com seis reinos: Protozoa, Animalia, Plantae, Fungi, Bacteria e Chromista (Cavalier-Smith, 1998). Todos os estudos (somente 18) que não incluíram animais ou plantas tiveram como foco os fungos. Dessa forma, consideramos apenas animais e plantas em nossas análises. Fizemos as análises considerando o número de artigos em cada categoria taxonômica por ano e esse mesmo número ponderado pela proporção de espécies conhecidas no mundo para os táxons. De acordo com a IUCN (IUCN, 2018), 78% das espécies conhecidas são animais (75% invertebrados; 3% vertebrados) e 18% são plantas.

### **Crítérios de classificação**

O nível de antropocentrismo associado ao pressuposto ético dos artigos foi definido de acordo com os critérios de “justificativa” e “valor” conforme descrito no Capítulo 1 desta tese (ver Tab. 1 do Capítulo 1).

## **Análise de dados**

Avaliamos a variação na quantidade de artigos em a) cada categoria do nível taxonômico, b) para animais e plantas e c) para vertebrados e invertebrados (com e sem ponderação pela proporção de espécies conhecidas no mundo) por meio de uma ANCOVA na qual as categorias foram usadas como variáveis categóricas explanatórias e o ano de publicação foi usado como covariável. Para isso, utilizamos o pacote *Stats* do software R (R Development Core Team, 2008). Para o nível taxonômico, uma vez verificada a interação entre o ano da publicação e as categorias de nível, usamos testes de Tukey para verificamos par a par se os *slopes* dessas categorias. Para isso, utilizamos o pacote *Lsmeans* (Lenth, 2016) para software R. As mesmas análises foram feitas para os dois conjuntos de dados (Todos os artigos da *Biological Conservation* e 10% ou 10 artigos por ano das três revistas). Quando necessário, foi aplicada a transformação *log* a fim de satisfazer os pressupostos da análise.

Para saber se existe diferença na taxa de crescimento na proporção de artigos em cada categoria dos critérios Justificativa e Valor entre os dois extremos de abrangência taxonômica (Espécie e > Ordem até Reino); animais e plantas e dentre animais, para vertebrados e invertebrados, fizemos uma ANCOVA. A proporção foi a razão entre o número de artigos em cada categoria de cada critério pelo total de artigos na categoria taxonômica avaliada.

## RESULTADOS

### ***Abrangência taxonômica***

Para os 2654 artigos da *Biological Conservation* (desde 1969) avaliados no presente estudo foi possível identificar o nível taxonômico em 71% dos casos (n=1876). Encontramos um viés de estudos focados em uma espécie (46,5%; n=872), seguido por estudos focados em níveis mais abrangentes (> Ordem: 34,8%; n=652). Quanto aos níveis taxonômicos intermediários, somente 8,4% e 10,5% abrangeram, respectivamente, mais de uma espécie dentro de uma mesma família (n=157) ou pelo menos duas famílias dentro da mesma ordem (n=195). Considerando a amostragem de artigos (n=741) para o conjunto das três revistas (*Biological Conservation*, *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation*), observamos proporções semelhantes para os níveis de abrangência taxonômica dos estudos: 40,4% (n=300) estudaram uma espécie; 9,3% (n= 69) estudaram mais de uma espécie dentro de uma mesma família; 10,2% estudaram duas ou mais famílias dentro da mesma ordem, e 39,9% (n=296) estudaram mais de uma ordem. Encontramos um efeito do ano de publicação sobre o viés de abrangência taxonômica dos estudos, com um incremento desproporcional de estudos voltados para menor (somente uma espécie) e maior abrangência (> Ordem) taxonômica em relação aos estudos com abrangência intermediária (Tabs. 1 e 2; Fig. 1). O mesmo resultado foi encontrado quando analisamos o conjunto de artigos para as três revistas (Material Suplementar: Tabs. S1 e S2; Fig. S1).

Quanto à relação entre a abrangência taxonômica e pressuposto ético, não houve diferença na proporção de artigos tanto para as categorias de *justificativa* quanto para as categorias de *valor* quando comparamos os estudos com menor e maior abrangência taxonômica com o passar dos anos (Tab. 3; Figs. 2 e 3). Os resultados encontrados para a conjunto de artigos da *Biological Conservation* foram qualitativamente semelhantes aqueles para os estudos das três revistas (Material Suplementar: Tab. S3; Figs. S2 e S3). Independente do nível de abrangência taxonômica, observamos um aumento nas categorias mais biocêntricas da *justificativa* e *valor* e da categoria mais antropocêntrica de *valor*

bem como uma diminuição na proporção de artigos da categoria parcial de *valor* ao longo dos anos para os dois conjuntos de dados (Tab. 3; Figs. 2 e 3) (Material Suplementar: Tab. S3; Figs. S2 e S3).

### ***Animais x Plantas***

Considerando os 2014 artigos publicados na *Biological Conservation* para os quais foi possível identificar o reino dos organismos estudados, encontramos um forte viés para estudos que incluem animais (80,1%; n=1613) em relação a plantas (19,0%; n=383). O viés foi ainda mais pronunciado quando comparamos animais e plantas com os outros reinos (somente fungos: <1%; n=18). Quando consideramos as três revistas, identificamos o reino em 868 artigos e observamos proporções semelhantes para animais (76,8% ;n= 667), plantas (23,1%; n=201) e fungos (<1%; n=5).

Quanto ao viés temporal, observamos um maior número de estudo para animais em relação as plantas para artigos publicados na *Biological Conservation* (Tab. 1; Fig. 4). O mesmo foi observado para o conjunto de dados das três revistas (Material Suplementar Tab. S1; Fig S4). Além disso, observamos um incremento maior de estudos com animais em relação às plantas, para os dois conjuntos de dados ao longo do tempo (Tab. 1; Fig. 4; Material Suplementar: Tab. S1; Fig. S4). No entanto, quando ponderamos o número de artigos pela proporção de espécies conhecidas para o táxon, não observamos diferença entre animais e plantas para os artigos publicados na *Biological Conservation* (Tab. 1; Fig. 4). Para o conjunto das três revistas, o número de artigos ponderado pela proporção de espécies conhecidas é maior para plantas em relação aos animais ao longo do tempo. No entanto, não observamos diferença na taxa de crescimento entre os dois grupos para esse conjunto de dados (Material Suplementar: Tab. S1; Fig. S4)

Para artigos publicados na *Biological Conservation*, não encontramos diferença de pressupostos éticos entre animais e plantas para as diferentes categorias de “justificativa” e “valor” com o passar dos anos (Tab. 3; Figs. 5 e 6).

Embora tenhamos observado um aumento na proporção de artigos com justificativas e valores mais biocêntricos, uma diminuição na proporção de artigos na categoria intermediária de “valor” e um aumento na categoria mais antropocêntrica do mesmo critério com o passar dos anos, as mudanças não foram diferentes entre animais e plantas (Tab. 3; Figs 5 e 6). O mesmo aconteceu para o conjunto das três revistas, com exceção dos artigos mais biocêntricos quanto à “justificativa” e ao “valor”, nos quais encontramos uma proporção maior de animais em relação às plantas. Para esses, não encontramos diferença quanto à taxa de incremento na proporção artigos entre animais e plantas ao longo do tempo. (Material Suplementar: Tabela S3; Figs. S5 e S6). Também encontramos uma diminuição na proporção de artigos na categoria mais antropocêntrica da “justificativa” e intermediária de “valor” independentemente de incluírem animais ou plantas (Material Suplementar: Tabela S3; Figs. S5 e S6).

### ***Vertebrados x Invertebrados***

Entre os artigos publicados na *Biological Conservation* que propuseram ações de conservação envolvendo animais, 84% incluíram vertebrados (n=1341) e somente 16% incluíram invertebrados (n=250), relevando assim um claro viés negativo em relação aos animais menores e geralmente menos carismáticos. Para o conjunto das três revistas identificamos 78,7% (n= 516) de vertebrados e 21,2% (n= 139) de invertebrados nos 655 estudos com animais em que foi possível identificar.

Quanto ao viés de publicação ao longo dos anos, observamos um incremento maior no número de estudos que incluem vertebrados em relação aos invertebrados tanto em artigos publicados desde 1969 na *Biological Conservation* quanto em artigos publicados nas três revistas (Tab. 1; Fig. 7; Material Suplementar: Tab. S1; Fig. S7). Quando ponderamos o número de artigos pelo número de espécies conhecidas no mundo para os táxons, essa diferença se amplia e confirma o viés negativo em relação aos invertebrados

para os dois conjuntos de dados (Tab. 1; Fig. 7; Material Suplementar: Tab. S1; Fig. S4).

Em relação à perspectiva ética, encontramos um maior incremento na proporção de estudos com invertebrados para as categorias mais biocêntricas de *justificativa* e *valor*. Com isso, por volta de 2005, a proporção de estudos com invertebrados para essas categorias se tornou maior do que a de vertebrados. Os mesmos resultados foram encontrados para os dois conjuntos de dados (Tab. 3; Figs. 8 e 9; Material Suplementar: Tab. S3; Figs. S8 e S9). Para a categoria mais antropocêntrica da *justificativa* observamos um incremento na proporção de estudos com invertebrados diferente do decréscimo encontrado para vertebrados ao longo do tempo para artigos da *Biological Conservation*. (Tab. 3; Fig. 8). Para a amostra das três revistas, nenhum artigo atribuiu valor aos invertebrados. Além disso, para a categoria intermediária de *valor*, observamos um decréscimo maior para a proporção de artigos com vertebrados em relação aos invertebrados ao longo do tempo (Material Suplementar: Tab. S1; Fig. 9). Independente do táxon, observamos um aumento na proporção de artigos que atribuíram valores para a conservação de animais ao longo do tempo para *Biological Conservation* Tab. 3; Fig. 9).

## DISCUSSÃO

### ***Abrangência taxonômica***

Entre 40% e 47% dos estudos publicados em três das principais revistas de *BC* desde 1969 incluem somente uma espécie. Este viés de abrangência é especialmente prevalente entre vertebrados, para os quais mais da metade (52,4%) dos estudos incluem somente uma espécie, enquanto entre os estudos sobre invertebrados a proporção artigos que incluem somente uma espécie e quase a metade (27,3%). Além disso, dentre os vertebrados, mais de 60% dos estudos com uma espécie tem como grupo focal aves ou mamíferos, táxons mais populares para os quais os estudos possuem menor embasamento conceitual quando comparado com outros vertebrados menos carismáticos (Bonnet et al., 2002). Assim, apesar de algumas publicações enfatizarem que priorizam estudos com níveis maiores de abrangência taxonômica e que a publicação de estudos com uma espécie estaria condicionada a novidade, relevância ou valor como bioindicador (Burgman et al., 2015), observamos uma grande e crescente publicação de estudos com apenas uma espécie. Estes resultados mostram que grande parte das recomendações para a conservação está baseada no conhecimento produzido a partir do estudo de uma espécie de vertebrado, na maior parte de aves e mamíferos. E provavelmente refletem os investimentos em conservação com base no valor de existência de espécies emblemáticas e uma demanda social pela conservação prioritária desses organismos (Colléony et al., 2017; McGinlay et al., 2017; Verissimo et al., 2011) Estudos com mais de uma ordem representam cerca de 35% do total de artigos analisados na *Biological Conservation* desde 1968 e cerca de 40% do total de artigos amostrados nas três revistas. Além disso, estes estudos com maior abrangência também apresentaram maior incremento no número de publicações ao longo dos anos quando comparados à estudos com abrangência intermediária (> 1 espécie dentro da mesma ordem). No entanto, não diferem em relação aos estudos com apenas uma espécie. Observamos também uma grande porcentagem de estudos sobre vertebrados com maior abrangência taxonômica (31,4%). No entanto, a proporção de aves e mamíferos nesse nível taxonômico é menor (< 40,0%).

Assim, essa perspectiva deve estar mais relacionada com a ideia de que estudar várias espécies garante uma convergência maior nos planos de manejo e manutenção de funções ecossistêmicas dependentes de várias espécies (Harrison et al., 2014). Uma vez que um dos problemas da abordagem com uma única espécie é que a área de vida das espécies é sobreposta no espaço e a elaboração de vários planos de manejo individuais podem produzir demandas conflitantes para a conservação das espécies (Delibes-mateos, 2015; Morrison et al., 1996). Dessa forma, parece que duas abordagens contrastantes em *BC* no que se refere à abrangência taxonômica predominam desde 1969. Elas devem estar refletindo duas demandas de informação: (1) o valor de existência das espécies emblemáticas para atrair mais recursos para a conservação, e (2) as metas de conservação para outros táxons. Além disso, a partir da conservação direcionada para níveis taxonômicos mais abrangentes aumentam as chances de manutenção de funções e serviços ecossistêmicos. Sabemos que alguns serviços ecossistêmicos podem ser providos pelas populações de uma única espécie. No entanto, grande parte dos serviços é provida pelo conjunto de espécies do local, ao mesmo tempo (e.g., purificação da água, controle de erosão, estoque de carbono) ou por grupos (e.g., polinização, controle biológico de pragas agrícolas) (Cardinale et al., 2012; Harrison et al., 2014).

Com relação à perspectiva ética, não observamos diferenças quanto às justificativas apresentadas para a conservação e a atribuição de valores econômicos para os alvos de conservação entre os dois extremos de abrangência taxonômica (i.e., espécie x pelo menos duas ordens). Isso pode estar relacionado ao fato de que a maior parte dos estudos com invertebrados menos carismáticos apresentou abrangência taxonômica intermediária (53,4%), provavelmente devido à dificuldade de se amostrar e identificar espécies de várias ordens de insetos em um mesmo estudo. De fato, grande parte dos estudos nas categorias extremas de abrangência taxonômica incluiu nove vezes mais vertebrados do que invertebrados, proporção maior do que a observada nas categorias intermediárias. Dessa forma, táxons mais carismáticos para os quais a conservação se tornou um dever moral, predominaram nos dois extremos de abrangência taxonômica.

A diferença está na maior presença de aves e mamíferos com alto valor de existência (63,0%) em estudos que abrangeram apenas uma espécie. No entanto, isso não parece ter resultado em uma proporção maior de justificativas e valores biocêntricos nessa categoria. Então, apesar da expectativa de que estudos com maior abrangência taxonômica possam estar mais relacionados a abordagens mais antropocêntricas devido a presença de táxons menos carismáticos, não observamos este viés nos estudos. Outra forma de abordar a questão é esperar que estudos com maior abrangência taxonômica estejam relacionados com a abordagem de serviços ecossistêmicos, os quais dependem predominantemente de um conjunto de espécies. No entanto, pode ser que esses estudos mais antropocêntricos não façam necessariamente um recorte taxonômico, mas sim um recorte em termos de escala espacial, direcionando a conservação para a paisagem ou determinados grupos funcionais. Para melhor avaliar se estudos com maior nível de abrangência são mais antropocêntricos pode ser importante considerar também o nível de organização ecológica do alvo de conservação.

### ***Animais X Plantas***

O viés taxonômico já reconhecido em estudos na área de BC vem se ampliando com o passar dos anos. Não encontramos nenhum artigo que faça recomendações específicas para a conservação de microrganismos e estudos com fungos são menos de 1%. Assim, as ações de conservação não são direcionadas e não consideram as peculiaridades desses grupos bastante diversos e importantes para a manutenção de serviços ecossistêmicos (Klironomos, 2002; Parker, 2010). Além disso, observamos um maior incremento na taxa de artigos que estudam animais em relação aos que estudam plantas. O já conhecido viés para estudos em BC continua se ampliando quando comparamos os dois táxons. Sob essa perspectiva, uma vez que dentre outros fatores, a pesquisa em conservação influencia o investimento de recursos e o desenvolvimento das ações de conservação, deve existir um viés que favorece a conservação dos animais em relação às plantas (Martín-lópez et al., 2009). Nos Estados Unidos, mesmo com alto nível de ameaça em relação aos vertebrados e um custo menor de conservação, somente 5% dos recursos

disponíveis é aplicado para a conservação de plantas (Negrón-Ortiz, 2014). Uma vez que nem sempre o investimento em conservação de animais carismáticos resulta na conservação dos outros táxons, parece existir uma incongruência entre a produção de conhecimento, a aplicação dos recursos em conservação e as metas globais de conservação (CDB, 2010; IUCN, 2018; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Essas metas incluem garantir a conservação das espécies ameaçadas de extinção e, das espécies avaliadas em 2018, as plantas estão entre os grupos mais ameaçados (74% das dicotiledôneas avaliadas e 33% das espécies de gimnospermas existentes estão ameaçadas) (Vié et al., 2009). Além disso, as plantas são essenciais para a manutenção do funcionamento e provimento de serviços ecossistêmicos para as populações humanas (Gascon et al., 2015; Harrison et al., 2014), os quais também fazem parte das metas globais de conservação (CDB, 2010; Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Outra forma de considerar o viés taxonômico é ponderar o número de artigos pela proporção de espécies conhecidas em cada táxon no mundo. Embora essa abordagem tenha limitações quanto à variação entre as proporções de espécies conhecidas no espaço e no tempo, deve ser uma estimativa razoável para entender o quanto a proporção de estudos se distancia da proporção de espécies conhecidas para cada táxon. Quando fizemos essa ponderação, verificamos que não existe diferença no número de artigos que estudaram plantas e animais publicados na *Biological Conservation*. Para o conjunto das três revistas, observamos uma maior proporção de estudos com plantas em relação aos animais. Isso demonstra que, embora em número de artigos exista um grande viés taxonômico quando comparamos animais e plantas, se ponderamos pela proporção de espécies conhecidas no mundo, esse viés desaparece ou até mesmo se inverte. No que se refere à questão ética, quando consideramos as três revistas, observamos uma maior proporção de estudos mais biocêntricos para animais em relação a plantas sem diferença no incremento ao longo dos anos. Para os artigos da *Biological Conservation*, não observamos diferença na proporção de justificativas biocêntricas para animais e plantas. Dessa forma, o viés biocêntrico encontrado nos estudos com animais é determinado pelas publicações nas outras duas revistas: *Conservation Biology* e *Biodiversity and Conservation*. A maior proporção de ausência de justificativas

para estudos com animais em relação às plantas indica que para táxons mais próximos filogeneticamente e com sistema nervoso desenvolvido (grande parte dos estudos foi com vertebrados) existe uma menor necessidade de justificar a conservação. E isso deve estar relacionado com uma perspectiva biocêntrica em que a conservação de animais complexos e filogeneticamente próximos é um dever moral e a sua conservação e bem-estar é inquestionável (Palmer et al., 2014).

Para as outras categorias de “justificativa” e “valor”, não encontramos diferença na proporção de artigos que estudaram animais e plantas. Assim, apesar das plantas serem reconhecidas como essenciais para a manutenção de serviços ecossistêmicos muito importantes e terem menor valor de existência do que os animais, não observamos uma maior quantidade de estudos que justificam a conservação delas com base nesses valores instrumentais. Da mesma forma, não houve uma proporção maior de valores econômicos identificados ou medidos para plantas em relação aos animais. O que observamos foi um aumento na proporção dos estudos que não justificaram a conservação independente do táxon, para artigos da *Biological Conservation* com o passar do tempo. Também encontramos um aumento da proporção de estudos com “valor” mais biocêntrico. Dessa forma, a análise desse subconjunto de dados sem o efeito do incremento natural no número de publicações ao longo dos anos, corrobora a ideia de que os estudos em conservação estão ficando cada vez mais biocêntricos (veja Capítulo 1). Além disso, observamos um decréscimo dos estudos que identificaram valores econômicos para a conservação e um aumento daqueles que valoraram os alvos de conservação na *Biological Conservation*. Isso também concorda com a ideia de que recentemente a abordagem de serviços ecossistêmicos foi incorporada na *BC*. A disponibilidade de novas ferramentas está levando os autores a medir a magnitude do bem-estar que as espécies podem gerar para os seres humanos, ao invés de somente identificarem os valores instrumentais de animais e plantas. Quando analisamos as três revistas (amostra de 10% da *Biological Conservation* e as outras duas) não observamos um efeito do ano sobre a proporção de artigos em que os alvos valorados. Isso indica que a incorporação das ferramentas de

valoração dos serviços ecossistêmicos tem sido maior em publicações da *Biological Conservation*.

### **Vertebrados X Invertebrados**

Dentre os animais, encontramos um crescente viés em que predominam as publicações de vertebrados em relação aos estudos com invertebrados ao longo do tempo. Encontramos esse viés para os dois conjuntos de dados, o qual se torna ainda maior pronunciado quando ponderamos o número de publicações pelas espécies conhecidas no mundo. Portanto, uma grande diversidade de invertebrados vem sendo cada vez menos estudada em relação aos vertebrados.

As ações de conservação recomendadas para animais, são em grande parte baseadas no conhecimento de vertebrados. Uma vez que a pesquisa em *BC* determina, em parte, também um viés no desenvolvimento e investimento de recursos financeiros em conservação (Martín-lópez et al., 2009), essa predominância de estudos com vertebrados e os investimentos em conservação parecem não estar em consonância com as metas globais de conservação da biodiversidade (CDB, 2010; Dobson, 2005). Uma hipótese é a de que espécies emblemáticas mais estudadas, em grande parte aves e mamíferos, podem atuar como “guarda-chuva” e atrair investimentos em ações que resultam na conservação de outros táxons (Verissimo et al., 2011) . Além disso, também são espécies altamente ameaçadas e atuam como “espécie-chave” para o funcionamento das comunidades (Simberloff, 1998; Vié et al., 2009). No entanto, vários estudos apontaram as limitações dessas abordagens porque os vertebrados nem sempre são bons indicadores dos impactos antrópicos e, em alguns casos, não têm sobreposição espacial com outros táxons como invertebrados e as plantas. Além disso, o investimento na conservação de vertebrados carismáticos também não garantem a conservação de serviços ecossistêmicos (Zhang et al., 2018). No entanto, alguns táxons de invertebrados como os corais estão cada vez mais ameaçados (11% das espécies conhecidas). Dentre os insetos, táxons essenciais para o fornecimento de serviços ecossistêmicos, 50% das espécies avaliadas estão ameaçadas (Harrison et al., 2014; Vié et al., 2009) Dessa forma, parece essencial repensar

os vieses em publicações em *BC* e direcionar melhor os estudos a fim de subsidiar ações que estejam de acordo com um planejamento integrado da conservação. Talvez a consolidação da abordagem de serviços ecossistêmicos construa em médio prazo uma consciência social mais antropocêntrica, voltada para a conservação prioritária de táxons, comunidades e ecossistemas que gerem bem-estar para as populações humanas. Uma vez que o apelo social é determinante para a escolha dos táxons de estudos pelos pesquisadores em *BC*, é esperado que surjam novos interesses em pesquisar animais menos carismáticos e determinantes para a manutenção de serviços como a polinização, qualidade do ar e da água, captura de carbono e controle biológico. Quanto ao viés ético, encontramos um incremento maior para invertebrados em relação a vertebrados para as categorias mais biocêntricas de “justificativa” e “valor”. Essa proporção fica maior para eles em relação aos vertebrados, a partir de 2005 para os dois conjuntos de dados. Para as justificativas mais antropocêntricas, também encontramos um aumento no número de estudos com invertebrados além de um decréscimo nos estudos com vertebrados, ao longo do tempo e para os dois conjuntos de dados. A princípio esses dois resultados podem parecer contraditórios. No entanto, os dois podem ser explicados pela inserção da abordagem dos serviços ecossistêmicos em *BC*. A partir dos anos 90, essa abordagem vem sendo debatida e incorporada conceitualmente na *BC*. Uma das consequências da integração dessa abordagem pode ser que a partir da popularização da abordagem de que os invertebrados são essenciais por e.g. para a polinização e o controle biológico de pragas de culturas, tenham também se tornado mais reconhecidos pela sua importância e o próprio valor de existência deles tenha se elevado. Se isso aconteceu, é esperado que parte dos autores mais biocêntricos deixem de justificar a conservação desses animais porque entendem a sua conservação como inquestionável. Somente a partir de 2005 é que a proporção de estudos com invertebrados em que as justificativas foram biocêntricas ultrapassa os estudos com vertebrados.

Independente do táxon estudado, o subconjunto de estudos com animais também corrobora a ideia geral apresentada no Capítulo 1 de que a partir dos anos 90 houve a incorporação de uma perspectiva mais antropocêntrica embora a biocêntrica continue predominando e esteja crescendo com o passar dos anos.

Com o passar dos anos, cada vez mais observamos um incremento nas categorias biocêntricas de “justificativa” e “valor” acompanhados de um aumento na proporção de estudos que atribuíram valores econômicos aos alvos de conservação e uma diminuição daqueles que somente identificaram os valores. Para os dados das três revistas, não observamos nenhum estudo que atribuiu valor para os invertebrados e dessa forma, parece que os artigos publicados na *Biological Conservation* incorporaram mais a abordagem antropocêntrica em relação às outras revistas.

O nosso estudo incluiu três revistas importantes que direcionam o conhecimento na área de *BC* e, por isso, possuem grande influência sobre a implementação das ações e priorização no investimento de recursos para a conservação. No entanto, sabemos que determinados táxons podem estar sendo direcionados para revistas mais específicas e portanto, esses estudos não foram incluídos na análise. Apesar disso, é essencial entender os vieses taxonômico e ético nessas revistas porque elas constituem uma parte importante do conhecimento produzido com o objetivo de subsidiar as ações de conservação.

## REFERÊNCIAS

- Bajomi, B., Pullin, A.S., Stewart, G.B., Takács-Sánta, A., 2010. Bias and dispersal in the animal reintroduction literature. *Oryx* 44, 358–365. doi:10.1017/S0030605310000281
- Bonnet, X., Shine, R., Lourdaï, O., 2002. Taxonomic chauvinism. *Trends Ecol. Evol.* 17, 1–3. doi:10.1016/S0169-5347(01)02381-3
- Breckheimer, I., Haddad, N.M., Morris, W.F., Trainor, A.M., Fields, W.R., Jobe, R.T., Hudgens, B.R., Moody, A., Walters, J.R., 2014. Defining and Evaluating the Umbrella Species Concept for Conserving and Restoring Landscape Connectivity. *Conserv. Biol.* 28, 1584–1593. doi:10.1111/cobi.12362
- Burgman, M., Jarrad, F., Main, E., 2015. Decreasing geographic bias in Conservation Biology. *Conserv. Biol.* 29, 1255–1256. doi:10.1111/cobi.12589
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Cavalier-Smith, T., 1998. A revised six-kingdom system of life. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 73, 203–266. doi:10.1111/j.1469-185X.1998.tb00030.x
- CDB, 2010. Strategic plan for Biodiversity 2011–2020 [WWW Document]. CDB. URL <https://www.cbd.int/sp/targets/>
- Clark, J.A., May, R.M., 2002. Taxonomic bias in conservation research. *Sci. New Ser.* 297, 191–192. doi:10.1126/science.297.5579.191b
- Cleary, D., 2006. Who needs to spend money on conservation science anyway? *Conserv. Biol.* 20, 1567–1568. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00583\_2.x
- Colléony, A., Clayton, S., Couvet, D., Saint Jalme, M., Prévot, A.C., 2017. Human preferences for species conservation: Animal charisma trumps endangered status. *Biol. Conserv.* 206, 263–269. doi:10.1016/j.biocon.2016.11.035
- Czech, B., Krausman, P.R., Borkhataria, R., 1998. Social Construction, Political Power, and the Allocation of Benefits to Endangered Species. *Conserv. Biol.* 12, 1103–1112. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.97253.x
- Deikumah, J.P., Mcalpine, C.A., Maron, M., 2014. Biogeographical and Taxonomic Biases in Tropical Forest Fragmentation Research. *Conserv. Biol.* 28, 1522–1531. doi:10.1111/cobi.12348
- Delibes-mateos, M., 2015. Conservation conflicts involving mammals in Europe. *Therya* 6, 123–137. doi:10.12933/therya-15-240
- Di Minin, E., Moilanen, A., 2014. Improving the surrogacy effectiveness of charismatic megafauna with well-surveyed taxonomic groups and habitat types. *J. Appl. Ecol.* 51, 281–288. doi:10.1111/1365-2664.12203
- Dobson, A., 2005. Monitoring global rates of biodiversity change: Challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals.

- Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 360, 229–241. doi:10.1098/rstb.2004.1603
- Douglas, L.R., Winkel, G., 2014. The flipside of the flagship. *Biodivers. Conserv.* 23, 979–997. doi:10.1007/s10531-014-0647-0
- Entwistle, A., 2012. Flagships for the future? *Oryx* 34, 239–240. doi:10.1080/17454832.2012.740837
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2005a. What do conservation biologists publish? *Biol. Conserv.* 124, 63–73. doi:10.1016/j.biocon.2005.01.013
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2005b. What do conservation biologists publish? *Biol. Conserv.* 124, 63–73. doi:10.1016/j.biocon.2005.01.013
- Flores, A., Clark, T., 2001. Finging common ground in biological conservation: beyond the antropocentric vs. biocentric controversy. *Yale F&es Bull.* 105, 241–252.
- Gascon, C., Brooks, T.M., Contreras-Macbeath, T., Heard, N., Konstant, W., Lamoreux, J., Launay, F., Maunder, M., Mittermeier, R.A., Molur, S., Al Mubarak, R.K., Parr, M.J., Rhodin, A.G.J., Rylands, A.B., Soorae, P., Sanderson, J.G., Vié, J.C., 2015. The importance and benefits of species. *Curr. Biol.* 25, R431–R438. doi:10.1016/j.cub.2015.03.041
- Griffiths, R.A., Dos Santos, M., 2012. Trends in conservation biology: Progress or procrastination in a new millennium? *Biol. Conserv.* 153, 153–158. doi:10.1016/j.biocon.2012.05.011
- Halpern, B.S., Pyke, C.R., Fox, H., Haney, J.C., Schlaepfer, M., Zaradic, P., 2005. Gaps and Mismatches between Global Conservation Priorities and Spending. *Conserv. Biol.* 20, 56–64. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00258.x
- Harrison, P. a., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., Turkelboom, F., 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191–203. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.006
- Hunter, M.L., Redford, K.H., Lindenmayer, D.B., 2014. The complementary niches of anthropocentric and biocentric conservationists. *Conserv. Biol.* 28, 641–645. doi:10.1111/cobi.12296
- IUCN, 2018. The IUCN Red List of Threatened Species [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org/news/new-red-list-website> (accessed 8.17.18).
- IUCN 2016 [WWW Document], 2016. . IUCN Red List Threat. Species. Version 2016-3. URL <http://www.iucnredlist.org> (accessed 12.23.16).
- Kellert, S., 1993. Values and perceptions of invertebrates. *Conserv. Biol.* 7, 845–855.
- Klironomos, J.N., 2002. Another form of bias in conservation research. *Science* (80-. ). 298, 1.
- Lawler, J.J., Aukema, J.E., Grant, J.B., Halpern, B.S., Kareiva, P., Nelson, C.R., Ohleth, K., Olden, J.D., Schlaepfer, M. a, Silliman, B.R., Zaradic, P., 2006. Conservation science: a 20-year report card. *Front Ecol Env.* 4, 473–480. doi:10.1890/1540-9295(2006)4[473:CSAYRC]2.0.CO;2

- Laycock, H.F., Moran, D., Smart, J.C.R., Raffaelli, D.G., White, P.C.L., 2011. Evaluating the effectiveness and efficiency of biodiversity conservation spending. *Ecol. Econ.* 70, 1789–1796. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.05.002
- Lenth, R. V., 2016. Least-Squares Means: The *R* Package lsmeans. *J. Stat. Softw.* 69. doi:10.18637/jss.v069.i01
- Linnell, J.D.C., Swenson, J.E., Andersen, R., 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: Large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? *Biodivers. Conserv.* 9, 857–868. doi:10.1023/A:1008969104618
- Loreau, M., B, P.T.R.S., 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory 49–60. doi:10.1098/rstb.2009.0155
- Martín-lópez, B., Montes, C., Ramírez, L., Benayas, J., 2009. What drives policy decision-making related to species conservation? *Biol. Conserv.* 142, 1370–1380. doi:10.1016/j.biocon.2009.01.030
- Marvier, M., 2014. A call for ecumenical conservation. *Anim. Conserv.* 17, 518–519. doi:10.1111/acv.12130
- McGinlay, J., Parsons, D.J., Morris, J., Hubatova, M., Graves, A., Bradbury, R.B., Bullock, J.M., 2017. Do charismatic species groups generate more cultural ecosystem service benefits? *Ecosyst. Serv.* 27, 15–24. doi:10.1016/j.ecoser.2017.07.007
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*, Ecosystems. Island Press, Washington, DC. doi:10.1196/annals.1439.003
- Morrison, D. a., Buckney, R.T., Bewick, B.J., Cary, G.J., 1996. Conservation conflicts over burning bush in south-eastern Australia. *Biol. Conserv.* 76, 167–175. doi:10.1016/0006-3207(95)00098-4
- Negrón-Ortiz, V., 2014. Pattern of expenditures for plant conservation under the Endangered Species Act. *Biol. Conserv.* 171, 36–43. doi:10.1016/j.biocon.2014.01.018
- Palmer, C., Mcshane, K., Palmer, C., Mcshane, K., Sandler, R., 2014. Environmental Ethics. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 1, 420–442. doi:10.1146/annurev-environ-121112-094434
- Parker, S.S., 2010. Buried treasure: Soil biodiversity and conservation. *Biodivers. Conserv.* 19, 3743–3756. doi:10.1007/s10531-010-9924-8
- Proença, V., Pereira, H.M., Vicente, L., 2008. Organismal complexity is an indicator of species existence value - Reply. *Front. Ecol. Environ.* 9295, 298–299. doi:10.1890/1540-9295(2008)6
- R Development Core Team, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*.
- Richardson, L., Loomis, J., 2009. The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis. *Ecol. Econ.* 68, 1535–1548. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.10.016
- Seddon, P.J., Soorae, P.S., Launay, F., 2005. Taxonomic bias in reintroduction projects. *Anim. Conserv.* 8, 51–58. doi:10.1017/S1367943004001799

- Senzaki, M., Yamaura, Y., Shoji, Y., Kubo, T., Nakamura, F., 2017. Citizens promote the conservation of flagship species more than ecosystem services in wetland restoration. *Biol. Conserv.* 214, 1–5. doi:10.1016/j.biocon.2017.07.025
- Simberloff, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biol. Conserv.* 83, 247–257. doi:10.1016/S0006-3207(97)00081-5
- Smith, R.J., Veríssimo, D., Isaac, N.J.B., Jones, K.E., 2012. Identifying Cinderella species: Uncovering mammals with conservation flagship appeal. *Conserv. Lett.* 5, 205–212. doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00229.x
- Tallis, H., Lubchenco, J., 2014. Working together: A call for inclusive conservation. *Nature* 515, 27–28. doi:10.1038/515027a
- Tear, T.H., Scott, J.M., Hayward, P.H., Griffith, B., 1995. Recovery Plans and the Endangered Species Act: Are Criticisms Supported by Data? *Conserv. Biol.* 9, 182–195. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09010182.x
- Théberge, E., Nocera, J.J., 2014. Less specific recovery strategy targets for threatened and non-charismatic species at risk in Canada. *Oryx* 48, 430–435. doi:10.1017/S003060531200141X
- Trimblet, M.J., van Aarde, R.J., 2012. Geographical and taxonomic biases in research on biodiversity in human-modified landscapes. *Ecosphere* 3, 1–16. doi:10.1890/ES12-00299.1
- Velasco, D., García-Llorente, M., Alonso, B., Dolera, A., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I., Martín-López, B., 2015. Biodiversity conservation research challenges in the 21st century: A review of publishing trends in 2000 and 2011. *Environ. Sci. Policy* 54, 90–96. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.008
- Verissimo, D., MacMillan, D.C., Smith, R.J., 2011. Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conserv. Lett.* 4, 1–8. doi:10.1111/j.1755-263X.2010.00151.x
- Vié, J.-C., Hilton-taylor, C., Stuart, S.N., 2009. *Wildlife in a changing world-An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland. doi:10.2305/IUCN.CH.2009.17.en
- Walpole, M.J., Leader-Williams, N., 2002. Tourism and flagship species in conservation. *Biodivers. Conserv.* 11, 543–547. doi:10.1023/A:1014864708777
- Walsh, J.C., Watson, J.E.M., Bottrill, M.C., Joseph, L.N., Possingham, H.P., 2012. Trends and biases in the listing and recovery planning for threatened species: an Australian case study. *Oryx* 47, 134–143. doi:10.1017/S003060531100161X
- Wilson, J.R.U., Proches, S., Braschler, B., Dixon, E., Richardson, D.M., 2007. The ( bio ) diversity of society of science reflects the interests The Ecological Society America. *Front. Ecol. Environ.* 5, 409–414. doi:10.1890/060077.01
- Zhang, J., Xu, W., Kong, L., Hull, V., Xiao, Y., Xiao, Y., Ouyang, Z., 2018. Strengthening protected areas for giant panda habitat and ecosystem services. *Biol. Conserv.* 227, 1–8. doi:10.1016/j.biocon.2018.08.016



**Tabela 1.** Parâmetros das ANCOVAs realizadas para avaliar a taxa de mudança no número de artigos entre os níveis de abrangência taxonômica; plantas vs. animais e vertebrados vs. invertebrados, com ou sem ponderação pelo número de espécies conhecidas para o mundo, em artigos da *Biological Conservation* a partir de 1969.

<b>Ponderação</b>	<b>Variáveis</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
	Ano	860.85	<0.001
	Nível Taxonômico	78.98	<0.001
	Ano*Nível Taxonômico	8.29	<0.001
Sem ponderação	Ano	612.41	<0.001
	Animal vs. Planta	118.49	<0.001
	Ano*Animal vs. Planta	14.88	<0.001
Com ponderação	Ano	382.00	<0.001
	Animal vs. Planta	0.261	0.610
Sem ponderação	Ano	577.94	<0.001
	Vertebrado vs. Invertebrado	183.60	<0.001
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	10.95	<0.001
Com ponderação	Ano	361.12	<0.001
	Vertebrado vs. Invertebrado	309.34	<0.001
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	5.56	<0.001

**Tabela 2.** Parâmetros do Teste de Tukey realizado para comparar as taxas de mudança no número de artigos entre os níveis de abrangência taxonômica para artigos da *Biological Conservation* a partir de 1969.

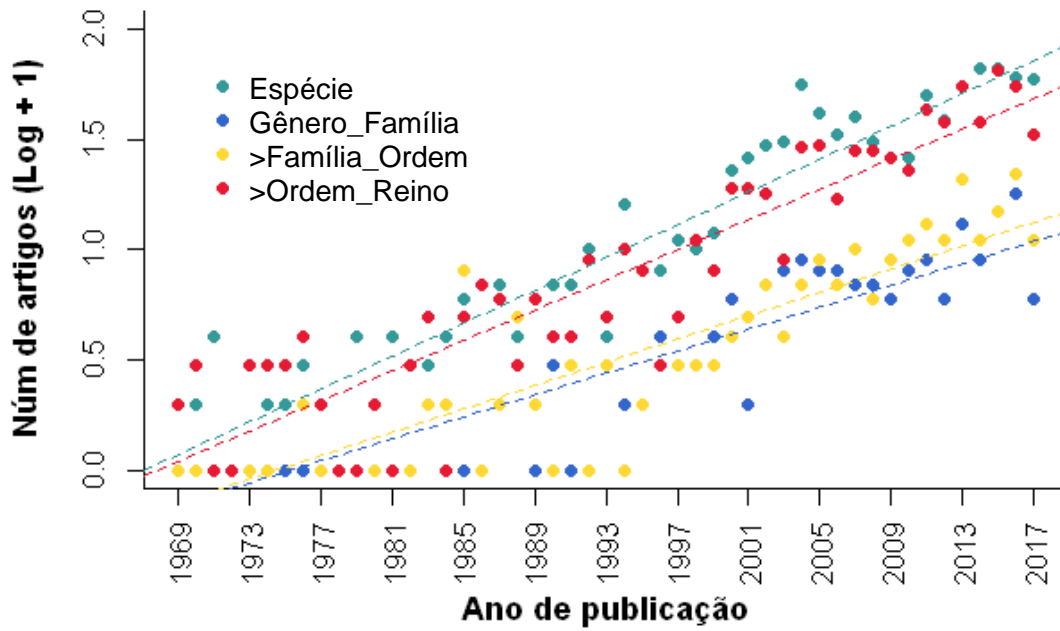
<b>Contraste</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>p</b>
Espécie vs. Gênero até Família	0.0372 vs. 0.0248	<b>0.0002</b>
Espécie vs. >Família até Ordem	0.0372 vs. 0.0264	<b>0.0019</b>
Espécie vs. >Ordem até Reino	0.0372 vs. 0.03436	0.7689
Gênero até Família vs. > Família até Ordem	0.0248 vs. 0.0264	0.9504
> Gênero até Família vs. > Ordem até Reino	0.0248 vs. 0.03436	<b>0.0081</b>
> Família até Ordem vs. > Ordem até Reino	0.0264 vs. 0.03436	<b>0.0388</b>

**Tabela 3.** Parâmetros das ANCOVAs realizadas para avaliar a taxa de mudança da proporção de artigos em cada categoria de Justificativa e Valor entre os níveis extremos de abrangência taxonômica (Espécie vs. > Ordem até Reino); plantas vs. Animais e, vertebrados vs. invertebrados para artigos da *Biological Conservation* a partir de 1969.

<b>Categorias</b>	<b>Variáveis</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Justificativa Ausente	Ano	30.01	<b>&lt;0.001</b>
	Nível Taxonômico	0.32	0.571
Justificativa Parcial	Ano	3.27	0.073
	Nível Taxonômico	0.14	0.710
Justificativa Presente	Ano	0.43	0.514
	Nível Taxonômico	0.13	0.716
Valor Presente	Ano	23.08	<b>&lt;0.001</b>
	Nível Taxonômico	0.67	0.417
Valor Parcial	Ano	4.73	<b>0.032</b>
	Nível Taxonômico	0.06	0.808
Valor Presente	Ano	13.40	<b>&lt;0.001</b>
	Nível Taxonômico	0.05	0.831
Justificativa Ausente	Ano	30.01	<b>&lt;0.001</b>
	Animal vs. Planta	0.01	0.946
Justificativa Parcial	Ano	3.06	0.084
	Animal vs. Planta	0.19	0.661
Justificativa Presente	Ano	0.26	0.611
	Animal vs. Planta	2.61	0.110
Valor Ausente	Ano	28.19	<b>&lt;0.001</b>
	Animal vs. Planta	1.09	0.300
Valor Parcial	Ano	6.96	<b>0.010</b>
	Animal vs. Planta	0.37	0.545
Valor Presente	Ano	7.87	<b>0.006</b>
	Animal vs. Planta	1.01	0.319

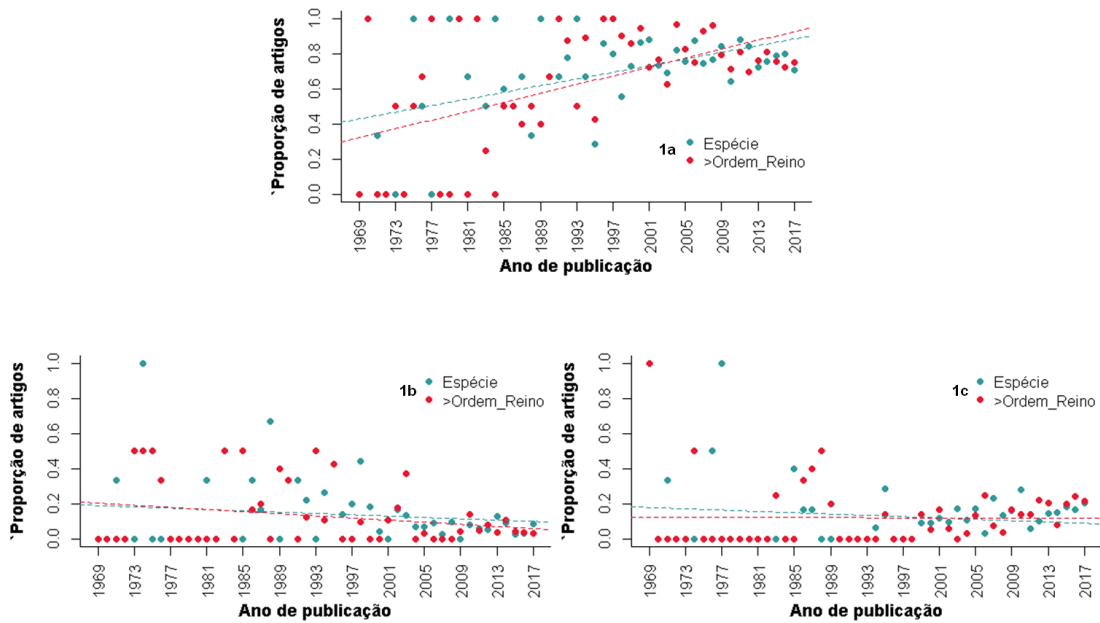
Justificativa Ausente	Ano	60.21	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	5.10	<b>0.026</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	6.09	<b>0.015</b>
Justificativa Parcial	Ano	2.96	0.089
	Vertebrado vs. Invertebrado	1.92	0.169
Justificativa Presente	Ano	0.69	0.410
	Vertebrado vs. Invertebrado	5.78	<b>0.018</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	9.42	<b>0.003</b>
Valor Ausente	Ano	50.29	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	11.32	<b>0.001</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	10.75	<b>0.001</b>
Valor Parcial	Ano	2.61	0.109
	Vertebrado vs. Invertebrado	2.73	0.102
Valor Presente	Ano	17.92	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	0.51	0.479

FIGURA 1



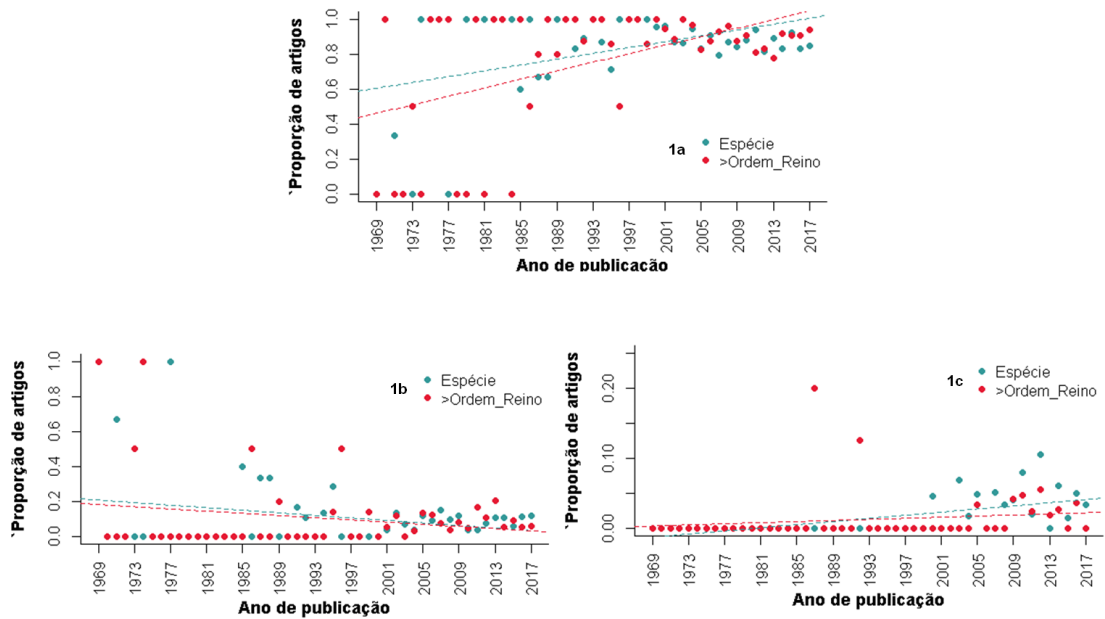
**Figura 1.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos ( $\log + 1$ ) considerando as categorias de níveis de abrangência taxonômica para o alvo de conservação (Espécie; de Gênero até Família; maior do que Família até Ordem e maior do que Ordem até Reino). Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 2**



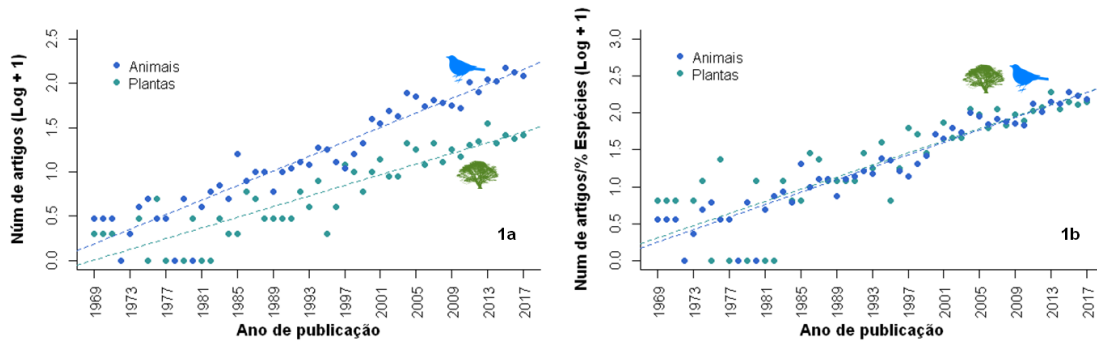
**Figura 2.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação nos níveis extremos de abrangência taxonômica (Espécie e >Ordem até Reino). 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 3**



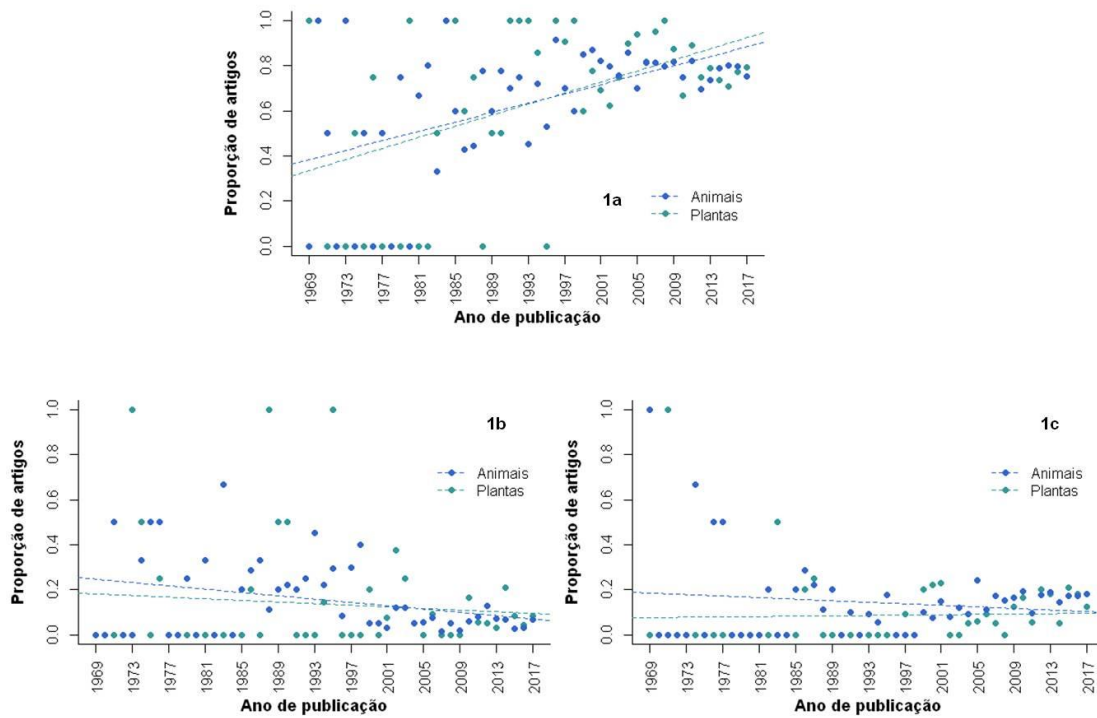
**Figura 3.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação nos níveis extremos de abrangência taxonômica (Espécie e >Ordem\_Reino).. 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969

**FIGURA 4**



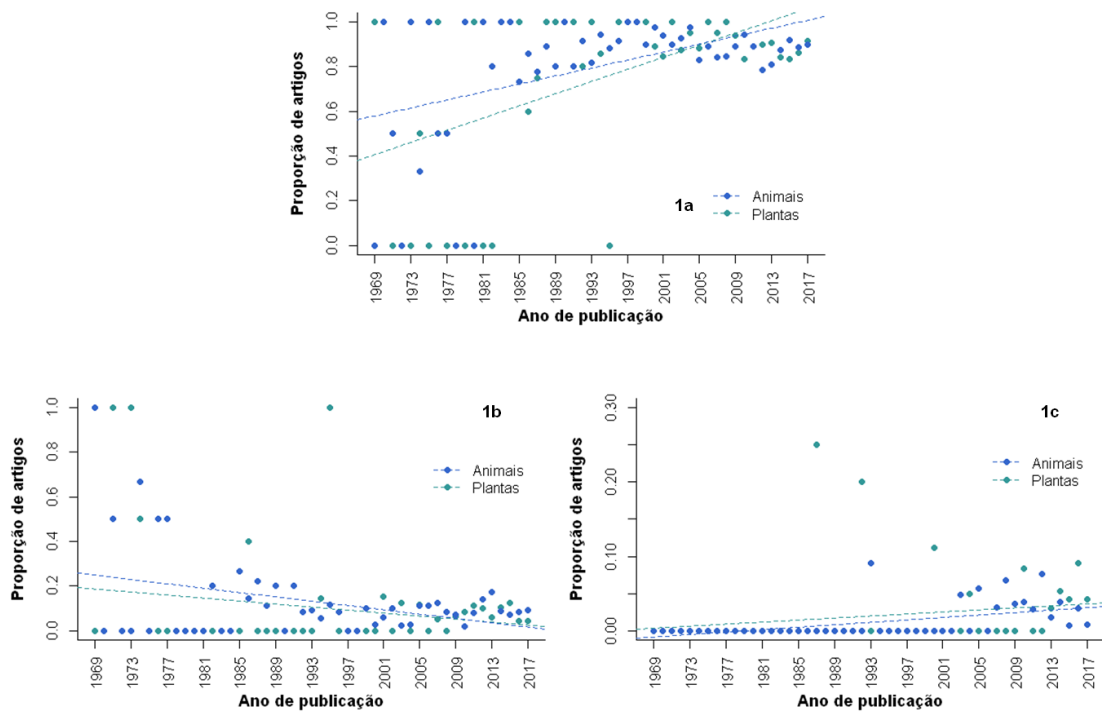
**Figura 4.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos ( $\log + 1$ ) considerando as categorias animais e plantas. 1a) sem ponderação pelo número de espécies conhecidas para o táxon no mundo; 1b) com essa ponderação. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 5**



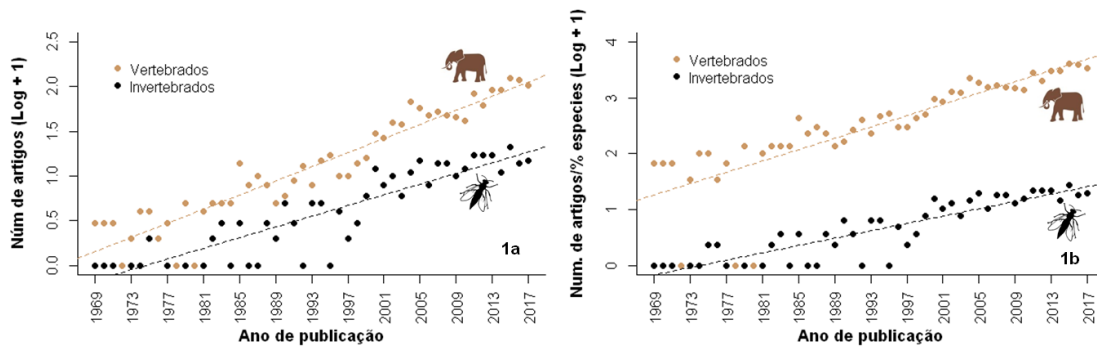
**Figura 5.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação de animais e plantas.. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 6**



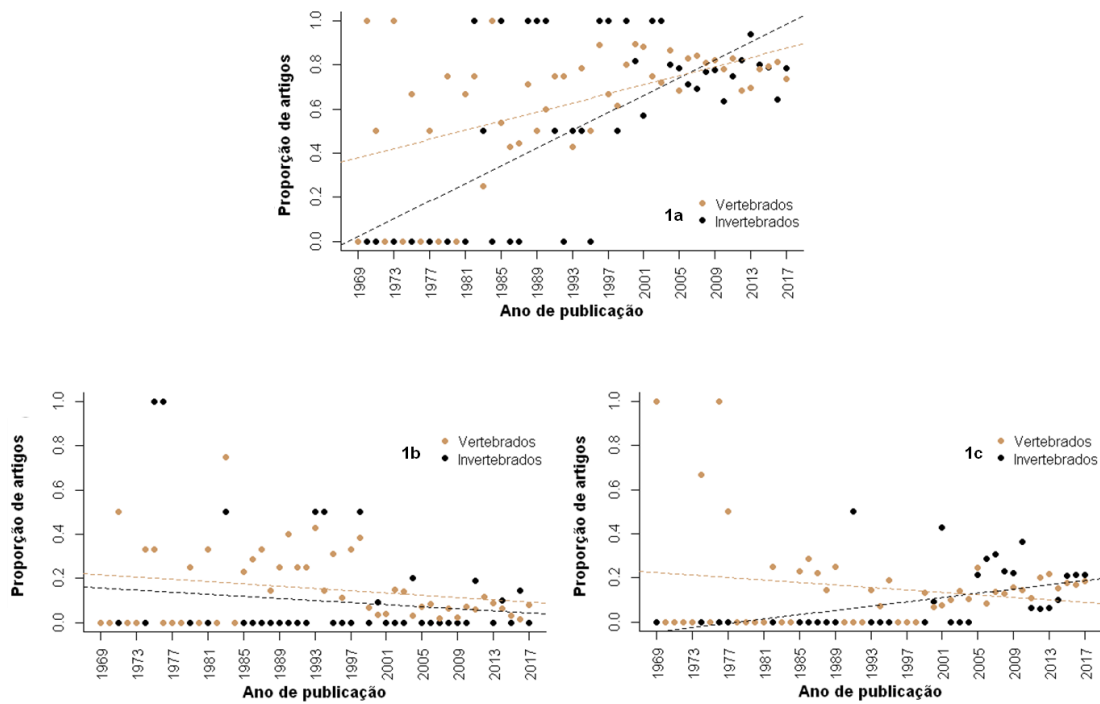
**Figura 6.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação de animais e plantas. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 7**



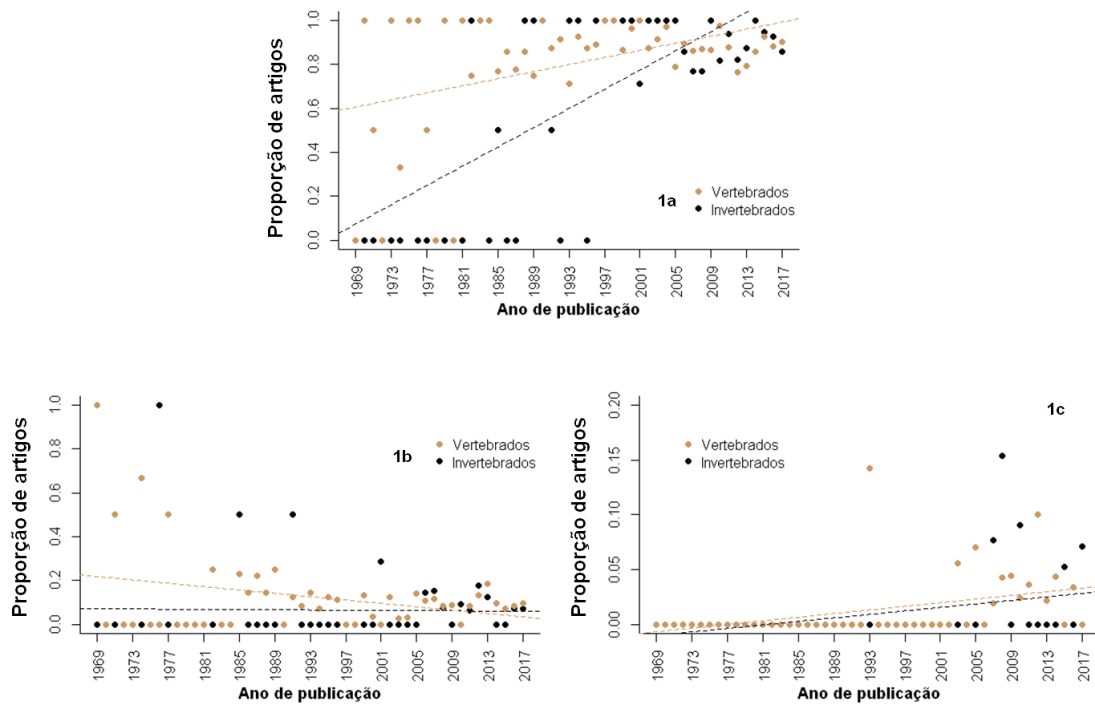
**Figura 7.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos ( $\log + 1$ ) considerando as categorias de animais invertebrados e vertebrados. 1a) sem ponderação pelo número de espécies conhecidas para o táxon no mundo; 1b) com essa ponderação. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 8**



**Figura 8.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação de animais invertebrados e vertebrados. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969.

**FIGURA 9**



**Figura 9.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação de animais invertebrados e vertebrados.. 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos. Estudos selecionados da revista *Biological Conservation* desde 1969

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1.** Parâmetros das ANCOVAs realizadas para avaliar a taxa de mudança no número de artigos entre os níveis de abrangência taxonômica, plantas vs. animais e vertebrados vs. invertebrados, com ou sem ponderação pelo número de espécies conhecidas para o mundo. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

<b>Ponderação</b>	<b>Variáveis</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
	Ano	350.96	<b>&lt;0.001</b>
	Nível Taxonômico	78.53	<b>&lt;0.001</b>
	Ano*Nível Taxonômico	7.52	<b>&lt;0.001</b>
<b>Sem ponderação</b>	Ano	488.90	<b>&lt;0.001</b>
	Animal vs. Planta	260.60	<b>&lt;0.001</b>
	Ano*Animal vs. Planta	167.30	<b>&lt;0.001</b>
<b>Com ponderação</b>	Ano	294.10	<b>&lt;0.001</b>
	Animal vs. Planta	10.50	<b>0.002</b>
<b>Sem ponderação</b>	Ano	444.10	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	257.40	<b>&lt;0.001</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	116.70	<b>&lt;0.001</b>
<b>Com ponderação</b>	Ano	139.06	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	572.37	<b>&lt;0.001</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	4.35	<b>&lt;0.001</b>

**Tabela S2.** Parâmetros do Teste de Tukey realizado para comparar as taxas de mudança no número de artigos entre os níveis de abrangência taxonômica. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

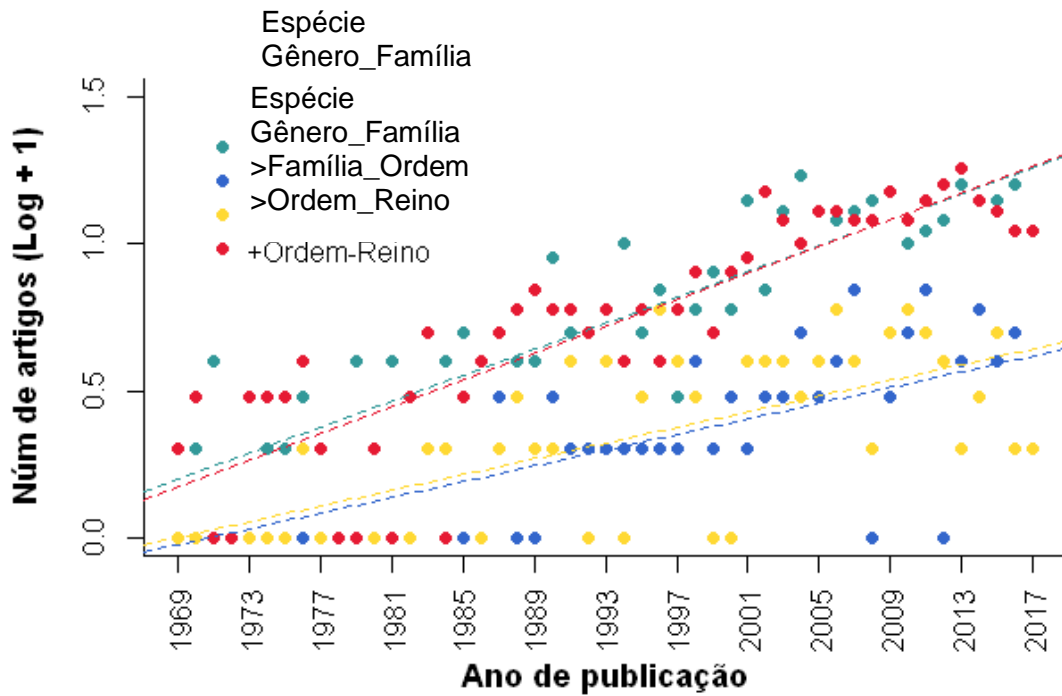
<b>Contraste</b>	<b><math>\beta</math></b>	<b>p</b>
Espécie vs. Gênero_até Família	0.0221 vs. 0.0134	<b>0.0079</b>
Espécie vs. >Família até_Ordem	0.0221 vs. 0.0134	<b>0.0087</b>
Espécie vs. >Ordem_até Reino	0.0221 vs. 0.0228	0.9928
Gênero_até Família vs. >Família_até Ordem	0.0134 vs. 0.0134	1.0000
Gênero_até Família vs. >Ordem_até Reino	0.0134 vs. 0.0228	<b>0.0032</b>
>Família_até Ordem vs. >Ordem até_Reino	0.0134 vs. 0.0228	<b>0.0035</b>

**Tabela S3.** Parâmetros das ANCOVAs realizadas para avaliar a taxa de mudança da proporção de artigos em cada categoria de Justificativa e Valor entre os níveis extremos de abrangência taxonômica (Espécie e >Ordem\_Reino); plantas e animais; e, vertebrados e invertebrados. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

<b>Categorias</b>	<b>Variáveis</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Justificativa Ausente	Ano	24.25	<b>&lt;0.001</b>
	Nível Taxonômico	9.04	<b>0.003</b>
Justificativa Parcial	Ano	0.02	0.885
	Nível Taxonômico	4.47	<b>0.037</b>
Justificativa Presente	Ano	3.11	0.080
	Nível Taxonômico	3.02	0.085
Valor Presente	Ano	28.58	<b>&lt;0.001</b>
	Nível Taxonômico	2.73	0.102
Valor Parcial	Ano	7.77	<b>0.006</b>
	Nível Taxonômico	1.11	0.296
Valor Presente	Ano	8.40	<b>0.005</b>
	Nível Taxonômico	1.62	0.207
Justificativa Ausente	Ano	27.84	<b>&lt;0.001</b>
	Animal vs. Planta	11.44	0.001
Justificativa Parcial	Ano	2.78	0.099
	Animal vs. Planta	1.05	0.308
Justificativa Presente	Ano	10.58	0.002
	Animal vs. Planta	1.20	0.276
Valor Ausente	Ano	28.78	<b>&lt;0.001</b>
	Animal vs. Planta	4.07	<b>0.047</b>
Valor Parcial	Ano	10.00	<b>0.002</b>
	Animal vs. Planta	0.23	0.635
Valor Presente	Ano	1.72	0.193

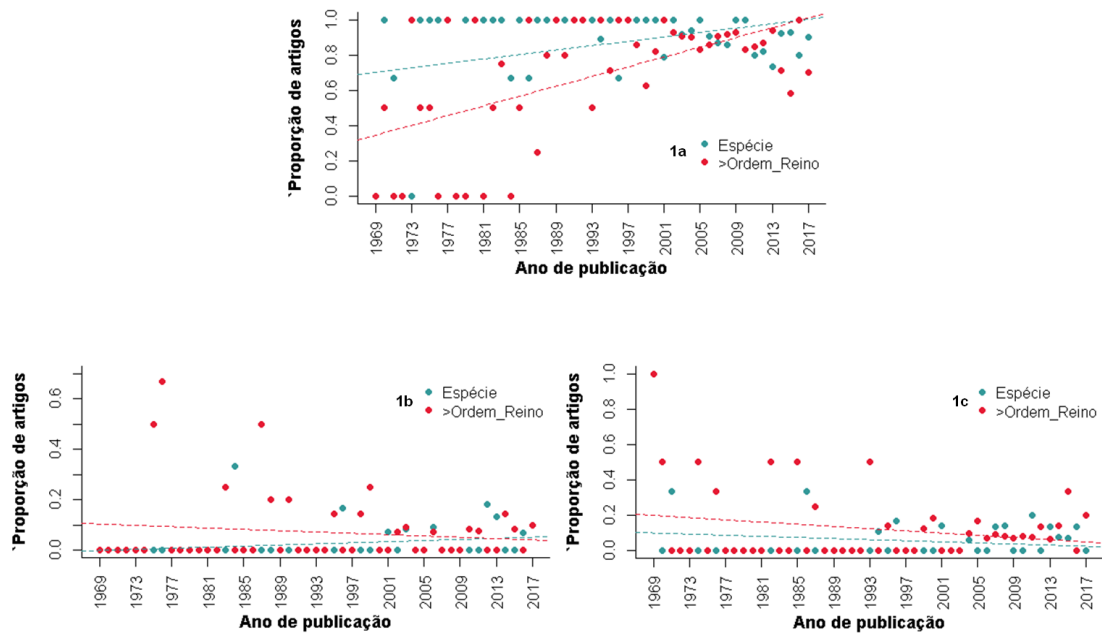
	Animal vs. Planta	0.02	0.903
Justificativa Ausente	Ano	38.90	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	14.51	<b>&lt;0.001</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	4.15	<b>0.044</b>
Justificativa Parcial	Ano	0.35	0.556
	Vertebrado vs. Invertebrado	1.96	0.165
Justificativa Presente	Ano	0.02	0.892
	Vertebrado vs. Invertebrado	0.95	0.331
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	14.46	<b>&lt;0.001</b>
Valor Ausente	Ano	49.12	<b>&lt;0.001</b>
	Vertebrado vs. Invertebrado	6.95	<b>0.010</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	9.50	<b>0.003</b>
Valor Parcial	Ano	1.92	0.169
	Vertebrado vs. Invertebrado	5.45	<b>0.022</b>
	Ano*Vertebrado vs. Invertebrado	9.43	<b>0.003</b>

FIGURA S1



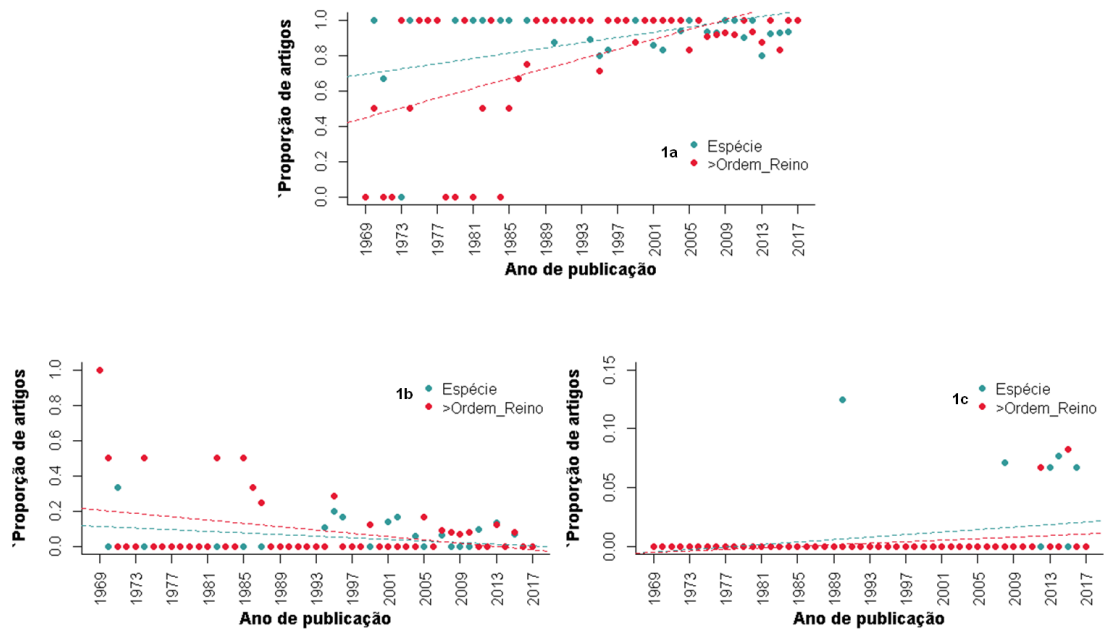
**Figura S1.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos ( $\log + 1$ ) considerando as categorias de níveis de abrangência taxonômica para o alvo de conservação (Espécie; de Gênero até Família; maior do que Família até Ordem e maior do que Ordem até Reino). Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation*.

**FIGURA S2**



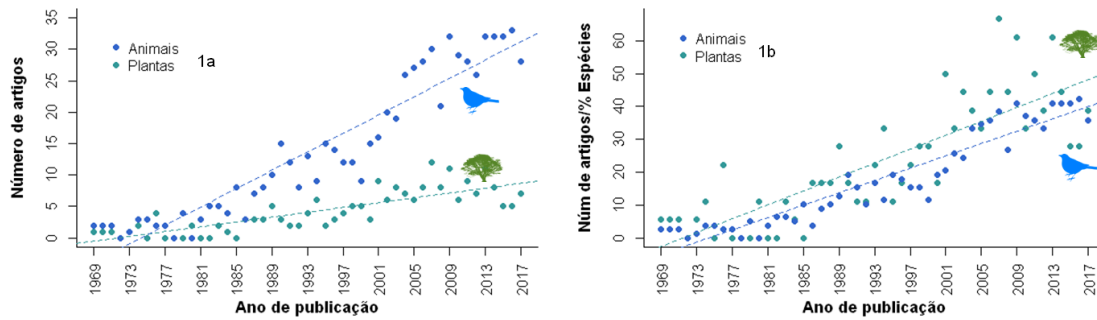
**Figura S2.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação nos níveis extremos de abrangência taxonômica (Espécie e >Ordem\_Reino). 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S3**



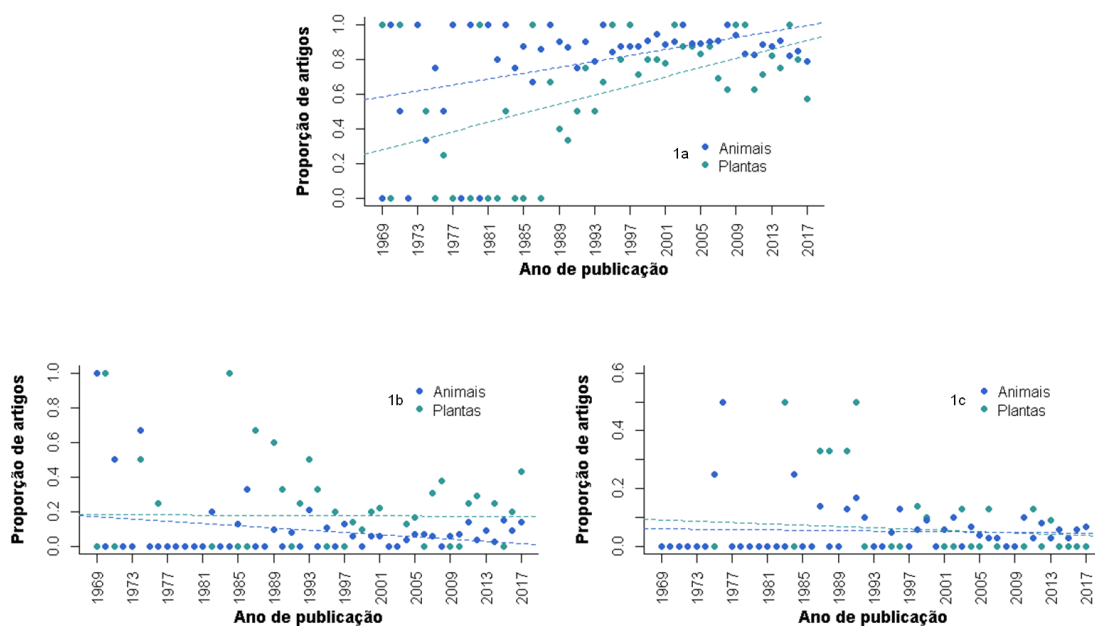
**Figura S3.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação nos níveis extremos de abrangência taxonômica (Espécie e >Ordem\_Reino). 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S4**



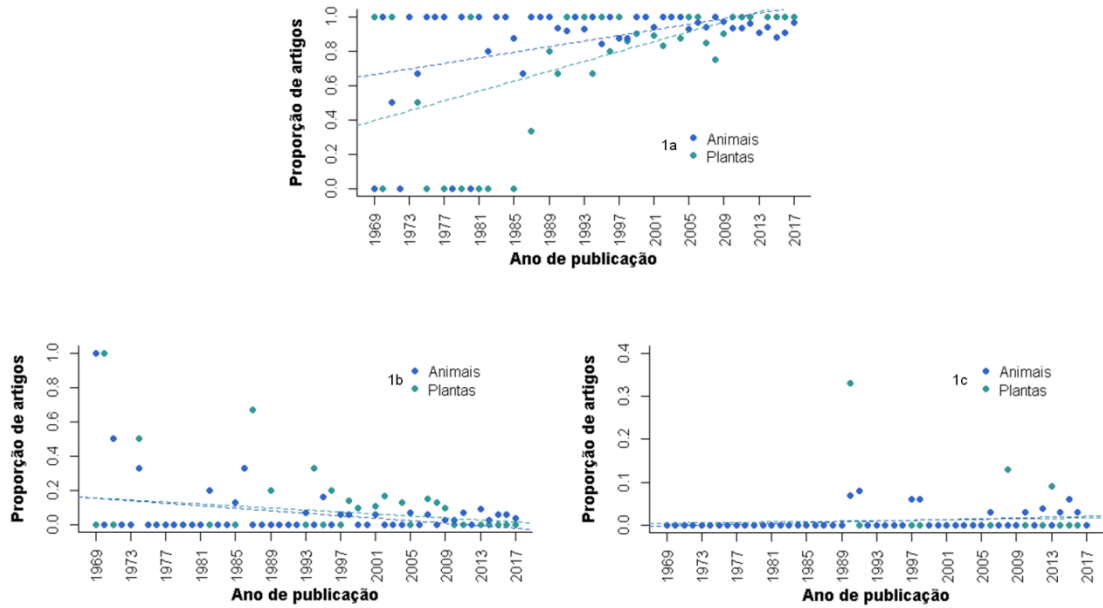
**Figura S4.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos ( $\log +1$ ) considerando as categorias animais e plantas. 1a) sem ponderação pelo número de espécies conhecidas para o táxon no mundo; 1b) com essa ponderação. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S5**



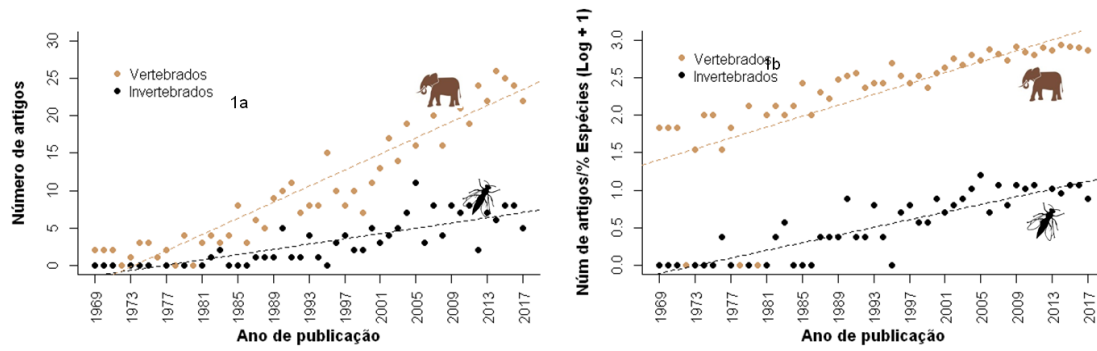
**Figura S5.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação de animais e plantas. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S6**



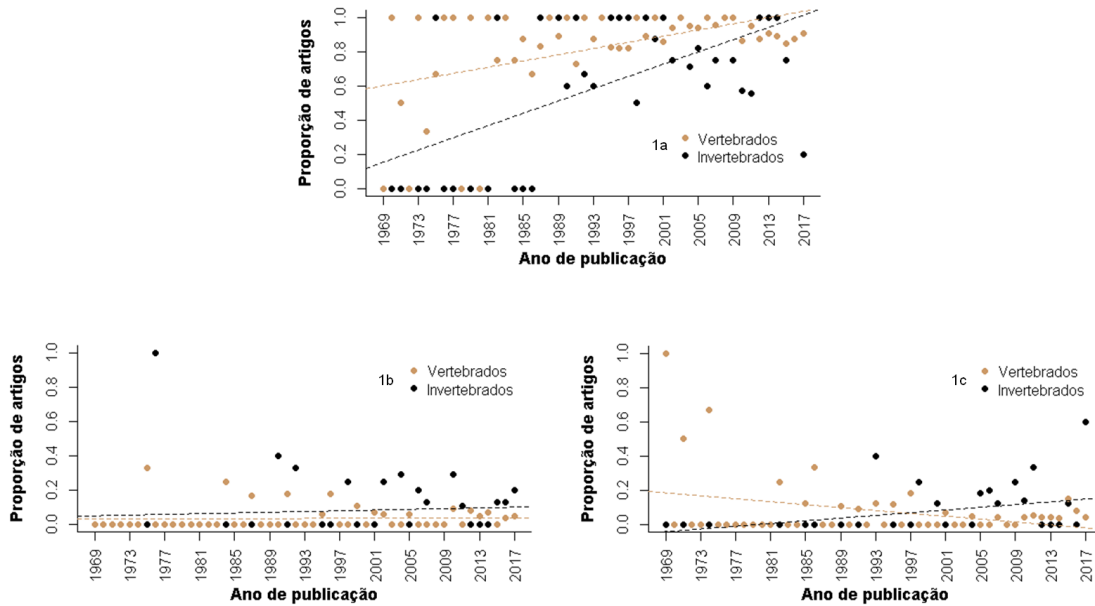
**Figura S6.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação de animais e plantas. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S7**



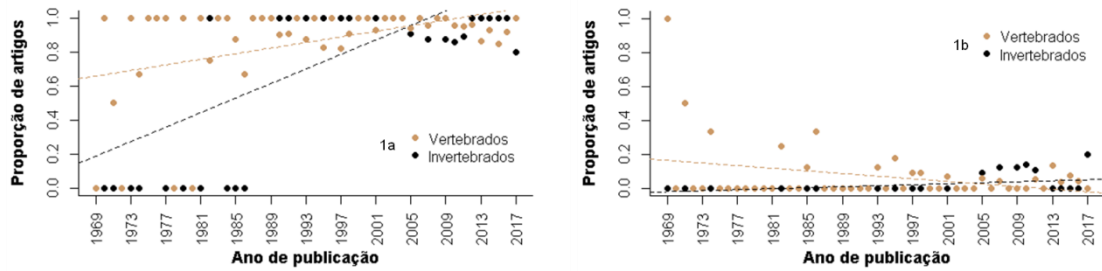
**Figura S7.** Relação entre o ano de publicação e o número de artigos ( $\log + 1$ ) considerando as categorias de animais invertebrados e vertebrados. 1a) sem ponderação pelo número de espécies conhecidas para o táxon no mundo; 1b) com essa ponderação. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S8**



**Figura S8.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de justificativas apresentadas pelos autores para as ações de conservação de animais invertebrados e vertebrados. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1b) Parcial: justificativa baseada no direito de existência das espécies explícito ou valores de existência do alvo; 1c) Presente: justificativa baseada nos valores de uso do alvo ou custos e benefícios da ação de conservação. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

**FIGURA S9**



**Figura S9.** Relação entre o ano de publicação e a proporção de artigos em cada categoria de valores atribuídos aos alvos de conservação de animais invertebrados e invertebrados. 1a) Ausente: ausência de justificativa explícita; 1a) Ausente: nenhum valor é identificado; 1b) Parcial: valores são identificados, mas não são medidos; 1c) Presente: valores de existência ou uso medidos. Estudos da amostra (10% ou 10) de artigos selecionados para o estudo nas três revistas: *Biological Conservation* (desde 1969), *Conservation Biology* (desde 1987) e *Biodiversity and Conservation* (desde 1992).

# **CAPÍTULO 3**

**Valor ecológico e valor econômico das espécies num contexto  
de extinção e perda de serviços ecossistêmicos: uma  
abordagem conceitual**

## RESUMO

Em um cenário de extinção de espécies, uma vez que duas espécies sejam funcionalmente redundantes em relação à uma função ecológica, as mesmas podem ser reciprocamente substituídas. Por outro lado, se são funcionalmente complementares, a extinção de uma pode resultar na perda dos serviços ecossistêmicos que dependem de tal função. Assim, para quantificar o valor de cada espécie quanto às suas contribuições para a manutenção e o fluxo de serviços ecossistêmicos devemos considerar que as mesmas possuem diferentes níveis de contribuição e sobreposição funcional. Da mesma forma, para estimar os valores econômicos das espécies quanto às suas contribuições para os serviços ecossistêmicos temos que considerar o grau de redundância funcional das mesmas. No presente trabalho propomos um arcabouço teórico para integrar informações sobre funções ecológicas das espécies nos modelos econômicos de valoração da biodiversidade. Esse estudo tem como objetivo avaliar como a extinção local deve afetar o valor econômico das espécies remanescentes em diferentes cenários de redundância funcional. Inicialmente, a relação entre extinção e valor econômico será considerada sob dois cenários: um primeiro onde as espécies são totalmente redundantes, e um segundo no qual as espécies são totalmente complementares quanto às suas funções ecológicas. Finalmente, em um terceiro cenário será levado em conta, além da sobreposição funcional das espécies, a viabilidade econômica do serviço ecossistêmico. Este último cenário admite que a perda de espécies pode comprometer criticamente a qualidade dos serviços ecossistêmicos, tornando a provisão dos mesmos negligenciável e o seu consumo pelas populações humanas inviável. Para facilitar a compreensão dos conceitos e as predições teóricas deste estudo, apresentamos exemplos e situações simplificadas que facilitam o entendimento dos principais mecanismos supostamente envolvidos na variação de valor econômico de populações de espécies. Embora simples, os pressupostos e cenários apresentados constituem um passo importante na construção de uma teoria integradora capaz unificar modelos e conceitos ecológicos e econômicos para predizer como a extinção de espécies afeta o valor ecológico e econômico de populações e espécies remanescentes.

## INTRODUÇÃO

A valoração econômica da biodiversidade tem como principal objetivo revelar os benefícios tangíveis e intangíveis dos serviços ecossistêmicos para as populações humanas (Farber et al., 2002). Tendo início na década de 1960 com a incorporação dos bens e serviços ambientais em modelos econômicos, a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos (*VES*) se consolidou somente na década de 1990 com o desenvolvimento e criação dos mercados de carbono e o pagamento por serviços ambientais (Gómez-Baggethun et al., 2010). Dessa forma, a *VES* tem se tornado uma importante estratégia política de conservação baseada nos valores instrumentais da biodiversidade. Trata-se, portanto, de uma abordagem baseada em pressupostos éticos antropocêntricos, pois estabelece que os benefícios ao bem-estar humano é que devem determinar as decisões sobre conservação. Já as abordagens de conservação mais tradicionais que têm como objetivo primário maximizar a riqueza de espécies em geral ou de determinados grupos taxonômicos tem um forte viés ético biocêntrico pois são baseadas predominantemente nos valores intrínsecos que atribuímos às espécies.

Uma questão importante no que diz respeito à valoração econômica da biodiversidade é a atribuição de valores para os componentes ou níveis de organização que constituem o que denominamos biodiversidade. Quando atribuímos um valor à um determinado serviço ecossistêmico e não identificamos (i.e., espacializamos em unidades operacionais) os componentes da biodiversidade que de fato contribuem para aquele serviço estamos implicitamente pressupondo que diferentes populações, grupos funcionais, ou comunidades tem a mesma importância em termos de contribuição para o serviço ecossistêmico selecionado. De certo, modo essa homogeneização da importância dos componentes da biodiversidade para os serviços ecossistêmicos pode implicar na ideia de que se todos os componentes são igualmente importantes para os serviços ecossistêmicos, então a conservação deve ser basear em valores intrínsecos, ou quais costumam estar mais relacionados à aspectos estéticos ou empatia em relação a espécies carismáticas e filogeneticamente mais próximas.

Embora seja inegável que os serviços ecossistêmicos resultem de processos metabólicos e interações envolvendo organismos individuais, do ponto de vista operacional é praticamente inviável atribuir valores à indivíduos de modo particularizado, devido à efemeridade espacial, temporal e funcional de indivíduos em populações naturais. Dessa forma, é preciso definir em quais níveis de organização mais abrangentes, tais como populações, grupos funcionais, comunidades, paisagens, ecorregiões, a atribuição de valor econômico faz mais sentido e o que exatamente este valor revela para a sociedade em termos práticos. Nesse sentido, os conceitos de “unidades provedoras de serviços ecossistêmicos” - UPSE (Luck et al., 2009) ou simplesmente “provedores de serviços ecossistêmicos” (Kremen, 2005) são bastante úteis pois procuram delimitar quais são unidades operacionais provedoras de determinados serviços, facilitando assim a atribuição de valores para unidades ecológicas tangíveis e espacialmente delimitadas. Tendo em vista que as populações (i.e., os conjuntos de indivíduos de uma mesma espécie num dado local) constituem as UPSE mais fundamentais para as quais a atribuição de valor econômico faz algum sentido prático, o desafio seguinte é estabelecer que fatores determinam o valor econômico de uma espécie num dado local.

Diversas espécies têm um valor de mercado já conhecido mesmo em seus habitats naturais pois são diretamente exploradas e negociadas em mercados legais e ilegais (e.g., pescados, madeira). No entanto, este valor de mercado diz respeito apenas ao valor de uso direto atual das mesmas e não incorpora os valores de uso indireto, os valores de opção e os valores de existência (Tab. 1). Os valores de uso indireto estão geralmente associados às contribuições das espécies para os serviços ecossistêmicos. Isto ocorre porque as espécies contribuem para as funções ecossistêmicas, as quais são processos relacionados ao fluxo de energia e matéria nos ecossistemas (Loreau et al., 2001). As funções ecossistêmicas, por sua vez, estão relacionadas aos serviços ecossistêmicos de suporte e regulação (*sensu* MEA 2005), os quais geralmente são bens públicos consumidos indiretamente pelas populações humanas (Cardinale et al., 2011). Nesse sentido, quando falamos em valor de uso indireto das espécies, estamos nos referindo ao valor de uma dada população ou de um certo conjunto de populações de uma espécie.

O desenvolvimento teórico sobre a funcionalidade dos ecossistemas tem sido em grande parte motivado pela perda global da biodiversidade (Cardinale et al., 2012), pois com a perda de espécies a funcionalidade dos ecossistemas e a provisão de serviços ecossistêmicos são de alguma forma afetados (Hooper et al., 2012). Os estudos que buscam atribuir valores econômicos à biodiversidade geralmente utilizam a riqueza ou índices de diversidade de espécies, ou ainda alguma informação sobre grau de endemismo ou mesmo a presença de espécies carismáticas (Bartkowski et al., 2015). No entanto, tais medidas não estão necessariamente relacionadas à integridade das funções ecossistêmicas (Gagic et al., 2015). Isto ocorre porque as espécies têm diferentes níveis de redundância funcional. Espécies filogeneticamente mais próximas e aquelas com mais convergência funcional tendem a apresentar maiores níveis de redundância funcional entre si quando comparadas à combinações aleatórias de espécies nas comunidades ecológicas (Rosenfeld, 2002).

Em teoria, se duas espécies são funcionalmente redundantes em relação à uma dada função ecológica podem ser reciprocamente substituídas, garantindo a provisão dos serviços ecossistêmicos que dependem dessa função ecológica mesmo após a extinção de uma das espécies (Rosenfeld, 2002). Por outro lado, se duas espécies são funcionalmente complementares em relação à uma dada função ecológica, a extinção de uma pode resultar na perda dos serviços ecossistêmicos que dependem de tal função (Loreau and Hector, 2001). Esses mecanismos de complementaridade funcional são variados nas comunidades e explicam a baixa relação observada entre diversidade de espécies e funcionalidade dos ecossistemas (Gagic et al., 2015; Tilman et al., 1997). Assim, se quisermos quantificar o valor de cada espécie em termos de suas contribuições para a manutenção e o fluxo de serviços ecossistêmicos devemos considerar que elas possuem diferentes níveis de contribuição e sobreposição funcional. Similarmente, se quisermos estimar os valores econômicos das espécies relacionados às suas contribuições para os serviços ecossistêmicos temos que levar em conta o grau de redundância funcional delas.

No presente trabalho propomos um arcabouço teórico com o objetivo de integrar informações sobre funções ecológicas das espécies nos modelos econômicos de valoração da biodiversidade. De forma geral, esse estudo visa entender como o valor ecológico (i.e., a contribuição relativa das espécies para determinados processos ecológicos) pode determinar a relação entre perda de biodiversidade e valor econômico das espécies em ecossistemas. Para isso, usamos uma abordagem integrando conceitos da ecologia e economia. Especificamente, este estudo tem como objetivo avaliar como a extinção local deve afetar o valor econômico das espécies remanescentes em diferentes cenários de redundância funcional. Inicialmente, a relação entre extinção e valor econômico será considerada sob dois cenários contrastantes: um primeiro onde as espécies são totalmente redundantes, e um segundo no qual as espécies são totalmente complementares quanto às suas funções ecológicas. Finalmente, em um terceiro cenário será levado em conta, além da sobreposição funcional das espécies, a viabilidade econômica do serviço ecossistêmico. Este último cenário admite que a perda de espécies pode comprometer criticamente a qualidade dos serviços ecossistêmicos, tornando a provisão dos mesmos negligenciável e o seu consumo pelas populações humanas inviável.

## **VALOR ECOLÓGICO DAS ESPÉCIES**

Cada espécie possui um papel funcional dentro dos ecossistemas determinado por um conjunto de fatores bióticos e abióticos, denominado nicho funcional (Elton, 1927; Rosenfeld, 2002). Esse papel funcional pode estar relacionado a várias funções ecológicas. Por exemplo, uma espécie de planta captura CO<sup>2</sup> da atmosfera atuando no ciclo do carbono e produzindo biomassa para os consumidores. No entanto, para entender os mecanismos que determinam a relação entre biodiversidade e funções ecológicas os estudos em ecologia funcional tem abordado cada função separadamente. Considerando que o papel funcional é a contribuição das espécies para uma função (Rosenfeld, 2002) e que o valor pode ser definido como a contribuição de um objeto para um determinado fim (Costanza, 2000), definiremos esse papel como “valor ecológico”.

Dois aspectos importantes do valor ecológico das espécies devem ser considerados: a magnitude da contribuição para uma dada função e a redundância funcional em relação à outras espécies. A magnitude define quantitativamente a contribuição de cada espécie para uma determinada função e está relacionada com a amplitude (ou largura) de nicho (Elton, 1927) e a especialização funcional (Devictor et al., 2010). Quando comparamos duas espécies de detritívoros, por exemplo, aquele que decompõe uma maior quantidade de matéria orgânica tem maior contribuição funcional. Já a sobreposição funcional diz respeito à originalidade da contribuição de cada espécie para uma dada função ecológica (Rosenfeld, 2002). Teoricamente, podemos atribuir a qualquer espécie um valor de redundância funcional, no qual a redundância mínima (zero) significa máxima complementaridade possível. Espécies perfeitamente complementares são funcionalmente únicas e juntas contribuem mais para o desempenho das funções ecossistêmicas do que isoladamente (Loreau et al., 2001). Nesse contexto, é importante entender se o efeito na diminuição da funcionalidade devido à extinção de uma espécie não se deve apenas ao decréscimo na abundância total. A perda funcional deve ser maior quando ocorre a perda de todos os indivíduos de uma determinada espécie do que se fossem perdidos o mesmo número de indivíduos sem diminuição na riqueza de espécies (Blüthgen and Klein, 2011).

As espécies podem ser complementares por que: a) particionam a exploração dos recursos no espaço ou no tempo, ou b) a presença de uma espécie é importante para possibilitar a exploração do recurso pela outra, através de um mecanismo de facilitação (Cardinale et al., 2011; Loreau and Hector, 2001). Por outro lado, as espécies podem ser totalmente redundantes quanto à forma de exploração de um determinado recurso e conseqüentemente, nas funções desempenhadas no ecossistema. Assim, a contribuição de uma espécie isoladamente é igual a soma da contribuição das demais espécies funcionalmente redundantes, mantendo estável a abundância total (Blüthgen and Klein, 2011). Nos ecossistemas, observamos várias situações intermediárias de complementaridade funcional (Loreau et al., 2013). A magnitude da contribuição e a sobreposição funcional não são independentes e em conjunto determinam a funcionalidade de cada espécie. Espécies mais generalistas, as

quais contribuem mais para a função e por isso possuem nichos funcionais mais amplos, favorecem um cenário de redundância funcional (Devictor et al., 2010; Rosenfeld, 2002). Nessas comunidades, uma única espécie é capaz de prover grande parte da funcionalidade ecossistêmica e as outras espécies com nichos menores possuem uma maior probabilidade de se sobrepor funcionalmente à espécie generalista (Blüthgen and Klein, 2011). Com relação à importância de cada aspecto para determinar a relação entre biodiversidade e funções ecossistêmicas, amplas discussões e avaliações empíricas têm sido feitas. De forma geral, sabemos que a manutenção das funções ecossistêmicas está relacionada tanto com a presença de poucas espécies altamente produtivas quanto com a presença de várias espécies individualmente menos produtivas e complementares do ponto de vista funcional (Cardinale et al., 2012).

As funções ecossistêmicas mantidas pela biodiversidade resultam em um conjunto de benefícios para as populações humanas denominados serviços ecossistêmicos (de Groot et al., 2010). Esses serviços podem estar relacionados à produção de recursos como frutos, água e pescado ou com a manutenção de condições ambientais adequadas à sobrevivência humana como regulação climática e controle biológico de pragas (Costanza et al., 1997). Sabemos que os serviços ecossistêmicos são derivados de uma ou mais funções e que, conseqüentemente, a biodiversidade determina ou está correlacionada com grande parte dos mesmos. No entanto, ainda é preciso avançar para entender quais são os mecanismos que integram funções e serviços ecossistêmicos (Cardinale et al., 2012).

## **VALOR ECONÔMICO DAS ESPÉCIES**

Os mercados econômicos são formados pelas interações entre produtores e consumidores, os quais mantêm relações de troca de determinados produtos ou serviços (Thomas and Callan, 2010). Os modelos econômicos neoclássicos que descrevem estes mercados pressupõem que é possível

garantir equidade e uma máxima eficiência na alocação de recursos desde que sejam consideradas condições ideais de competitividade e troca de informações entre produtores e consumidores. Uma predição importante desses modelos é de que existe um preço de equilíbrio para cada produto, cujo valor é determinado pela oferta e demanda dos mesmos (Pindyck and Rubinfeld, 2006). Segundo tais modelos, os mercados possuem um sistema de autorregulação interna. Uma vez que o preço vigente seja menor do que o preço de equilíbrio, os consumidores perceberão a oportunidade de consumo e demandarão uma quantidade maior do produto do que os produtores estão dispostos a produzir por aquele preço. Nesse cenário de escassez, os produtores perceberão a oportunidade de vender mais e passarão a produzir uma maior quantidade do produto. Um aumento na oferta está relacionado com um aumento no preço e assim, o preço vigente tende a aumentar e se aproximar do preço de equilíbrio. Por outro lado, o preço vigente pode estar acima do preço de equilíbrio caracterizando uma situação de excedente, onde há um excesso de oferta de determinado produto. Uma vez que os produtos não sejam vendidos, as empresas têm um estímulo para reduzirem o preço e assim aumentarem a quantidade demandada pelos consumidores. Dessa forma, sempre que existe escassez ou excedentes as forças internas do mercado atuarão para que o preço de equilíbrio seja reestabelecido.

Os modelos de formação de preços da economia neoclássica têm duas implicações importantes: a primeira é informar que mercados competitivos funcionam sob uma série de condições, as quais devem ser observadas a fim de garantir máxima eficiência econômica; a segunda é evidenciar que essas condições dificilmente serão alcançadas e que isso gera falhas nos mercados (Pindyck and Rubinfeld, 2006). Essas falhas surgem devido à algumas razões como: a) concentração de poder através de monopólios; b) informações incompletas sobre os produtos que impossibilitam os produtores de saberem qual é a demanda correta dos consumidores e os consumidores de escolherem os produtos que trarão maior bem-estar; c) fatores externos ao mercado que não são contabilizados nos preços dos produtos, conhecidos como externalidades; d) bens ou serviços públicos os quais uma vez disponibilizados por um baixo custo a um grande número de pessoas passam, inevitavelmente, a ser consumidos sem custo algum por parte deles.

As falhas de mercados geradas por externalidades e bens públicos têm relação direta com os serviços ecossistêmicos (Thomas and Callan, 2010). Uma externalidade negativa é um custo gerado a terceiros pela produção ou consumo dentro do mercado. O custo ambiental gerado pela poluição da água consumida pela população devido à produção agrícola não é contabilizado no preço dos produtos, gerando uma externalidade negativa. Da mesma forma, o dano ambiental gerado pelo descarte de resíduos tóxicos em local público não é pago pelo consumidor. Por outro lado, as externalidades positivas são aquelas que geram benefícios para terceiros. Portanto, bens públicos que não podem ter seu consumo restringido (não exclusividade) e que o consumo de uma pessoa não impede o da outra (não rivalidade), facilitam o comportamento “free rider” dos consumidores.

Serviços ecossistêmicos globais de regulação climática e de ciclos hidrológicos ou que oferecem lazer como os parques públicos e praias são exemplos de serviços públicos que não podem ser limitados a um conjunto de consumidores. Um primeiro aspecto está relacionado à falha de informações, já que grande parte dos consumidores pode não saber da importância do bem. Além disso, é difícil convencer os consumidores a pagarem pelos bens públicos já que mesmo que não paguem não há como restringir o acesso aos benefícios gerados. Essas falhas de mercado estão relacionadas, uma vez que o custo ou benefício gerado pelas externalidades ambientais pode ser não-rival e não-exclusivo, e assim, elas mesmas se tornam um bem público (Thomas and Callan, 2010).

Com a finalidade de incorporar as externalidades ambientais nos modelos de custo-benefício propostos pela economia neoclássica, surgiu no início dos anos 60, a Economia Ambiental. A partir de então, os economistas ambientais desenvolveram metodologias que visam atribuir valor econômico para espécies e ecossistemas com base nos serviços ecossistêmicos que as mesmas provêm para as populações humanas. Por volta dos anos 80, divergências teóricas geraram uma divisão entre os pesquisadores e levaram ao surgimento de uma nova área denominada Economia Ecológica. Embora as duas áreas tenham se mantido muito próximas e ambas continuem utilizando o arcabouço teórico da economia neoclássica como base para o desenvolvimento de suas

metodologias, diferenças podem ser apontadas. Por exemplo, economistas ambientais e economistas ecológicos divergem sobre a substituíbilidade dos serviços ecossistêmicos. De acordo com a economia ambiental, desde que sejam mantidos os estoques totais de capital para as futuras gerações, os serviços ecossistêmicos podem ser substituídos por outros manufaturados. Já para os economistas ecológicos esses serviços seriam insubstituíveis e complementares aos outros tipos de serviços. Apesar das divergências, as duas áreas vêm produzindo uma série de teorias e metodologias constituindo um campo consolidado de pesquisa e conseqüente, aplicação em políticas públicas de conservação dos ecossistemas (Gómez-Baggethun et al., 2010).

Assim, embora existam outras ideias sobre como valorar os serviços ecossistêmicos, o paradigma atual é de que é possível atribuir valor monetário aos serviços ecossistêmicos com base nas preferências dos consumidores (Pascual et al., 2010). Uma vez valorados os serviços ecossistêmicos, tornam-se explícitos os “trade-offs” envolvidos nas alternativas de exploração da biodiversidade. Assim, o valor de uma espécie ou ecossistema é uma medida do bem-estar que os mesmos geram para os humanos e valorar um serviço ecossistêmico significa expressar qual é esse valor (Farber et al., 2002). Além dos valores de uso, os ecossistemas provem serviços que estão relacionados com o valor de existência da natureza para o bem-estar humano. Estão relacionados ao direito das outras espécies de existirem, a satisfação de preservação da biodiversidade para as gerações futuras e ao bem-estar intrínseco de permanecer em contato com a natureza (Pascual et al., 2010).

Uma vez que sejam valorados, os serviços ecossistêmicos podem formar mercados econômicos competitivos ou terem seus custos e benefícios incorporados em outros mercados convencionais eliminando possíveis falhas de mercado (Thomas and Callan, 2010). A consolidação da Economia Ambiental levou ao estabelecimento de mercados econômicos globais de serviços ecossistêmicos como o pagamento por créditos de carbono e a incorporação de externalidades em mercados convencionais através do pagamento por serviços ecossistêmicos escassos e atualmente indispensáveis para a produção de bens e serviços (Gómez-Baggethun et al., 2010).

## EFEITOS DA EXTINÇÃO SOBRE O VALOR ECOLÓGICO E ECONÔMICO DAS ESPÉCIES

A antropização dos ecossistemas vem promovendo a perda de espécies e o empobrecimento das comunidades (Dirzo et al., 2014; Murphy and Romanuk, 2014). Modificações em escala global como a adição de CO<sup>2</sup> na atmosfera e de nitrogênio em ambientes aquáticos e a perda local de biodiversidade são igualmente importantes em causarem a perda funcional dos ecossistemas (Hooper et al., 2012). Dessa forma, sabemos que a perda de biodiversidade promove a perda funcional das comunidades e conseqüentemente, a deterioração dos serviços ecossistêmicos (Cardinale et al., 2012). Uma vez que os serviços ecossistêmicos são perdidos, as populações humanas tem seu bem-estar comprometido. Estimativas apontam que a conversão antrópica de ambientes naturais entre 1997 e 2011 resultou na perda de 4.3 a 20.2 trilhões de dólares ao ano no mundo todo devido ao comprometimento de serviços ecossistêmicos (Costanza et al., 2014).

A relação entre perda de biodiversidade e funções ecossistêmicas tem sido descrita como não linear por estudos experimentais, de forma que uma pequena perda de espécies pouco altera o funcionamento dos ecossistemas, o qual se acelera a medida que a biodiversidade vai sendo perdida (Cardinale et al., 2012). Essa relação é determinada pela forma como as espécies contribuem e se sobrepõem funcionalmente (Loreau and Hector, 2001). Em comunidades onde uma ou poucas espécies realizam grande parte da função ecossistêmica, a perda seletiva de uma espécie pode comprometer o funcionamento de grande parte da comunidade. Por outro lado, existem comunidades em que um grande número de espécies com tamanhos de nichos similares se sobrepõem para realizar suas funções. Dessa forma, para determinar a relação entre perda de biodiversidade e funções ecossistêmicas é preciso entender como as espécies se sobrepõem funcionalmente. Ecossistemas com grupos funcionais mais redundantes apresentarão maior resistência às perturbações ambientais, já que à medida que as espécies vão sendo perdidas, suas funções serão substituídas por aquelas que permanecem no ambiente. Já em ambientes com espécies complementares, a perda das funções será mais acelerada porque uma espécie

perdida não pode ter sua função substituída por outra no ecossistema. De forma geral, sabemos que os dois tipos de comunidades estão presentes nos ecossistemas e esses mecanismos contribuem com cerca de 50% do efeito da biodiversidade para o funcionamento dos ecossistemas (Cardinale et al., 2012).

A consequência direta da perda de funcionalidade dos ecossistemas é o comprometimento dos diversos serviços ecossistêmicos dos quais depende o bem-estar das populações humanas. A perda de biodiversidade influencia ou está diretamente relacionada a importantes serviços ecossistêmicos como a produtividade de culturas agrícolas, produção de madeiras e forragem, estabilidade dos estoques pesqueiros, resistência por invasão de plantas exóticas, sequestro de carbono e manutenção da qualidade do solo (Cardinale et al., 2012). Para outros serviços, temos evidências que demonstram um efeito misto, explicado pelo fato de que os serviços são determinados por diferentes funções ecossistêmicas, afetadas de forma distinta pela perda de biodiversidade (Cardinale et al., 2012).

Uma vez que a perda de biodiversidade afeta a provisão dos serviços ecossistêmicos ao comprometer a funcionalidade dos ecossistemas, podemos entender que uma diminuição na biodiversidade afetará o valor econômico de espécies e ecossistemas dependendo de aspectos funcionais, definidos como valor ecológico para cada espécie. No que se refere à sobreposição funcional, podemos ter espécies totalmente redundantes, as quais podem ser vistas pelos beneficiários dos serviços ecossistêmicos como bens substitutos (Tab. 1). Uma vez que uma espécie tem o seu tamanho populacional drasticamente reduzido ou é localmente extinta, se houver uma ou mais espécies funcionalmente redundantes na mesma comunidade, em teoria os serviços ecossistêmicos que dependiam das funções ecológicas da espécie extinta podem ser mantidos. Consequentemente, a(s) espécie(s) que passa(m) a prover estes serviços tem o seu valor econômico aumentado desde que os serviços ecossistêmicos continuem sendo providos.

Da mesma forma que um produto pode interferir no preço de mercado de outro de acordo com a sua capacidade de substituir e proporcionar bem-estar ao consumidor, uma espécie redundante também pode afetar o valor de outra

espécie no ambiente em cenários de perda de biodiversidade. Por outro lado, se as espécies forem totalmente complementares, o serviço ecossistêmico só poderá ser mantido pelo funcionamento conjunto das espécies. Quando uma das espécies é extinta em escala, um ou mais funções ecológicas e os serviços que dependem das mesmas não podem ser providos pelas populações das espécies restantes e têm sua oferta deteriorada. Nesse caso, a perda de uma espécie pode levar a perda de parte do serviço ecossistêmico ou mesmo o tornar inviável economicamente.

Se o que determina a complementariedade for a partição dos recursos no tempo e no espaço, espera-se que as espécies não extintas ainda sejam capazes de oferecer parte dos serviços ecossistêmicos mesmo que em menor quantidade e qualidade. Assim, as espécies remanescentes mantêm sua funcionalidade e valor econômico apesar da perda de parte do serviço ecossistêmico. No entanto, se a complementariedade for determinada por algum mecanismo de facilitação em que ambas as espécies dependem uma da outra para desempenharem suas funções o serviço pode ser perdido totalmente. Nesse último caso, as espécies remanescentes também perdem parte de seu valor econômico porque os serviços ecossistêmicos que dependiam das mesmas tornam-se inviáveis. Um exemplo desse mecanismo ocorre em comunidades de plantas onde algumas espécies atuam como fixadoras de nitrogênio (através das micorrizas), disponibilizando assim um nutriente vital para consumo de plantas incapazes de obter o nitrogênio diretamente. Da mesma forma, produtos podem ser complementares quando a satisfação de consumir um está relacionada ao consumo do outro. Assim, o nível de satisfação total ao consumir certa quantidade dos dois produtos é maior do que a satisfação de consumir a mesma quantidade de um dos dois isoladamente. Conseqüentemente, o preço do que se encontra disponível diminui pela impossibilidade de aquisição dos dois produtos. Logo, as espécies extintas podem influenciar no valor das que permanecem no ambiente de acordo com a sobreposição funcional existente entre elas, o que conseqüentemente, determina a contribuição das mesmas para os serviços ecossistêmicos. Da mesma forma que produtos influenciam no preço de mercado de outros de acordo com a capacidade de substituição para o bem-estar do consumidor.

## VALOR ECONÔMICO DE ESPÉCIES EM DIFERENTES CONDIÇÕES DE SOBREPOSIÇÃO FUNCIONAL

A sobreposição funcional é um dos aspectos que define o valor ecológico de cada espécie para a funcionalidade dos ecossistemas. Para entender como esse valor determina a relação entre perda de biodiversidade e valor econômico de espécies e ecossistemas propomos cenários simplificados em que consideramos extremos de sobreposição funcional. Assim, poderemos delimitar quais são as possíveis formas dessa relação com base no conhecimento ecológico sobre a funcionalidade das espécies.

De forma simplificada, assumiremos que um determinado serviço ecossistêmico está relacionado a uma função, a qual por sua vez é desempenhada por duas espécies (A e B) no ecossistema. Os valores econômicos das espécies A e B, dependem das contribuições das mesmas para o valor do serviço ecossistêmico ( $V_{ES}$ ).  $V_A$  é a contribuição da espécie A e  $V_B$  é a contribuição da espécie B para um determinado serviço ecossistêmico. Considerando que  $V_{ES}$  é de uma unidade antes do evento de extinção, cada espécie contribui com 50% para a totalidade desse valor (Fig. 1). Dessa forma, de acordo com o primeiro cenário de sobreposição funcional, as duas espécies são totalmente redundantes quanto a sua função. Se a espécie A for extinta, a espécie B será capaz de passar a desempenhar integralmente a função. Assim,  $V_B$  passará de 50% a uma unidade porque proverá isoladamente todo o serviço ecossistêmico, sem prejuízos. Dessa forma, a extinção de uma espécie levará ao aumento do valor econômico atribuído a espécie que permaneceu no ambiente. Com relação à  $V_{ES}$ , o mesmo permanece igual já que depois da extinção de B, a espécie A passa a prover o serviço ecossistêmico com a mesma qualidade (Fig. 1a). Por outro lado, se considerarmos um cenário com duas espécies totalmente complementares, a extinção da espécie A não implicará num aumento em  $V_B$ , pois uma função ecológica e o serviço ecossistêmico dependente da mesma são perdidos.

Quanto ao valor econômico de espécies, de acordo com o mecanismo que determina a complementariedade podemos ter diferentes consequências.

Se as espécies não dependerem uma da outra para desempenharem suas funções, a extinção da espécie A não altera  $V_B$  porque a mesma continua desempenhando a sua função, ainda que não seja suficiente para manter o mesmo nível de oferta do serviço ecossistêmico. Com relação à  $V_{ES}$ , o valor agregado do mesmo passa de 100% a 50% pois a oferta do mesmo foi reduzida pela ausência de B (Fig. 1b). No entanto, se a complementariedade for determinada pela facilitação e consequente efeitos não aditivos entre as espécies,  $V_B$  e  $V_{ES}$  serão menores que 50% do valor inicial pois a oferta do serviço ecossistêmico estará seriamente comprometida pela ausência de apenas uma das espécies (Fig. 1c).

Considerando esses cenários de total redundância e complementariedade para um conjunto de espécies, podemos descrever a relação existente entre a extinção de espécies e valor econômico das mesmas e dos serviços ecossistêmicos prestados por elas. Assumindo que o valor total dos ecossistemas é determinado pelo conjunto de serviços prestados por essas espécies, podemos avaliar também o efeito da extinção de espécies no valor econômico dos ecossistemas (Fig. 2). Em um cenário de redundância funcional, a perda de biodiversidade causará um aumento no valor econômico médio das espécies que permanecem no ambiente. Isso acontece porque as espécies substituem funcionalmente aquelas que foram extintas e assim, passam a ter uma contribuição funcional maior para o serviço ecossistêmico. Se as espécies forem complementares, o valor econômico médio das espécies no ambiente não é afetado pela perda de biodiversidade uma vez que as mesmas não são capazes de realizar a substituição funcional das espécies extintas. Assim, continuam a contribuir da mesma forma para o serviço ecossistêmico. Por outro lado, em um cenário de facilitação, a perda de biodiversidade deve causar uma diminuição no valor médio das espécies no ambiente já que essas passam a ter sua funcionalidade comprometida porque dependem das espécies extintas para desempenharem seu papel funcional.

## **CONCLUSÃO**

No presente estudo, procuramos integrar os conceitos de complementaridade (i.e., bens complementares e complementaridade funcional) e substituíbilidade (i.e., bens substitutos e redundância funcional) usados em economia e ecologia para avaliar o valor econômico das espécies associado a contribuições delas para os serviços ecossistêmicos podem variar em diferentes cenários de extinção e perda de funções ecológicas. Para tornar familiar a compreensão dos conceitos e as previsões teóricas deste estudo, apresentamos exemplos e situações simplificadas que facilitam o entendimento dos principais mecanismos supostamente envolvidos na variação de valor econômico de populações de espécies. Embora simples, os pressupostos e cenários apresentados constituem um passo importante na construção de uma teoria integradora capaz unificar modelos e conceitos ecológicos e econômicos para prever como a extinção de espécies afeta o valor ecológico e econômico de populações e espécies remanescentes.

## REFERÊNCIAS

- Bartkowski, B., Lienhoop, N., Hansjürgens, B., 2015. Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. *Ecol. Econ.* 113, 1–14. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.02.023
- Blüthgen, N., Klein, A.-M., 2011. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic Appl. Ecol.* 12, 282–291. doi:10.1016/j.baae.2010.11.001
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M.I., Gonzalez, A., 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *Am. J. Bot.* 98, 572–92. doi:10.3732/ajb.1000364
- Costanza, R., 2000. Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3, 4–10. doi:10.1007/s100210000002
- Costanza, R., Arge, R., Groot, R. De, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Neill, R.V.O., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., 1997. The value of the world ' s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Costanza, R., Groot, R. De, Sutton, P., Ploeg, S. Van Der, Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- de Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-Young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, in: Kadekodi, G.K. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington, pp. 1–422. doi:10.1017/s1355770x11000088
- Devictor, V., Clavel, J., Julliard, R., Lavergne, S., Mouillot, D., Thuiller, W., Venail, P., Villéger, S., Mouquet, N., 2010. Defining and measuring ecological specialization. *J. Appl. Ecol.* 47, 15–25. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80-. ). 345, 401–406.
- Elton, B.Y.C., 1927. *Animal Ecology*. The Macmillan Company, New York.
- Farber, S.C., Costanza, R., Wilson, M. a., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecol. Econ.* 41, 375–392. doi:10.1016/S0921-8009(02)00088-5
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tscharntke, T.,

- Weisser, W., Bommarco, R., 2015. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proc. R. Soc. B* 282, 1–8.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol. Econ.* 69, 1209–1218. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B. a, Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L., O'Connor, M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–8. doi:10.1038/nature11118
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 8, 468–479. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x
- Loreau, M., Functioning, E., S., N., Inchausti, P., 2013. Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 471–493. doi:10.1126/science.1064088
- Loreau, M., Hector, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412, 72–76.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, a, Hooper, D.U., Huston, M. a, Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D. a, 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804–808. doi:10.1126/science.1064088
- Luck, G.W., Harrington, R., Harrison, P.A., Kremen, C., Berry, P.M., Bugter, R., Dawson, T.P., de Bello, F., Díaz, S., Feld, C.K., Haslett, J.R., Hering, D., Kontogianni, A., Lavorel, S., Rounsevell, M.D.A., Samways, M.J., Sandin, L., Settele, J., Sykes, M.T., van den Hove, S., Vandewalle, M., Zobel, M., 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *Bioscience* 59, 223–235. doi:10.1025/bio.2009.59.3.7
- Murphy, G.E.P., Romanuk, T.N., 2014. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecol. Evol.* 4, 91–103. doi:10.1002/ece3.909
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-baggethun, E., Martín-lópez, B., Verma, M., Armsworth, P., Christie, M., Cornelissen, H., Eppink, F., Farley, J., Pearson, L., Perrings, C., Polasky, S., Mcneely, J., Norgaard, R., Siddiqui, R., Simpson, R.D., Turner, R.K., 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity, in: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London and Washington, pp. 1–133. doi:10.4324/9781849775489
- Pindyck, R.S., Rubinfeld, D.L., 2006. *Microeconomia*, 6ª ed. Pearson Prentice Hall, São Paulo.
- Rosenfeld, J.S., 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98, 156–162. doi:10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x
- Thomas, J.M., Callan, S.J., 2010. *Economia ambiental: aplicações, políticas e economia*, 1ª ed. Cengage Learning, São Paulo.
- Tilman, D., Lehman, C.L., Thomson, K.T., 1997. Plant diversity and ecosystem

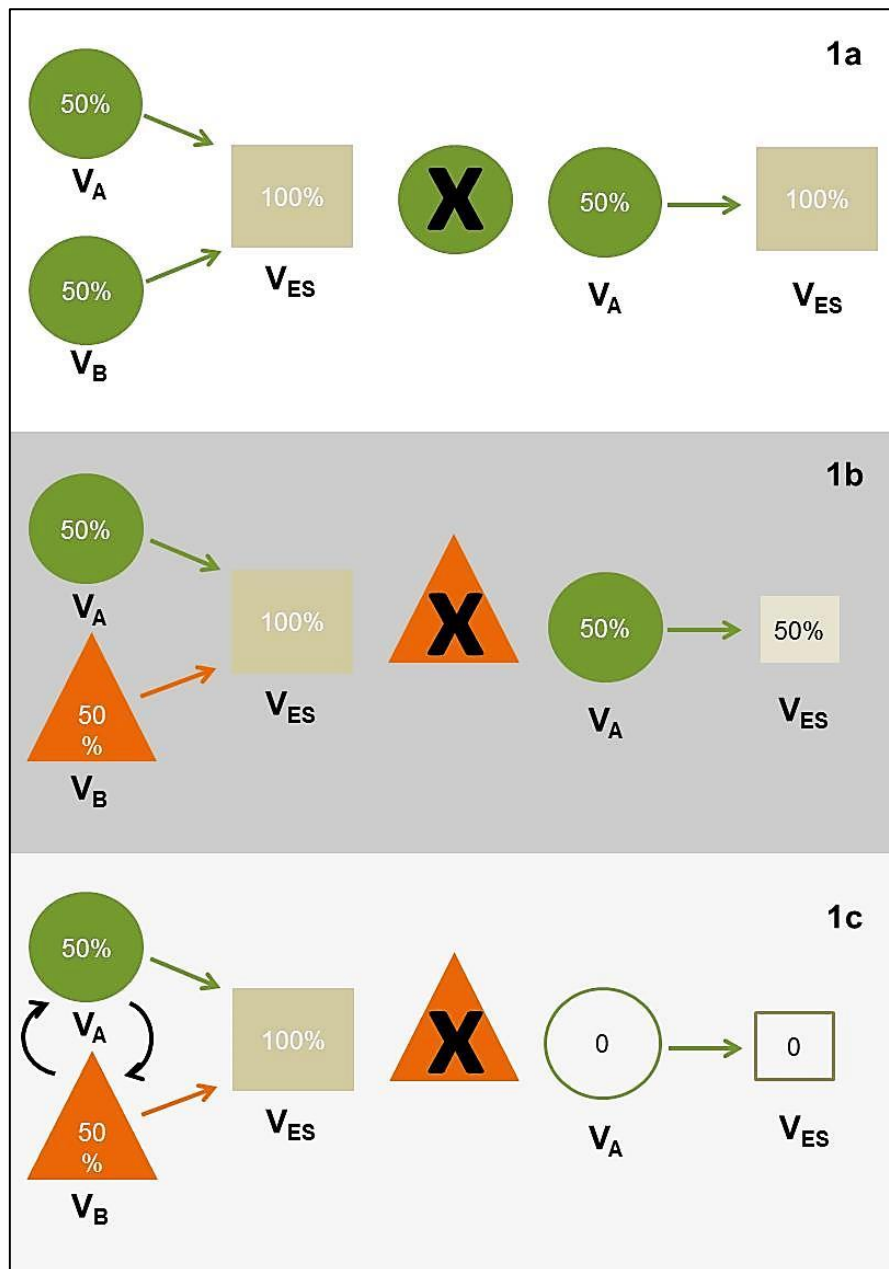
productivity: theoretical considerations. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 94, 1857–61. doi:10.1073/pnas.94.5.1857

## TABELA 1

Tabela 1. Definições de termos usados neste estudo.

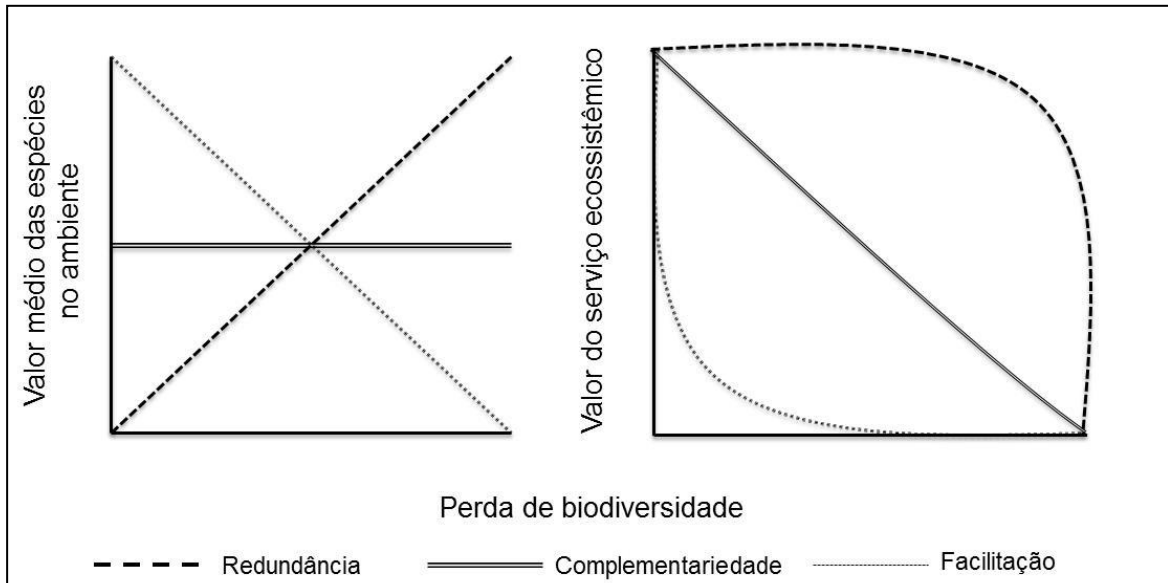
<b>Termo</b>	<b>Definição</b>
Antropocentrismo	Perspectiva ética de acordo com a qual o valor das espécies é determinado pelos benefícios que as mesmas proporcionam ao bem-estar humanos. Portanto, o bem-estar humano é considerado mais importante do que o bem-estar das outras espécies.
Bens/serviços complementares	Pares de bens ou serviços cuja demanda em um proporciona um aumento da demanda pelo outro, pois ambos apresentam funções complementares em termos de incremento no bem-estar.
Bens/serviços substitutos	Pares de bens ou serviços cuja demanda por um proporciona uma redução na demanda pelo outro, pois ambos apresentam funções equivalentes em termos de incremento de bem-estar.
Biocentrismo	Perspectiva ética de acordo com a qual todas as espécies possuem valor intrínseco e por isso possuem o direito de existir. O bem-estar de outras espécies é tão importante quanto o bem-estar humano.
Biodiversidade	Variedade da vida em todos os níveis de organização biológica (i.e., desde o nível molecular até o nível de biomas).
Grupo funcional	Conjunto de espécies que desempenham funções ecológicas similares ou de uma mesma categoria (ex. decompositores, fixadores de nitrogênio).
Redundância funcional	Grau de sobreposição das funções ecológicas realizadas por duas ou mais espécies.
Serviço ecossistêmico	Bens ou processos ecológicos que promovem variações positivas no bem-estar humano.
Valor de existência	Valor econômico de um componente da biodiversidade (geralmente espécie) não associado ao uso direto ou indireto que fazemos das mesmas. Geralmente está relacionado com aspectos estéticos ou com a proximidade filogenética com a espécie humana.
Valor de uso	Valor econômico associado ao consumo (direto ou indireto) de um bem ou serviço ecossistêmico.
Valor instrumental	Valor que advém da utilidade de uso ou consumo.
Valor intrínseco	Valor que as coisas têm pelo que são, independentemente do uso, utilidade ou consequências.

**FIGURA 1**



**Figura 1.** Efeito da perda de biodiversidade no valor econômico das espécies e serviços ecossistêmicos considerando diferentes cenários simplificados de sobreposição funcional.  $V_A$  e  $V_B$  = valores econômicos das espécies A e B definidos com base na contribuição funcional de cada uma para o serviço ecossistêmico;  $V_{ES}$  = valor econômico do serviço ecossistêmico antes e após as extinções das espécies. Quanto a sua função, as duas espécies podem ser totalmente (1a) redundantes, (1b) complementares ou (1c) dependentes de facilitação.

**FIGURA 2**



**Figura 2.** Efeito da perda de biodiversidade no valor econômico das espécies (2a) e serviço ecossistêmico (2b) provido pelas espécies considerando diferentes cenários simplificados de sobreposição funcional.

## CONCLUSÕES GERAIS

No primeiro capítulo, a avaliação das publicações em três periódicos importantes na área da BC demonstrou que, ao longo do tempo, a perspectiva biocêntrica permanece dominante em estudos que recomendam ações para a conservação. A maioria dos artigos (76%) não apresenta nenhuma justificativa para as ações de conservação e somente 11% deles identificaram ou mediram valores econômicos para os alvos de conservação. Apesar disso, observamos um aumento a partir dos anos 80 nas justificativas baseadas em valores mais antropocêntricos o coincide e deve estar relacionado com a popularização da abordagem dos serviços ecossistêmicos na arena política e científica.

No segundo capítulo, demonstramos que o viés taxonômico já conhecido na BC vêm se aprofundando com um incremento temporal maior na proporção de estudos com um único animal vertebrado, predominantemente aves ou mamíferos. Isso significa que grande parte das recomendações e consequentemente alocação de recursos para a conservação é determinada pelo estudo de um táxon carismático, com base no seu valor de existência. Quando comparamos animais e plantas, observamos uma maior proporção de ausência de justificativas para estudos com animais em relação às plantas, o que reforça perspectiva biocêntrica de que a conservação de animais complexos e filogeneticamente próximos é um dever moral. Dentre os animais, quando comparamos vertebrados e invertebrados observamos um crescimento para justificativas antropocêntricas para invertebrados e uma diminuição nas mesmas para vertebrados, o que pode ser explicado pela incorporação da abordagem de serviços ecossistêmicos. Isso porque os invertebrados fornecem importantes serviços ecossistêmicos como a polinização e controle biológico.

No terceiro capítulo, através da apresentação de pressupostos e cenários demos um passo na construção de uma teoria integradora que seja capaz de unificar modelos e conceitos ecológicos e econômicos para prever como a extinção de espécies afeta o valor ecológico e econômico de populações e espécies remanescentes.

Logo, entendemos que essa tese trouxe contribuições importantes para a BC quando aponta a perspectiva ética predominante ao longo do tempo nos estudos científicos que recomendam ações e determinam, em parte, os investimentos em conservação. Apesar da crescente discussão na arena política e científica sobre a importância de conservar funções e serviços ecossistêmicos, a pesquisa em conservação permanece biocêntrica e estuda menos táxons importantes para o fornecimento de serviços ecossistêmicos como os invertebrados, e quase não aborda os fungos e microrganismos. Uma vez que o investimento de recursos em mamíferos carismáticos não necessariamente conserva serviços ecossistêmicos e outras espécies de grupos taxonômicos não estudados, torna-se importante pensar os rumos da pesquisa na área para garantir uma política de conservação mais abrangente e efetiva. Além disso, é necessário avançar na integração dos conceitos de diferentes áreas da economia ambiental com a BC para que também a abordagem antropocêntrica através de justificativas e métodos de valoração econômica venham a contribuir para a conservação de espécies, populações e comunidades importantes para o fornecimento de serviços ecossistêmicos.