



BioBrasil

BIODIVERSIDADE BRASILEIRA
REVISTA CIENTÍFICA



Foto: Carla Polaz



Editoras:
Carla Natacha Marcolino Polaz
Katia Torres Ribeiro
Fernanda Aléssio Oliveto

Número Misto:
Conservação de Peixes Continentais
e Manejo de Unidades de Conservação
Ano 7 – Número 1 – 2017



Biodiversidade Brasileira

Editorial

Conservação de Peixes Continentais e Manejo de Unidades de Conservação

Carla Natacha Marcolino Polaz¹ & Kátia Torres Ribeiro²

Eu não acredito numa abordagem sombria para a conservação, o que pode ser muito ruim para nossos esforços. Num espírito mais elevado, acredito que a maior parte da diversidade biológica de nosso planeta pode ser mantida e que a conservação em geral tem que ser considerada a arte do possível.

Russell A. Mittermeier

Falar sobre peixes é falar sobre a maior biodiversidade vivente entre os vertebrados do planeta! Das cerca de 60.000 espécies já descritas de vertebrados, 32.000 (53%) são peixes, e esse número só faz crescer ano a ano, sendo que o Brasil é um dos países que lideram novas descobertas (Nelson *et al.* 2016). Isso per se explicaria o porquê de dedicar uma seção especial da Revista Biodiversidade Brasileira a esse grupo.

Para além de números que impressionam, a região Neotropical, que compreende os ambientes continentais do extremo sul da América do Norte (sul do México), toda a América Central e do Sul, é seguramente a mais diversa, com mais de 7.000 espécies de peixes reconhecidas (Albert & Reis 2011). Somente o território brasileiro, em área, representa mais de 50% da região Neotropical.

Na última avaliação do estado de conservação da fauna brasileira, o ICMBio, em conjunto com quase 200 ictiólogos, avaliou 4.494 espécies de peixes marinhos e continentais, considerando peixes ósseos e cartilagosos. Dos 3.147 peixes de água doce avaliados, 312 (9,91%) estão ameaçados de extinção; entre os marinhos, das 1.347 espécies avaliadas, 96 (7,13%) foram listadas em alguma categoria de ameaça (ICMBio, 2016 – dados compilados do Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção).

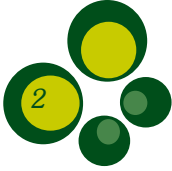
Afiliação

¹ Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental – CEPTA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, Pirassununga/SP, Brasil, Caixa Postal 64, CEP: 13.630-970.

² Diretoria de Pesquisa, Monitoramento e Avaliação da Biodiversidade – DIBIO, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, EQSW 103/104, Bloco D, Brasília/DF, Brasil. CEP: 70.670-350.

E-mails

carla.polaz@icmbio.gov.br, katia.ribeiro@icmbio.gov.br



Embora alguns fatores que impactam as populações de peixes estejam compreendidos, como é o caso da construção de hidrelétricas para os grandes peixes migradores, pois rompem suas rotas de migração com barreiras físicas, ou ainda a pesca industrial desordenada para os peixes marinhos, que muitas vezes atua sobre agregações reprodutivas, os efeitos diretos que ameaçam boa parte dos peixes ainda permanecem imprecisos. Fatores genéricos como poluição, assoreamento e introdução de espécies exóticas ainda precisam ser mais bem investigados em se tratando da biota aquática, para que o nexos causal (traduzido na relação direta de causa-efeito) se torne indubitavelmente explícito.

Os seis artigos apresentados na seção sobre conservação de peixes trazem diferentes perspectivas acerca desse grande tema dentro e fora das unidades de conservação (UCs). Para aqueles que se debruçam sobre a ictiofauna dentro de UCs, como é o caso de Assumpção *et al.*, ao tratarem dos peixes ameaçados de extinção no Parque Nacional do Iguaçu, reforça-se a importância da unidade enquanto “santuário” para a ictiofauna, especialmente para as espécies endêmicas da bacia do rio Iguaçu, tanto a montante como a jusante das Cataratas do Iguaçu, em direção à foz com o rio Paraná. Em outro artigo, Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro discorrem sobre a situação das áreas protegidas de Mata Atlântica, ao norte do Espírito Santo, para a conservação da água – e conseqüentemente de toda a biota aquática – em unidades de conservação. Vaz *et al.*, focando em um Parque Natural Municipal do município de Sorocaba, estado de São Paulo, discutem as relações existentes entre fatores ambientais e a assembleia de peixes e de macroinvertebrados bentônicos em um riacho tropical.

Fora de unidades de conservação, Oliveira *et al.* exploram o estado de conservação da piracanjuba, *Brycon orbignyanus*, uma espécie de peixe ameaçada de extinção em toda a bacia do rio Paraná, e trazem bases genéticas sólidas para programas de manejo. Moraes *et al.* olham para outra importante bacia brasileira – a do rio Paraíba do Sul, e destacam as implicações para a conservação de peixes e invertebrados aquáticos frente à ocorrência de espécies exóticas e alóctones. Por fim, Silva-Júnior *et al.* apresentam e discutem modelos para estimar o tamanho de estoques pesqueiros da Amazônia, baseados em dados de captura e esforço. Nota-se que a alta diversidade de peixes parece estar intrinsecamente relacionada à diversidade de temáticas abordadas pelos artigos que os leitores encontrarão neste número.

Na seção sobre gestão de unidades de conservação, são trazidos, coincidentemente, temas que dialogam com a conservação e o manejo da ictiofauna, ao tratar da participação social na gestão das áreas protegidas e na gestão do conhecimento e da relação entre conservação e desenvolvimento socioeconômico, além de focarem áreas em que o manejo da pesca é um dos temas centrais. Dias & Seixas identificam os desafios para colocar “a ciência em prática”, isto é, mobilizar e gerir conhecimentos necessários ao manejo de áreas protegidas, em que destacam os problemas de comunicação e diferenças de expectativas entre atores. Silva & Bueno reportam e analisam a experiência de fomento à participação, desenvolvimento local e governança no âmbito das unidades de conservação inseridas no ARPA – Programa Áreas Protegidas da Amazônia, considerado o mais ambicioso programa de conservação do mundo. Entre os resultados positivos dos planos de ação analisados estão “as parcerias estabelecidas com organizações diversas, o empoderamento de comunidades locais e mais participação de interessados nos conselhos gestores das UCs, o aprimoramento da comunicação e as trocas de conhecimentos entre atores diversos, comunidades e gestores, bem como o fortalecimento do diálogo institucional”.

Sabemos, pela experiência acumulada, que participação e parceria são também importantes ingredientes para o sucesso na concepção e implementação dos planos de ação nacionais para as espécies ameaçadas. Os PANs, estratégias coordenadas pelo ICMBio, constroem pactos com a sociedade, para lidar com os imensos desafios de conservação revelados, por exemplo, pelos números de espécies ameaçadas. Tanto os planos de ação como os planos de manejo, e tantos outros instrumentos de conservação, incorporam crescentemente o entendimento de que a perda ambiental ou as estratégias de sucesso não se dissociam dos contextos sociais, culturais e econômicos, e que precisamos fortalecer as ações socioambientais em toda sua complexidade.



Referências bibliográficas

Albert, J.S. & Reis, R.E. 2011. **Historical biogeography of neotropical freshwater fishes**. University of California Press. 406p.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2016. **Sumário executivo do Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_da_fauna_brasileira_ameacada_de_extincao_2016.pdf

Nelson, J.S.; Grande, T.C. & Wilson, M.V.H. 2016. **Fishes of the world**. 5 ed. John Wiley & Sons. 752p.



Espécies de Peixes Ameaçadas de Extinção no Parque Nacional do Iguaçu

Lucileine de Assumpção¹, Sergio Makrakis², Patrícia Sarai da Silva¹ & Maristela Cavicchioli Makrakis²

Recebido em 28/05/2015 – Aceito em 07/04/2016

RESUMO – Avaliamos a ocorrência e a distribuição de espécies de peixes ameaçadas de extinção em uma das 326 unidades de conservação (UC) federais brasileiras, o Parque Nacional do Iguaçu – PARNA do Iguaçu. As coletas foram realizadas mensalmente, no período de outubro de 2010 a setembro de 2014, no trecho do rio Iguaçu entre a jusante das Cataratas do Iguaçu (na foz com o rio Paraná) e a montante das Cataratas do Iguaçu. Foram coletados 549 peixes pertencentes a nove espécies ameaçadas: quatro categorizadas como Em Perigo (EN): (*Brycon orbignyanus*, *Steindachneridion scriptum*, *Gymnogeophagus setequedas* e *Steindachneridion melanodermatum*); quatro categorizadas como Vulneráveis (VU): (*Pseudopimelodus mangurus*, *Rhinelepis strigosa*, *Salminus brasiliensis* e *Zungaru jahu*); e uma espécie categorizada como Quase Ameaçada (NT) (*Pseudoplatystoma corruscans*). Foi registrada maior abundância de peixes nos locais amostrados dentro do PARNA do Iguaçu. Das espécies amostradas a jusante das Cataratas do Iguaçu, duas foram constantes, duas acessórias e três acidentais. O trecho a jusante e montante das Cataratas do Iguaçu demonstraram ser de grande importância para a conservação dessas espécies. Os resultados encontrados neste estudo poderão auxiliar na revisão futura das listas nacional e estadual de espécies de peixes ameaçadas e subsidiar a elaboração de estratégias de manejo e conservação para essas espécies, tanto dentro como fora dos limites do PARNA do Iguaçu.

Palavras-chave: Áreas de preservação; espécies ameaçadas; peixes migradores; rio Iguaçu.

ABSTRACT – The occurrence and distribution of endangered fish species in one of the 326 Brazilian federal Conservation Units (UC), the Iguaçu National Park – PARNA do Iguaçu, were evaluated. Samplings were conducted monthly, from October 2010 to September 2014, in the downstream stretch the Iguaçu Falls to the mouth with the Paraná River, and upstream the Iguaçu Falls. In total were collected 549 fish belonging to nine threatened species: four categorized as Endangered (EN) (*Brycon orbignyanus*, *Steindachneridion scriptum*, *Gymnogeophagus setequedas*, and *Steindachneridion melanodermatum*), four categorized as Vulnerable (VU) (*Pseudopimelodus mangurus*, *Rhinelepis strigosa*, *Salminus brasiliensis*, and *Zungaru jahu*), and one categorized as Near Threatened (NT) (*Pseudoplatystoma corruscans*). Greater abundance of fish was registered in the sampled locations inside the PARNA do Iguaçu. Of the species sampled downstream the Iguaçu Falls, two species were constant, two were accessory and three were accidental. The downstream

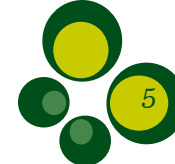
Afiliação

¹ Universidade Estadual do Oeste do Paraná/UNIOESTE, Campus de Toledo/PR, Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos/GETECH, Instituto Água Viva de Pesquisa e Extensão em Aquicultura/INSTITUTO ÁGUA VIVA, Toledo/PR, Brasil. CEP: 85.960-000.

² Universidade Estadual do Oeste do Paraná/UNIOESTE, Campus de Toledo/ PR, Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos/GETECH, Toledo/PR, Brasil. CEP: 85.903-000.

E-mails

lucileinea@hotmail.com, saraipatricia@gmail.com, sergio.makrakis@unioeste.br, maristela.makrakis@unioeste.br



and upstream stretch the Iguaçu Falls are very important to the conservation of these species. The results of this study will assist in future revision of the national and state lists of endangered fish species, and support the development of management and conservation strategies for these species, both inside and outside of the PARNA do Iguaçu boundaries.

Keywords: Protected areas; threatened species; migratory fish; Iguaçu river.

RESUMEN – Se evalúa la presencia y la distribución de las especies de peces en peligro en una de las unidades 326 de conservación (UC) brasileñas federales, el Parque Nacional de Iguazú – PARNA do Iguaçu. Se realizaron muestreos mensuales entre octubre de 2010 septiembre de 2014, en el tramo del río Iguazú entre aguas abajo de las Cataratas de Iguazú (en la desembocadura con el río Paraná) y aguas arriba de las Cataratas de Iguazú. Hemos recogido 549 peces pertenecientes a nueve especies amenazadas: Cuatro categorizadas como En Peligro (EN): (*Brycon orbignyanus*, *Steindachneridion scriptum*, *Gymnogeophagus setequedas* y *Steindachneridion melanodermatum*); cuatro categorizada como Vulnerable (VU): (*Pseudopimelodus mangurus*, *Rhinelepis strigosa*, *Salminus brasiliensis* y *Zungaru jahu*); y categorizado como la especie Casi Amenazada (NT) (*Pseudoplatystoma corruscans*). mayor abundancia de peces se registró en los sitios de muestreo dentro del Iguazú PARNA. De las especies muestreadas aguas abajo de las Cataratas de Iguazú, dos eran constantes, dos y tres accesorios accidental. El paso aguas arriba y aguas abajo de las Cataratas de Iguazú demostraron ser de gran importancia para la conservación de estas especies. Los resultados de este estudio ayudarán a futura revisión de las listas nacionales y estatales de especies de peces en peligro y apoyar el desarrollo de estrategias de manejo y conservación para estas especies, tanto dentro como fuera de los límites de Iguazú Parna.

Palabras clave: Áreas de conservación; especies en peligro; Las poblaciones de peces migratorios; Río Iguazú.

Introdução

As unidades de conservação (UCs) brasileiras começaram a ser estabelecidas a partir de 1930. O primeiro parque brasileiro, o Parque Nacional de Itatiaia, foi instituído em 1937. O intuito de criação das UCs foi preservar e conservar áreas geográficas com características naturais e culturais, difundindo para a sociedade brasileira a necessidade da conservação ambiental dessas áreas de preservação (Gonçalves & Hoeffel 2012), pela Lei Federal n. 6.938/2000, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). As UCs compreendem territórios geográficos definidos para a conservação e preservação da diversidade biológica, das espécies raras, endêmicas, vulneráveis e ameaçadas de extinção, dos recursos naturais e culturais associados, na busca da sustentabilidade ambiental e da geração de serviços ambientais (Medeiros 2006, Mussi & Motta 2006). Esses territórios são fundamentais para a conservação in situ da biodiversidade (Soulé & Terborgh 1999, De Fries *et al.* 2005) e podem ser estabelecidas pelo poder público, em suas esferas federal, estadual e municipal. Para garantir a conservação de espécies ameaçadas de extinção, é necessário que existam UCs em número e tamanho suficientes para a manutenção de suas populações (Paglia *et al.* 2004).

Na esfera federal, a atribuição de realizar estudos para a criação e implementação de novas UCs, bem como de monitorar e administrar as já existentes, pertence ao Instituto Chico Mendes de Conservação e Biodiversidade (ICMBio). O Brasil possui atualmente 326 UCs Federais, distribuídas por todo seu território, ocupando uma área total de 75.973.500 hectares (Giovanelli *et al.* 2016). Esse conjunto é considerado o maior sistema de áreas protegidas no mundo, com a maior biodiversidade do planeta distribuída nos biomas Caatinga, Amazônia, Pantanal, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Marinho (Drummond, Franco & Oliveira 2010).

No Estado do Paraná, as 13 UCs federais existentes são a Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, Área de Proteção Ambiental Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, Estação Ecológica de Guaraqueçaba, Reserva Biológica das Araucárias, Reserva Biológica das Perobas, Reserva Extrativista Mandira, Floresta Nacional de Irati, Refúgio de Vida Silvestre



dos Campos de Palmas, Parque Nacional de Ilha Grande, Parque Nacional do Superagui, Parque Nacional Saint Hilaire-Lange, Parque Nacional dos Campos Gerais e o Parque Nacional do Iguaçu.

O Parque Nacional do Iguaçu – PARNA do Iguaçu, com fragmentos remanescentes do bioma de Mata Atlântica, é a segunda UC mais antiga do Brasil. O PARNA do Iguaçu foi criado pelo Decreto nº 1.035, em 1939, com área de 3.300 hectares, que incluía as Cataratas do Iguaçu e a floresta que a cercava. Com a preocupação dos riscos da devastação da floresta que cobria a região oeste do Paraná e da importância de incluir a Floresta Ombrófila Mista na região centro-sul do Paraná (Barbado 2008), o Parque ganhou novos limites com o Decreto nº 86.676, de dezembro de 1981, tendo sua área ampliada para 185.262,5 hectares, que representam hoje a maior área protegida da Floresta Estacional Semidecídua do Paraná e da Mata Atlântica brasileira.

Em 1986, o PARNA do Iguaçu foi reconhecido como Patrimônio Natural da Humanidade pela Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) (ICMBio 2015). Atualmente o PARNA é tido como uma das UCs mais bem administradas do Brasil (Silva 2014), responsável por manter a integridade das florestas, da rica biodiversidade de fauna e flora e da beleza cênica das Cataratas do Iguaçu. Em meio à biodiversidade do PARNA do Iguaçu, estão 17 espécies da fauna (entre aves, mamíferos e insetos) consideradas oficialmente ameaçadas de extinção (Nascimento & Campos 2011). Porém, quanto à ictiofauna as informações são inexistentes.

Este estudo tem por objetivo avaliar a ocorrência e a distribuição longitudinal de espécies de peixes ameaçadas de extinção no PARNA do Iguaçu, especificamente em um trecho do rio Iguaçu, compreendido entre a jusante e montante das Cataratas do Iguaçu. As informações obtidas são fundamentais para o manejo desta importante UC, bem como para revisões futuras das listas estadual e nacional de espécies de peixes ameaçadas de extinção no Brasil.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A área de estudo compreendeu um trecho do rio Iguaçu a jusante das Cataratas do Iguaçu de, aproximadamente, 20 quilômetros até a foz com o rio Paraná, e imediatamente a montante das Cataratas do Iguaçu com um trecho de aproximadamente três quilômetros (Figura 1). No trecho a jusante, o rio Iguaçu escoia por um cânion estreito com margens íngremes, sem a presença de áreas alagáveis. A porção superior, mais próxima às Cataratas, caracteriza-se por uma série de corredeiras e correntezas com velocidade de fluxo elevada, e encontra-se bastante preservada, por estar situada dentro da área do PARNA do Iguaçu, onde foram estabelecidos três pontos de amostragem (J1, J2 e J3). Outros dois pontos de amostragem, J4 e J5, foram estabelecidos fora da área do PARNA do Iguaçu, em trecho caracterizado por águas mais calmas em áreas de remansos e por intensa urbanização em ambas as margens do rio Iguaçu (Figura 1). No trecho a montante das Cataratas do Iguaçu, a amostragem foi realizada em dois pontos de coleta (M1 e M2), localizados dentro da área do PARNA do Iguaçu (local conhecido como Poço Preto), caracterizados pela presença de poços profundos e de corredeiras com fundo pedregoso de rocha basáltica.

Coleta de dados

Durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2014, foram realizadas amostragens mensais de peixes, totalizando 48 coletas nos pontos J1 a J5, e 24 coletas nos pontos M1 e M2). Os métodos de captura utilizados foram redes de espera e espinheis, os quais foram instalados às 16 horas e revistados em intervalos de 6 horas (22:00, 04:00 e 10:00 horas). As autorizações para a coleta dos peixes foram emitidas pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO (número: 25648-1, 25648-2, 25648-3 e 25648-4; <http://www.icmbio.gov.br/sisbio/>).

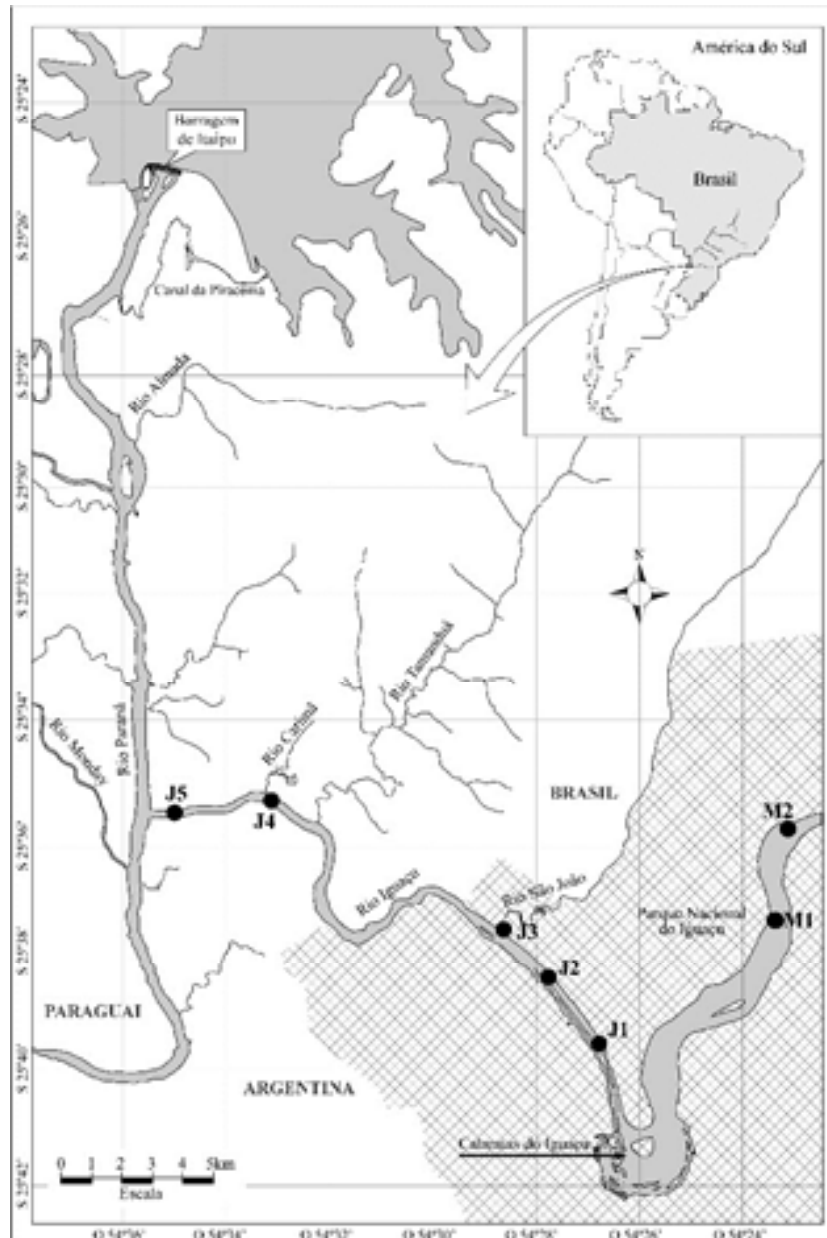


Figura 1 – Locais amostrados durante o período de outubro/2010 a setembro/2014 no rio Iguaçu, em trecho a montante e a jusante das Cataratas do Iguaçu (na foz com o rio Paraná). M= locais a montante; J= locais a jusante.

Os peixes capturados foram submetidos à eutanásia, em solução contendo benzocaína (250mg/l), conforme protocolo aprovado pelo Comitê de Ética da Unioeste. Posteriormente, os peixes foram etiquetados quanto ao local de coleta, data, horário, tipo de aparelho, e acondicionados em caixas para transporte ao laboratório do PARNA do Iguaçu para análise. Em laboratório, os peixes capturados foram identificados, medidos (comprimento total e padrão). Espécimes testemunho foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina – UEL (Tabela 1).

A classificação das espécies de peixes em categorias de ameaça foi realizada de acordo com a Portaria do Ministério do Meio Ambiente – MMA no 445, de 17 de dezembro de 2014, e com o Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná (Abilhoa & Duboc 2004).



Análise dos dados

Os padrões espaciais na composição de espécies de ocorrência a jusante das Cataratas do Iguaçu foram avaliados por meio da Análise Hierárquica de Cluster (Clarke & Warwick 2001) utilizando o software PRIMER v.6 (Clarke & Gorley 2006) para comparar os locais amostrados dentro e fora do PARNA do Iguaçu. Uma matriz de similaridade foi construída utilizando o índice de Bray-Curtis, a partir dos dados de abundância numérica das espécies transformados em raiz quadrada. Um teste de perfil (SIMPROF) foi conduzido para identificar a estrutura natural de grupos nas amostras (Clarke *et al.* 2008). A rotina SIMPROF conduz a uma série de testes de permutações para encontrar clusters de amostras com estrutura interna significativa ($p < 0,05$; Clarke & Warwick 2001). A rotina SIMPER também foi usada para identificar as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro dos grupos e a dissimilaridade entre grupos. Nessas análises, os dois pontos de montante não foram considerados, devido ao fato de as Cataratas do Iguaçu exercerem isolamento geográfico do rio Iguaçu e, conseqüentemente, a ictiofauna de montante ser distinta daquela de jusante.

A fim de estabelecer a constância de ocorrência das espécies ameaçadas durante o período estudado, a jusante e montante das Cataratas do Iguaçu, aplicou-se o Índice de Constância (C) (Dajoz 1983). Esse índice é expresso pelo percentual de amostras em que uma espécie ocorre em relação ao número total de amostras, representando as seguintes categorias: espécies constantes ($C \geq 50\%$); (ii) espécies acessórias ($C > 25 < 50\%$); e (iii) espécies acidentais ($C \leq 25\%$).

A Constância é expressa por:

$$C = (p_i \times 100)/P$$

Onde:

C = é o valor de Constância de cada espécie

p_i = é o número de amostras contendo a espécie i

P = é o número total de amostras realizadas

Resultados

Durante o período de estudo foram amostradas quatro espécies ameaçadas de extinção categorizadas como Em Perigo (EN) em nível Nacional, constantes no Anexo 1 da Portaria MMA no 445, de 17 de dezembro de 2014: *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850), *Gymnogeophagus setequedas* Reis, Malabarba & Pavanelli, 1992, *Steindachneridion melanoderdatum* Garavello, 2005 e *Steindachneridion scriptum* (Miranda Ribeiro, 1918). No nível Estadual, considerando o Livro Vermelho de Fauna Ameaçada do Paraná (Abilhoa & Duboc 2004), quatro das espécies capturadas são categorizadas como Vulneráveis (VU): *Pseudopimelodus mangurus* (Valenciennes, 1835), *Rhinelepis strigosa* Valenciennes, 1840 (previamente conhecida como *Rhinelepis aspera* Agassiz, 1829), *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) e *Zungaru jahu* (Ihering, 1898), e uma espécie é categorizada como Quase Ameaçada (NT): *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829).

Foram amostrados 321 peixes a jusante das Cataratas do Iguaçu e 228 peixes a montante (Tabela 1). As espécies mais abundantes a jusante foram *S. brasiliensis*, seguido de *P. mangurus* e *Z. jahu*, e a espécie *S. melanoderdatum* destaca-se como a mais abundante a montante das Cataratas do Iguaçu.

Tabela 1 – Comprimento padrão médio e número de indivíduos das espécies de peixes amostrados, durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2014, a jusante e a montante das Cataratas do Iguaçu.

Espécies	Número de depósito (MZUEL)	Comprimento padrão (cm)			Número de Indivíduos	Localização
		Médio	Mínimo	Máximo		
<i>Brycon orbignyanus</i>	13330	45,9	38,0	56,5	15	Jusante
<i>Gymnogeophagus setequedas</i>	17091	8,2	5,7	11	59	Montante
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	13356	33,2	23,0	57,5	64	Jusante
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	15648	71,7	24,0	99,0	11	Jusante
<i>Rhinelepis strigosa</i>	13361	25,0	17,5	32,5	2	Jusante
<i>Salminus brasiliensis</i>	13363	45,1	21,5	90,0	166	Jusante
<i>Steindachneridion scriptum</i>	15649	63,7	50,0	74,0	18	Jusante
<i>Steindachneridion melanodermatum</i>	15705/17094	52,5	18,5	88,0	02/170	Jusante/ Montante
<i>Zungaro jahu</i>	15646	59,8	36,5	96,0	45	Jusante

Em relação à distribuição temporal a jusante das Cataratas do Iguaçu, houve maior abundância de indivíduos amostrados (49,5%) na primeira etapa de amostragem (2010-2011), seguida pelas terceira e quarta etapas (2012-2013 e 2013-2014), ambas com 18,0%, e pela segunda etapa (2011-2012), com 15,0% das capturas.

As espécies *S. brasiliensis*, *P. mangurus* e *Z. jahu* estiveram presentes em todas as etapas, com maiores ocorrências em relação às demais espécies (Tabela 2). Maiores abundâncias foram para *S. brasiliensis*, com maiores registros para a primeira e quarta etapa (58,5 e 48,3%, respectivamente), seguido de *P. mangurus* com 20,8% para a primeira e 31,6% para terceira etapa, e de *Z. jahu* com maiores registros para a terceira e quarta etapa, com 24,6 e 19,0%, respectivamente. A espécie *S. scriptum* ocorreu com maiores registros na segunda etapa (10,6%) (Tabela 2), não havendo captura na terceira etapa. Ressaltamos que na literatura não existem registros da ocorrência da espécie no médio/baixo rio Paraná. A espécie *R. strigosa* ocorreu somente nas duas primeiras etapas.

Tabela 2 – Percentagem de indivíduos das espécies de peixes por etapa de amostragem, no período de outubro de 2010 a setembro de 2014, no trecho a jusante das Cataratas do Iguaçu, na foz com rio Paraná.

Espécies	2010- 2011	2011- 2012	2012- 2013	2013- 2014
<i>Brycon orbignyanus</i>	3,8	6,4	1,8	8,6
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	20,8	12,8	31,6	12,1
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	3,1	2,1	1,8	6,9
<i>Rhinelepis strigosa</i>	0,6	2,1	0,0	0,0
<i>Salminus brasiliensis</i>	58,5	46,8	40,4	48,3
<i>Steindachneridion scriptum</i>	6,3	10,6	0,0	5,2
<i>Zungaro jahu</i>	6,9	19,1	24,6	19,0

Cabe ressaltar que durante a etapa 2013-2014 no trecho a jusante das Cataratas do Iguaçu foram feitos os primeiros registros da ocorrência de espécies que compõem a ictiofauna de montante das Cataratas do Iguaçu, em especial a espécie endêmica e migradora da bacia do rio Iguaçu, o surubim do Iguaçu, *S. melanodermatum* (dois indivíduos, um exemplar depositado em museu,

conforme a Tabela 1). Durante os quatro anos de amostragem, não houve registros dessa espécie a jusante das Cataratas do Iguaçu, provavelmente em decorrência das elevadas vazões ocorridas na etapa de 2013-2014. Devido à elevada incidência de chuva, a espécie desceu as Cataratas do Iguaçu, sendo capturada a jusante nos meses em que houve essa elevada precipitação.

Em relação à distribuição longitudinal a jusante das Cataratas do Iguaçu, maior abundância de peixes capturados (95%) ocorreu nos locais amostrados dentro do PARNA do Iguaçu, nos pontos J1 a J3. Conforme padrão espacial evidenciado na Análise de Cluster, houve a formação de dois grupos (I e II), mostrando que a ordenação das espécies mais abundantes é diferenciada entre as áreas amostradas (Figura 2). O grupo I é composto pelos pontos J1, J2 e J3, situados no interior do PARNA do Iguaçu. Esse grupo é composto por dois subgrupos, sendo um formado pelo ponto J1, localizado mais próximo às Cataratas do Iguaçu, que apresentou as maiores abundâncias (49% dos indivíduos amostrados); e o outro, formado pelos pontos J2 e J3, ambos com 23% dos indivíduos capturados (Figura 2). O grupo II é composto pelos pontos J4 e J5, situados fora do PARNA do Iguaçu, que apresentaram espécies menos abundantes (3% e 2% dos indivíduos, respectivamente, Figura 2). Esses resultados revelam que espécies ameaçadas de extinção ocorrem ao longo de todo o trecho amostrado, da jusante das Cataratas do Iguaçu até a foz com o rio Paraná, porém com maiores abundâncias no interior do PARNA do Iguaçu, especialmente nos locais que se encontram próximos às Cataratas do Iguaçu.

Na análise de similaridade entre os locais de amostragem, a rotina SIMPER mostrou que o grupo I apresentou similaridade de 80,4%, caracterizado pelas espécies *P. mangurus*, *P. corruscans*, *S. brasiliensis*, *S. scriptum* e *Z. jahu*; e o grupo II, com similaridade de 60,6%, caracterizado pelas espécies *P. corruscans* e *S. brasiliensis* (Tabela 3). A dissimilaridade (SIMPER) de 66,9% entre os grupos (I e II) apontou maior contribuição percentual para tais dissimilaridades decorrente da maior abundância das espécies *S. brasiliensis*, *P. mangurus*, *Z. jahu*, *S. scriptum* e *B. orbignyanus* (Tabela 3).

Quanto à abundância das espécies, a análise de similaridade indicou que, no trecho a jusante das Cataratas do Iguaçu, as espécies se distribuem de forma diferenciada nas áreas da unidade de conservação e fora dela. A Análise de Cluster resultou na formação de quatro grupos (I, II, III e IV) (Figura 3). O grupo I foi representado pela espécie *R. strigosa*, sendo a menos abundante. O grupo II foi constituído de dois subgrupos, um formado pela espécie *S. brasiliensis* e outro pelas espécies *P. mangurus* e *Z. jahu*. As espécies que formaram o grupo II ocorreram em todos os locais de amostragem. O grupo III, constituído pela espécie *P. corruscans*; e o grupo IV, representado pelas espécies *B. orbignyanus* e *S. scriptum* (Figura 3).

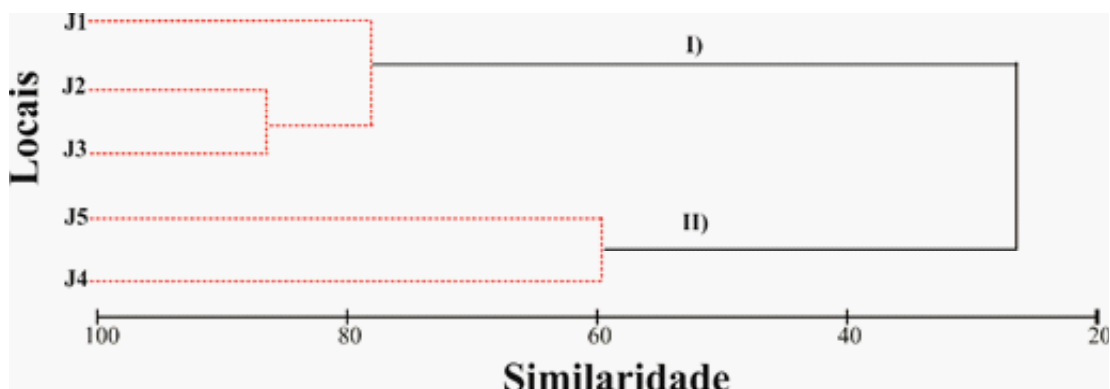


Figura 2 – Dendrograma de similaridade entre os pontos de amostragem (Análise de Cluster e SIMPROF) a partir da matriz de dados de abundância numérica das espécies transformados em raiz quadrada por locais de amostragem, usando o índice de similaridade de Bray-Curtis. Grupos significantes ($p < 0,05$) mostrados em vermelho, e amostras não agrupadas, em preto.

Tabela 3 – Percentagem de contribuição da abundância das espécies de peixes amostradas a jusante das Cataratas do Iguaçu para a similaridade (S) e dissimilaridade (D) dos grupos de pontos de amostragem (Grupos I e II).

Espécies	I	II	I e II
	S=80,4	S=60,6	D=66,9
<i>Brycon orbignyanus</i>	-	-	8,5
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	24,5	-	26,8
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	8,31	36,6	-
<i>Rhinelepis strigosa</i>	-	-	-
<i>Salminus brasiliensis</i>	35,1	63,4	28,5
<i>Steindachneridion scriptum</i>	11,5	-	13,9
<i>Zungaro jahu</i>	18,0	-	17,1

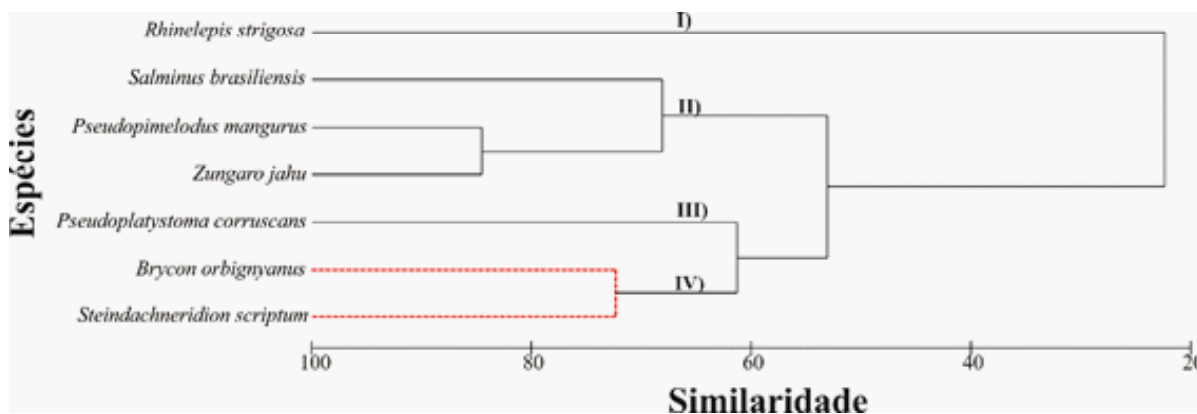


Figura 3 – Dendrograma de similaridade (Análise de Cluster e SIMPROF) a partir da matriz de dados de abundância numérica das espécies por pontos de amostragem transformados em raiz quadrada usando o índice de similaridade de Bray-Curtis. Grupos significantes ($p < 0,05$) mostrados em vermelho, e amostras não agrupadas, em preto.

Constância de ocorrência das espécies a jusante das Cataratas do Iguaçu e a montante

De acordo com a classificação de Constância das espécies analisadas a jusante das Cataratas do Iguaçu, duas foram enquadradas como constantes (*S. brasiliensis* e *Z. jahu*), duas acessórias (*P. mangurus* e *S. scriptum*) e três acidentais (*B. orbignyanus*, *P. corruscans* e *R. strigosa*). Segundo a classificação de Odum (1985), as espécies *B. orbignyanus* (4,7%), *P. corruscans* (3,4%), *R. strigosa* (0,6%) e *S. scriptum* (5,6%) podem ser consideradas raras, representando 10% do total da abundância, com baixa frequência de ocorrência e abundância do total de peixes observados. Já a montante das Cataratas do Iguaçu, a espécie *S. melanodermatum* foi enquadrada como constante, e *G. setequedas*, como acessória.

Discussão

Uma das estratégias de conservação da biodiversidade é preservar a fauna mediante a proteção de ecossistemas e paisagens em que esta se encontra (Hassler 2005). Sendo assim, a criação de unidades de conservação é um meio importante de proteção da biodiversidade,

tanto terrestre como aquática (Agostinho *et al.* 2005), bem como da beleza cênica (Simões 2008). Manter a diversidade biológica existente nas UCs é um dos desafios atuais, e o conhecimento dos organismos *in situ* é imprescindível para a definição de estratégias (Bensusan 2006). A UC PARNA do Iguazu abriga uma importante área remanescente do bioma da Mata Atlântica; porém, a maioria das informações sobre a biodiversidade do bioma vem principalmente de estudos sobre mamíferos e aves (Ferreira & Valdujo 2014). Como destacado por Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro (2007), as considerações sobre peixes de água doce são ainda escassas no cenário conservacionista, diferentemente de outros vertebrados.

O conhecimento da biodiversidade de águas continentais no interior de UCs é um desafio (Agostinho *et al.* 2005), porém a consideração de espécies de água doce na definição das áreas de preservação é um passo importante (Cetra *et al.* 2010). Poucas são as informações referentes à ictiofauna do PARNA do Iguazu. Embora nosso estudo seja apenas de um trecho de 20km a jusante das Cataratas até a foz do rio Paraná e três quilômetros a montante, o levantamento da ictiofauna é fundamental para o conhecimento sobre a distribuição dos peixes, principalmente das espécies ameaçadas de extinção com ocorrência na UC. Este estudo pode fornecer informações para a elaboração ou revisão de listas vermelhas oficiais, nacional e estadual, auxiliando na definição do *status* de ameaças das espécies. Dessa forma, estudos intensos de inventários dos organismos aquáticos em áreas protegidas representam um importante esforço para a conservação da biodiversidade.

Maior riqueza e abundância de espécies são esperadas em locais onde a mata ciliar é mais estruturada (Miranda 2012). Assim a ocorrência de maiores abundâncias nos pontos de amostragem dentro do PARNA do Iguazu (J1, J2, J3, M1 e M2) reforça a importância de manter a integridade da vegetação, principalmente a ripária, para a manutenção das espécies aquáticas. Por outro lado, menores abundâncias foram observadas na área de entorno da UC, nos pontos J4 e J5. Esta região é mais susceptível aos impactos devido às ações antrópicas, em ambas as margens do rio, e à maior intensidade de pesca predatória, exercida devido ao grande valor comercial das espécies de peixes estudadas (Uttam *et al.* 2013).

Estudos realizados no rio Gerua na Índia revelaram que a abundância de peixes ameaçados de extinção e vulneráveis foi maior dentro da área de preservação do que fora desta, mostrando que locais protegidos beneficiam a conservação da ictiofauna (Uttam *et al.* 2013). O desaparecimento das espécies é causado pela destruição dos habitats promovida pelas alterações ambientais produzidas pelas atividades humanas, e a proteção da biodiversidade é um dos grandes desafios (Cetra *et al.* 2010). A espécie *R. strigosa*, cuja ocorrência atualmente é rara na bacia do baixo rio Paraná, teve suas populações muito reduzidas devido às alterações ambientais (Rosa & Lima 2008). As espécies *S. brasiliensis*, *P. corruscans* e *R. strigosa* já tiveram um declínio populacional acentuado e são sujeitas a uma elevada pressão de pesca, porém, pelo fato de ocorrerem também na bacia do rio Paraguai, não constam na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (Rosa & Lima 2008, Bressan *et al.* 2009).

Além de caracterizar a abundância das espécies nas áreas de ocorrências, o índice de constância pode ser utilizado para demonstrar a habilidade das espécies em explorar os recursos disponíveis no ambiente em um determinado período (Lemes & Garutti 2002). O índice pode ainda ser utilizado para determinar quais espécies são permanentes e quais são visitantes (Garutti 1988) na área estudada. Considerando a constância de ocorrência, o número de espécies constantes (residentes) na área de estudo foi baixo – apenas as espécies *S. brasiliensis* e *Z. jahu* –, o que pode indicar que estas utilizam o ambiente para o seu ciclo de vida (Garutti 1988). Logo, as demais espécies consideradas acessórias e acidentais podem estar apresentando apenas uma fase do seu ciclo de vida no ambiente. Ou seja, podem estar presentes na área estudada para se reproduzir, para se alimentar em determinadas épocas, ou por serem localmente raras (pouco abundantes). Estudos realizados pelo Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos (GETECH), da Universidade Estadual do Oeste do Paraná/Fundação Universitária de Toledo (Unioeste/Funiversitária 2016) na avaliação da ictiofauna,

comportamento migratório e habitats de reprodução a montante e a jusante das Cataratas do Iguaçu, no Parque Nacional do Iguaçu, revelaram que muitas espécies de peixes se reproduzem ao longo de todo o trecho a jusante.

Os locais amostrados a montante das Cataratas do Iguaçu apresentaram condições naturais mais preservadas, por estarem dentro do PARNA do Iguaçu. Isso contribuiu para a ocorrência e maior abundância de *S. melanodermatum*, considerada endêmica da bacia do rio Iguaçu e migradora (Agostinho & Gomes 1997b, Ludwig *et al.* 2005, Brehm *et al.* 2016), habitante de águas rápidas e locais profundos em trechos do rio em que o fluxo natural da água ainda está preservado (Garavello 2005).

Os habitats de ocorrência de *S. melanodermatum* neste estudo são caracterizados por elevada profundidade, os chamados poços profundos (*deep pools*), como podemos designar o Poço Preto. De acordo com Poulsen & Valbo-Jorgensen (2001) e Chan *et al.* (2003), os poços profundos são habitats de elevada importância ecológica para a conservação de espécies de peixes do Rio Mekong, fornecendo habitats de refúgio na época de seca para espécies sedentárias e migradoras, habitats permanentes para outras, locais de desova e alimentação para determinadas espécies, bem como formam uma importante ligação entre habitats para a migração de peixes. Esse resultado reforça a importância do PARNA do Iguaçu na manutenção dessa espécie.

Estudos realizados por Agostinho & Gomes (1997b) enfatizam que a carência de amostragens apropriadas ao longo da bacia do rio Iguaçu não permitiu estabelecer o limite preciso da distribuição da espécie *S. melanodermatum* a leste do Reservatório de Segredo, com captura na região do reservatório de Salto Caxias. Atualmente, a espécie tem sido registrada no trecho a jusante da barragem de Salto Caxias (Usina Hidrelétrica Governador José Richa), nas amostragens realizadas pelo GETECH da Universidade Estadual do Oeste do Paraná/Fundação Universitária de Toledo/Fundação Universitária de Toledo/ Neoenergia (Getech/Unioeste/Funiversitária/Neoenergia 2010), porém com baixas capturas em relação aos locais no interior do PARNA (M1 e M2). Cabe ressaltar que espécies do gênero *Steindachneridion* comumente apresentam endemismo regional e são categorizadas como ameaçadas de extinção (Rosa & Lima 2008). No PARNA do Iguaçu foi registrada a ocorrência da espécie migradora *S. scriptum* (Zaniboni-Filho & Schultz 2003, Reynalte-Tataje *et al.* 2012), a jusante das Cataratas do Iguaçu, e *S. melanodermatum*, a montante das Cataratas do Iguaçu, ambas ameaçadas de extinção, de acordo com a lista nacional.

Estudos realizados a montante da barragem de Salto Caxias, na bacia do rio Iguaçu, não mencionam a ocorrência do gênero *Gymnogeophagus* (Baumgartner *et al.* 2012, Bifi *et al.* 2006, Garavello, Pavanelli & Suzuki 1997). Desta forma, os primeiros registros da ocorrência da espécie *G. setequedas* no rio Iguaçu são decorrentes das pesquisas realizadas a jusante da UHE Governador José Richa, Salto Caxias, pelo GETECH da Universidade Estadual do Oeste do Paraná/Fundação Universitária de Toledo/Neoenergia (Getech/Unioeste/Funiversitária/Neoenergia 2010), e da presente pesquisa que registrou a ocorrência da espécie a montante das Cataratas do Iguaçu (pontos M1 e M2, localizados no interior do PARNA do Iguaçu).

A espécie *G. setequedas* apresenta ocorrência registrada na Bacia do rio Paraná (Graça & Pavanelli 2007), com distribuição restrita (Abilhoa & Duboc 2004), estando presente nas listas de espécies ameaçadas de extinção nacional e estadual. Durante o período de estudo, a espécie foi capturada somente a montante das Cataratas do Iguaçu. No entanto, Motter *et al.* (2015) mencionam a ocorrência da espécie a jusante das Cataratas do Iguaçu. Abilhoa & Duboc (2004) relatam que *G. setequedas* nunca foi capturada no rio Iguaçu, e que possivelmente sua ocorrência estivesse restrita a trechos mais preservados com presença de vegetação marginal. A elevada abundância de *S. melanodermatum* e *G. setequedas* registradas no interior do PARNA do Iguaçu (pontos M1 e M2) reforça a importância da UC na preservação dessas espécies.

Informações básicas são necessárias para orientar o plano de manejo de espécies endêmicas migradoras, como o surubim do Iguaçu – *S. melanodermatum*. É preciso intensificar estudos sobre a biologia e a ecologia da espécie, ainda pouco conhecidas, bem como monitorar o comportamento migratório e avaliar a diversidade genética e o fluxo gênico das populações remanescentes da espécie, do trecho a jusante da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias até as Cataratas do Iguaçu. Também é necessário estabelecer medida de proteção, como a criação de áreas de proteção focadas nas espécies. A área do Poço Preto, por exemplo, poderia ser estabelecida como Zona de Conservação da Espécie ou Santuário, protegendo o habitat natural de *S. melanodermatum*. Além disso, deve ser realizado mapeamento de todo o trecho a jusante de Salto Caxias e a montante das Cataratas do Iguaçu visando obter informações sobre os habitats críticos da espécie.

Assim, os registros de ocorrência de espécies de peixes ameaçadas de extinção e daquelas com potencial de ameaça evidenciam que o PARNA do Iguaçu exerce fundamental importância para a proteção e conservação, podendo ser considerado um santuário para a ictiofauna, especialmente para as espécies endêmicas da bacia do rio Iguaçu, tanto a montante das Cataratas do Iguaçu, como a jusante das Cataratas, em direção à foz com o rio Paraná. Tendo em vista que todas as espécies registradas no trecho de jusante das Cataratas do Iguaçu são reofílicas, e a destruição dos habitats causada pelas ações antrópicas como a urbanização, bem como pela construção de barragens, reduzem os ambientes lóticos e interferem no sucesso reprodutivo das espécies (Agostinho *et al.* 1997), a manutenção de trechos lóticos e corredeiras, como a preservação de tributários, são de extrema importância para reprodução e ciclo de vida das espécies.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao ICMBio/Parque Nacional do Iguaçu, pelo apoio logístico e pela oportunidade de desenvolverem as pesquisas. Ao Macuco Safari, pelo apoio logístico e financeiro à pesquisa. À equipe técnica do Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos/GETECH, pelo auxílio na execução das amostragens. Aos colaboradores de execução a campo, Tiago Vitor Chlusewicz, Dhonatan Oliveira dos Santos e Fabio Luiz Paetzthodt.

Referências Bibliográficas

- Abilhoa, V. & Duboc, L.F. 2004. Peixes, p. 581-677. *In*: Mikich, S.B. & Bérnils, R.S. (orgs.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. Instituto Ambiental do Paraná. 764p.
- Agostinho, A.A.; Barbieri, G.; Verani, J.R. & Agostinho, C.S. 1986. Ciclo reprodutivo e primeira maturação de *Rhinelepis aspera* (Agassiz 1829), (Teleostei, Loricariidae) no rio Paranapanema. **Revista Unimar**, 8(1): 17-27.
- Agostinho, A.A.; Júlio Júnior, H.F.; Gomes, L.C.; Bini, L. M. & Agostinho, C.S. 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna, p. 179-208. *In*: Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds.). **A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. EDUEM. 460p.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. 1997b. **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. EDUEM. 387p.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 70-78.
- Barbado, N. 2008. **Escola Parque: Educação Ambiental na Região do Parque Nacional do Iguaçu**. Dissertação (Mestrado em Educação). Universidade do Oeste Paulista. 177p.
- Bensusan, N. 2006. **Conservação da Biodiversidade em áreas protegidas**. Editora FGV. 176p.
- Baumgartner, G.; Pavanelli, C.S.; Baumgartner, D.; Bifi, A.G.; Debona, T. & Frana, V.A. 2012. **Peixes do Baixo rio Iguaçu**. EDUEM. 203p.

- Bifi, A.G.; Baumgartner, C.S.D.; Baumgartner, G.; Frana, V.A. & Debona, T. 2006. Composição específica e abundância da ictiofauna do rio dos Padres, bacia do rio Iguaçu, Brasil. **Acta Scientiarum**, 28(3): 203-211.
- Brehm, M.; Filippin, R.F. & De Moura, R.R. 2016. O impacto ambiental causado à ictiofauna do rio Iguaçu pela exploração do potencial hidrelétrico: o caso do surubim do Iguaçu (*Steindachneridion melanodermatum*). **Revista Brasileira de Energia**, 1(1): 30-47.
- Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M. & Sugieda, A.M. 2009. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 645p.
- Cetra, M.; Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2010. Peixes de riachos e novas unidades de conservação no sul da Bahia. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(1): 11-21.
- Chan, S.; Putrea, S. & Hortle, H.G. 2003. Using local knowledge to inventory deep pools, important fish habitats in Cambodia, p. 57-76. In: Burnhill, T.J. & Hewitt, M.M. (eds.). **Proceedings of the 6th Technical Symposium on Mekong Fisheries** (6th Technical Symposium on Mekong Fisheries, Pakse, Lao PDR, 26th–28th November 2003). Mekong River Commission, Vientiane. 193p.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N. 2006. **PRIMER v.6: User Manual Tutorial**. Primer-E. 192p.
- Clarke, K.R.; Anderson, M.J & Gorley, R.N. 2008. **PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods**. Primer-E. 214p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2 ed. Primer-E. 172p.
- Costa, R.M.R. & Mateus, L.A.F. 2009. Reproductive biology of pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Teleostei: Characidae) in the Cuiabá River Basin, Mato Grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7(3): 447-458.
- Dajoz, R. 1983. **Ecologia geral**. Vozes. 472p.
- De Fries, R.; Hansen, A.; Newton, A.C. & Hansen, M.C., 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, 15: 19-26.
- Drummond, J.A.; Franco, J.L.A. & Oliveira, D. 2010. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil, p. 341-385. In: Ganem, R.S. (org.). **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas**. Câmara dos Deputados, Edições Câmara. 437p.
- Ferreira, M.N. & Valdujo, P.H. 2014. Observatório de UCs: biodiversidade em unidades de conservação. Relatório Técnico. WWF-Brasil. 64p.
- Garavello, J.C.; Pavanelli, C.S. & Suzuki, H.I. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio Iguaçu, p. 61-84. In: Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (eds.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. EDUEM. 387p.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, 48: 747-759.
- Gonçalves, N.M. & Hoeffel, J.L.M. 2012. Percepção ambiental sobre unidades de conservação: os conflitos em torno do parque estadual de Itapetinga – SP. **Revista Vitas**, 3.
- Hassler, M.L. 2005. A importância das unidades de conservação no Brasil. **Revista Sociedade & Natureza**, 17: 79-89.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2015. Disponível em: IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis. <<http://www.ibama.gov.br>> (Acesso 28/05/2015).
- Lemes, E.M. & Garutti, V. 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto rio Paraná, Brasil. **Iheringia**, 92(3): 69-78.
- Ludwig, L.A.M.; Gomes, E. & Artoni, R.F. 2005. Um método de reprodução induzida para o surubim *Steindachneridion melanodermatum* (Siluriformes: Pimelodidae) do Rio Iguaçu. **Ciências Biológicas e da Saúde**, 11: 23-27.

- Makrakis, S.; Makrakis, M.C.; Kashiwaqui, E.A.L.; Wagner, R.L.; Silva, P.S. & Assumpção, L. Toledo. 2010. **Avaliação da ictiofauna e do ciclo reprodutivo na área de influência da UHE Baixo Iguaçu.** Relatório Técnico Final. Getech/Unioeste/Funiversitária/Neenergia. 150p.
- Makrakis, S.; Makrakis, M.C.; Assumpção, L.; Silva, P.S.; Pini, S.F.R.; Shibatta, O.A & Shibatta, L.S. Toledo. 2016. **Avaliação da ictiofauna, comportamento migratório e habitats de reprodução a montante e a jusante das Cataratas do Iguaçu, no Parque Nacional do Iguaçu.** Relatório Técnico Final. Getech/Unioeste/Funiversitária. 146p.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2004. Instrução Normativa nº5, de 21 de maio de 2004. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 102, 28/05/2004: 136-142.
- Medeiros, R. 2006. Evolução das tipologias e categorias de Áreas Protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, 9: 41-63.
- Miranda, J.C. 2012. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. **Natureza On Line**, 10: 136-139.
- Motter, S.P.B.; Paiz, L.M.; Baumgartner, L.; Graça, W.J.; Pavanelli, C.S. & Margarido, V.P. 2015. Conservation status and cytogenetic of acará *Gymnogeophagus setequedas* Reis, Malabarba & Pavanelli 1992 (cichlidae: geophaginae), a poorly known species from neotropics, p. 34. *In: Anais do XVI Simpósio de Citogenética e Genética de Peixes.* UFMT. 133 p.
- Mussi, S.M. & Motta, P.C.S. 2006. Unidades de conservação: as áreas protegidas mais importantes para a conservação da biodiversidade. Trabalho apresentado no **II Seminário sobre Áreas Protegidas e Inclusão Social.**
- Nascimento, J.L. & Campos, I.B. 2011. **Atlas da fauna brasileira ameaçada de extinção em unidades de conservação federais.** Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. ICMBio. 276p.
- Paglia, A.; Paese, A.; Bedê, L.; Fonseca, M.L.; Pinto, P & Machado, R. 2004. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. *In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação.* Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e Rede Pró-Unidades de Conservação. p. 39-50.
- Poulsen, A.F. & Valbo-Jorgensen, J. 2001. Deep pools in the Mekong River. **Mekong River Catch and Culture**, 7(1): 8-9.
- Reynalte-Tataje, D.A.; Nuñez, A.P.O.; Nunes, M.C.; Garcia, V.; Lopes, C.A. & Zaniboni-Filho, E. 2012. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 10: 829-835.
- Rosa, R.S. & Lima, F.C.T. 2008. Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. *In: Machado, A.B.M.; Drummond, G.M. & Paglia, A.P. (orgs.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção.* MMA. 285p.
- Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2007. A importância da Ictiologia na definição de unidades de conservação. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 88: 7-8.
- Silva, M.X. 2014. **Efetividade de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade: padrões de ocupação de mamíferos no Parque Nacional do Iguaçu.** Dissertação (Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Universidade de São Paulo. 49p.
- Simões, L.L. 2008. **Unidades de conservação: conservando a vida, os bens os serviços ambientais.** São Paulo. 22p.
- Soulé, M.E. & Terborgh, J. 1999. The policy and science of regional conservation, p. 1-17. *In: Soulé, M.E. & Terborgh, J. (eds.). Continental Conservation: scientific foundations of regional reserve networks.* Island Press. 227p.
- Uttam, K.S.; Ajey, K.P.; Lalit K.T.; Satyendra, M.Sr.; Shri, P.S. & Vineet, K.D. 2013. Biodiversity of freshwater fish of a protected river in India: comparison with unprotected habitat. **Revista de Biologia Tropical**, 61(1): 161-172.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.** EDUEM. 169p.



Zaniboni-Filho, E.; Schulz, U.E. 2003. Migratory Fishes of the Uruguay River, p. 135-168. In: Carolsfeld, J.; Harvey B.; Baer, A. & Ross, E.C. (eds.). **Migratory fishes of the South America: biology, social importance and conservation status**. Victoria, World Fisheries Trust. 372p.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886



Conservation Status of the “Piracanjuba” *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850) (Characiformes, Bryconidae): Basis for Management Programs

Daniela José de Oliveira¹, Fernando Yuldi Ashikaga¹, Fausto Foresti¹ & José Augusto Senhorini²

Recebido em 28/05/2015 – Aceito em 07/04/2016

RESUMO – A exploração excessiva dos recursos de água doce tem causado muitos impactos sobre as populações naturais, especialmente em peixes. Diferentes fatores relacionados com a poluição, sobrepesca, introdução de espécies exóticas, construção de barragens e destruição de vegetação ripárias podem determinar mudanças nas populações atuais e interferir em seu equilíbrio. Neste contexto, *Brycon orbignyanus*, popularmente conhecido como “piracanjuba”, é uma espécie de peixe ameaçada de extinção pela pesca excessiva e degradação do meio ambiente. A qualidade da carne e do seu comportamento agressivo na prática da pesca desportiva e profissional, ocorrendo concomitantemente às mudanças contínuas no habitat, resultaram no esgotamento rápido dos estoques naturais e determinaram sua entrada na lista de espécies de peixes brasileiros ameaçados de extinção. A espécie tem distribuição ao longo da bacia do Rio da Prata em áreas altamente impactadas pela ocupação demográfica, construção de barragens e atividades agrícolas em áreas marginais. Populações nativas desta espécie ocupam regiões menos afetadas, sendo atualmente restrita a poucos rios distantes de centros urbanos e pequenos afluentes onde as condições ambientais permanecem preservadas. Com o objetivo de verificar o estado de conservação das populações de *B. orbignyanus*, visando o desenvolvimento de programas de gestão eficazes para a conservação da espécie, o artigo reúne informações disponíveis na literatura e fornecer informações biológicas da espécie sobre a sua real distribuição geográfica, principais ameaças, características genéticas de populações e as perspectivas para o uso em programas de conservação.

Palavras-chave: Peixe ameaçado; estado de conservação; recomendações de manejo.

ABSTRACT – The excessive exploitation of freshwater resources has been caused by many impacts on natural populations, especially on fish. Different factors related to pollution, overfishing, introduction of exotic species, construction of dams, and destruction of riparian vegetation can cause changes on the current

Afiliação

¹ Laboratório de Biologia e Genética de Peixes (LBGP), Departamento de Morfologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Distrito de Rubião Junior, s/n, Botucatu/SP, Brasil. CEP: 18618-970.

² Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA)/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Rodovia SP-201 (Pref. Euberto Nemésio Pereira de Godoy), Km 6,5, Pirassununga/SP, Brasil. Caixa Postal 64, CEP: 13.630-970.

E-mails

daniela.jo@outlook.com, fyuldi@gmail.com, fforesti@unesp.br, jose.senhorini@icmbio.gov.br

populations and interfere with their equilibrium. In this context, *Brycon orbignyanus*, popularly known as “piracanjuba”, is an endangered fish species affected by overfishing and environmental degradation. The quality of the meat and its aggressive behavior in the practice of sport and professional fishing, occurring concomitantly to continuous changes in the habitat, has resulted in the fast depletion of natural stocks and resulted in its addition to the list of endangered Brazilian fish species. The species has its distribution along the La Plata River basin, which has in its upper parts highly impacted by demographic occupation, dam constructions, and agricultural farm activities in marginal areas. Habitat changes lead the wild groups of this species to shift to less affected regions, being presently restricted to a few far rivers and small tributaries that remain in preserved environmental conditions. In order to obtain a better view of the real situation of *B. orbignyanus* populations, the aim of this work is the development of effective management programs for the conservation of this species. The article brings together information available in the literature and provides biological and population information about its current geographic distribution, the main threats to the equilibrium in the changing environments of occurrence, the genetic characteristics of populations, and the prospects for use in conservation programs.

Keywords: Endangered fish; conservation state; management recommendations.

RESUMEN – La sobreexplotación de los recursos en agua dulce ha causado grandes impactos sobre las poblaciones naturales, especialmente en los peces. Diferentes factores relacionados con la contaminación, sobrepesca, introducción de especies exóticas, construcción de presas y la destrucción de los bosques ribereños pueden determinar cambios en las poblaciones actuales e interferir con el equilibrio. En este contexto, *Brycon orbignyanus*, popularmente conocido como “piracanjuba”, es una especie de peces en peligro de extinción debido a la pesca excesiva y la degradación del medio ambiente. La calidad de la carne y su comportamiento agresivo en la pesca profesional y deportiva, que se producen de forma concomitante con los continuos cambios en el hábitat, resultaron en rápido agotamiento de las reservas naturales y determinaron su entrada en la lista brasileña de especies de peces en peligro de extinción. Esta especie se distribuye a lo largo de la cuenca del Río de la Plata en áreas altamente afectadas por la ocupación demográfica, construcción de presas actividades agrícolas en áreas marginales. población nativa de esta especie ocupan regiones menos afectadas, las cuales se restringen a algunos afluentes distantes de centros urbanos siendo preservadas sus condiciones ambientales. Con el fin de comprobar el estado de las poblaciones de *B. orbignyanus*, para desarrollar programas de gestión eficaces para su conservación el presente artículo compila información disponible en literatura de igual manera proporciona información de la biología de la especie sudistribución geográfica real, principales amenazas, las características genéticas de las poblaciones y perspectivas para su uso en los programas de conservación.

Palabras clave: Pescado amenazado; estado de conservación; recomendaciones de manejo.

Introduction

The direct exploitation of natural animal populations for large-scale consumption, as presently occurs with fish, is a problem and requires specifically different solutions from those arising from the exploitation of domesticated plants and animals (Solé-Cava 2001). Per FAO (2016), about 93 million tons of fish were taken directly from natural seas and freshwater populations around the world in 2014, while only 73 million tons came from aquaculture. These data point to the fact that natural fish stocks have suffered a significant impact, which certainly caused a reduction of individuals in waterways as the result of uncontrolled exploitation of resources, capture of juveniles, overfishing, and lack of supervision and protectionist measures (Agostinho & Gomes 2005). Besides fishing, other factors can further the risk of fish species extinction in freshwater waters, such as the increasing fragmentation of rivers by dam construction, which modifies the collective spawning areas and disrupts the reproductive migration route of some species; the introduction of exotic species; the riparian deforestation and water pollution; amongst other (Frankham *et al.* 2002, Agostinho & Gomes 2005, Frankham 2005).

Several measures have been taken to prevent the extinction of species, like the recommendation from the Instituto Brasileiro de Recursos Naturais (IBAMA) IN n° 146/07 (Brasil, 2007), which establishes that any entity that impacts the environment should take measures to protect biological resources. However, many actions that seek to conserve such resources have been taken without strong scientific basis, thus resulting in less application and effectiveness, as related by Agostinho *et al.* (2005). A clear example of an ineffective implementation of the measure is revealed in traditional restocking programs undertaken by various entities, which neglect basic biological features of the species, and are questioned for their efficiency and negative impact on natural fish populations (Agostinho *et al.* 2002).

Among the 3130 species of freshwater fish known to inhabit Brazil (Reis *et al.* 2016), 312 are found on the official list of endangered species IN 445/2014, including *Brycon orbignyanus* “piracanjuba” (Brasil, 2014). It is a rheophilic and omnivorous fish species, whose diet includes a preference for fruits and seeds (Eckmann 1984). The habitat of this species is throughout the La Plata River basin, being very sought after by humans due to the quality and acceptance of their meat, as well as for their aggressive behavior during sport fishing (Lima *et al.* 2003). These reasons can explain why the species has been massively exploited in addition to other factors already mentioned, and as a result, the remaining native populations are becoming drastically reduced, being currently listed in the “Red Book of Endangered Fauna” (Oyakawa *et al.* 2009, Brasil 2014).

Thus, understanding the biology and population dynamics of the species must be emphasized to implement the application of effective measures to preserve fish stocks (Agostinho & Gomes 1997, Hahn *et al.* 1998, Agostinho *et al.* 2002, Hilsdorf & Petreire 2002, Rocha *et al.* 2005, Ribeiro-Filho *et al.* 2011). Therefore, the aim of this review is to present basic information about *Brycon orbignyanus*, the current conservation status of wildlife populations, and conservation measures that could be employed to preserve natural stocks of the species. Thus, it can be expected that the information presented can contribute to the development of effective management plans for this species.

Taxonomy, Morphology, Behavior, and Food Habit of Species

The species *Brycon orbignyanus* (Valenciennes 1850) is described taxonomically within the Osteichthyes class, Actinoptergii subclass, Teleostei infraclass, Ostariophysi superorder, Characiformes order, Briconidae Family, Bryconinae subfamily and *Brycon* genus (Lauder & Lien 1983, Britski *et al.* 1988, Oliveira *et al.* 2011, Abe *et al.* 2014).

Brycon orbignyanus (Valenciennes 1850), the fish known as “piracanjuba, bracanjuba, piracanjuba”, comprises a group of species that can reach a large body size in addition to enlarged heads and body features composed of two large fontanels (Godoy 1975). The individuals are very similar in external morphology when compared each other (Figure 1), having a rounded abdomen that makes the body fusiform, especially in young specimens. The maxilla and dentary have, in most cases, the same length, but the jaw may sometimes be slightly shorter than the maxilla (Godoy 1975). Below the buccal mucosa, it is possible to observe the presence of teeth with five cusps, arranged in three series in the premaxilla, one in the maxilla (Godoy 1975), and another inner series with two conical teeth situated near the symphysis (Godoy 1975). The species presents numerous gill-rakers, which are on the gill arches (Godoy 1975). The middle rays of the caudal fin are slightly longer, forming a marginal edge. The specimens are of orange color and present a red tail with a black band beginning on the caudal peduncle (Godoy 1975, Vaz *et al.* 2000).



Figure 1 – *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850), 33 cm SL.

The “piracanjuba” is a species that performs trophic and reproductive migrations (Lima *et al.* 2003). Its omnivorous habit, being of preference for fruits and seeds during the period of floods and crustaceans and small fish during periods of drought, gives the species enormous capacity for digestion and assimilation of proteins of plant origin (Ceccarelli *et al.* 2005). Due to the great capacity of migration, *B. orbignyanus* lives preferably in stretches with continuous water flow, being characterized as a rheophilic species (Lima *et al.* 2003). The reproductive migration generally occurs during the flooding river station in the period from September until January (Godoy 1975).

During the reproduction stage, females have a gonadal development increase between 12-20% of total weight of the fish (Zaniboni-Filho & Schulz 2003). In the natural environment, males are usually ready to perform spermiation at two years old when they reach approximately 20 inches in length, being characterized by a sexual dimorphism in the anal fin that has a rough texture (Ceccarelli *et al.* 2005). Females, in turn, reach sexual maturity later, approximately at three years old and being 25 inches long. The spawning is complete with the total emptying of gonadal contents (Ceccarelli *et al.* 2005). The process of fertilization is external without parental care; the eggs present a semi-dense appearance and larvae have carnivorous habits initially (Zaniboni-Filho & Schulz 2003).

The distribution of populations

The River de La Prata basin is formed by three major hydrographic systems composed of the Paraná River, the Paraguay River, and the Uruguay River, covering an area of influence of five countries including Brazil, Uruguay, Bolivia, Paraguay, and Argentina (Figure 2) (Reis *et al.* 2003). A broad record of occurrences is registered for the species *B. orbignyanus*, mainly in the Paraná and Uruguay rivers and their tributaries that are found in areas of the Atlantic Forest and Cerrado, especially in Tropical regions (Cavalcanti 1998, Reis *et al.* 2003).

The current distribution and occurrence of *B. orbignyanus* is quite different from that existing a few decades ago, knowing that this species constituted one of the main products in fisheries with a register of capture that reached five tons per year in the Mogi Guaçu River in the 1940s (Figure 2) (Schubart 1943). In this area, the presence of the species was monitored until 2009 when just one specimen was registered in this river. In the Uruguay River and its tributaries where this species was also once abundant, its capture is a rare occurrence now, being only two individuals captured recently, which were transferred to the Aquaculture Station of Federal University of Santa Catarina to be preserved as part of the breeding stock. In the study performed by Cecílio *et al.* (1997) in the influence area of the Itaipu Dam, the occurrence of *B. orbignyanus* was registered only in the first two years after closing the dam, and its permanence in the environment was described by the authors as endangered due to changes in the dynamics of water and food shortages imposed by damming.

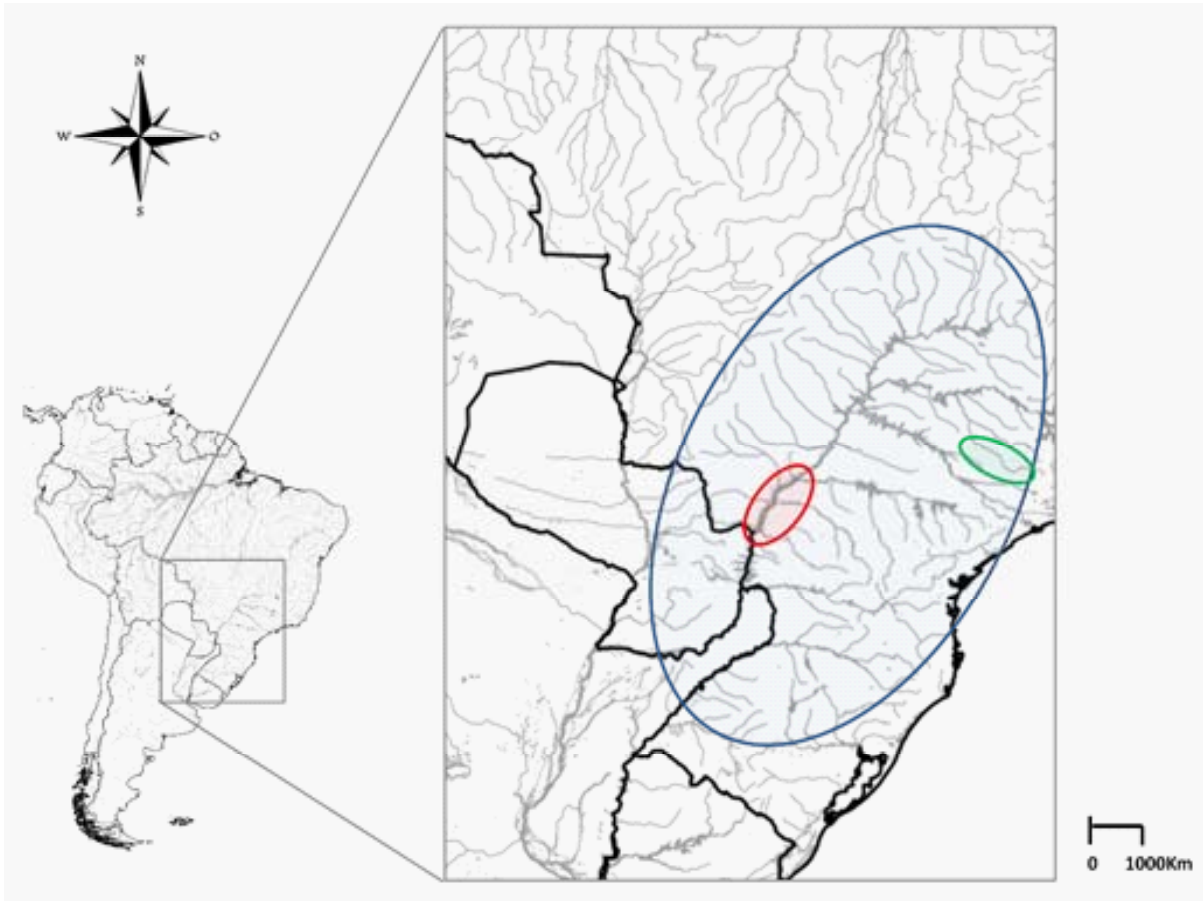


Figure 2 – Map showing the distribution of the *Brycon orbignyanus* in the Prata Basin in the blue circle. The red circle shows the free stretch of the Paraná River, which extends from the hydroelectric dam of Itaipu to the dam of the Porto Primavera. The green circle shows the Mogi-Guaçu river where the occurrence of this species is currently rare.

Main threats affecting species

The Paraná River basin is in one of the most densely populated region of the Brazil (Agostinho *et al.* 2007), which demands an increased requirement of water supply by industry and agriculture. Because of the demographic occupation process, large amounts of organic and inorganic waste from cities and agriculture are dumped daily into the environment and, consequently, have their final deposition in the aquatic ecosystem. This discharge of pollution diminishes water quality and is frequently associated with mortality of aquatic organisms by poisoning the environment with chemical substances and eutrophication. Associated to this, the processes of destruction of riparian vegetation along watercourses and silting of river environments may cause destruction or modification of favorable areas for spawning and refuge of different species of fish, which interrupts the consolidation of reproduction and causes environmental changes that eliminate the presence of certain species (Agostinho & Gomes 2005).

Another factor to be noted is the presence of numerous dams in Brazilian rivers, including the example in the Paraná River basin, which are among the most impactful hydrographic systems as they present the greatest number of dams in South America. According to ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica, 2003) There are more than 130 dams in this hydrographic basin, considering only those that are greater than 10 meters in height. These endeavors turned the Paraná River and its major tributaries into a succession of lakes, changing the characteristics

of lotic to lentic rivers (Sirol & Britto 2006). The effects of the environmental fragmentation for fish populations are numerous, with considerable influence on the biological characteristics of species regarding feeding and maintenance, adaptation to changing environmental conditions, and disruption of migratory routes for feeding and reproduction (Agostinho *et al.* 2005). Besides acting on environmental conditions with consequential modification of the genetic structure of the populations, the interruption of gene flow may result in a decrease of genetic variability, increased inbreeding, and consequently, decreased adaptability of progenies (Ward 2006). It is also possible to detect expressive changes in the recruitment of fish upstream, alteration in limnological characteristics, and an increased susceptibility to infestation with parasites because the pattern of flooding cycle of rivers is also modified (Taylor *et al.* 1984). The association of these factors may contribute strongly to the disappearance of fish species, including many *Brycon* species.

The introduction of exotic species can be considered as another threatening event to biodiversity (Vitule *et al.* 2013). Per Moura-Britto and Patrocínio (2005), major alien species in the Paraná River basin are *Colossoma macropomum*, *Hoplias lacerdae*, different *Cichla* spp., *Odontesthes bonariensis*, *Oncorhynchus mykiss*, *Oreochromis niloticus*, *Cyprinus carpio*, and *Clarias gariepinus*. The consolidation and balance of the exotic species in the new environment occur in most cases with a high dominance of invasive species on site, modifying the original conditions of habitats with the loss of biodiversity, altering species richness, and their biological processes (Breton *et al.* 2005).

Fishing is also a factor that influences population equilibrium of the major commercial species. Studies have shown that most fisheries currently operating in natural stocks in freshwater environment are reaching a level of overfishing or are close to the biological limit of the species (Agostinho *et al.* 2007). In this sense, the high demand of fishery products lead to an increase of fish exploitation, and appropriate measures are promptly necessary to ensure the sustainable use of natural resources because they are finite. Due to an aggressive desirable behavior for sport fishing and because of the excellent meat quality, which is greatly sought out for consumption, *B. orbignyanus* has become a major target to fishery in recent years (Melo 1994, Vaz *et al.* 2000). It must be considered that during the spawning season in Cachoeira de Emas (Mogi-Guaçu River, Pirassununga, SP, Brazil), between 1942 and 1943, 1606 pounds of “piracanjuba” were captured, representing a high valuable market fishery (Godoy 1945), and during recent years, only one individual was captured in this river (Senhorini 2011 personal communication). This fact points to the need for interference and a consistent proposal of appropriate, associated management actions performed in critical habitats of migratory species, as to ensure better conditions for wild populations and preservation of their stocks.

Potential for conservation

Involvement of research institutions

The Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA) of the Chico Mendes Institute (ICMBio) is executing a research program aiming to investigate the genetic and reproductive aspects of *Brycon orbignyanus* to generate information for the preservation of this species. The main objectives of this study are the characterization of the genetic structure of wild stocks of the species from different localities of the La Plata River basin, the formation of a gene bank of the species, and to study the process of reproduction in natural environment and in captivity (Brasil 2012).

Other researchers are in progress at different institutions, such as the Federal University of Lavras, MG, Brazil (UFLA), the Federal University of Viçosa, MG Brazil, (UFV), and the Aquiculture Center of Jaboticabal, SP, Brazil (CAUNESP), which develops studies related to fish larvae hatchery and cryopreservation of germplasm rheophilic native fish and reproduction, including research with *B. orbignyanus* (Viveiros *et al.* 2010, Landines *et al.* 2010, Miliorini 2012, Paes *et al.* 2014).

Chiacchio 2016). The Federal University of Santa Catarina-, Florianópolis, SC, Brazil (UFSC) has studied the occurrence of the species in the Uruguay River basin and presently develops studies related to induced reproduction and breeding of larvae and juveniles, in addition to research on genetics and conservation of endangered fish species (Brol 2006, Reynalte-Tataje *et al.* 2004). Recently, a partnership formed between the Paulista State University “Julio de Mesquita Filho” (UNESP/Botucatu, SP, Brazil) and CEPTA/ICMBio, aiming to conduct studies on the conservation of native fish species, accomplished population genetic analysis on *B. orbignyanus*. Sampling for analysis covered the large tributaries in the upper part of the La Plata River basin mainly, aiming to quantify the genetic variability of natural stocks and those held in captivity for use in hatcheries, while generating data that can support program management for the conservation of this species (Abe *et al.* 2014, Ashikaga *et al.* 2015, Oliveira *et al.* 2015, Travenzoli *et al.* 2015).

Natural populations

The “piracanjuba” is characterized as a very selective species with respect to environmental conditions. Its omnivorous feeding habit determines its preference for foraging areas containing the marginal vegetation of hydrographic components, and it uses these elements mainly for food and protection (Ceccarelli *et al.* 2005). The increased intervention of human action on this specific environment have caused its drastic reduction and even elimination from the river banks in the most extreme cases. This is reducing the possibilities of occupancy and maintenance for many species, leads to decline of fish populations, and even the extinction of numerous species (Frankham *et al.* 2002). In the specific case of *Brycon orbignyanus*, genetic population studies conducted in samples from populations found in the natural environment (Ashikaga *et al.* 2015) revealed the existence of some preserved natural stocks, which still retain significant genetic variability. According to the author, areas with better environmental conditions are coincident with the presence of individual groups with higher rates of genetic variability. Future management actions should consider the Ivinhema River, Verde River, and the National Park of Ilha Grande located along the medial region of the Paraná River basin as independent evolutionary units and as priority areas for the implementation of conservation programs for this species. It is considered that such populations and the environment where they are found should be preserved to establish effective genetic banks.

Populations in captivity

In general, the largest captivity stocks of *B. orbignyanus* are in fish farms that produce individuals by induced reproduction to meet the consumer market or to produce progenies used in restocking programs, which has been carried out mainly by electricity power generators. Hydroelectric dams cause changes and interfere with almost all aquatic fauna, of which are those species which perform reproductive migration being the most affected (Agostinho *et al.* 2005). Among the companies that own fish farms involved in the production of *B. orbignyanus* for restocking programs, the China Three Gorges (CTG) stand out as being responsible for the Aquaculture and Hydrology Station of Jupiá, located in Castilho, SP, and the Energetic Company of Minas Gerais (CEMIG) owns two aquaculture stations, one in the Volta Grande Environmental Unit located between the towns of Miguelópolis-SP and Conceição das Alagoas-MG and another station in the municipality of Itutinga-MG.

In Passos-MG, the Furnas Hydroelectric Power Plant also has a large breeding stock of various species of migratory fish, including *B. orbignyanus*. The Itaipu Hydroelectric Power Plant located in the city of Foz do Iguaçu-PR developed a breeding program for fish in the Paraguayan area of their dam. The Duke Energy International, which owns the Hydrobiology and Aquaculture Station located in the municipality of Salto Grande-SP, also has similar operations. Beyond the major institutions cited, other institutions also have stocks of this species, which are used in conservation



programs, such as the Federal University of Santa Catarina (UFSC) and CEPTA/ICMBio that maintain live specimens captured in the Uruguay River and Ivinhema River, respectively, in their aquaculture stations.

The genetic variability was studied in most of these captive stocks by Ashikaga *et al.* (2015) and revealed poor values of diversity and a high degree of inbreeding of the parental lines used as bloodstocks in the reproductive process. The analysis also revealed that the progenies obtained and used in restocking programs were quite homogeneous, resulting in a gradual process of decline in genetic diversity of the species in these environments (Ashikaga *et al.* 2015). Many fish farm stations whose principal activity is the production of specimens intended for restocking programs have breeder stocks presenting a high degree of inbreeding and, consequently, low genetic variation (Oliveira 2014). The release of individuals produced in such condition to restore problematic environments will certainly establish undesirable conditions of genetic homogeneity (Oliveira 2014, Ashikaga *et al.* 2015). Moreover, this fact may jeopardize the genetic stability of the wild populations because of possible interbreeding between wild populations rich in variability and poor quality stocks kept in captivity (Oliveira 2014, Ashikaga *et al.* 2015).

Conservation plans

An important step for conservation of biodiversity was the creation of three protected areas between the dams of Primavera Port and Itaipu in a stretch of 130 kilometers of running waters of the Paraná River. The proposal includes the “Environmental Protection Area of Islands and Floodplain from the Paraná River” with approximately 10,031 square kilometers of protected areas; the National Park of Ilha Grande with 788 square kilometers and Ivinhema State Park with approximately 700 square kilometers. This constitutes a crucial need to define priority areas for conservation, and within these limits, the native species are protected and, therefore, prohibited from being exploited.

Among the actions already implemented for the protection of endangered species, it can be highlighted in the Normative Instruction N^o. 5/2004. This prohibits the exploitation of endangered aquatic invertebrates and fish, including *B. orbignyanus*, by subjecting the violators to fines, confiscation of fishing equipment, and sentences of one to three years of imprisonment, which is currently enforced through ordinance 445/2014.

To relieve the pressures of fishing on natural populations, especially on endangered species such as the “piracanjuba”, investment in aquaculture programs would be an interesting alternative, although this practice is not considered an activity of management of fisheries resources (Agostinho *et al.* 2005). However, despite aquaculture activities having their economic importance and being considered as an efficient way to produce food, it still has a weak scientific basis in its conservationist view. Most the research effort expended in this area is focused on the development of manufacturing technologies and the management of environmental conditions inside the tanks, while little being investigated about the sustainability of the species in wild environment (Agostinho *et al.* 2007).

Many management programs for aquatic fauna include the restructuring of riparian vegetation, considering its importance as a refuge for numerous species, in addition to providing food, protecting waterways, preventing erosion, and preserving biodiversity. Per the Brazilian Forest Code (Law N^o 12651/2012), riparian vegetation must remain untouched; however, promoting its immediate recovery is required if degraded. The preservation of the riparian vegetation increases opportunities for fish to finding propitious areas for spawning and feeding. Also, the Brazilian environmental legislation still has a specific article that prohibits the introduction of species within the country (Law N^o 5197, of January 3, 1967, Article 4^o): “No species can be introduced into the country without the consent of specialized federal analysts and a license issued in the form of law”. In this case, the chances of preserving wild and natural populations can be vastly increased by avoiding mixture and competition with foreign or invasive species.

Because of Law N°. 9991 from July 24, 2000, it was established that power generation companies are obligated to invest 0.2% of its Net Operating Revenue (NOR) in the Annual Program of Research and Technological Development from the Electric Sector, regulated by the National Agency of Electric Energy (ANEEL). Other laws such as the Provisional Measure N° 144/2003, the law N° 10848/2004, and the law N° 11465/2007 underwent changes since the first law in year 2000 to foster the law N° 12212 of January 20, 2010, which currently establishes the requirement to invest 0.5% of their NOR for both research and development and for energy efficiency programs as of 31/12/2015. The requirement for investment in research favored several areas of study, including those related to environment preservation, making the development of projects for conservation and management of the aquatic fauna possible.

The current conservation status of *Brycon* species

The occurrence of wild specimens of *B. orbignyanus* was detected in a stretch of flowing waters in the Paraná River between the Itaipu Reservoir and Primavera Port, characterized by a wide channel composing an extensive fluvial plain with large and small islands and a narrower floodplain area (Figure 2) (Agostinho *et al.* 1995). In this environment, the remnants of floodplain play an essential role in maintaining the biodiversity of fish, especially the migratory species. Nevertheless, specimens of this species are increasingly rare in the Uruguay River and its tributaries, which also still present long stretches of flowing waters like that found in the Paraná River. Only two wild specimens, which are maintained in the wild bloodstock of the São Carlos Aquaculture Station, Santa Catarina State, were captured in the last years (Zaniboni-Filho & Nuner 2008).

The building of successive dams that formed a cascade system in the large Brazilian rivers is causing disruption of the migratory routes because of fragmentation of natural lotic environments of flowing waters and their replacement by lentic environments, which results in the disappearance of some migratory fish species (Carvalho *et al.* 2005). In studies on the fish fauna of the Salto Grande Dam on the Paranapanema River, Brandão (2007) concluded that fish species with high trophic plasticity and rapid reproduction are better suited to the conditions of these semi-artificial lentic ecosystems than migratory species. Additionally, two other factors must be considered as effects of the deployment of a hydroelectric dam. First, there are the modifications of the natural flood regime of the floodplains, as observed in the upper Paraná River that was previously regulated by the annual rainfall cycle and is now dependent on the controlled water level in the reservoirs. Secondly, there is flooding of native riparian vegetation, which causes numerous problems to the ecosystem (Agostinho & Gomes 2005), such as the destruction of protected areas for feeding and reproduction, silting of rivers, water pollution by leaching of agricultural inputs, dumping of products from human settlements and industrial discharges, decomposition of submerged organic matter producing methane gas and encouraging the growth of algae, among others (Agostinho *et al.* 1995, Conte *et al.* 1995, Rodrigues & Gandolfi 2001, Agostinho & Gomes 2005). According to Merona (1986), changes in the habitat can directly influence biological functions such as growth and reproduction, given that organisms like fish are essentially dependent on these functions to keep their stocks. In the case of *B. orbignyanus*, this species also has its survival drastically threatened by changes in environmental characteristics, mainly due to its sensitivity to changes in the dynamics and quality of water, availability of allochthonous food, and interruption of migratory routes (Cecílio *et al.* 1997).

Recently, the introduction of species for aquaculture has become an increasingly common practice. It is performed most often with poor planning with users considering just the profit or the increase in productivity for the short term and ignoring the environmental damage, the future consequences, and even the current legislation (Vitule 2007). When a species of fish is introduced into a “new” environment, its presence may lead to changes in habitat, community structure, hybridization, loss of genetic resources, and introduction of diseases and parasites (Taylor *et al.* 1984, Welcomme 1998). It sometimes also leads to the extinction of native species

and, therefore, loss in biodiversity (Cambray 2003). The biodiversity of native fish can also be threatened by the presence of hybrids alone because of cases where offspring resulting from crosses of different species are sterile (Hashimoto *et al.* 2013, Porto-Foresti *et al.* 2013). However, considering that interspecific hybrids obtained with *B. orbignyanus* are generally fertile in their generations (Ponzetto *et al.* 2009), this result can affect the stability of wild populations because they should occupy the same niche. In the case they remain a part of the parental lines without contributing to the effectiveness of the population, they can generally compete only for food and space. Alternatively, if they develop intercrossing activities with the parental lines, this can pose serious genetic contamination risks to natural stocks of wild species (Vieira & Pompeu 2001, Agostinho & Gomes 2005). According to Ponzetto *et al.* (2009), hybrids of *Brycon* obtained from interspecific crosses are very attractive for breeders, mainly because of presenting generally greater weight and length gain when compared to parents.

Among the possibilities for the management of fish populations in natural environments impacted by human actions, actions including the implementation of closed seasons, application of capture quotas, standardization of equipment types allowed for capture, and regeneration of spawning areas and growth are the most used activities (Sirol & Britto 2006). The control of fishing seeks to regulate the capture of young fish by establishing a minimum length of captured animals and catch size mesh, associated with the protection of spawning grounds during the reproductive period. However, these measures are compromised by the lack of enough information about fish populations, absence of effective financial support, and poor monetization activities (Agostinho *et al.* 2005). Thus, it can be considered that the management of fishery resources requires a broad knowledge of all components of the system, such as fish species, the environment, and the interaction established with other organisms. The integrative importance between these components is so strong that isolated actions may result in the failure of the program (Agostinho & Gomes 2005).

Restocking programs of the species *B. orbignyanus* are being further explored in Brazil to increase its survival and conservation (Sirol & Britto 2006). However, their application and use is still limited because there is no guide for use, which results in a fish stock of low genetic diversity that may bring harm to native populations (Povh *et al.* 2008). Even though restocking programs are well accepted by society (Sirol & Britto 2006) and part of the scientific community, it is important to introduce the genetic and biological monitoring to such activity, since restocking may represent a risk to natural populations (Sonstebo *et al.* 2007) and to the ecosystem (Agostinho & Gomes 2005). The need to include species in the program, protection of genetic variability of wild populations, location and periods to release the progenies, minimum body size of individuals, amount and frequency of release captivity populations are all important points to be considered in the management of restocking programs (Sirol & Britto 2006). According to Lopera-Barrero *et al.* (2008), it is necessary to develop the genetic management of the progenies to minimize the loss of genetic variability in captive breeding and also to respect the population genetic structure when present. The genetic analysis in hatchery stocks represents important information to achieve significant results in the conservation of fish stocks because the loss of genetic variability is very common in fish farming due to inadequate management of breeding individuals (Sonstebo *et al.* 2007, Povh *et al.* 2008).

The recovery of natural environments and the construction of transposition mechanisms of fish as ladders and elevators in hydroelectric dams can also be used (Agostinho & Gomes 2005, Sirol & Britto 2006) and provide interesting tools in the management and monitoring of fish fauna. However, the fact these mechanisms can lead to failure must be taken into consideration because they present high species selectivity and essentially unidirectional movements of fish (Agostinho & Gomes 2005). The study performed by Sirol & Britto (2006) in the fish ladder of the Canoas Complex proved the efficiency of this mechanism in the transposition of fish across the dam. However, it also revealed the non-selectivity of the mechanism, enabling the crossing of species of migratory and non-migratory fish.

Monitoring should be considered as an essential step that must follow all management actions, including transposition of fish, stocking and restocking activities, habitat manipulation, control of fishing, amongst others, as it is an indispensable assessment tool for the conservation of natural resources (Oliveira 2014). The absence of management actions does not exempt the monitoring of species (Estrela *et al.* 2006) because an efficient monitoring process is recommended for detecting the effects of any environmental change. When identified, monitoring enables faster decisions and makes preventing or mitigating the impacts possible.

Final considerations

Despite the importance of fish to humans for either food, entertainment, or as an important element in the ecological structure of environments, knowledge on the diversity found mainly in the Neotropical region is still insufficient as an expressive number of species, knowing that the diversity is extremely large. Furthermore, the constant changes in the environment by human action have increasingly restricted available areas for occupancy and the maintenance of many species, which have also resulted in the decline of fish populations and even their extinction. In this context, restocking programs have become necessary as a broad scientific discussion involving genetics, ecology, physiology, reproduction, and the participation of other areas that allow for determining which species, systems, techniques, and strategies must be used. The existence of wild stocks that still preserve the original genetic variability of the species revealed by Ashikaga *et al.* (2015) pointed to the need for intensive studies to generate a better understanding on the current situation of remaining wild stocks, as well as the development of adequate management and preservation programs for the species.

It should be emphasized that there is a need for using appropriate conservation practices, adequate management of blood stocks, and the progenies obtained in growing conditions. In the restocking programs, it is necessary to introduce individuals who promote the maintenance or restoration of genetic variability of the species in the environment. In addition, it is also necessary to consider that conservation programs should focus on the recovery of degraded environments to allow for the installation of restocking programs. Similarly, preserved environments such as those found in the middle region of the Paraná River basin, which still has stocks genetically preserved (Ashikaga 2013), should be transformed into areas of environmental protection to ensure the permanence of species.

Thus, the management of stocks of *B. orbignyanus* requires an interdisciplinary approach where different scientific studies provide data for the preparation of effective and robust management plans (Aho *et al.* 2006, Oliveira 2014, Ashikaga *et al.* 2015). Under these circumstances, the integrative action of different research areas, federal government, and companies involved in electric energy generation is very important to join efforts and resources towards the conservation of biodiversity.

Acknowledgment

CNPq process108296 / 2010-5

We would also like to thank Michael James Stablein of the University of Illinois Urbana-Champaign for his translation and English revision services in this work.

References

Abe, K.T. *et al.* 2014. Systematic and historical biogeography of the Bryconidae (Ostariophysi: Characiformes) suggesting a new rearrangement of its genera and an old origin of Mesoamerican ichthyofauna. **BMC Evolutionary Biology**, 14: 152.

Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. 1997b. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo.** EDUEM. 387p.

Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. 2005. O manejo da pesca em Reservatórios da bacia do Alto Rio Paraná: Avaliação e Perspectivas. In: Nogueira, M.G.; Henry, R.; Jorcin, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** 1 ed. Rima, 2: 23-55.

Agostinho, A.A. *et al.* 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. **River Research and Applications**, 18: 299-306.

Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. 2007. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** EDUEM. 501p.

Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, 19: 646-652.

Agostinho, A.A.; Vazzoler, A.E.A.M. & Thomaz, S.M. 1995. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. p. 59-103. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. **Limnology in Brazil.** ABC/SBL. 384p.

Agostinho, A.A. *et al.* 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 10: 174-186. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/14634980701341719>.

Aho, T. *et al.* 2006. Impacts of effective population size on genetic diversity in hatchery reared Brown trout (*Salmo trutta* L.) populations. **Aquaculture**, 253: 244-248.

Ashikaga, F.Y. 2013. **Análise da Estrutura Genética de *Brycon orbignyanus* na Bacia do Rio Paraná para Fins de Conservação.** Tese (Doutorado em Zoologia). Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 82p.

Ashikaga, F.Y.; Orsi, M.L.; Oliveira, C.; Senhorini, J.A. & Foresti, F. 2015. The endangered species *Brycon orbignyanus*: genetic analysis and definition of priority areas for conservation. **Environmental Biology of Fishes**, 96: 1-13. <http://doi.org/10.1007/s10641-015-0402-8>.

Brandão, H. 2007. **A ictiofauna da represa de Salto Grande (médio rio Paranapanema – SP/PR): composição, estrutura e atributos ecológicos.** Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 67p.

Machado, A.B.M; Drummond, G.M & Paglia, A.P (eds.). 2008. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção.** Fundação Biodiversitas; Ministério do Meio Ambiente. 270p.

Brasil, 1967. Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. **Diário Oficial da União.** <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L5197.htm>

Brasil, 2000. Lei nº 9.991, de 24 de julho de 2000. **Diário Oficial da União.** Dispõe sobre realização de investimentos em pesquisa e desenvolvimento e em eficiência energética por parte das empresas concessionárias, permissionárias e autorizadas do setor de energia elétrica, e dá outras providências, p. 43-76. In: ANEEL (ed.), **Atlas de Energia Elétrica do Brasil.** 2003.

Brasil, 2004. Lei nº 10.848, de 15 de março de 2004. Dispõe sobre a comercialização de energia elétrica, altera as Leis nºs 5.655, de 20 de maio de 1971, 8.631, de 4 de março de 1993, 9.074, de 7 de julho de 1995, 9.427, de 26 de dezembro de 1996, 9.478, de 6 de agosto de 1997, 9.648, de 27 de maio de 1998, 9.991, de 24 de julho de 2000, 10.438, de 26 de abril de 2002, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 51, 16/03/2004: 2.

Brasil. 2007. Lei nº 11.465, de 28 de março de 2007. Altera os incisos I e III do caput do art. 1º da Lei nº 9.991, de 24 de julho de 2000, prorrogando, até 31 de dezembro de 2010, a obrigação de as concessionárias e permissionárias de serviços públicos de distribuição de energia elétrica aplicarem, no mínimo, 0,50% (cinquenta centésimos por cento) de sua receita operacional líquida em programas de eficiência energética no uso final. **Diário Oficial da União.** <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11465.htm>

Brasil. 2010. Lei nº 12.212, de 20 de janeiro de 2010. Dispõe sobre a Tarifa Social de Energia Elétrica. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 14, 21/01/2010: 1.

Brasil. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 102, 28/05/2012: 1.

Breton, H. *et al.* 2005. Liquid chromatography-electrospray mass spectrometry determination of carbamazepine, oxcarbazepine and eight of their metabolites in human plasma. **Journal of chromatography. B, Analytical technologies in the biomedical and life sciences**, 828: 80-90.

Britski, H.A.; Sato, Y. & Rojsa, A.B.S. 1988. **Manual de Identificação de Peixes da Região de Três Marias (com chaves de identificação para os Peixes da Bacia do São Francisco)**. 3ed. CODEVASE, Câmara dos Deputados. 115p.

Brol, F.F. 2006. **Influência do cultivo de *Brycon orbignyanus* em tanques-rede sobre a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica Machadinho**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura). Universidade Federal de Santa Catarina. 36p.

Cambray, J.A. 2003. The need for research and monitoring on the impacts of translocated sharptooth catfish, *Clarias gariepinus*, in South Africa. **African Journal of Aquatic Science**, 28: 191-195.

Carvalho, E.D. *et al.* 2005. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 17(1): 45-56.

Cavalcanti, C.A. 1998. **Proteases digestivas em juvenis de piracanjuba (*Brycon orbignyanus* Eigenmann, 1909) e aplicação da técnica de digestibilidade “in vitro”**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura). Universidade Federal de Santa Catarina. 101p.

Ceccarelli P.S.; Senhorini J.A. & Rego R.F. 2005. Piracanjuba, *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1849), p.121-147. In: Baldissotto B. & Gomes L.C. **Espécies nativas para piscicultura no Brasil**. 1 ed. Editora da Universidade Federal de Santa Maria. 472p.

Cecílio, E.B. *et al.* 1997. Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Revista Brasileira de Zoologia**, 14: 1-14.

Chiacchio, I.M. 2016. **Qualidade do sêmen e sua estação reprodutiva em *Prochilodus lineatus* e *Brycon orbignyanus***. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Federal de Lavras. 58p.

Conte, L.; Bozano, G.L.N. & Ferraz de Lima, J. 1995. A influência do sistema de alimentação no crescimento da piracanjuba *Brycon orbignyanus*, em gaiolas. **Boletim Técnico CEPTA**, 8: 49-59.

Eckmann, R. 1984. Induced reproduction in *Brycon* cf. *erythropterus*. *Aquaculture*, 38: p. 379-382. In: Estrela, M.R. *et al.* 2006. Recomendações para o manejo pesqueiro em reservatórios. **Seminário: Manejo Pesqueiro em Reservatórios**, de 14 a 16/3/2006. CESP Jupiá.

FAO. 2016. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2016**. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200p.

Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. **Biological Conservation**, 126: 131-140.

Frankham, R.; Briscoe, D.A. & Ballou, J.D. 2002. **Introduction to conservation genetics**, Cambridge University Press. 617p.

Godoy, M.P. 1945. A piracema de 1944/1945 no rio Mogi Guassu, Cachoeira de Emas. **Boletim Ministério da Agricultura**, 34 (3): 103-109.

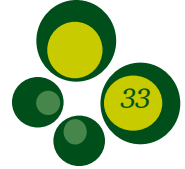
Godoy, M.P. 1975. **Peixes do Brasil: subordem Characoidei; bacia do rio Mogi Guassu**. Ed. Franciscana.

Hahn, N.S. *et al.* 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, 23: 299-305.

Hashimoto, D.T. *et al.* 2013. Detection of post-F1 catfish hybrids in broodstock using molecular markers: approaches for genetic management in aquaculture. **Aquaculture Research**, 44: 876-884.

- Hilsdorf, A.W. & Petrere, M.J.R. 2002. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. **Ciência Hoje**. 30: 62-67.
- Ibama (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos recursos Naturais Renováveis), 2007. Instrução Normativa nº 146, de 10 de janeiro de 2007. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 8, 11/01/2007: 56-57.
- Landines, M.A.; Sanabria, A.I.; Senhorini, J.A. & Urbinati, E.C. 2010. The influence of triiodothyronine (T3) on the early development of piracanjuba (*Brycon orbignyanus*). **Fish Physiology and Biochemistry**, 36: 1291-1296. <http://doi.org/10.1007/s10695-010-9410-y>.
- Lauder, G.V. & Liem, K.F. 1983. The evolution and interrelationships of the Actinopterygian fishes. **Bulletin of The Museum of Comparative Zoology**, 150(3): 95-197.
- Lima, F.C.T. 2003. Subfamily Bryconinae, p. 174-181. In: Reis R.E. Kullander S.O.; Ferraris C.J. **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. EDIPUCRS. 734p.
- Lopera-Barrero N.M. *et al.* 2008. Caracterización genética de lotes de *Brycon orbignyanus* utilizados en programas de repoblamiento. **Revista MVZ Córdoba**, 13: 1110-1119.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2004. Instrução Normativa nº 5, de 21 de maio de 2004. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 102, 28/05/2004: 136-142.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2012. Portaria nº 23, de 17 de fevereiro de 2012. **Diário Oficial Da União**. <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-mogi-pardo/portaria_panmogi.pdf>
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2014. Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da União**, Seção 1, 245, 18/12/2014: 126.
- Melo, J.S.C. 1994. Criação de espécies do gênero *Brycon*. In: **Anais do Seminário sobre criação de espécies do gênero *Brycon***, CEPTA.
- Merona, B. 1986. Aspectos ecológicos da ictiofauna no Baixo Tocantins. **Acta Amazônica**. **Acta Amazônica**, 16/17: 109-457.
- Miliorini, S.B. 2012. **Resfriamento e congelamento de embriões de dourado (*Salminus brasiliensis*), piracanjuba (*Brycon orbignyanus*) e piapara (*Leporinus obtusidens*)**. Tese (Doutorado em Ciências Veterinárias). Universidade Federal de Lavras. 138p.
- Moura-Britto, M. & Patrocínio, D.N.M. 2005. A fauna de espécies exóticas no Paraná: contexto nacional e situação atual, p. 53-91. In: **Unidades de Conservação: Ações para valorização da biodiversidade**. Instituto Ambiental do Paraná – IAP. 349p.
- Nelson, J.S. 2006. **Fishes of the world**. J Wiley and Sons, Inc. Honboken. 4 ed. 600p.
- Oliveira, C. *et al.* 2011. Phylogenetic relationships within the speciose family Characidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes) based on multilocus analysis and extensive ingroup sampling. **BMC Evolutionary Biology**, 11: 275-285.
- Oliveira, D.J. 2014. **Reprodução em cativeiro de piracanjuba *Brycon orbignyanus* assistida por marcador molecular como estratégia de conservação**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia). Universidade Estadual Paulista. 39p.
- Oliveira, D.J.; Ashikaga, F.Y.; Foresti, F. & Senhorini, J.A. 2015. Indução a reprodução artificial e caracterização espermática da piracanjuba *Brycon orbignyanus* (Bryconidae, Characiformes), espécie em perigo de extinção. **Evolução e Conservação da Biodiversidade**, 5(2), 10. <http://doi.org/10.7902/ecb.v5i2.71>
- Oyakawa, T.O.; Menezes, N.A.; Shibatta, A.O.; Lima, F.C.T.; Langeani, F.; Pavanelli, C.S.; Nielsen, D.T.B. & Hilsdorf, A.W.S. 2009. Peixes de água doce, p. 350-424. In: Bressan, P.M.; Kierulff, M.C.M. & Sugieda, A.M. (eds.). **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 648p.
- Paes, M.D.C.F.; Da Silva, R.C.; Nascimento, N.F.; Valentin, F.N.; Senhorini, J.A. & Nakaghi, L.S.O. 2014. Hatching, survival and deformities of piracanjuba (*Brycon orbignyanus*) embryos subjected to different cooling protocols. **Cryobiology**, 69(3): 451-456. <http://doi.org/10.1016/j.cryobiol.2014.10.003>.

- Ponzetto, J.M. *et al.* 2009. Reprodução induzida de híbridos do gênero *Brycon* em cativeiro: Potencialidades e ameaças a conservação das espécies nativas. In: 8^a. Jornada Científica e Tecnológica da UFSCar, 2009, São Carlos. **Anais de Eventos da UFSCar 5**.
- Porto-Foresti, F. *et al.* 2013. Genetic Markers for the Identification of Hybrids among Catfish Species of the Family Pimelodidae. **Journal of Applied Ichthyology**, 29:643-647.
- Povh, J.A. *et al.* 2008. Monitoreo genético en programas de repoblamiento de peces mediante marcadores moleculares. **Ciencia e Investigación Agraria** (Impresa), 35: 5-15.
- Reis, R.E.; Albert J.S.; Di Dario, F.; Mincarone, M.M.; Petry, P. & Rocha L.A. 2016. Fish biodiversity and conservation. In: **South America. Journal of Fish Biology**, 89(1): 12-47. <http://doi.org/10.1111/jfb.13016>.
- Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris-Jr, C.J. 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Edipucrs, 742p.
- Reynalte-Tataje, D.; Zaniboni-Filho, E. & Esquivel, J.R. 2004. Embryonic and larvae development of piracanjuba, *Brycon orbignyanus* Valenciennes, 1849 (Pisces, Characidae). **Acta Scientiarum – Biological Sciences**, 26(1): 67-71. <http://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v26i1.1660>.
- Ribeiro-Filho, R.A. *et al.* 2011. Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Brazilian Journal of Biology**, 71: 889-902.
- Rocha, O. *et al.* 2005. **Espécies invasoras em águas doces: estudo de caso e propostas de manejo**, p. 181-196. UFSCar. 416p.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2001. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares, p. 235-247. In: Rodrigues R.R. & Leitão Filho H.F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP. 320p.
- Schubart, O. 1943. A pesca na Cachoeira de Emas do rio Mogi-Guaçu durante a piracema de 1942-1943. **Boletim Indústria Animal**, 6(4): 93-116.
- Sirol R.N. & Britto S.G. 2006. Conservação e manejo da ictiofauna: repovoamento, p. 275-284. In: Nogueira M.G.; Henry R. & Jorcin A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas**. Editora Rima. 459p.
- Solé-Cava, A.J. 2001. Biodiversidade Molecular e Genética da Conservação, p. 171-190. In: Matioli S.R. **Biologia Molecular e Evolução**. Editora Holos.
- Sonstebo, J.H.; Borgstrom, R. & Heun, M. 2007. Genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) from the Hardangervidda mountain plateau (Norway) analyzed by microsatellite DNA: a basis for conservation guidelines. **Conservation Genetics**, Dordrecht, 8(1): 33-44.
- Taylor, J.N.; Courtenay-Jr, W.R. & Mccann, J.A. 1984. Known impacts of exotic fishes in the continental United States, p. 322-373. In: Courtenay-Jr W.R. & Stauffer J.R. 1984. **Distribution, Biology, and Management of Exotic fishes**. Johns Hopkins University Press. 430 p.
- Travanzoli, N.M.; Silva, P.C.; Santos, U.; Zanuncio, J.C.; Oliveira, C. & Dergam, J.A. 2015. Cytogenetic and Molecular Data Demonstrate that the Bryconinae (Ostariophysi, Bryconidae) Species from Southeastern Brazil Form a Phylogenetic and Phylogeographic Unit. **Plos One**, 10(9): e0137843.
- Vaz, M.M.; Torquato, V.C. & Barbosa, N.D.C. 2000. **Guia ilustrado de peixes da bacia do rio Grande**. CEMIG/CETEC. 144 p.
- Vieira, F. & Pompeu, P.S. 2001. Peixamentos: uma ferramenta para conservação da ictiofauna nativa? **Ciência-Hoje**, 30(175): 28-33.
- Vitule, J.R.S. 2007. **Distribuição, abundância e estrutura populacional de peixes introduzidos no rio Guaraguaçu**, Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia) Universidade Federal do Paraná. 161p.
- Vitule, J.R.S. *et al.* 2013. Ecology: Preserve Brazil's aquatic biodiversity. **Nature**. 485:309.



Viveiros, A.T.M.; Isaú, Z.A.; Figueiredo, H.C.P.; Leite, M.A.S. & Maria, A.N. 2010. Gentamycin controls bacterial growth during refrigerated storage of piracanjuba, *Brycon orbignyanus*, semen. **Journal of the World Aquaculture Society**, 41(SUPPL. 1):57-65. <http://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2009.00333.x>.

Ward, R.D. 2006. The importance of identifying spatial population structure in restocking and stock enhancement programmes. **Fisheries Research**. Asian, 9-18.

Zaniboni Filho, E. & Nuñez, A.P.O. 2008. **Reservatório de Itá: estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna**. Editora da UFSC. 198p.

Zaniboni Filho, E. & Schulz, U.H. 2003. Migratory Fishes of the Uruguay River, 157-194. In: Carolsfeld, J. *et al.* **Migratory Fishes of the South America: Biology, Social Importance and Conservation Status**. World FisheriesTrust.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Espécies Exóticas e Alóctones da Bacia do Rio Paraíba do Sul: Implicações para a Conservação

Mariana Bissoli de Moraes¹, Carla Natacha Marcolino Polaz¹, Erica Pellegrini Caramaschi²,
Sandoval dos Santos Júnior¹, Guilherme Souza³ & Fabrício Lopes Carvalho⁴

Recebido em 28/05/2015 – Aceito em 07/04/2016

RESUMO – A introdução de espécies, seja intencional ou acidental, é uma das principais causas das alterações na distribuição natural dos organismos, acarretando sérios declínios populacionais de espécies nativas. Peixes exóticos começaram a ser introduzidos no Brasil a partir de 1940, com o objetivo de desenvolver a aquicultura no país. Ocorreram também translocações de espécies de uma bacia hidrográfica a outra, sobretudo de peixes da bacia Amazônica para outras regiões brasileiras. Um dos efeitos negativos das introduções está relacionado ao patrimônio genético de populações selvagens, com a possibilidade de haver hibridações que diminuem a variabilidade genética natural. Isso pode acarretar na incidência de híbridos férteis, ameaçando, assim, o estoque parental a médio ou longo prazos. Outros efeitos ecológicos negativos são a introdução potencial de patógenos, a alteração estrutural das teias tróficas e a possível depleção de populações nativas por competição ou predação. Tendo em vista a importância desse assunto e seus efeitos no ambiente aquático continental, é apresentada uma lista de espécies aquáticas exóticas e alóctones da bacia do rio Paraíba do Sul, localizada na região Sudeste do Brasil. Foram registradas 62 espécies de peixes, com predominância das ordens Cypriniformes, Characiformes e Cichliformes; três espécies de moluscos bivalves e três espécies de crustáceos decápodes. Muitas das espécies exóticas e alóctones de peixes são criadas em tanques de pisciculturas na região, sendo introduzidas em rios da bacia por eventuais escapes ou por soltura deliberada, devido ao grande interesse pela pesca esportiva e amadora. Outras são híbridas de espécies exóticas e nativas, como o tambacu (*Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*) e a pintachara (*Pseudoplatystoma corruscans* x *P. fasciatum*). Outras introduções são oriundas de atividades relacionadas à aquariorfilia, com o registro de populações de peixes e moluscos já estabelecidas na bacia, e do lagostim *Procambarus clarkii*. Moluscos bivalves foram introduzidos por água de lastro de navios. O camarão-gigante-da-Malásia, *Macrobrachium rosenbergii*, foi introduzido para criação a partir da década de 1980 e também tem sido registrado ocasionalmente na bacia. Além desta, uma espécie alóctone de camarão, *M. jelskii*, é registrada no Paraíba do Sul. O dourado *Salminus brasiliensis*, por sua vez, ocorre em todas as porções da bacia e tem populações estabelecidas de longa data. Existem poucos programas de controle de espécies invasoras em águas brasileiras, sendo uma alternativa o incentivo à pesca direcionada às espécies introduzidas, apesar de não haver garantias de que a integridade biótica do ambiente seja

Afiliação

- ¹ Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA)/Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Pirassununga/SP, Brasil, Caixa Postal 64, CEP: 13.630-970.
- ² Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro/RJ, Brasil, Caixa Postal 68020, CEP: 21.941-902.
- ³ Associação dos Pescadores e Amigos do Rio Paraíba do Sul/Projeto Piabanha, Itaocara/RJ, Brasil, CEP: 28.570-000.
- ⁴ Universidade Federal do Sul da Bahia/UFSB, Centro de Formação em Ciências e Tecnologias Agrofloretais – CFCTA, Grupo de Pesquisa em Carcinologia e Biodiversidade Aquática/GPCBio, Ilhéus/BA, Brasil, CEP: 45.662-200.

E-mails

maribissol@gmail.com, carla.polaz@icmbio.gov.br, erica.caramaschi@gmail.com, sandoval.santos@icmbio.gov.br, guilhermesouza.bio@gmail.com, flcarvalho@ufsb.edu.br

restabelecida após a erradicação do invasor. Para espécies não-nativas oriundas da aquariofilia e da pesca esportiva, há sugestões recentes para prevenir/reduzir a invasão. O monitoramento da fauna aquática não-nativa é reconhecido como de extrema importância para prever a dispersão e tentar evitá-la.

Palavras-chave: Biodiversidade; conservação; bacia do rio Paraíba do Sul; introdução de espécies; organismos aquáticos.

ABSTRACT – Introduction of species, intentional or accidental, is one of the major causes of alteration in the natural distribution of organisms, provoking serious population decline of native species. Exotic species of fishes were introduced in Brazil since the 1940's, aimed mostly at the development of aquaculture in the country. Species translocations from a river basin to another also occurred, primarily from the Amazon River basin to other Brazilian regions. One of the negative effects of species introduction is related to the genetic patrimony of natural populations, with the possibility of occurring hybridization that decrease natural genetic variability. This can result in the emergence of fertile hybrids, threatening the parental stock for medium to long term. Other negative ecological effects are the potential introduction of pathogens, structural changes in trophic webs and potential depletion of native populations by competition or predation. In view of the importance of this issue and its effects in freshwater environment, a list of invasive species of the Paraíba do Sul river basin, southeastern Brazil, is presented. Sixty-two species of fishes were recorded, with a predominance of the Cichliformes, Characiformes and Cypriniformes, three bivalve mollusk species and three species of a decapod crustacean. Many of the invasive fish species are reared in pisciculture tanks in the region, being introduced by eventual escapes or direct releases, due to great interest of sport and amateur fishing. Other species are hybrids of invasive and native fish species, such as the tambacu (*Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*) and pintachara (*Pseudoplatystoma corruscans* x *P. fasciatum*). Other introductions result from aquarium activities, with records of established populations of fishes and mollusks, and the crayfish *Procambarus clarkii*. Bivalve mollusks were introduced by ballast water of ships. The Malaysia Giant crustacean (*Macrobrachium rosenbergii*) was introduced for aquaculture in the 1980's, and has been recorded in the basin occasionally. In addition to this, an allochthonous species of shrimp, *M. jelskii*, is also recorded in Paraíba do Sul river basin. The golden dorado *Salminus brasiliensis*, in turn, occurs all over the basin, with populations established since long ago. There are few eradication programs for invasive species in Brazilian waters, and the encouragement of directional fishing of invasive species may be an alternative, even though environmental biotic integrity might not be reestablished after eradication of the invader. For non-native species from aquarium and sport fishing, there are recent suggestions to prevent/reduce invasion. Monitoring the non-native aquatic fauna is recognized as extremely important in both predicting and trying to avoid its dispersion.

Keywords: Biodiversity; conservation; Paraíba do Sul river; invasive alien species; aquatic organisms.

RESUMEN – La introducción de especies exóticas, accidental o intencional, es una de las principales causas de los cambios en la distribución de las especies, causando seria reducción poblacional de especies nativas. En Brasil, especies de peces exóticos fueron introducidas por primera vez en los años 1940, con el principal objetivo de desarrollo de la acuicultura en el país. También hubo la translocación de especies de una cuenca fluvial a otra, principalmente peces de la cuenca del Amazonas a otras regiones de Brasil. Uno de los efectos negativos de las introducciones se relaciona con el patrimonio genético de las poblaciones nativas, con posibilidad de ocurrencia de hibridaciones que reducen la variabilidad genética natural. Esto puede resultar en la incidencia de híbridos fértiles, eliminando, así, la manada de origen. Otros efectos ecológicos negativos son la introducción potencial de agentes patógenos, los cambios estructurales en las redes tróficas y potencial de agotamiento de las poblaciones nativas por competición o depredación. Dada la importancia de este tema y sus efectos en el medio ambiente acuático de agua dulce, es presentada una lista de las especies invasoras de la cuenca del río Paraíba do Sul, sudeste de Brasil. En total se incluyen 62 especies de peces, con predominio de las órdenes Cichliformes, Characiformes y Cypriniformes, tres especies de moluscos bivalvos, y tres especie de crustáceo decápodos. Muchos de los peces invasores son creados en tanques de piscicultura en la región, que se introducen por posibles fugas o por liberación deliberada en los ríos, debido al grande interés de la pesca deportiva y aficionada. Algunos son híbridos de especies exóticas y nativas, como tambacu (*Colossoma macropomum* X *Piaractus mesopotamicus*) y pintachara (*Pseudoplatystoma corruscans* x *P. fasciatum*). Otras introducciones son derivados de actividades del acuario, con récord de poblaciones de peces y moluscos establecidos en la cuenca, y el langostín *Procambarus clarkii*.

Moluscos bivalvos se introdujeron mediante el agua de lastre de buques. El gigante crustáceo de Malasia (*Macrobrachium rosenbergii*) fue introducido para la creación a partir de los años 1980, y también fue registrado ocasionalmente en la cuenca. Además, una especie alóctona de camarón, *M. jelskii*, también es registrada en la cuenca del río Paraíba do Sul. Entretanto, el dorado *Salminus brasiliensis* ocurre en todas partes de la cuenca y tiene poblaciones establecidas de larga data. Hay pocos programas de erradicación de especies invasoras en las aguas brasileñas, y el incentivo a la pesca dirigida de especies introducidas es una alternativa, aunque no hay garantía de que la integridad biótica del medio ambiente sea otra vez establecida. Para las especies no nativas de acuarios y de la pesca deportiva, hay propuestas recientes para prevenir/reducir la invasión. El monitoreo de la fauna acuática no nativa es reconocida como sumamente importante para predecir la dispersión y tratar de evitarlo.

Palabras clave: Biodiversidad; conservación; cuenca del río Paraíba do Sul; introducción de especies; organismos acuáticos.

Introdução

A introdução acidental ou intencional de espécies em ambientes distintos de sua distribuição natural (atual ou pretérita) é uma das principais ameaças à biodiversidade e às funções ecossistêmicas (e.g. Agostinho *et al.* 2005, Rocha 2008, Hermoso *et al.* 2011), sendo a segunda causa mais comum de extinções recentes de espécies de vertebrados (Bellard *et al.* 2016), acarretando em homogeneização biótica (Rahel 2002). Os efeitos das introduções no patrimônio genético de populações selvagens podem ser deletérios, com a possibilidade de haver hibridações que diminuem a variabilidade genética natural e aumentam o risco da incidência de híbridos férteis, ameaçando, assim, o estoque parental (Holcik 1991, Lee 2002). Além disso, podem ocorrer outros efeitos genéticos nas populações, que só serão vislumbrados a longo prazo (Souza *et al.* 2009).

Com relação aos efeitos ecológicos, a introdução de espécies em ambiente distinto ao de sua distribuição natural pode ocasionar também a introdução de patógenos, a desestruturação da teia trófica e a depleção das populações nativas pela competição por recursos (alimentares, abrigo, local de desova) ou por predação (Agostinho & Júlio Jr. 1996, Delariva & Agostinho 1999).

Invasões biológicas são processos complexos, podendo ser divididas em diferentes partes: transporte ou dispersão para uma nova região, solturas ou escapes na natureza, estabelecimento, propagação e integração ou impacto (Kolar & Lodge 2001). Espécie exótica ou alóctone é definida como “espécie, subespécie ou a menor subdivisão de um táxon identificável [...] encontrada fora de sua área de distribuição natural e/ou histórica (atual ou precedente) ou de potencial dispersão”, transportada pelo ser humano e solta, intencional ou acidentalmente (IUCN 2006, modificado por Vitule & Prodocimo 2012). Para o presente estudo, as espécies alóctones foram consideradas como sendo as nativas de outras bacias hidrográficas do Brasil, e espécies exóticas foram consideradas as espécies não-nativas do Brasil. O estabelecimento de populações de espécies exóticas ou alóctones em um novo ambiente depende de diversos fatores, como sobreposição de nichos, eficiência reprodutiva, clima e habitat apropriado, e utilização de recursos subexplorados (Alcaraz *et al.* 2005, Stohlgren *et al.* 2006). Quando instaladas, espécies introduzidas podem alterar a distribuição natural de espécies nativas e ocasionar sérios declínios populacionais (Rocha 2008). Alcaraz *et al.* (2005) compararam variáveis qualitativas (utilização em aquicultura, nível trófico, tipo de cobertura do solo, presença ou ausência de vegetação ripária, entre outras) e quantitativas (fecundidade, comprimento total, máxima latitude registrada, temperatura da água, abundância etc.) de espécies introduzidas e de nativas para buscar uma maior compreensão sobre o processo de invasão biológica. Outros estudos seguiram a mesma linha de comparação de variáveis qualitativas e quantitativas (Kolar & Lodge 2001, Hermoso *et al.* 2011). Vitule & Prodocimo (2012), por sua vez, revisaram a questão da introdução de espécies não-nativas e invasões biológicas e organizaram o histórico da temática de invasões biológicas, com definições e conceitos ecológicos. Também propuseram uma série de categorias, a partir dos estágios das invasões biológicas, em termos de interrupção no processo ou viabilização, para os passos subsequentes no processo de invasão.

Ambientes aquáticos tendem a ser mais suscetíveis do que ambientes terrestres a introduções de espécies exóticas invasoras, definidas como aquelas que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies (CDB 1992), geralmente por causa da alteração frequente e da degradação eventual de habitats (Cohen & Carlton 1998, Rahel 2002, Marchetti *et al.* 2004). A invasão biológica e a alteração de hábitat podem ter efeitos sinérgicos (Didham *et al.* 2007). Em um ambiente ecologicamente degradado, o estabelecimento de populações invasoras é favorecido pela sensibilidade de espécies nativas às alterações de hábitat, pelo aumento da exposição à predação de juvenis ou adultos nativos, devido à diminuição de abrigos e refúgios, no caso de espécies carnívoras ou piscívoras introduzidas, entre outros efeitos (Hermoso *et al.* 2011). Outro exemplo é a redução da heterogeneidade de habitats por barramentos de corpos d'água, que tornam ambientes lóticos em lênticos, favorecendo espécies de hábitos pelágicos (Havel *et al.* 2005, Johnson *et al.* 2008), como da ordem Cichliformes (peixes ciclídeos), que contém muitas espécies com potencial invasor (*e.g.* as diferentes espécies de tilápias), ou espécies de peixes ornamentais não-nativas pré-adaptadas a ambientes lacustres (Magalhães 2010).

Humanos são obviamente o principal vetor na introdução de novas espécies, devido à sua alta capacidade de transporte/deslocamento e ao processo de globalização (Kolar & Lodge 2001, Rahel 2002, Hermoso *et al.* 2011), que intensificaram o movimento de espécies não-nativas (Essl *et al.* 2011). Segundo revisão feita por García-Berthou (2007), a maioria dos estudos de invasão biológica sobre as fases de transporte e soltura identificou a afinidade taxonômica, a associação ao homem e o tamanho do peixe como elementos preditores. Algumas famílias ou táxons de animais possuem, claramente, mais espécies invasoras (Olden *et al.* 2006), que podem ser introduzidas, principalmente, para sua utilização econômica, como alimento (empreendimentos aquícolas), uso ornamental (aquariorfilia) ou para lazer (notadamente a pesca esportiva; Agostinho & Júlio Jr. 1996, Alcaraz *et al.* 2005, García-Berthou 2007).

No Brasil, as introduções de espécies exóticas aquáticas datam das primeiras décadas de sua colonização, com a introdução do molusco *Perna perna* através da água de lastro de navios (Souza *et al.* 2003, 2004, 2005). No ano de 1913, foi introduzida a truta *Oncorhynchus mykiss*, primeira espécie exótica de peixe em águas territoriais brasileiras (Welcome 1988, Souza *et al.* 2009). A partir da década de 1940, espécies exóticas de peixes começaram a ser translocadas com o objetivo principal de desenvolvimento da aquicultura no país (Delariva & Agostinho 1999). Ocorreram também translocações de espécies de uma bacia hidrográfica a outra, sobretudo de peixes da bacia Amazônica para outras regiões brasileiras, para fins de pesca esportiva e produção de pescado (Agostinho *et al.* 1994). Sabe-se que a aquicultura expandiu a procura pelo pescado em regiões onde não havia capacidade para a pesca comercial de espécies de água doce (Agostinho & Júlio Jr. 1996).

Com uma área de 55.300km², a bacia do rio Paraíba do Sul é a segunda maior bacia de um conjunto denominado Leste Brasileiro, drenando os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo (ANA 2015). Essa bacia abriga biodiversidade em situação de elevada ameaça, por estar localizada entre os maiores centros urbano-industriais do país. Dentre os principais impactos estão degradação ambiental, construção de barragens, destruição das matas ciliares, lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento, mineração e introdução de espécies exóticas e alóctones. Aproximadamente 40 espécies de vertebrados ameaçados de extinção, dentre peixes e uma espécie de quelônio, ocorrem na bacia, além de um conjunto praticamente desconhecido de invertebrados, representados especialmente por camarões de água doce e outros artrópodes (Polaz *et al.* 2011).

Em função da gama de impactos aos quais a bacia está submetida e de sua relevância biológica e social, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), tendo como suporte legal, à época, a Portaria n° 131/2010, definiu uma estratégia para recuperação das espécies aquáticas ameaçadas de extinção da bacia do rio Paraíba do Sul, na forma de um Plano de Ação Nacional (Polaz *et al.* 2011). Essa Portaria foi, posteriormente, substituída e atualizada pela Portaria ICMBio n° 107/2012, quando mais espécies de invertebrados aquáticos de interesse para a conservação foram incluídas nas ações do Plano.

O Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Aquáticas Ameaçadas de Extinção da Bacia do Rio Paraíba do Sul (PAN Paraíba do Sul), coordenado pelos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (CEPTA) e de Répteis e Anfíbios (RAN), ambos vinculados ao ICMBio, está em vigor desde 2010, tendo como objetivo geral “Recuperar e manter as espécies aquáticas ameaçadas de extinção da bacia do rio Paraíba do Sul, nos próximos 10 anos”. Nele, estão contempladas uma espécie de cágado e 11 espécies de peixes ameaçadas de extinção, constantes na lista oficial de espécies ameaçadas da fauna aquática do Brasil (Portaria MMA nº 445/2014). Além disso, o PAN Paraíba do Sul abrange mais sete espécies beneficiadas da fauna aquática, ou seja, aquelas que foram categorizadas como Dados Insuficientes (DD) ou Quase Ameaçadas (NT), segundo os critérios da IUCN (2001), sendo uma espécie de peixe, três espécies de crustáceos e três de moluscos continentais.

Um dos principais desafios à conservação de espécies ameaçadas de extinção é a introdução de espécies exóticas/alóctones. O objetivo específico 7 do PAN Paraíba do Sul trata essa questão: “Difundir informações de alerta visando reduzir o alastramento de espécies alóctones, exóticas ou híbridas na bacia do rio Paraíba do Sul”. Em consonância com esse objetivo, o presente estudo cumpre parte do estabelecido na ação 7.1: “Inventariar e mapear a presença de espécies alóctones, exóticas e/ou híbridas na bacia do rio Paraíba do Sul, na natureza e em cativeiro”. Ainda, este trabalho pretende organizar o conhecimento disponível sobre a presença de espécies animais aquáticas exóticas e alóctones na bacia do rio Paraíba do Sul.

Materiais e métodos

Membros e colaboradores do Grupo de Assessoramento Técnico (GAT) do PAN Paraíba do Sul elaboraram, em conjunto, uma lista de espécies aquáticas exóticas e alóctones da bacia. A lista foi produzida a partir da revisão de dados secundários de relatórios de monitoramento dos reservatórios de Jaguari e Paraibuna da CESP/SP, no período de 2005 a 2012, do relatório de Furnas-Engevix/FUJB-UFRJ, relativo ao levantamento e distribuição de espécies entre Três Rios e Campos dos Goytacazes no período de 1988 a 1991, e de relatórios do INEA/RJ, em adição aos dados de coletas de pesquisadores, consultas a livros e artigos científicos, e comunicação pessoal dos pesquisadores D. Caneppele (Companhia Energética de São Paulo – CESP Paraibuna), E. P. Caramaschi (Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ), F. Carvalho (Universidade do Sul da Bahia – UFSB), O. T. Oyakawa (Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo – MZUSP) e G. Souza (Projeto Piabanha, organização não-governamental).

Os dados compilados são de caráter qualitativo, sendo apresentados nome científico, família (Eschmeyer *et al.* 2016, para peixes) e ordem (Nelson *et al.* 2016, para peixes), nome popular, localidade, tipo de ocorrência (alóctone ou exótica) e *status* da população (estabelecida, não estabelecida ou indefinida). O *status* das populações das espécies introduzidas foi obtido por meio de dados secundários de relatórios, sendo eventualmente complementado com dados de monitoramento empreendidos no âmbito do PAN Paraíba do Sul (Projeto Piabanha/ICMBio/AGEVAP nº 010/2012 – “Monitoramento biológico de espécies aquáticas ameaçadas de extinção na bacia do rio Paraíba do Sul: desenvolvimento de sistema piloto e implementação de Plano de Ação”).

Resultados e discussão

No total, foram identificadas 62 espécies não-nativas/introduzidas de peixes, distribuídas dentre as seguintes ordens: Anabantiformes (8,1%), Cichliformes (17,7%), Characiformes (21,0%) Cypriniformes (25,8%), Cyprinodontiformes (11,3%), Osteoglossiformes (1,6%), Perciformes (1,6%) e Siluriformes (12,9%). Além disso, três espécies de moluscos, sendo um gastrópode e dois bivalves, e três espécies de crustáceos decápodes também tiveram ocorrência confirmada na bacia (Tabela 1).

Tabela 1 – Lista de espécies não-nativas da bacia do rio Paraíba do Sul, contendo nome científico (espécie ou híbrido), nome popular, família, localidade, tipo de ocorrência (alóctone ou exótica) e status da população (estabelecida, não estabelecida ou indefinida). DIF = Domínio das Ilhas Fluviais, localizado no trecho entre os municípios de São Sebastião do Paraiba e São Fidélis.

Nome científico Espécie / híbrido	Nome Popular	Localidade	Referência	Ocor- rência		Status da população		
				Alóctone	Exótica	Estabelecida	Não estabelecida	Indefinida
TELEOSTEI								
ORDEM ANABANTIFORMES								
Família Osphronemidae								
<i>Macropodus opercularis</i> (Linnaeus, 1758)	peixe-do-paraíso	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x			x
<i>Trichogaster chuna</i> (Hamilton, 1822)	colisa, colisa-mel	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x			x
<i>Trichogaster lalius</i> (Hamilton, 1822)	colisa-anã, colisa lalia	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x			x
<i>Trichopodus pectoralis</i> (Regan 1910)	tricogáster-cobra	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x			x
<i>Trichopodus trichopterus</i> (Pallas, 1770)	tricogáster, tricogáster-azul	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x			x
ORDEM CICHLIFORMES								
Família Cichlidae								
<i>Cichla kelberi</i> (Kullander & Ferreira, 2006)	tucunaré-amarelo	Calha do rio Paraíba do Sul	Relatórios Monitoramento INEA (Araújo <i>et al.</i> 2012)	x				
<i>Cichla ocellaris</i> (Bloch & Schneider, 1801)	tucunaré-amarelo	DIF e rio Pomba, calha do PBS acima de Ilha dos Pombos, rio Muriaé em Itaperuna, rio Pomba em Astolfo Dutra (MG)	Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991; E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)	x		x		
<i>Cichla sp.*</i>	tucunaré	Reservatórios de Jaguari e Paraibuna (SP)	Relatórios de Monitoramento CESP		x	x		
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	tilápia	Lagoa de Cima, Reservatórios de Jaguari e Paraibuna (SP), rio Piabanha, rio Muriaé em Itaperuna, lagoa marginal em Sapucaia, Ribeirão do Peixe em Além Paraíba (MG), Córrego dos Pereiras em Carmo (Rj), rio Glória em Muriaé (RJ)	Relatórios Monitoramento CESP, Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991; E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)		x	x		
<i>Hemichromis bimaculatus</i> (Gill, 1862)	jóia, ciclideo-jóia	Sub-bacia rio do Glória/bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x			x

<i>Laetacara curviceps</i> (Ahl, 1923)		Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010	x					x
<i>Mikrogeophagus ramirezi</i> (Myers & Harry, 1948)	ramirezi, ramirezi-comum	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010	x	x				x
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	tilápia-do-Nilo	DIF, Rio Dois Rios, Laje do Muriaé, Lagoa de Cima e Rio Imbé, Reservatório de Jaguari (SP), Ribeirão do Peixe em Além Paraíba (MG), Córrego das Flores em Carmo (RJ), lagoa do Jacu em Campos dos Goytacazes (RJ)	Relatórios Monitoramento CESP, Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991		x	x			
<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	jaguar, gapote	Calha do rio Paraíba do Sul	Relatórios Monitoramento INEA (Araújo <i>et al.</i> 2012)		x				
<i>Pelvicachromis pulcher</i> (Boulenger, 1901)	kribensis, krib	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	acará-bandeira	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010	x					x
ORDEM CHARACIFORMES									
Família Anostomidae									
<i>Leporinus macrocephalus</i> (Garavello & Britski, 1988)	piauçu	Laje do Muriaé, Domínio das Ilhas Fluviais (DIF)	G. Souza (com. pess.)	x					x
Família Bryconidae									
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	matrinxã	DIF	G. Souza (com. pess.)	x					x
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	piracanjuba	DIF	G. Souza (com. pess.)	x					x
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1826)	dourado	DIF e rio Pomba, RPS em Sapucaia, Além Paraíba, Volta Grande, Itaocara e São Fidélis, rio Pomba em Cataguases, rio Novo, rio Dois Rios, rio Grande, rio Muriaé, canal da lagoa da Cataia (Campos dos Goytacazes)	Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991; E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)	x		x			
Família Characidae									
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i> (Boulenger, 1895)	tetra-negro	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010	x					x
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	mato-grosso	DIF, Lagoa de Cima, Laje do Muriaé, Córrego do Tanque (Carmo, RJ); rio Muriaé em Itaperuna, Lagoa do Jacu e Lagoa da Cataia em Campos dos Goytacazes	Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991; E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)	x		x			
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i> (Eigenmann 1914)	lambari	Médio rio Paraíba do Sul	Salgado <i>et al.</i> 2014	x					
Família Serrasalminidae									
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	tambaqui	DIF	G. Souza (com. pess.)	x					x

<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	pacu-CD	Rio Dois Rios, Lagoa de Cima e rio Imbé, Reservatórios de Jaguari e Paraibuna (SP), PBS em Três Rios (RJ)	Relatórios de Monitoramento CESP, Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991	x		x			
<i>Piaractus brachyomus</i> (Cuvier, 1818)	pirapitinga-do-norte	DIF	G. Souza (com. pess.)	x				x	
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	pacu, pacu-caranha	Reservatório de Paraibuna (SP)	Relatórios de Monitoramento CESP		x	x			
<i>Colossoma macropomum</i> X <i>Piaractus mesopotamicus</i>	tambacu	DIF	G. Souza (com. pess.)					x	
Família Parodontidae									
<i>Apareiodon</i> sp.	charutinho	DIF, rio Dois Rios, rio Piabanha, Baixo Paraíba	E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)	x		x			
ORDEM CYPRINIFORMES									
Família Cobitidae									
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	dojo, dojô, peixe-cobra	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
Família Cyprinidae									
<i>Barbodes semifasciolatus</i> (Günther, 1868)	barbo-dourado, barbo-chinês	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	japonês	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	carpa-capim	DIF	G. Souza (com. pess.)			x		x	
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	carpa-comum	DIF, Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	G. Souza (com. pess.)			x		x	
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)	paulestinha	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Dawkinsia tambraparniei</i> (Silas, 1954)	barbo-arulius-“falso”	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Devario malabaricus</i> (Jerdon, 1849)	danio-chigante	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	cabeça grande	DIF	G. Souza (com. pess.)			x		x	
<i>Oliotius oligolepis</i> (Bleeker, 1853)	barbo	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Pethia conchoni</i> (Hamilton, 1822)	barbo-rosado	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Pethia nigrofasciata</i> (Günther, 1868)	barbo, barbo-listado	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Pethia ticto</i> (Hamilton, 1822)	barbo-ticto	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Puntigrus tetrazona</i> (Bleeker, 1855)	barbo-sumatra	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	
<i>Puntius titteya</i> (Deraniyagala, 1929)	barbo-titeia, barbo-cereja	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010			x		x	

<i>Tanichthys albonubes</i> (Lin, 1932)	tanictis, néon- chinês	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
ORDEM CYPRINODONTIFORMES									
Família Poeciliidae									
<i>Poecilia latipinna</i> (Lesueur, 1821)	molinésia- latipina	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	guppy, barrigudinho, lebiste	DIF, rio Dois Rios, Laje do Muriaé, Lagoa de Cima e rio Imbé, rio Piabanha, 40 localidades entre Três Rios e Campos dos Goytacazes	Relatório ENGEVIX- FURNAS-UFRJ 1989-1991; E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)		x				
<i>Poecilia sphenops</i> (Valenciennes, 1846)	molinésia-negra, molinésia-preta	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
<i>Poecilia velifera</i> (Regan, 1914)	molinésia- velifera	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
<i>Xiphophorus hellerii</i> (Heckel, 1848)	espada, espadinha	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
<i>Xiphophorus maculatus</i> (Günther, 1866)	plati	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
<i>Xiphophorus variatus</i> (Meek, 1904)	plati, plati- variatus	Sub-bacia rio do Glória/Bacia do Muriaé (MG)	Magalhães, 2010		x				x
ORDEM OSTEOGLOSSIFORMES									
Família Arapaimidae									
<i>Arapaima gigas</i> (Schinz, 1822)	pirarucu	DIF	G. Souza (com. pess.)	x					x
ORDEM PERCIFORMES									
Família Sciaenidae									
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	pescada-do- Piauí	DIF, Reservatório de Jaguari (SP)	Relatórios Monitoramento CESP, G. Souza (com. pess.)		x	x			
ORDEM SILURIFORMES									
Família Callichthyidae									
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	camboatá, tamoatá	Comum na bacia do rio Paraíba do Sul, ocorre no DIF, rio Dois Rios, Lagoa de Cima e rio Imbé, calha do PBS em Três Rios, Além Paraíba e Campos dos Goytacazes. Ocorre também no Alto Paraná e rio Caceribu, que desemboca na Baía de Guanabara	Relatório ENGEVIX- FURNAS-UFRJ 1989-1991, E. Caramaschi, O. Oyakawa e G. Souza (com. pess.)		?		x		
Família Clariidae									
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	bagre-africano	DIF, rio Dois Rios, Laje do Muriaé, Lagoa de Cima e rio Imbé, PBS em São Fidélis	E. Caramaschi e G. Souza (com. pess.)		x	x			
Família Pimelodidae									
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken 1874)	mandi-prata	Trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul	Bizeril 1999, Araújo <i>et al.</i> 2001, Teixeira <i>et</i> <i>al.</i> 2005	x					x

<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède 1803)	mandi	Rio Muriaé, Reservatório de Paraibuna (SP), rio Piabanha, rio Paraibuna, rio PBS em Três Rios, Sapucaia, Além Paraíba, jusante de Ilha dos Pombos, Coronel Teixeira e São Fidélis, ribeirão do Peixe (Além Paraíba, MG), rio Paquequer (Carmo, RJ), rio Angu (Volta Grande, MG), rio Pomba em Baltazar e em Cataguazes, rio Muriaé em Itaperuna, lagoa do Jacu (Campos dos Goytacazes)	Relatórios Monitoramento CESP e INEA (Araújo <i>et al.</i> 2012), Relatório ENGEVIX-FURNAS-UFRJ 1989-1991,	x		x			
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	pintado	Calha do rio Paraíba do Sul	Relatórios Monitoramento INEA (Araújo <i>et al.</i> 2012)	x					
<i>Pseudoplatystoma</i> sp.	?	Calha do rio Paraíba do Sul	Relatórios Monitoramento INEA (Araújo <i>et al.</i> 2012)	x					
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> x <i>P. fasciatum</i>	pintachara	DIF	G. Souza (com. pess.)						x
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> x <i>Leiarius marmoratus</i>	cachara x jundiá-da-amazônia	DIF	G. Souza (com. pess.)						x
MOLLUSCA									
CLASSE BIVALVIA									
Família Corbiculidae									
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	berbigão-asiático	Bacia do rio Paraíba do Sul	Santos <i>et al.</i> 2012		x	x			
Família Mytilidae									
<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)	mexilhão-dourado	Bacia do rio Paraíba do Sul	Santos <i>et al.</i> 2012		x	x			
CLASSE GASTROPODA									
Família Thiaridae									
<i>Melanoides tuberculata</i> (Müller, 1774)	caramujo-trombeta	Bacia do rio Paraíba do Sul	Santos <i>et al.</i> 2012		x	x			
CRUSTACEA									
ORDEM DECAPODA									
Família Cambaridae									
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	lagostim-vermelho	Taubaté (SP)	Magalhães <i>et al.</i> 2005		x				x
Família Palaemonidae									
<i>Macrobrachium jelskii</i> (Miers, 1877)	camarão-fantasma	Cambuci (RJ)	Vera-Silva <i>et al.</i> 2016, F. Carvalho (com. pess.)	x		x			
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (De Man, 1879)	gigante-da-Malásia, camarão-gigante-da-Malásia	São Fidelis (RJ)	Magalhães <i>et al.</i> 2005, F. Carvalho (com. pess.)		x		x		

A bacia do rio Paraíba do Sul possui, aproximadamente, 167 espécies de peixes, dentre as quais, de acordo com o presente levantamento, 37,13% são exóticas ou alóctones. Muitas dessas espécies de peixes são criadas em tanques de pisciculturas na região, sendo introduzidas por escapes, através do eventual rompimento da parede de viveiros ou da inundação dos mesmos por transbordamentos fluviais ou, ainda, das solturas deliberadas nos rios, devido ao grande interesse de pesca (Agostinho & Júlio Jr. 1996). Algumas formas introduzidas são híbridas de espécies exóticas e nativas, como o tambacu (*Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*) e a pintachara (*Pseudoplatystoma corruscans* x *P. fasciatum*).

A alta taxa de ocorrência de espécies ornamentais exóticas provenientes da aquariofilia introduzidas na bacia do rio Paraíba do Sul (mais de 50% – Tabela 1) está associada à existência do maior parque aquícola de peixes ornamentais do Brasil na porção mineira da bacia (Magalhães *et al.* 2002). O parque compreende 12 municípios na Zona da Mata, representando 60% da produção nacional de peixes ornamentais, com mais de 500 produtores (Rasguido & Albanez 2000, Vidal Júnior & Costa 2000, SEBRAE 2014). Estudos demonstraram que algumas dessas espécies, como *Puntius ticto*, *P. tetrazona*, *Poecilia latipinna*, *P. velifera*, *Cyprinus carpio*, *Gymnocorymbus ternetzi*, *Metynnis lippincottianus*, *Mikrogeophagus ramirezi*, *Laetacara curviceps*, *Pterophyllum scalare*, *Xyphohiporus hellerii* e *X. maculatus*, já se reproduzem no ambiente natural (Magalhães *et al.* 2002, Magalhães & Jacobi 2008).

A popularidade da criação de peixes em aquários é grande, porém muitas vezes é uma atividade onerosa e difícil, devido ao rápido crescimento dos indivíduos e à agressividade de algumas espécies (Magalhães & Jacobi 2013). Sendo assim, muitos donos de aquários desfazem-se dos peixes, bem como de outros grupos utilizados na aquariofilia, como os crustáceos, lançando-os diretamente em corpos d'água naturais ou artificiais, contribuindo para a introdução de espécies exóticas e alóctones (Fuller *et al.* 1999, Semmens *et al.* 2004). Diante dessa situação, Magalhães & Jacobi (2013) elaboraram um modelo simples de risco de invasão biológica de peixes ornamentais em alguns rios de Minas Gerais, dentre eles o rio Muriaé, afluente do rio Paraíba do Sul. O estudo foi baseado em características biológicas (tolerância a pouco oxigênio dissolvido e variação de temperatura, tipo de dieta, cuidado parental ou fecundidade) e histórico de invasão, popularidade e disponibilidade no mercado, e característica abióticas dos rios (oxigênio dissolvido e temperatura da água). Como resultado, os autores registraram 345 espécies de peixes ornamentais a venda em lojas de aquariofilia, pertencentes a 48 famílias de Teleostei, sendo que 332 espécies são não-nativas dos rios abordados no estudo. No rio Muriaé, foram registradas 52 espécies, sendo oito nativas e 44 não-nativas, pertencentes a 15 famílias. Baseado no modelo proposto, apenas sete espécies de peixes não-nativos poderiam, potencialmente, invadir e estabelecer-se em rios, caso fossem soltos por aquaristas. Para o rio Muriaé, cinco espécies teriam alto risco de invasão, dentre as quais quatro constam na lista apresentada neste estudo (*Carassius auratus*, *X. hellerii*, *P. reticulata* e *P. latipinna*). O modelo de Magalhães & Jacobi (2013) excluiu outras espécies ornamentais (*M. anguillicaudatus*, *X. hellerii*, *G. ternetzi*, *Pethia conchonius* e *T. trichopterus*), que também estão presentes na lista da bacia do rio Paraíba do Sul, apesar de o *status* de suas populações ser ainda indefinido.

De maneira similar, o molusco gastrópode *Melanoides tuberculata* foi introduzido acidentalmente no Brasil pelo comércio aquarista (Vaz *et al.* 1986 *apud* Santos *et al.* 2012). Por ser uma espécie bentônica e ter a capacidade de formar populações extremamente densas, *M. tuberculata* afeta diretamente espécies de macroinvertebrados bentônicos (Moreno & Callisto 2006). A espécie também é capaz de produzir material fino particulado por meio de partículas compactadas de substratos (Dudgeon 1982 *apud* Santos *et al.* 2012), alterando os processos de sedimentação e turbação (Santos *et al.* 2012). Os moluscos bivalves nativos da Ásia, *Corbicula fluminea* e *Limnoperna fortunei*, em contrapartida, foram introduzidos na América do Sul por água de lastro de navios. Ambas as espécies possuem hábitos gregários, sendo que *L. fortunei* forma densas incrustações, enquanto *C. fluminea* não forma aglomerados, vivendo livremente enterrada no substrato, fixando-se a ele pelos fios de bisso fortes e resistentes (Santos *et al.* 2012).

O camarão-gigante-da-Malásia, *Macrobrachium rosenbergii*, por sua vez, foi introduzido no Brasil para estudos sobre sua criação em 1977 (Cavalcanti 1998), que se difundiu a partir da década de 1980, por ser uma atividade muito lucrativa e com grande aceitação no mercado externo (Cavalcanti 1998, Magalhães *et al.* 2005, Souza *et al.* 2009). A informação disponível sobre o primeiro exemplar de *M. rosenbergii* na bacia do rio Paraíba do Sul data de setembro de 2011, e é proveniente da Associação de Pescadores de São Fidélis/RJ (F. Carvalho, com. pess.). É uma espécie anfídroma, isto é, necessita de ambientes marinhos ou estuarinos para completar o ciclo de vida durante a fase larval, o que parece impedir o estabelecimento de populações em áreas sem conexão próxima com o mar. Embora não existam evidências de população estabelecida na bacia, esse risco não pode ser negligenciado, uma vez que espécies com ciclos de vida similares são registradas na região onde *M. rosenbergii* foi coletado por pescadores (Carvalho *et al.*, no prelo).

O lagostim *Procambarus clarkii*, nativo da América do Norte, foi introduzido no Brasil provavelmente como espécie ornamental, sendo reproduzida ilegalmente em pequenos viveiros domésticos (Magalhães *et al.* 2005). O registro da espécie na bacia do Paraíba do Sul, a partir de um exemplar coletado em 2003, também pode estar associado à comercialização como espécie ornamental, uma vez que esta foi coletada em área urbana na cidade de Taubaté/SP. Não foram encontrados registros posteriores publicados. Entretanto, o monitoramento da ocorrência dessa espécie na bacia deve ser priorizado, pois *P. clarkii* possui facilidade de estabelecimento nas condições encontradas no território nacional e grande capacidade de geração de impactos (Loureiro 2013).

O camarão *Macrobrachium jelskii* é uma espécie de pequeno porte, endêmica da América do Sul, e com ampla distribuição no território brasileiro. A espécie não depende de águas marinhas ou estuarinas para completar o seu ciclo de vida, ao contrário do que ocorre com *M. rosenbergii*, o que favorece o estabelecimento de populações em áreas onde *M. jelskii* foi introduzida. Estudo recente indica a presença de duas linhagens intraespecíficas – uma restrita à região costeira nos estados de Sergipe, Bahia e Espírito Santo, e outra com origem provavelmente amazônica, que teria sido introduzida em diversas bacias brasileiras, incluindo a do Paraíba do Sul (Vera-Silva *et al.* 2016). Observações em campo indicam que a espécie está estabelecida na bacia do Paraíba do Sul (F. Carvalho, com. pess.). Entretanto, não existem dados sobre impactos dessas populações alóctones de *M. jelskii* no Brasil.

Em todas as porções da bacia foi verificada a ocorrência de espécies exóticas ou alóctones, inclusive algumas com populações já estabelecidas. A comparação dos presentes dados com os do estudo coordenado por E. P. Caramaschi, com levantamento e distribuição da ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul no trecho entre Três Rios e Campos dos Goytacazes/RJ, realizado de 1989 a 1991 (Furnas-Engevix/FUJB/UFRJ 1991), é reveladora (ou indicativa) do agravamento da situação atual. No estudo foram registradas 88 espécies, das quais apenas sete eram de peixes alóctones/exóticos, dentre elas o dourado *Salminus brasiliensis*. As espécies tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus*, *Coptodon rendalli*, *Cichla cf. ocellaris*, *Metynnis lippincottianus* e a carpa-capim *Ctenopharingodon idella* (esta identificada posteriormente, segundo comunicação pessoal de E.P. Caramaschi) foram supostamente provenientes de tanques marginais de piscicultura. Das outras espécies, *Xiphophorus* sp. foi considerada procedente de despejo de aquaristas, e *Poecilia reticulata*, resultado da aclimação da espécie em toda a área litorânea, com posterior expansão para o rio Paraíba do Sul (Furnas-Engevix/FUJB/UFRJ 1991).

O dourado, *Salminus brasiliensis*, cuja introdução data da década de 1940, a partir de exemplares reproduzidos na Estação Experimental de Biologia e Pesca (EEBP), em Pirassununga/SP, é um bom exemplo de espécie com população estabelecida. Nomura (1978) relatou uma soltura de 500 exemplares de 25cm, em 1946, entre Guaratinguetá e Taubaté/SP. Por ser carnívoro e apresentar rápido crescimento (Barbieri *et al.* 2004), suas populações se mantiveram, competindo por alimento e habitats com espécies de peixes nativas do Paraíba do Sul (Salgado *et al.* 1997, Araújo *et al.* 2010, Quanta-Sigma 2012). A competição por recursos alimentares e espaço é

favorecida pela ausência de predadores e patógenos naturais (Delariva & Agostinho 1999). Essa característica, associada muitas vezes à predação de espécies nativas, altera a composição das populações selvagens a curto prazo (Delariva & Agostinho 1999, Agostinho & Júlio Jr. 1996). Segundo Bizerril (1999), pescadores da bacia relataram a redução dos estoques de *Brycon opalinus* (pirapitinga-do-sul), espécie nativa ameaçada de extinção, concomitantemente ao aumento da população de *Salminus brasiliensis*.

Processo similar teria ocorrido com o curimatá nativo, *Prochilodus vimboides*, cada vez mais raro, em relação ao seu pretense equivalente ecológico introduzido na bacia, *P. scrofa* (e.g. Bizerril 1999). Entretanto, após revisão taxonômica, Castro & Vari (2004) consideraram *P. scrofa* como sinônimo júnior de *P. lineatus*, que se distribui amplamente pelas bacias dos rios Paraná-Paraguai, na Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai. Castro & Vari (2004) também indicaram que *P. scrofa* foi coletada nas proximidades do Rio de Janeiro na descrição da espécie (Steindachner 1881), sendo sua localidade-tipo “[...] talvez no rio Paraíba do Sul, restrita ao Brasil [...]” (Castro & Vari 2004, pág. 107). Os autores analisaram exemplares de *Prochilodus* procedentes do rio Paraíba do Sul e da região da Lagoa dos Patos e concluíram que, apesar de variações geográficas, todos pertenciam a *P. lineatus*. Entretanto, deixaram em aberto se sua ocorrência na bacia do rio Paraíba do Sul seria natural ou fruto da introdução pela ação humana, já que a bacia não possui ligação atual com a bacia do rio Paraná. Com a análise da distribuição de *Prochilodus vimboides*, da mesma família, e que ocorre tanto na bacia do rio Paraná quanto na bacia do rio Paraíba do Sul, a hipótese de uma continuidade pretérita entre os dois sistemas hidrográficos foi corroborada, e os autores acreditam, portanto, na hipótese de ocorrência natural de *P. lineatus* no rio Paraíba do Sul. Com base nesse estudo, a espécie não foi incluída na lista da Tabela 1, a despeito das suspeitas de alguns pesquisadores e pescadores de que *P. lineatus* seja uma espécie introduzida na região.

Outras espécies de peixes sobre as quais pairam dúvidas sobre sua condição de nativa ou não nativa na bacia do Paraíba do Sul são *Hoplosternum littorale* (Callichthyidae), *Pimelodus maculatus* (Pimelodidae) e *Metynnis lippincottianus* (Serrasalmididae). Apesar da distribuição de *H. littorale* ser reportada por Reis *et al.* (2003) como sendo toda a América do Sul cis-Andina ao norte de Buenos Aires, e por Eschmeyer *et al.* (2016) como sendo amplamente distribuída na América do Sul e introduzida na Flórida (EUA), o registro de *H. littorale* na bacia do rio Paraíba do Sul, bacia do Paraná e bacia do São Francisco é recente (Oliveira e Moraes Jr. 1997), sendo que os primeiros exemplares foram capturados na bacia do rio Paraíba do Sul em 1988, nos trechos médio e inferior. Esses autores consideram que, por se tratar de uma espécie que atinge 18cm de comprimento padrão, o fato de não ter sido assinalada é digno de nota, pois não passaria despercebida a tantos coletores que já percorreram essas áreas, admitindo a hipótese de introdução. Mariguela *et al.* (2013), em estudo de filogenia molecular e biogeografia histórica de Callichthyinae, consideram que as espécies desse grupo, não sendo migradoras, têm sua mobilidade e potencial de dispersão limitado. Assim, a ampla distribuição de *Hoplosternum* em diversas drenagens sugere uma história complexa de vicariância e amplitude de expansão.

De acordo com Lundberg & Littmann (2003), a distribuição de *Pimelodus maculatus* (mandi-amarelo) é restrita às bacias do rio São Francisco e do Paraná, ao passo que *Pimelodus fur* (mandi-prata) ocorre no rio das Velhas, bacia do São Francisco. Assim, *P. maculatus* e *P. fur* também são espécies possivelmente introduzidas na bacia do Paraíba do Sul. Curiosamente, enquanto é consensual a percepção de que o mandi-amarelo foi introduzido na bacia, pouco se discute sobre a presença do mandi-prata. É provável que estudos de biogeografia histórica, similares ao efetuado em Callichthyinae, elucidem essa questão.

Por fim, Ota (2015) revisou recentemente a taxonomia do gênero *Metynnis* e propôs uma árvore filogenética com base em dados morfológicos. Segundo a autora, a espécie que ocorre na bacia do Paraíba do Sul não é *Metynnis maculatus*, mas sim *Metynnis lippincottianus*, uma congênere bastante similar e comumente confundida com *M. maculatus*, por apresentar também

máculas escuras no flanco; porém, *M. maculatus* apresenta escamas menores e mais numerosas. *Metynnis maculatus* é frequentemente citada em artigos e inventários ao longo da bacia do Paraíba do Sul como sendo uma espécie alóctone ao sistema, mas há incertezas. *Metynnis lippincottianus* ocorre na bacia do rio Amazonas e em riachos da Guiana Francesa (Jégu 2003), com a distribuição ampliada aos riachos do Maranhão e nordeste brasileiro (Ota 2015). Segundo Ota (2015), o que se pode afirmar é que não existem registros sobre a ocorrência de *Metynnis* nas bacias do alto rio Paraná, São Francisco e em alguns rios costeiros que não sejam do nordeste médio-oriental antes da década de 1990. Isso pode ser um indício de que a espécie possa ter sido introduzida na bacia do rio Paraíba do Sul. A autora supõe que alevinos de *Metynnis* possam ter sido confundidos com alevinos de *Piaractus mesopotamicus*, que possuem maior interesse comercial, e foram soltos erroneamente em atividades de repovoamento/peixamento.

Atributos legais da legislação brasileira

A legislação brasileira possui mecanismos para coibir e punir a introdução de espécies exóticas ou alóctones em território brasileiro, pois ações desse tipo podem provocar perda de biodiversidade e alterar o equilíbrio dos ecossistemas, violando o direito fundamental, assegurado pela Constituição Federal, de que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (artigo 225 da CFB 1988) (Freitas & Serrano Jr. 2011). O artigo 225 da Constituição Federal também estabelece que “As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados”. Ainda nesse contexto, Freitas & Serrano Jr. (2011) ressaltam o artigo 14 da Lei nº 6.938/1981: “É o poluidor obrigado, independentemente de existência de culpa, a indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros afetados por sua atividade”. A invasão biológica também é considerada poluição de acordo com o artigo 3º da Lei Federal nº 6.938/1981 (Política Nacional de Meio Ambiente). Mais especificamente, o Brasil assinou em 1992 a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) durante a Rio 92 – Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, que em seu artigo 8º discorre sobre impedimento, controle e erradicação de espécies exóticas. Esse artigo foi incorporado à legislação nacional pelo Decreto Federal nº 2.519/1998.

A Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal nº 9.605/1998) também proíbe, em seu artigo 38, “Importar ou exportar quaisquer espécies aquáticas, em qualquer estágio de desenvolvimento, bem como introduzir espécies nativas, exóticas ou não autóctones em águas jurisdicionais brasileiras, sem autorização ou licença do órgão competente, ou em desacordo com a obtida”. Prevê-se nesse mesmo artigo “Multas de: R\$ 3.000,00 (três mil reais) a R\$ 50.000,00 (cinquenta mil reais), com acréscimo de R\$ 20,00 (vinte reais) por quilo ou fração do produto da pescaria, ou por espécime quando se tratar de espécies aquáticas, oriundas de produto de pesca para ornamentação”.

Na resolução Conama nº 413/2009, que estabelece o licenciamento ambiental da aquicultura no Brasil, está incluída a definição de espécie exótica e alóctone. Essa resolução também estabelece a utilização de espécies alóctones ou exóticas, em seu artigo 14, sendo que “A atividade de aquicultura somente será permitida quando houver a utilização de espécies autóctones ou nativas, ou, no caso de espécies alóctones ou exóticas, quando constar de ato normativo federal específico que autorize a sua utilização”.

Outro instrumento legal que rege a introdução de espécies exóticas ou alóctones é a Portaria Ibama nº 145/98 (alterada pela Portaria Ibama nº 27/2003), que estabelece normas para a introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos e macrófitas aquáticas para fins de aquicultura, excluindo-se as espécies animais ornamentais. Essa portaria contém uma lista de espécies alóctones e exóticas da fauna aquática detectadas para cada bacia hidrográfica do Brasil. Além disso, em seu artigo 3º, proíbe a introdução de espécies de peixes de água doce.

A Lei nº 11.959/2009, que dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, em seu artigo 22, diz que “(...) na criação de espécies exóticas, é responsabilidade do aquicultor assegurar a contenção dos espécimes no âmbito do cativeiro, impedindo seu acesso às águas de drenagem de bacia hidrográfica brasileira”. Porém, conforme evidenciado no artigo de Lima Jr. *et al.* (2012), o Projeto de Lei nº 5989/2009, com redação final aprovada pela Comissão de Constituição e Justiça e de Cidadania (CCJC), que incentiva a criação de espécies não-nativas em tanques-rede equiparando-as às espécies nativas do local, atualmente aguarda apreciação pelo Senado Federal, restringindo a proibição de soltura em ambiente natural apenas de organismos geneticamente modificados. Segundo Lima Jr. *et al.* (2012), o referido projeto de lei negligencia o conhecimento já disponível, em escala global, sobre os problemas acarretados por invasões biológicas, ao assumir claramente a opção por uma possível produção econômica a qualquer custo ambiental. Os autores ainda destacam que a magnitude dos impactos ambientais decorrentes de espécies invasoras depende da dinâmica demográfica e da pressão de propágulos, podendo ocorrer explosão populacional e colonização de ambientes contíguos. Esses impactos são potencializados em reservatórios, ambiente-alvo do projeto de lei mencionado, sendo, portanto, esse PL um retrocesso à conservação da biodiversidade de águas continentais brasileiras e aos bens e serviços ecossistêmicos e às futuras gerações (Lima Jr. *et al.* 2012).

Infelizmente, a falta de fiscalização do cumprimento das leis ambientais ainda é um sério problema no Brasil. É necessário realizar, urgentemente, o mapeamento dos empreendimentos aquícolas da bacia do rio Paraíba do Sul, para verificar se estão em situação regular, principalmente com relação às medidas de prevenção de escapes. Segundo análise feita por Freitas & Serrano Jr. (2011), é dever do Poder Público prevenir e impedir a propagação de espécies exóticas invasoras, por meio de inspeções e fiscalizações, do licenciamento ambiental, de exigência de estudo prévio de impacto ambiental, no plano preventivo, bem como da utilização de meios repressivos como multa, interdição de atividades nocivas, perda ou restrição de incentivos e benefícios fiscais, perda ou suspensão de participação em linhas de financiamento de créditos oficiais.

Programas de erradicação de espécies invasoras no Brasil

Existem poucos programas de controle de espécies invasoras em águas brasileiras, por ser mais oneroso erradicá-las do que prevenir sua introdução. A prevenção da introdução de espécies invasoras é corroborada pelo Princípio da Prevenção e Prevenção, determinado no Direito Ambiental (Freitas & Serrano Jr. 2011). Vitule & Prodócimo (2012) afirmam que, *a priori*, qualquer espécie introduzida pode vir a constituir uma invasão biológica, dependendo das escalas temporal, espacial e ecológica (grau de integridade e diversidade das espécies nativas). Desde 2001, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) vem desenvolvendo ações com diversos atores da sociedade, voltadas à prevenção das introduções, detecção precoce, monitoramento, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras. A primeira “Reunião de trabalho sobre espécies exóticas invasoras” foi realizada em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), com a colaboração do Programa Global para Espécies Exóticas Invasoras (GISP). Em 2003, diante da falta de referências bibliográficas e de pesquisas no Brasil relacionadas ao assunto, o MMA, por meio do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), coordenou a elaboração do “Primeiro Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras” (MMA 2006).

Um importante passo que resultou dessas ações foi a criação da Câmara Técnica Permanente sobre Espécies Exóticas Invasoras (CTPEEI), no âmbito da Comissão Nacional de Biodiversidade (Conabio) (Deliberação Conabio nº 49/2006). Seu principal produto foi a elaboração da “Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras”, aprovada pela Conabio por meio da Resolução nº 5/2009. A estratégia inclui elementos de prevenção, controle, políticas e instrumentos legais, conscientização pública, capacitação técnica, pesquisa e financiamento. Prevê também o estabelecimento de ações prioritárias a serem desenvolvidas e/ou apoiadas pelo MMA, ou por

meio de suas autarquias vinculadas, Ibama, ICMBio e Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), bem como por outros órgãos do Governo Federal, com recomendações dos mecanismos de ação a serem empregadas na prevenção, erradicação, mitigação e controle de espécies exóticas invasoras, sejam exóticas ao país ou ao ecossistema (MMA 2006).

O Paraná foi pioneiro na tentativa de controlar a dispersão de espécies invasoras ao publicar uma lista de 57 espécies de plantas e 26 de animais considerados exóticos aos ecossistemas do estado, coordenada pelo Instituto Ambiental do Paraná (AIP) e reconhecida pela Portaria IAP nº 95/2007. Além disso, o Programa de Erradicação de Espécies Exóticas Invasoras do IAP, realizado no Parque Estadual de Vila Velha, em Ponta Grossa/PR, é referência em toda a América Latina no estabelecimento de procedimentos técnicos para controle de espécies exóticas invasoras (IAP 2012), podendo servir como modelo para a erradicação de espécies invasoras na bacia do rio Paraíba do Sul.

Considerações finais

A lista de espécies aquáticas exóticas e alóctones da bacia do rio Paraíba do Sul, proposta e compilada pelos membros do GAT do PAN Paraíba do Sul, é um instrumento crucial para a implementação de ações para a conservação da fauna aquática nativa da bacia, já que o conhecimento sobre quais espécies foram introduzidas pode favorecer o mapeamento e o controle da dispersão. Uma alternativa para reverter ou amenizar os efeitos negativos da invasão biológica seria desenvolver programas de educação ambiental que tratem do problema da introdução de espécies não-nativas voltados a diferentes públicos, com vistas à sensibilização de toda a comunidade na defesa da qualidade do meio ambiente (Milaré 2007). O monitoramento da fauna aquática não-nativa também é de extrema importância para acompanhar populações invasoras e evitar a dispersão para outros corpos hídricos. Magalhães & Jacobi (2013) propuseram a identificação de espécies com altos riscos de invasão, no caso de ornamentais, e o monitoramento de eventos que podem conduzir a introduções (como novas espécies oferecidas no mercado aquarista, alterações ambientais e crescimento urbano). Modelos simples de avaliação de riscos podem prever riscos de invasão biológica e são alternativas para orientar as políticas de gestão (Bomford & Glover 2004). Magalhães & Jacobi (2013) também enfatizam a necessidade da regulação do comércio aquarista e do comércio virtual, e de sua atuação como componente de conscientização do problema da introdução de espécies não-nativas. Os autores propuseram medidas como a comercialização apenas de indivíduos com características morfológicas conspícuas (como listras, cores fortes, olhos saltados), pois são mais suscetíveis à predação por espécies nativas, além da veiculação de informações aos aquaristas sobre as características das espécies quando na sua forma jovem e adulta, reduzindo a rejeição e soltura posterior em rios pelos compradores (Magalhães & Jacobi 2013).

O incentivo à pesca de espécies exóticas também é uma iniciativa válida, sendo uma proposta feita pelo GAT do PAN Paraíba do Sul, apesar de não haver garantias de que a integridade biótica do ambiente seja novamente estabelecida, mesmo no caso de erradicação dos invasores. Além disso, endemismo geográfico e altas taxas de especiação deveriam ser levados em conta em políticas conservacionistas que pretendam impedir a invasão, principalmente, pela pesca esportiva (Vitule *et al.* 2014). O grau de degradação do ambiente também deveria ser considerado em análises desse tipo, já que ambientes degradados podem favorecer o estabelecimento de espécies não-nativas (Olyarnik *et al.* 2009, Crooks *et al.* 2011).

Agradecimentos

Os autores agradecem aos membros do Grupo de Assessoramento Técnico do PAN Paraíba do Sul pela contribuição na compilação dos dados; aos participantes do Projeto CEIVAP (Projeto

Piabanha/ICMBio/AGEVAP nº 010/2012 – “Monitoramento biológico de espécies aquáticas ameaçadas de extinção na bacia do rio Paraíba do Sul: desenvolvimento de sistema piloto e implementação de Plano de Ação”); à CESP Paraíba e ao INEA/RJ, pelo envio de relatórios institucionais; ao Ricardo M. C. Castro e Fábio Di Dario, pela revisão e pelas contribuições ao texto; à Rafaela Ota pelos esclarecimentos sobre a espécie *Metynnis lippincottianus*.

Referências Bibliográficas

ANA – Agência Nacional das Águas. 2015. **Bacia do rio Paraíba do Sul**. <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/outorgaefiscalizacao/RioParaibadoSul.aspx>> (Acesso em abril de 2015).

Agostinho, A.A.; Júlio, H.F. & Petreire Júnior, M. 1994. Itaipu Reservoir (Brasil) impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. p. 171-184. In: Cowx, I.G. (Ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Fishing News Books. 486p.

Agostinho, A.A. & Júlio Jr, H.F. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, 21(124): 36-44.

Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, 19(3): 646-652.

Alcaraz, C.; Vila-Gispert, A. & García-Berthou, E. 2005. Profiling invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. **Diversity and Distributions**, 11: 289-298.

Araújo, F.G.; Fichberg, I.; Pinto, B.C.T. & Peixoto, M.G. 2001. Variações espaciais na assembléia de peixes no Rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Pirai), Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Bras. Zool.**, 18 (2): 483-492.

Araújo, J.R.S.; Nunan, G.W. & Moura, W.O.R. 2010. **Critérios e Procedimentos para o Monitoramento da Ictiofauna do rio Paraíba do Sul no Trecho Funil – Santa Cecília**. Instituto Estadual do Ambiente – INEA. Caderno Técnico. Revisão 4. 54 p.

Barbieri, G.; Salles, F.A.; Cestarolli, M.A., & Teixeira-Filho, A.R. 2004. Estratégias reprodutivas do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimbata, *Prochilodus lineatus* no Rio Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, com ênfase nos parâmetros matemáticos da dinâmica populacional. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 26(2): 169-174.

Bellard, C.; Cassey, P. & Blackburn, T.M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biol. Lett.**, 12: 20150623.

Bizerril, C.R.S.F. 1999. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e padrões espaciais de distribuição. **Brazil. Arch. Biol. Technol.**, 45(2): 125-156.

Bizerril, C.R.S.F. & Primo, P.R.B. 2001. **Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro**. SEMADS/GTZ, 417p.

Bomford, M. & Glover, J. 2004. **Risk assessment model for the import and keeping of exotic freshwater and estuarine finfish**. Canberra, Bureau of Rural Sciences, 125p.

Carvalho, F.L.; Souza, G. & Mantelatto, F.L. **no prelo**. Crustáceos decápodes dulcícolas na bacia do rio Paraíba do Sul. In: Monitoramento biológico: uma avaliação multidisciplinar pró-preservação da fauna aquática e das funções ecossistêmicas do Domínio das Ilhas Fluviais do rio Paraíba do Sul. Rio de Janeiro: Multifoco.

Castro, R.M.C. & Vari, R.P. 2004. Detritivores of the South American fish family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi; Characiformes). A phylogenetic and revisionary study. **Smithsonian Contributions to Zoology**, 622(1-5): 1-189.

Cavalcanti, L.B. 1998. Histórico. In: Valenti, W.C. **Carcinicultura de água doce: tecnologia para a produção de camarões**. Brasília, 393p.

- CDB – Convenção da Diversidade Biológica. 1992. **Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro, 19p.
- Cohen, A.N. & Carlton, J.T. 1998. Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. **Science**, 279: 555-558.
- Crooks, J.A.; Chang, A.L. & Ruiz, G.M. 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. **Biol Invasions**, 13: 165-176.
- D'Antonio, C.; Meyerson, L.A. & Denslow, J. 2001. Exotic species and conservation. 59-80. In: Soulé, M.E. & Orians, G.H (eds.). **Conservation Biology Research Priorities for the Next Decade**. Island Press, 207p.
- Delariva, R.L. & Agostinho, A.A. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. **Acta Scientiarum**, 21(2): 255-262.
- Didham, R.K.; Tylanakis, J.M.; Gemmill, N.J.; Rand, T.A. & Ewers, R.M. 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in Ecology and Evolution**, 22: 489-496.
- Eschmeyer, W.N.; Fricke, R. & van der Laan, R. 2016. **Catalog of Fishes electronic version**. <<http://researcharchive.calacademy.org/research/Ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>> (Acesso em junho de 2016).
- Essl, F.; Dullinger, S.; Rabitsch, W.; Hulme, P.E.; Hülber, K.; Jarošík, V.; Kleinbauer, I.; Krausmann, F.; Kühn, I.; Nentwig, W.; Vilà, M.; Genovesi, P.; Gherardil, F.; Desprez-Loustau, M.L.; Roques, A. & Pyšek, P. 2011. Socioeconomic legacy yields an invasion debt. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, 108: 203-207.
- Freitas, V.P. & Serrano Jr., O. 2011. Poluição Ambiental por Espécies Exóticas Invasoras. **Lusíada. Direito e Ambiente**, 2: 263-285.
- Fuller, P.L.; Nico, L.G. & Williams, J.D. 1999. **Nonindigenous fish introduced into inland waters of the United States**. American Fisheries Society.
- FURNAS-ENGEVIX/FUJB-UFRJ. 1991. **Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies no trecho compreendido entre Três Rio e Campos**. Volume I, Levantamento e Distribuição da Ictiofauna, Furnas Centrais Elétricas, 273 p.
- García-Berthou, E. 2007. The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? **Journal of Fish Biology**, 71(D): 33-55. <<http://www.blackwell-synergy.com>> (Acesso em abril 2015).
- Havel, J.E.; Lee, C.E. & Zanden, M.J.V. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? **BioScience**, 55: 518-525.
- Hermoso, V.; Clavero, M.; Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. **Ecological Applications**, 21(1): 175-188.
- Holcik, J. 1991. Fish introductions in Europe with particular reference to its Central and Eastern part. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 48(1): 13-23.
- Instituto Ambiental do Paraná – IAP. 2012. **Programa de erradicação de espécies exóticas invasoras em Vila Velha entra em nova fase**. <<http://www.iap.pr.gov.br/modules/noticias/makepdf.php?storyid=267>> (Acesso em maio de 2015).
- IUCN 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1**. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. 32p.
- Jégu, M. 2003. Subfamily Serrasalminae. Pp. 182-196. In: Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. Jr. (eds). **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Edipucrs, Porto Alegre, 729p.
- Johnson, P.T.J.; Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 6: 357-363.

- Kolar, C.S. & Lodge, D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**, 16: 199-204.
- Lee, C.E. 2002. Evolutionary genetics of invasive species. **Trends Ecol. Evol.**, 17(8): 386-391.
- Lima Junior, D.P.; Pelicice, F.M.; Vitule, J.R.S. & Agostinho, A.A. 2012. Aquicultura, Política e Meio Ambiente no Brasil: Novas Propostas e Velhos Equívocos. **Natureza & Conservação**, 10(1): 88-91.
- Loureiro, T.G. 2013. **Investigação sobre o status de invasão da espécie exótica invasora *Procambarus clarkii* Girard, 1852 (Crustacea, Decapoda, Cambaridae) no Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 86p.
- Lundberg, J.G. & Littmann, M.W. 2003. Family Pimelodidae. Pp. 432-446. In: Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. Jr. (eds). **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Edipucrs, 29p.
- Magalhães, A.L.B.; Amaral, I.B.; Ratton, T.F. & Brito, M.F.G. 2002. Ornamental exotic fishes in the Glória reservoir and Boa Vista Stream, Paraíba do Sul river basin, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia, Série Zoologia**, 15: 265-278.
- Magalhães, A.L.B. & Jacobi, C.M. 2008. Ornamental exotic fish introduced into Atlantic Forest water bodies, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 3(2): 73-77
- Magalhães, A.L.B. 2010. **Efeitos da introdução de peixes ornamentais não-nativos em bacias hidrográficas de Minas Gerais**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais, 129 p.
- Magalhães, A.L.B. & Jacobi, C.M. 2013. Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to southeastern Brazilian rivers. **Neotropical Ichthyology**, 11(2): 433-441.
- Magalhães, C.; Bueno, S.L.S.; Bond-Buckup, G.; Valenti, W.C.; Silva, H.L.M.; Kiyohara, F.; Mossolin, E.C. & Rocha, S.S. 2005. Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. **Biodiversity and Conservation**, 14: 1929-1945.
- Marchetti, M.P.; Moyle, P.B. & Levine, R. 2004. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. **Freshwater Biology**, 49: 646-661.
- Mariguela, T.C.; Alexandrou, M.A.; Foresti, F. & Oliveira, C. 2013. Historical biogeography and cryptic diversity in the Callichthyinae (Siluriformes, Callichthyidae). **J. Zool. Syst. Evol. Res.**, 1-8.
- Milaré, E. 2007. **Direito do Ambiente: A Gestão Ambiental em foco: Doutrina, jurisprudência, glossário**. 5ª ed. Revista dos Tribunais, 136p.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2006. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 24 p.
- Moreno, P. & Callisto, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, 560: 311-321.
- Nelson, J.S.; Grande, T.C. & Wilson, M.V.H. 2016. **Fishes of the World**. 5 ed. J.Wiley & Sons Inc, 651 p.
- Nomura, H. 1978. **Ictiologia e Piscicultura**. Livraria Nobel. 118p.
- Olden, J.D.; Poff, N.L.R. & Bestgen, K.R. 2006. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River basin. **Ecological Monographs**, 76: 25-40.
- Oliveira, J.C. & Moraes Jr., D.F. 1997. Presença de *Hoplosternum* Gill, 1858 (Teleostei, Siluriformes, Callichthyidae) nas bacias dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e alto Paraná: primeiros registros e comentários. **Boletim do Museu Nacional-Nova Série Zoologia**, 383: 1-8.
- Olyarnik S.V.; Bracken M.E.S.; Byrnes J.E.; Hughes A.R.; Hultgren K.M. & Stachowicz J.J. 2009. Ecological factors affecting community invasibility. In: Rilov, G. & Crooks, J.A. (eds). **Biological invasions of marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives**. Springer, Heidelberg, pp 587-617.

- Ota, R.P. 2015. **Revisão taxonômica e Filogenia morfológica de *Metynnis Cope, 1878* (Characiformes: Serrasalminidae)**. Tese (Doutorado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior). Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas – INPA. 478 p.
- Polaz, C.N.M.; Bataus, Y.L.S.; Desbiez, A. & Reis, M.L. (orgs.) 2011. **Plano de ação nacional para a conservação das espécies aquáticas ameaçadas de extinção da Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, Brasília, 140 p.
- QUANTA Geração S.A. – SIGMA Pesquisas&Projetos LTDA. 2012. **Estudo de Impacto Ambiental da Pequena Central Hidrelétrica Piabanha**. 535p.
- Rahel, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 33: 291-315.
- Rasguido, J.E.A. & Albanez, J.R. 2000. Piscicultura em Minas Gerais. **Revista Informativo Agropecuário**, 21: 32-37.
- Reis, R.E. 2003. Family Callichthyidae. Pp. 292-310. *In*: Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris, C.J. Jr. (eds). **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Edipucrs, Porto Alegre, 729p.
- Rocha, G.R.A. 2008. The introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) into Brazilian inland waters: a growing threat. **Neotropical Ichthyology**, 6(4): 693-696.
- Salgado, A.F.G.; Chain, M.G. & Girardi, L. 1997. A **conservação da piabanha (*Brycon insignis*) na Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Relatório Técnico-CESP, São Paulo, 28p.
- Salgado, F.L.K.; Terra, G.S.; da Silva, C.E.O. & Araújo, F.G. 2014. Occurrence of *Pseudocorynopoma heterandria* Eigenmann, 1914 (Characidae) in Paraíba do Sul River Basin (Southeastern Brazil). **J. Appl. Ichthyol.** 31(2015), 390-392.
- Santos, S.B.; Thiengo, S.C.; Fernandez, M.A.; Miyahira, I.C.; Gonçalves, I.C.B.; Ximenes, R.F.; Mansur, M.C.D. & Pereira, D. 2012. Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil. *In*: Mansur, M.C.D.; Santos, C.P.; Pereira, D.; Paz, I.C.P.; Zurita, M.L.L.; Rodriguez, M.T.R.; Nehrke, M.V. & Bergonci, P.E.A. (orgs.) **Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes Editora, Pp. 25-49.
- Semmens, B.X.; Buhle, E.R.; Salomon, A.K. & Pattengill-Semmens, C.V. 2004. A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway. **Marine Ecology Progress Series**, 266: 239-244.
- Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas – SEBRAE. 2014. **Riqueza em Água Doce**. Notícia divulgada dia 14/10/2014. Disponível em <http://www.mg.agenciasebrae.com.br/sites/asn/uf/MG/Riqueza-em-%C3%A1gua-doce> (Acesso em maio de 2015)
- Souza, R.C.C.L.; Fernandes, F.C. & Silva, E.P. 2003. A study on the occurrence of the brown mussel *Perna perna* on the sambaquis of the Brazilian coast. **Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia**. 13: 3-24.
- Souza, R.C.C.L.; Fernandes, F.C. & Silva, E.P. 2004. Distribuição atual do mexilhão *Perna perna* no mundo: um caso recente de bioinvasão. *In*: Silva, J.S.V. & Souza, R.C.C.L. (Org.). **Água de lastro e bioinvasão**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, Pp. 157-172.
- Souza, R.C.C.L.; Silva, E.P. & Fernandes, F.C. 2005. Sambaqui: um baú de preciosas informações. **Ciência Hoje**. 214: 72-74.
- Souza, R.C.C.L.; Calazans, S.H. & Silva, E.P. 2009. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Cienc. Cult.**, 61(1): 35-41.
- Steindachner, F. 1881. Beitrage zur kenntniss der Flussfische Sudamerikas, II. **Denkschriften der Akademie der Wissenschaften** (Wien), 43: 103-146, plates 1-7.
- Stohlgren, T.J.; Barnett, D.; Flather, C.; Fuller, P.; Peterjohn, B.; Kartesz, J. & Master, L.L. 2006. Species richness and patterns of invasion in plants, birds and fishes in the United States. **Biological Invasions**, 8: 427-447.
- Teixeira, T.P.; Pinto, B.C.T.; Terra, B.F.; Estiliano, E.O.; Gracia, D. & Araújo, F.G. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia, Sér. Zool.**, 95 (4): 347-357.



Vera-Silva, A.L.; Carvalho, F.L. & Mantelatto F.L. 2016. Distribution and genetic differentiation of *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) (Natantia: Palaemonidae) in Brazil reveal evidence of non-natural introduction and cryptic allopatric speciation. **Journal of Crustacean Biology**, 36: 373-383.

Vidal Júnior, M.V. & Costa, S.M. 2000. A produção de peixes ornamentais em Minas Gerais. **Revista Informativo Agropecuário**, 21: 44-47.

Vitule, J.R.S. & Prodocimo, V. 2012. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. **Estud. Biol., Ambiente Divers.**, 34(83): 225-237.

Vitule, J.R.S.; Bornatowski, H.; Freire, C.A. & Abilhoa, V. 2014. Extralimital introductions of *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) (Teleostei, Characidae) for sport fishing purposes: a growing challenge for the conservation of biodiversity in neotropical aquatic ecosystems. **BioInvasions Records**, 3(4): 291-296.

Welcome, R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO – Food and Agriculture Organization, **Fish.Tech.** Paper, 294: 1-318.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

A Biota Aquática em um Riacho Tropical e suas Relações com Fatores Ambientais

Ariane Almeida Vaz¹, Adriane Almeida Vaz¹, Gisele Pires Pelizari¹,
Renata Cassemiro Biagioni² & Welber Senteio Smith^{1,3}

Recebido em 08/09/2016 – Aceito em 15/02/2017

RESUMO – As unidades de conservação no Brasil carecem de informações que subsidiem os planos de manejo e as tomadas de decisões dos gestores para a conservação de sua biodiversidade. Este trabalho utilizou a biota aquática (zoobentos e peixes), além de parâmetros ambientais como pH, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura para a caracterização ambiental de cada trecho estudado, objetivando avaliar a qualidade ambiental do único riacho do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, localizado em Sorocaba, SP. Foram realizadas duas campanhas de amostragem, considerando as épocas seca e chuvosa, com rede “d”, com malha de 500 μ para coleta dos macroinvertebrados e peneira, rede de espera e rede de arrasto para a captura dos peixes. Um total de 373 macroinvertebrados distribuídos em cinco ordens e seis famílias foram amostrados no riacho durante o período de estudo. A família mais abundante coletada foi a Chironomidae, com 138 organismos, sendo oportunistas e tolerantes à variação ambiental, comuns em ambientes alterados e com grandes quantidades de matéria orgânica depositada. Para os peixes, as ordens mais abundantes foram Characiformes e Cyprinodontiformes. Este estudo revelou que o riacho, apesar de estar situado numa unidade de conservação, apresenta perturbações associadas à erosão e sedimentação.

Palavras-chave: Diversidade; fauna aquática; impactos ambientais.

ABSTRACT – Conservation units in Brazil lack information that subsidizes management plans and management decisions for the conservation of their biodiversity. This study used aquatic biota (zoobentos and fish), besides environmental parameters such as pH, total dissolved solids, electrical conductivity, dissolved oxygen and temperature for the environmental characterization of each section studied, aiming to evaluate the environmental quality of the Municipal Natural Park Biodiversity Corridors, located in Sorocaba, SP. Two sampling campaigns were carried out, considering dry and rainy seasons, with “d” net, with a mesh of 500 microns for collection of macroinvertebrates and sieve, waiting net and trawl for catching the fish. A total of 373 macroinvertebrates distributed in 5 orders, 6 families were sampled in the stream during the period of study. The most abundant family collected was Chironomidae with 138 organisms, being opportunistic and tolerant to environmental variation, common in altered environments and with large amounts of deposited organic matter. For fish the most abundant orders were Characiformes and Cyprinodontiformes. This study revealed that the creek, despite being located in a conservation unit, presents disturbances associated with erosion and sedimentation.

Keywords: Diversity; aquatic fauna; environmental impacts.

Afiliação

- ¹ Universidade Paulista/UNIP, Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional, Universidade Paulista/UNIP, campus Sorocaba, Sorocaba/SP, Brasil, CEP: 18.103-000.
- ² Programa de Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos/UFSCar, campus Sorocaba, Sorocaba/SP, Brasil, CEP: 18.052-780.
- ³ Universidade de São Paulo/USP, Escola de Engenharia de São Carlos/EESC, Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais/CRHEA, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Linha de Pesquisa Limnologia, Itirapina/SP, Brasil, CEP: 13.560-970.

E-mails

ariane_alm.vaz@hotmail.com, adrianeunip.bio@hotmail.com, giselepelz@hotmail.com, renata_biagioni@hotmail.com, welber_smith@uol.com.br

RESUMEN – En este estudio se utilizó el monitoreo biológico BMWP-IEF índice de grupo de trabajo para el análisis de zoobentos y mediciones de pH, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura para la caracterización ambiental de cada curso estudiado, para evaluar la calidad ambiental del Parque Natural Municipal corredores de biodiversidad, que se encuentra en Sorocaba, SP. Había dos campañas de muestreo, teniendo en cuenta las estaciones seca y lluviosa, con la red de “D”, con tamaño de malla de 500 μ para la recogida de macroinvertebrados y tamiz, redes de enmalle y de arrastre para la captura de peces. Un total de 373 macroinvertebrados distribuidos en 5 órdenes, 6 familias se tomaron muestras en la corriente durante el período de estudio. La familia más abundante fue recogido Chironomidae con 138 cuerpos que son oportunistas y tolerante a la variación ambiental, común en hábitats perturbados y depositado grandes cantidades de materia orgánica. Para los peces de las órdenes más abundantes fueron Characiformes y Cyprinodontiformes. Este estudio reveló que la corriente pesar de estar situado en una zona protegida, presenta trastornos.

Palabras clave: La diversidad; la fauna acuática; los impactos ambientales.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos têm sido transformados de maneira significativa devido a constantes impactos ambientais sobrevividos de atividades antrópicas, tais como: mineração, reutilização e desvio do curso natural de rios, construção de usinas hidrelétricas, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação (Callisto & Goulart 2003, Copatti *et al.* 2010, Coelho *et al.* 2011). De maneira geral, essas atividades são responsáveis por alterar o ambiente físico e químico e a dinâmica natural das comunidades, levando a uma acentuada queda na qualidade e na biodiversidade desses ambientes (Ribeiro *et al.* 2016, Terra *et al.* 2016).

A biodiversidade aquática em uma área de proteção integral está principalmente relacionada aos serviços ecossistêmicos, como o ciclo de nutrientes e a produção primária. A proteção dos corpos d' água é imperativa, pois asseguraria a continuidade dos serviços ambientais relacionados à disponibilidade e à qualidade da água. Isso é relevante para a população humana e a biota que vivem ou dependem dos ambientes aquáticos (Rares & Brandimarte 2014). Abell *et al.* (2007) enfatizam a relevância dos ambientes aquáticos no estabelecimento de áreas protegidas. As tendências decrescentes na integridade dos sistemas de água doce exigem a exploração de todas as possíveis soluções de conservação. Segundo esses autores, as áreas protegidas de água doce têm recebido pouca atenção. Os ecossistemas de água doce foram amplamente ignorados em projetos de criação de áreas protegidas.

Neste contexto, as unidades de conservação podem ser importantes na manutenção das condições naturais dos ecossistemas aquáticos e suas comunidades. A maioria das áreas protegidas tem sido criada para conservar espécies da fauna e flora terrestres, porém elas também atuam na proteção de um número considerável de ecossistemas aquáticos (Agostinho *et al.* 2005). Tais áreas de proteção tornam possível a conservação de sua biota, mas, para que isso aconteça, deve-se primeiramente conhecer quais espécies ocorrem e as condições ambientais dos ecossistemas. Todavia, essa tarefa pressupõe um esforço adequado de coleta e identificação, seguido de avaliação da distribuição das espécies juntamente com a compreensão das relações que tais espécies têm com o ambiente onde estão inseridas (Ferraz *et al.* 2007).

Portanto, conhecer a biota aquática presente torna possível não só o entendimento da relação de tais organismos com o meio que habitam, mas também possibilita a tomada de decisões para a gestão da unidade de conservação em favor da biodiversidade, ajudando assim na preservação e no manejo da área. O objetivo do presente trabalho foi a descrição da assembleia de invertebrados bentônicos e de peixes em um riacho tropical localizado em uma unidade de conservação municipal recente, mostrando sua importância na integridade do ecossistema aquático e permitindo o uso dos dados na adoção de medidas de conservação da biodiversidade estudada.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A área de estudo está localizada no Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, unidade de conservação no município de Sorocaba, Estado de São Paulo, situado a $23^{\circ} 22' 35''$ S e $47^{\circ} 28' 03''$ W (Figura 1). Estende-se por uma área de 62,42ha, onde há um riacho denominado Campininha. A unidade de conservação possui cerca de 20ha, aproximadamente 200.000m de floresta estacional semidecidual circundada por florestamento homogêneo de *Eucalyptus grandis*, ligado a corredores florestais de matas ciliares do riacho e do rio Sorocaba.

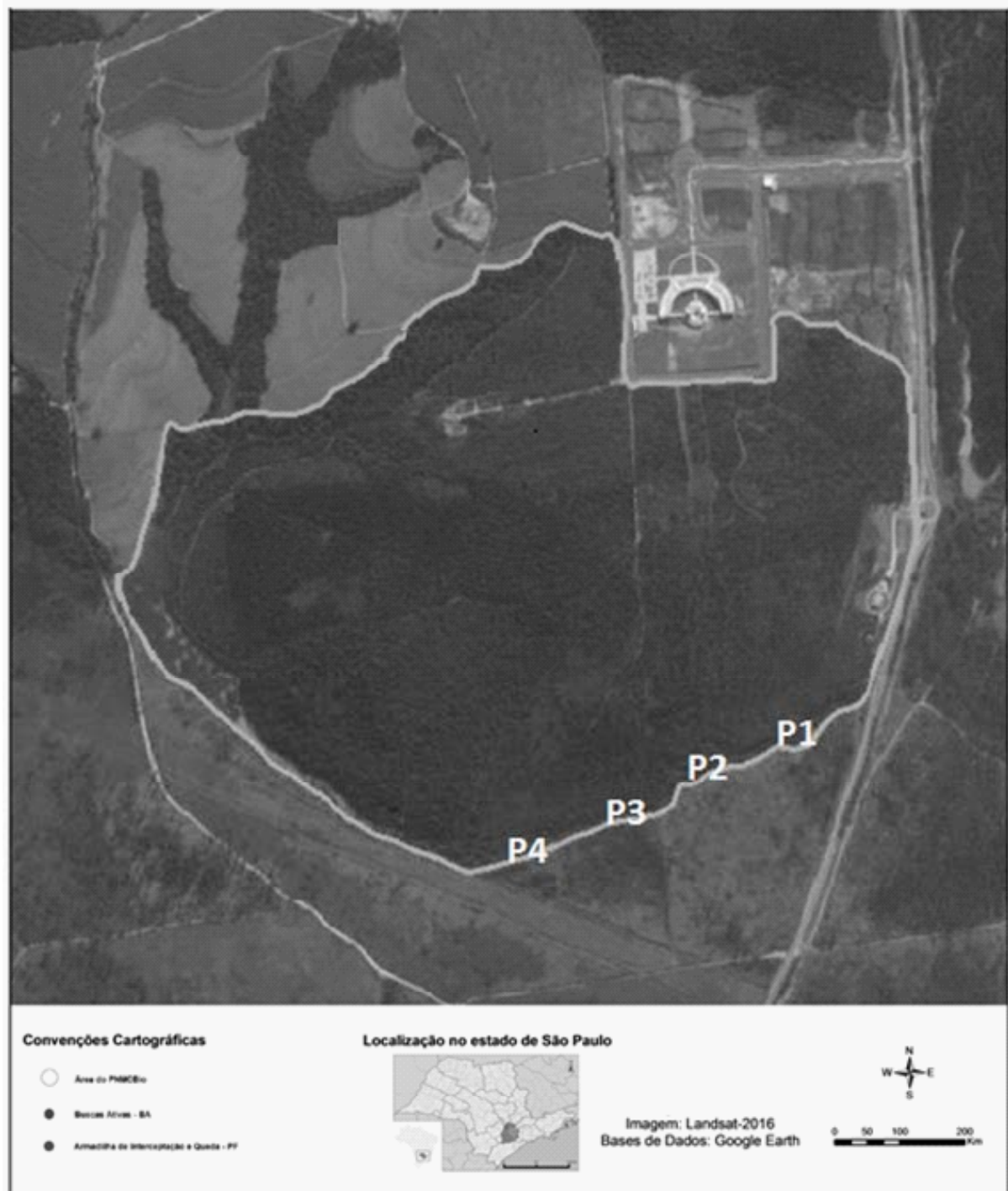


Figura 1 – Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, Sorocaba, SP, Brasil. (Google Earth 2012).

Caracterização ambiental

Para caracterização ambiental do riacho, foram obtidos in situ os parâmetros físicos e químicos (temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos) utilizando um multiparâmetro da marca Horiba. Foram caracterizados quatro pontos ao longo do riacho, e as medidas foram realizadas em cada período considerando as épocas seca e chuvosa.

Análise da biota aquática: zoobentos e peixes

Para a caracterização da comunidade de invertebrados e peixes, foram realizadas duas campanhas de coletas nos meses de agosto 2013 (época seca) e janeiro de 2014 (época chuvosa), em quatro pontos amostrais de 400m de extensão do riacho (Figura 2). Para a coleta dos macroinvertebrados bentônicos, foi utilizada a metodologia com rede “d”, com malha de 500 μ , amostrando todos os tipos de substratos presentes nos pontos, num total de 1,5m² de substrato em cada ponto. Para captura dos peixes utilizou-se peneira (30cm de raio e 2mm de malha), rede de espera (malhas 3,0, 4,0, 6,0, 8,0 e 10cm entre nós opostos) e rede de arrasto (5mm). Todas as amostras foram possíveis a partir da licença expedida pelo Sistema de Autorização e Informação da Biodiversidade/SISBIO, autorização para atividades com finalidade científica, número 6017122).

Identificação taxonômica e análise dos dados

Os macroinvertebrados encontrados foram transferidos para sacos plásticos contendo água do próprio local para triagem dos organismos vivos, facilitando, desta forma, a visualização. Cada amostra foi identificada imediatamente, contendo dados como ponto de coleta, tipo de substrato e data. Logo depois, foram identificados com auxílio de chaves taxonômicas. A triagem dos organismos foi realizada no laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional da Universidade Paulista, campus Sorocaba. O material recolhido foi lavado em peneira com malha de 500 μ e então colocado sob-bandeja branca em local bem iluminado.

Para análise dos zoobentos, utilizou-se a métrica BMWP/CETEC Biological Monitoring Working Party modificado para riachos brasileiros, descrita por Junqueira & Campos (1998). Esse índice ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em nove grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância a poluição. A cada família foi atribuída uma pontuação que varia em uma escala de 1 a 10, sendo que as famílias mais tolerantes recebem pontuações maiores; enquanto as menos tolerantes, o inverso. Foi obtido ainda para cada ponto e para o conjunto total de dados a riqueza e o índice de diversidade de Shannon-Wiener.

Os peixes capturados foram devidamente anestesiados em solução 4,5mg/ml de cloridrato de lidocaína; em seguida, refrigerados em caixas térmicas, fixados em solução de formalina 10% e, após 48h, transferidos para solução de etanol 70%. A identificação ocorreu em laboratório. O material testemunho foi depositado no Museu de Zoologia da USP, na seção de Ictiologia.

Resultados

Avaliando as características físicas e químicas (Tabela 1) dos pontos de amostragem do riacho estudado, foi possível verificar que a temperatura média da água no período de seca foi de 16,3°C ($\pm 0,1$), enquanto no período de chuvas foi de 24,7°C ($\pm 0,33$). Os valores de oxigênio dissolvido tiveram média de 2,6mg/L ($\pm 0,54$) na época seca e 6,3mg/L ($\pm 0,68$) na chuvosa. Conforme a Resolução CONAMA n. 357/2005, para rios de classe 2, todos os pontos na época seca apresentaram valores abaixo do recomendado (em qualquer amostra, não inferior a 5mg/l O₂).



Figura 2 – Pontos de amostragem ao longo do riacho da Campininha, Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade.

A condutividade média apresentou um valor de $74,6\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 1,81$) na época seca, enquanto no período de chuva foi de $64,2\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\pm 1,52$). Todos os valores encontrados estiveram abaixo do valor recomendado para a manutenção da vida aquática, conforme a Resolução CONAMA supracitada (valor máximo – 500 mg/l). O pH médio da água foi de 7,1 ($\pm 0,26$) no período seco e 6,7 ($\pm 0,29$) no período chuvoso. Os valores apresentados durante o estudo estão de acordo com a mencionada Resolução CONAMA para água doce da classe 2, que recomenda pH de 6 a 9. O parâmetro de sólidos totais dissolvidos apresentou valores médios de 37,9 ($\pm 0,34$) e 37,1 ($\pm 0,82$), respectivamente, para a época seca e chuvosa. Os valores obtidos em todos os pontos é muito abaixo do que sugere a Resolução.

Tabela 1 – Características físico-químicas da água dos pontos estudados no riacho da Campininha, Parque Natural Corredores de Biodiversidade.

Parâmetros	Mês	P1	P2	P3	P4	Média	Desvio Padrão
Temperatura (°C)	Agosto/2013	16,2	16,2	16,4	16,2	16,3	0,1
	Janeiro/2014	24,9	24,2	24,9	24,6	24,7	0,33
pH	Agosto/2013	6,8	6,8	7,3	7,3	7,1	0,29
	Janeiro/2014	6,5	6,4	6,7	7,0	6,7	0,26
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Agosto/2013	76,1	72,0	75,0	75,4	74,6	1,81
	Janeiro/2014	64,0	62,1	65,1	65,5	64,2	1,52
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Agosto/2013	2,34	2,27	2,40	3,41	2,6	0,54
	Janeiro/2014	5,30	6,51	6,90	6,30	6,3	0,68
Sólidos totais dissolvidos (ppm)	Agosto/2013	38,40	37,90	37,70	37,68	37,9	0,34
	Janeiro/2014	36,0	37,0	37,5	37,9	37,1	0,82
Largura (m)	Agosto/2013	4,0	4,0	6,0	7,0	5,3	1,5
	Janeiro/2014	4,0	4,0	6,0	7,0	5,3	1,5
Profundidade (m)	Agosto/2013	1,0	0,90	1,0	2,5	1,35	0,77
	Janeiro/2014	1,5	1,20	1,5	3,0	1,8	0,81

Foram coletados 387 espécimes de macroinvertebrados, distribuídos em cinco ordens e seis famílias. Quanto à comunidade bentônica, foram identificados os táxons Chironomidae, Culicidae, Gomphidae, Calopterygidae, Libellulidae, Philopotamidae, Hirudinae e Mollusca. A família mais abundante foi a Culicidae, seguida por Chironomidae e Gomphidae. A família Gomphidae esteve presente em todos os pontos amostrados, enquanto que Hirudinae e Philopotamidae estiveram presentes em apenas nos pontos 1 e 2 (Tabela 2). A Figura 3 mostra os principais representantes dos macroinvertebrados do riacho estudado.

A maior diversidade de macroinvertebrados foi registrada no ponto 3, na campanha de agosto, e no ponto 2, na campanha de janeiro (Tabela 2). Apesar dos valores altos de diversidade, a avaliação do índice BMWP demonstrou valores que não excederam 31, ficando entre 18 e 31, que é a faixa considerada ruim por Junqueira & Campos (1998). A mesma classificação foi encontrada considerando o conjunto dos dados. Além disso, observando a Tabela 3, os táxons inventariados foram compostos por famílias mais tolerantes (Tabela 3).



Figura 3 – Principais organismos bentônicos capturados no riacho estudado: a (Larva de Chironomidae); b (Gomphidae); c (Larva de Chironomidae); e d (Odonata).

Tabela 2 – Distribuição da abundância relativa (%) de organismos bentônicos nos táxons identificados no riacho da Campininha, e abundância, riqueza e diversidade por ponto nas duas épocas do ano estudadas: agosto/2013 (A) e janeiro/2014 (J).

Táxons	P1A	P2A	P3A	P4A	P1J	P2J	P3J	P4J	Total
Gomphidae	27,08	30,43	35,48	38,77	2,85	8,33	29,16	11,42	20,15
Calopterygidae	18,75	34,78	6,45	12,24	20	29,16	14,58	8,57	17,05
Libellulidae	6,25	4,34	6,45	0	27,14	20,83	0	17,14	12,14
Chironomidae	33,3	26,08	19,35	30,61	7,14	10,41	50	2,85	20,41
Culicidae	12,5	0	22,58	10,20	42,85	27,08	6,25	47,14	25,06
Philopotamidae	0	0	0	0	0	4,16	0	12,85	2,84
Hirudinae	2,08	0	0	0	0	0	0	0	0,25
Mollusca (Bivalve)	0	4,34	9,67	8,16	0	0	0	0	2,07
Total de indivíduos (n)	48	23	31	49	70	48	48	70	387
Riqueza	6	5	6	5	6	6	4	6	8
Diversidade (Shannon)	1,548	1,353	1,601	1,424	1,419	1,643	1,16	1,481	1,748
BWMP	26	25	28	23	23	31	18	31	38

Tabela 3 – Classificação dos grupos tróficos funcionais e suas respectivas pontuações no índice BMWP – CETEC.

TÁXON	Grupo Trófico Funcional	BMWP
Odonata		
Gomphidae	Predador	5
Calopterygidae	Predador	8
Diptera		
Chironomidae	Onívoro	2
Culicidae	Coletor/Filtrador	2
Trichoptera		
Philopotamidae	Coletor/Filtrador	8
Hirudinea		
	Predador/Parasita	3
Bivalvia		
	Rsp	4

A assembleia de peixes foi composta por dez espécies, pertencentes a cinco ordens e oito famílias. A Tabela 4 contém a lista taxonômica das espécies capturadas no Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade com os respectivos nomes populares e os habitats onde foram capturadas. A Figura 4 apresenta as espécies inventariadas. As ordens mais abundantes foram: Characiformes e Cyprinodontiformes (Figura 5), enquanto que as espécies mais abundantes foram *Astyanax altiparanae* e *Cyphocharax modestus* (Figura 6).

Tabela 4 – Espécies de peixes identificadas no Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade.

Táxon	Nome popular	Habitats		
		Poção	Rápidos	Brejo
CHARACIFORMES				
Characidae				
<i>Astyanax altiparanae</i>	Tambiú	X		X
<i>Astyanax fasciatus</i>	Lambari	X		
Crenuchidae				
<i>Characidium zebra</i>	Mocinha		X	
Curimatidae				
<i>Cyphocharax modestus</i>	Saguiru			X
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traira	X		X
CYPRINODONTIFORMES				
Poeciliidae				
<i>Phalloceros harpagus</i>	Guaru		X	
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
<i>Gymnotus carapo</i>	Tuvira		X	
PERCIFORMES				
Cichlidae				
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará	X		X
<i>Crenicichla britski</i>	Joaninha	X		X
SYNBRANCHIFORMES				
Synbranchidae				
<i>Synbranchnus marmoratus</i>	Mussum		X	

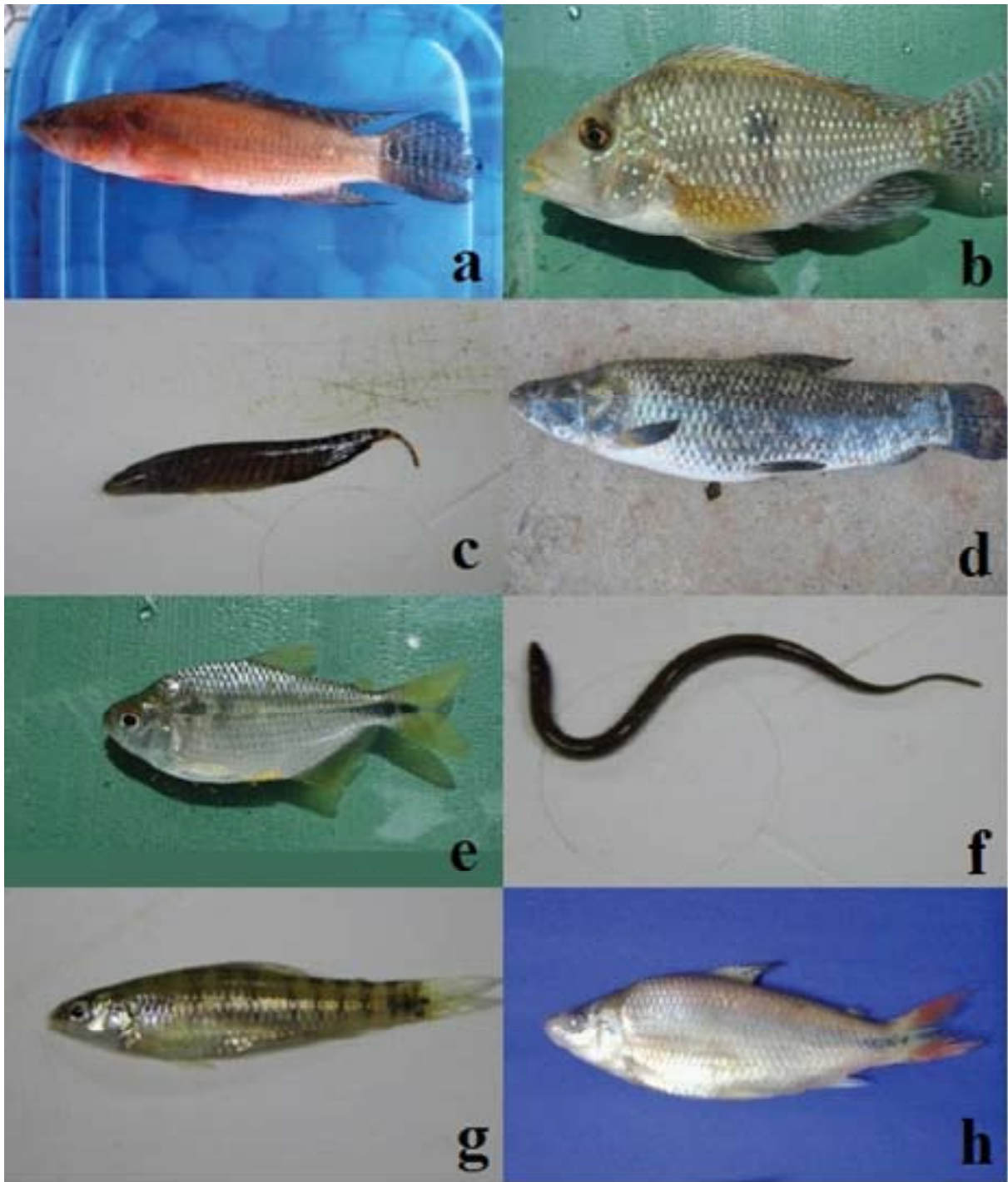


Figura 4 – Representantes da ictiofauna do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade: (A) *Crenicichla britski*; (B) *Geophagus brasiliensis*; (C) *Gymnotus carapo*; (D) *Hoplias malabaricus*; (E) *Astyanax altiparanae*; (F) *Synbranchnus marmoratus*; (G) *Characidium zebra*; e (H) *Cyphocharax modestus*.

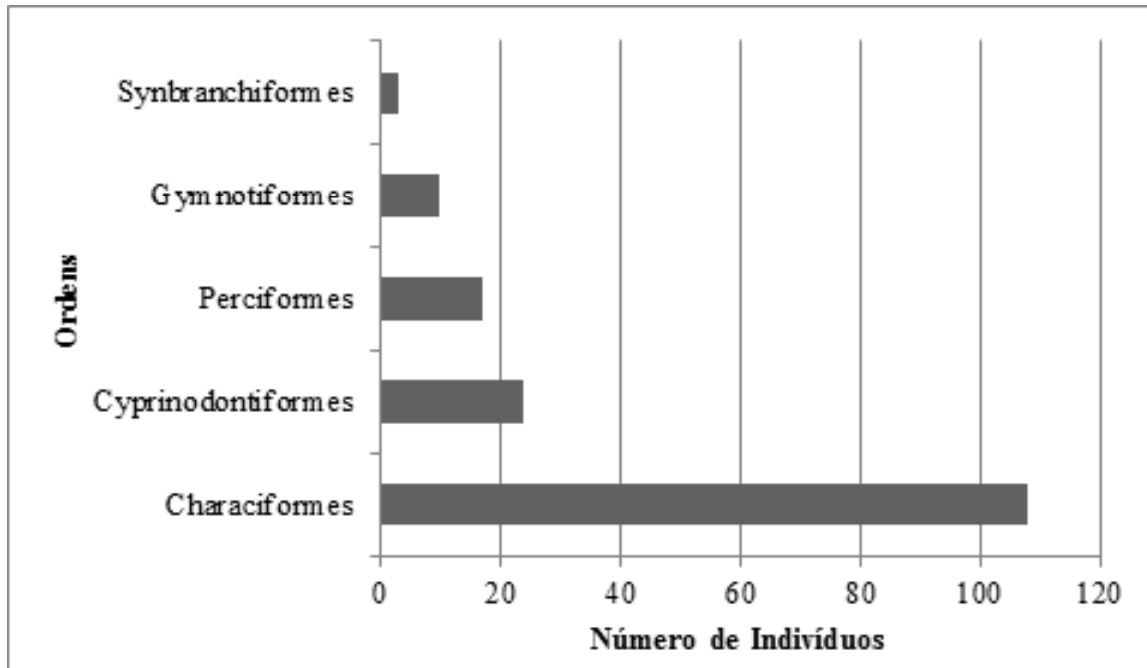


Figura 5 – Número de indivíduos pertencentes a cada uma das cinco ordens amostradas no riacho da Campininha.

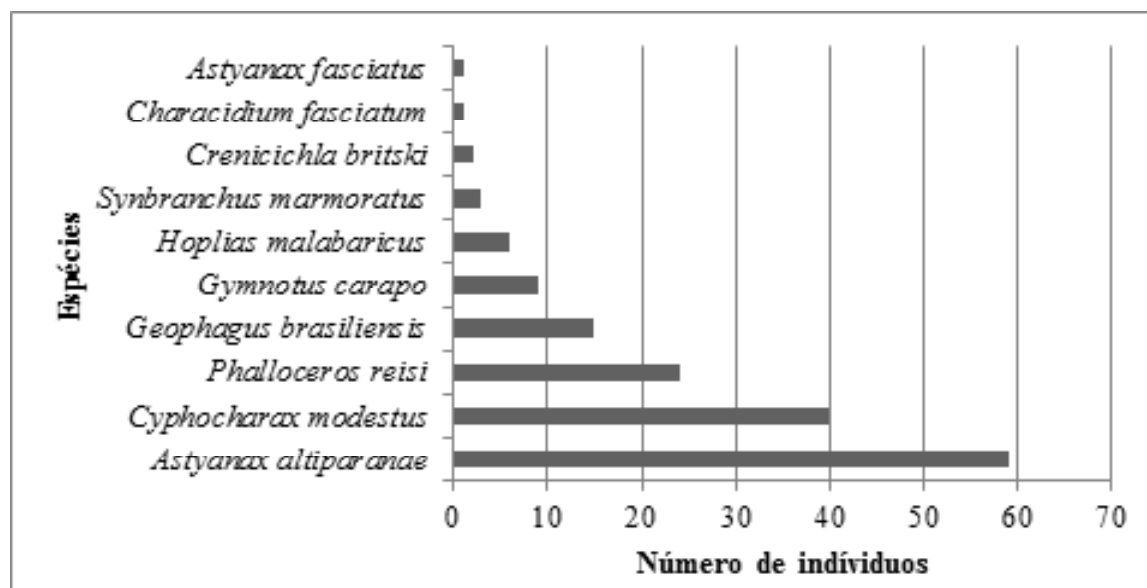


Figura 6 – Número de indivíduos pertencentes a cada uma das 10 espécies amostradas no riacho da Campininha.

Discussão

Os fatores físicos e químicos são de grande importância na estruturação ecológica dos biótopos aquáticos, determinando a ocorrência e distribuição dos organismos (Kleerekoper 1990). Assim como também registrado por Ribeiro (2005), os valores obtidos neste estudo para condutividade, pH e temperatura refletiram diferenças sazonais, com os maiores valores de condutividade e os menores valores de temperatura tendo sido encontrados na estação seca. Essa estação compreende os meses de inverno, caracterizada por prolongados intervalos de estiagem,

o que pode ter influenciado na concentração de íons presentes (Ribeiro 2005). As variáveis de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica apresentaram valores altos, comparados a outros riachos e rios da bacia (ver Smith & Petre Jr. 2000, Stefani & Smith 2014, Smith *et al.* 2014, Nascimento & Smith 2016), o que não está associado ao lançamento de efluentes, pois não há evidências no presente riacho. Na legislação nacional não há padrões para condutividade em corpos d'água, mas em geral níveis superiores a $100\mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (Araújo & Oliveira 2013).

Embora o riacho estudado não receba entrada direta de esgoto, ele apresenta processos erosivos a montante, o que carrega grande quantidade de material para o seu canal, alterando o seu leito. Isso pode ser constatado in loco e também reforçado pelos valores de condutividade e de sólidos totais dissolvidos, que apresentaram valores altos para um riacho de primeira ordem. Um dos principais impactos que podem ser gerados com o aumento da granulometria fina é a simplificação das comunidades que habitam o sedimento, pois a sua maior quantidade no sedimento pode reduzir a complexidade dos habitats, sua heterogeneidade e estabilidade (Palmer *et al.* 2000, Rawi *et al.* 2013).

Os baixos valores de oxigênio dissolvido são resultados que merecem atenção, podendo estar associados ao aumento dos sedimentos em suspensão e erosão do solo (Negishi *et al.* 2006). Aumentar a quantidade de sólidos em suspensão reduz a penetração de luz, restringindo assim a produção primária, e o resultando é a redução nos níveis de oxigênio dissolvido (Ali & Ahmad 1988). Tal resultado é reforçado por Rawi *et al.* (2013) que, estudando riachos tropicais, obteve correlação entre sedimentação e redução de oxigênio dissolvido.

A família com maior representatividade foi a Chironomidae, que compõe um grupo de grande importância ecológica em riachos, pois tais organismos têm um papel fundamental na trama alimentar desses ambientes, ou seja, são o elo entre os recursos basais (detritos e algas) e os peixes (Carvalho & Uieda 2004). A diversidade e a ocorrência desses insetos aquáticos também são fatores relevantes para o estudo da ecologia de riachos (Brandimarte *et al.* 2004).

Philopotamidae são tricópteros, insetos holometábolos (metamorfose completa) que vivem a maior parte de suas vidas em corpos d'água, principalmente oxigenados (ambientes lóticos). As larvas aquáticas são apnêusticas e, portanto, dependem do oxigênio dissolvido para respiração (Calor 2007). Esse organismo foi amostrado apenas em um ponto, justificando, assim, ter ocorrido apenas na campanha que apresentou a maior concentração de oxigênio.

De forma geral, o riacho estudado apresentou forte influência de processos erosivos. O carreamento de areia foi verificado a partir do trecho a montante da unidade de conservação. As partículas de areia são muito pequenas para que os macroinvertebrados bentônicos se movam e vivam dentro deles (Duan *et al.* 2009). Esses leitos proporcionam uma baixa diversidade de habitats e só podem suportar uma baixa biodiversidade. Apesar disso, alguns pontos avaliados apresentaram condições mais satisfatórias aos macroinvertebrados bentônicos. O ponto 2 apresentou substratos variados, grandes bancos de folhas e vegetação ripária nativa entre 50 e 70%, o que pode estar relacionado com o fato de esse ponto ter apresentando a maior diversidade.

Townsend (2010) afirma que as disponibilidades de diferentes habitats culminam em maior heterogeneidade de habitats e microhabitats. Ambientes espacialmente mais heterogêneos podem acomodar mais espécies, porque possuem mais tipos de habitats e esconderijos aos predadores, além de uma maior gama de microclimas, assim justificando neste estudo o fato de que áreas com substratos mais diversificados (como os pontos P3 e P4) apresentam um número maior de espécies, o que mostra que tais fatores colaboram com o aumento da diversidade estrutural. A composição dos macroinvertebrados depende da estabilidade do habitat, ao passo que ambientes mais estáveis geralmente apresentam alta biodiversidade (Duan *et al.* 2009). Qualquer forma de instabilidade do substrato tem um impacto adverso nos invertebrados. E isso foi constatado no riacho estudado devido à intensa sedimentação sofrida ao longo dos anos 2013 e 2014, o que afetou a comunidade bentônica e as características físicas e químicas da água. As camadas de areia

são instáveis e sujeitas a erosão e deposição rápidas. O aumento da deposição de sedimentos em pequenos riachos tem alta influência sobre as assembleias de macroinvertebrados, mesmo em riachos que não recebem efluentes.

Em relação à assembleia de peixes inventariada, o predomínio de Characiformes apresenta-se de acordo com o encontrado para os riachos não estuarinos da região Neotropical (Lowe-McConnell 1999, Castro 1999). A maioria das espécies coletadas pertence às famílias Characidae, refletindo o padrão encontrado nas águas continentais brasileiras (Reis *et al.* 2003, Buckup *et al.* 2007).

Riachos sul-americanos apresentam ictiofauna composta por peixes de pequeno porte, sendo esse o padrão geral com valor diagnóstico (Castro 1990). O número e a composição das espécies variam muito de acordo com o porte e a porção do riacho, região ou bacia. As espécies de peixes amostradas no riacho em questão são comuns àquelas encontradas em riachos da bacia hidrográfica do rio Sorocaba. A ordem Siluriforme, encontrada em riachos da bacia hidrográfica do rio Sorocaba, não esteve presente neste estudo devido ao comportamento bentônico dessa ordem. Provavelmente pelo efeito da sedimentação, foi o grupo mais prejudicado por tal impacto.

A presença de espécies forrageiras, como lambaris e carás, mostra a importância dentro do sistema, e a manutenção da sua integridade é fundamental para a estabilidade do riacho. Outra espécie abundante, *Cyphocharax modestus*, típica de ambiente lântico, esteve presente devido ao fato de os pontos 3 e 4 – trecho onde o riacho forma uma área brejosa – apresentarem essa característica. A ocorrência da família Poeciliidae (*Phalloceros harpagus*) é um dos principais indicadores de qualidade em riachos, vista sua tolerância às variações nos diversos tipos de habitats, muitos deles impactados (Kennard *et al.* 2005). Outro ponto interessante é a correlação entre a ocorrência de espécies exóticas e descritores de habitats degradados (Casatti *et al.* 2006). Entretanto, nos trechos amostrados do riacho estudado não foi encontrada nenhuma espécie exótica, apesar da ocorrência de tilápia em outros riachos da bacia e a montante do trecho analisado.

O entendimento da composição e distribuição das comunidades aquáticas em ambientes íntegros é premente devido à acelerada degradação ambiental observada em diversos ecossistemas límnicos em todo o mundo (Duncan & Lockwood 2001). As atividades humanas surgem como uma nova contribuição para os processos de estruturação das comunidades biológicas (Hooper *et al.* 2005). Devido à carência de estudos ecológicos utilizando a taxocenose íctica em ecossistemas aquáticos lóticos preservados de cabeceira, os resultados obtidos mostram-se bastante valiosos e servem como referência para a região. Essas informações podem contribuir para o manejo e monitoramento de pequenas bacias em unidades de conservação e, ainda, subsidiar a implementação de políticas públicas para a conservação de nascentes e pequenos mananciais. Sendo assim, a unidade de conservação pode contribuir para a manutenção das características naturais do riacho, impedindo novas perturbações e o estabelecimento de espécies invasoras.

Conclusões

O presente estudo revelou que o riacho, apesar de estar situado numa unidade de conservação, apresenta uma perturbação preocupante, que é a erosão/sedimentação. E as espécies de peixes amostradas são comuns àquelas encontradas em riachos da bacia hidrográfica do rio Sorocaba. Com base nessas informações e no levantamento da fauna de macroinvertebrados, e levando-se em consideração a baixa riqueza de táxons e a predominância das famílias Chironomidae e Culicidae, bastante comuns em ambientes alterados, é possível concluir que a criação da unidade de conservação favorece o controle de potenciais impactos, o que poderá acarretar melhorias futuras na sua integridade, além de reduzir o risco de introdução de espécies invasoras e a deterioração da qualidade de água. Deve ser ressaltada a necessidade de um programa de monitoramento a ser desenvolvido pelo governo local e pelas universidades, para possíveis avaliações e necessidades de ações mais específicas de conservação.

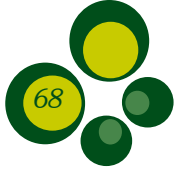


Agradecimentos

Os autores agradecem à Prefeitura Municipal de Sorocaba, especialmente à Secretaria de Meio Ambiente, e à Pró Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da Universidade Paulista/UNIP pelo apoio a este projeto.

Referências bibliográficas

- Abell, R.; Allanb, J.D. & Lehnera, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation**, 134: 48-63.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 70-78.
- Araújo, M.C. & Oliveira, M.B.M. 2013. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, 8(3): 247-257.
- Brandlmarte A.L.; Shimizu, G.Y.; Anaya, M. & Kuhlmann, M.L. 2004. Amostragem de invertebrados bentônicos, p. 213-230. In: **Amostragem em limnologia**. RiMa. 351p.
- Buckup, P.A.; Menezes, N.A. & Ghazzi, M.S. 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Editora do Museu Nacional. 195p.
- Callisto, M. & Goulart, M.D.C. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudo de impacto ambiental. Minas Gerais. **Revista da FAPAM**, 2(1): 1-9.
- Calor, A.R. 2006. Trichoptera. In: **Levantamento e biologia de Insecta e Oligochaeta aquáticos de sistemas lóticos do Estado de São Paulo**. Atualização: 17 outubro 2014. http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico.
- Carvalho E.M. & Uieda V.S. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(2): 287-293.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A.M. & Castro, R.M.C. 2006. Streamfish, waterand habitat quality in a pasturedominatedbasin, southeasternBrazil. **Braz. J. Biol.**, 66(2B): 681-696.
- Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais, p. 139-155. In: E.P. Caramaschi, R. Mazzoni & P.R. Peres-Neto (eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasilienses, vol. 7, PPGE-UFRJ. 260p.
- Coelho, R.C.T.P.; Buffon, I. & Guerra, T. 2011. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Ambiente e Água**, 6(1): 104-117.
- Copatti, C.E.; Schirmer, F.G. & Machado, J.V.V. 2010. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Revista Perspectiva**, 34: 79-91.
- Duan, X.; Zhaoyin Wang, Z.; XU, M. & Zhang, K. 2003. Effect of stream bed sedimenton benthic ecology. **International Journal of Sediment Research**, 24(3): 325-338.
- Duncan, J.R. & Lockwood, J.L. 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of world's freshwater fishes. **Biol. Conser.**, 102(1):97-105.
- Ferraz, G.; Nichols, J.D.; Hines, J.E.; Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr., R.O. & Lovejoy, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on amazon birds. **Science**, 315: 238-241.
- Hooper, D.U.; Chapin III, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J.; Vandermeer, J. & Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecol. Monogr.** 75(1):3-35.
- Junqueira, V.M. & Campos, S.C.M. 1998. Adaptationofthe “BMWP” method for waterqualityevaluationto Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, 10: 125-135.



Kennard, M.J.; Arthington, A.H.; Pusey, B.J. & Harch, B.D. 2005. Are alien fish reliable indicators of river health? **Freshwater Biol.**, 50(1): 174-193.

Kleerekoper, H. 1990. **Introdução ao estudo da limnologia**. 2ª ed. DNPA. 329p.

Lowe-McConnell, R.H. 1999. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. EDUSP. 534p.

Nascimento, M.B. & Smith, W.S. 2016. A ictiofauna da bacia do rio Sarapuí, sp, Brasil: estrutura das assembleias e a influência de diferentes variáveis ambientais nascimento **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, 20(1): 29-42.

Palmer, M.A.; Covich, A.P.; Lake, S.; Biro, P.; Brooks, J.J.; Cole, T. et al. 2000. Link ages between aquatic sediment biota and life above sediments as potential drivers of biodiversity and ecological process. **Bioscience**, 50: 1062-1075.

Rares, C. de S. & Brandimarte, A.L. 2014. The challenge of aquatic environments conservation and continuity of environmental services in urban green areas: the case of cantareira state park. **Ambiente & Sociedade**, 17(2): 111-126.

Rawi, C.S.M.; Salman, A.A.S.; Madrus, M.R.; Ahmad, A.H. 2013. Local effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams: implications for biological conservation. **Aquat Ecol.**, 74: 75-85.

Reis, R.E.; Kullander, S.O. & Ferraris, C. 2003. **Checklist of the freshwater fishes of South and Central America** (CLOFFSCA). EDIPUCRS. 729p.

Ribeiro L. & Uieda V.S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, 22(3): 613-618.

Ribeiro, M.D.; Teresa, F.B. & Casatti, L. 2016. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, 14(1): e140185.

Smith, W.S. & Petrere Jr., M. 2000. Caracterização Limnológica da bacia de drenagem do rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Acta Limnol. Bras.**, 12: 15-27.

Stefani, M.S. & Smith, W.S. 2014. A ictiofauna do rio Tatuí, SP, Brasil e sua relação com impactos ambientais. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, 18(2): 43-52.

Terra, B.F.; Hughes, R.M. & Araújo, F.G. 2016. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. **Ecology of Freshwater Fish**, 25: 527-544.

Townsend C.R.; Begon, M. & Harper, J.L. 2010. **Fundamentos em ecologia**. Artmed. 576p.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Unidades de Conservação e a água: a situação das áreas protegidas de Mata Atlântica do norte do Espírito Santo – sudeste do Brasil

Luisa Maria Sarmiento-Soares^{1,2} & Ronaldo Fernando Martins-Pinheiro¹

Recebido em 28/05/2015 – Aceito em 07/04/2016

RESUMO – O norte do Espírito Santo, drenado pelas bacias hidrográficas dos rios Barra Seca, São Mateus e Itaúnas, está sujeito a longa e duradoura estação seca. Rios e ambientes aquáticos, densamente povoados no passado, perderam suas matas ripárias e encontram-se fortemente assoreados, com redução da vazão de água e com muitas nascentes que secaram. Muitas espécies de peixes tornaram-se raras ou mesmo desapareceram. A avaliação das Reservas Biológicas de Sooretama, Córrego do Veado e Córrego Grande como ambientes de preservação de espécies aquáticas é conduzida a partir da reflexão acerca da condição de as unidades manterem a biodiversidade por um longo período de tempo, considerando-se os impactos humanos na área do entorno. Concebendo a diversidade local de espécies de peixes de água doce como um estudo de caso, propomos uma investigação sobre um aspecto de máxima importância para a manutenção das Reservas ao norte do Espírito Santo: o suprimento de água. Alternativas para a revitalização dos ambientes aquáticos são sugeridas.

Palavras-chave: tabuleiros costeiros; conservação; bacias hidrográficas; água doce; crise da água.

ABSTRACT – The northern Espírito Santo State, drained by the river basins of Barra Seca, São Mateus and Itaúnas, is victimized by a long and continuing dry season. Rivers and aquatic environments, densely populated in the past, lost their riparian zone, and become intensely silt, with reduction of water flow, and several springs dried. Many riverine fish species become rare or almost disappeared. The evaluation of the biological reserves of Sooretama, Córrego do Veado and Córrego Grande, as primary freshwater sources and also in preservation of aquatic species is performed, in a way of reflection if those units are in condition to keep its biodiversity for a long time, considering the human impacts in the around area. Considering the

Afiliação

¹ Instituto Nacional da Mata Atlântica/Projeto BIODiversES (www.nossosriachos.net), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa/ES, Brasil. CEP: 29.650-000.

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal/PPGBAN – Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Marechal Campos, 1468, Prédio Bárbara Weinberg, Campus de Goiabeiras, Vitória/ES, Brasil. CEP: 29.043-900.

E-mails

luisa@nossosriachos.net, pinheiro.martins@gmail.com

freshwater fish diversity as a case study, we propose an investigation within an aspect of great importance for maintenance of reserves on northern Espírito Santo: the water supply. Alternatives for revitalization of aquatic environments are indicated.

Keywords: Coastal Tablelands; Conservation; Freshwater; River basin; Water Crisis.

RESUMEN – El norte de Espírito Santo, drenado por las cuencas hidrográficas de los ríos Barra Seca, San Mateo e Itaúnas, está sujeto a larga y duradera estación seca. Ríos y ambientes acuáticos, densamente poblados en el pasado, perdieron sus matas ripias y se encuentran fuertemente asustados, con reducción del caudal de agua y con muchas nacientes que se secan. Muchas especies de peces se han vuelto raras o incluso desaparecieron. La evaluación de las Reservas Biológicas de Sooretama, Córrego do Vado y Córrego Grande como ambientes de preservación de especies acuáticas es conducida a partir de la reflexión acerca de la condición de que las unidades mantengan la biodiversidad por un largo período de tiempo, considerando los impactos humanos en la población El área del entorno. Con la diversidad local de especies de peces de agua dulce como un estudio de caso, proponemos una investigación sobre un aspecto de máxima importancia para el mantenimiento de las Reservas al norte de Espírito Santo: el suministro de agua. Se sugieren alternativas para la revitalización de los ambientes acuáticos.

Palabras clave: Tableros costeros; De la conservación; Cuencas hidrográficas; agua dulce; Crisis del agua

Introdução

A região da Mata Atlântica compreende diversos tipos de vegetação, que vão desde as florestas ombrófilas (densa, aberta e mista) e estacionais (sempre-verde, semidecíduais e decíduais), até as formações pioneiras e com influência flúvio-marinha (Campanili & Prochnow 2006), sendo drenada por intrincadas redes de bacias e microbacias. O bioma Mata Atlântica é irrigado por bacias hidrográficas importantes e estratégicas, tais como os rios Jequitinhonha, Doce, Mucuri, Paraíba do Sul, Ribeira do Iguape e ainda trechos das bacias dos rios Paraná e São Francisco. Juntas, suas redes de drenagem fornecem água para aproximadamente 70% da população brasileira. O alto grau de interferência na Mata Atlântica é bem conhecido e documentado (e.g. Dean 1996, Simões & Lino 2002), e tais impactos afetam também os sistemas hídricos regionais. Os rios, córregos e lagoas que incorporam essas bacias encontram-se, em grande parte, vitimados pelo desflorestamento das matas, pelo assoreamento dos leitos, pela poluição hídrica e pela construção de barramentos.

A ecorregião Mata Atlântica Nordeste (sensu Abell *et al.* 2008) inclui todas as bacias hidrográficas entre o rio Itapaboana, ao sul, até o rio Sergipe, ao norte, sendo limitada a oeste pelo divisor de águas ao longo da Serra do Espinhaço, onde o rio São Francisco drena a oeste da cadeia de montanhas. Os rios dessa ecorregião drenam a porção leste da cadeia do Espinhaço em direção ao litoral Atlântico, entrecortando uma variedade de paisagens, cruzando vales do escudo cristalino até planícies arenosas. Nessa ecorregião encontram-se as Florestas de Tabuleiros Costeiros, assim nomeadas em alusão ao relevo relativamente plano que se estende continuamente entre o norte do Espírito Santo até o sul da Bahia. As majestosas florestas, com predomínio de vegetação ombrófila densa, ocuparam os vales e persistiram até meados do século XX. O relevo suave facilitou o escoamento das madeiras nobres e a consequente supressão das florestas. Cerca de cinquenta anos se passaram, e nos dias de hoje os vales fluviais ao norte do Espírito Santo perderam suas matas ripárias, as quais foram convertidas em pastagens. Toda a área do norte capixaba é vitimada por longa e duradoura estação seca (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2014). Da densa vegetação do passado, poucos fragmentos ainda persistem, em sua maioria convertidos em áreas protegidas de caráter público ou privado, e tais áreas podem representar uma oportunidade para a revitalização regional.

Os maiores remanescentes florestais da ecorregião Mata Atlântica Nordeste no Espírito Santo correspondem às Reservas Biológicas de Sooretama, Córrego do Veado e Córrego Grande. Diversas atividades de pesquisa focam em distintos aspectos dessas áreas, como sua efetividade em

conservar a biota, seus processos de manejo, a investigação acerca das conexões dos fragmentos, entre outros. Uma questão que necessita melhor avaliação é se tais Unidades de Conservação (UC) estão em condições de manter a biodiversidade por um longo período de tempo, levando em consideração os impactos humanos na área do entorno. O presente estudo investiga a situação das Reservas Biológicas de Sooretama, Córrego do Veado e Córrego Grande, no sentido de avaliar o impacto sobre suas bacias de drenagem e sua viabilidade na preservação das espécies aquáticas. Através de verificações de campo, ao longo de mais de cinco anos, com amostragens dentro e fora de UC e levantamento de registros históricos, foi possível observar uma redução da diversidade de espécies de peixes de água doce nos sistemas hídricos do norte capixaba. Com base nisso, discutimos um aspecto de máxima importância para a manutenção das Reservas ao norte do Espírito Santo: o suprimento de água.

Material e métodos

Área de estudo

Nossa área de estudo corresponde à região de Tabuleiros Costeiros do norte do Espírito Santo. A região conhecida como Tabuleiros Costeiros contém sedimentos muito recentes, do Quaternário, como sistemas arenosos antigos, Plio-Pleistocênicos, do Grupo Barreiras (Saadi 1993, 1998). A ampla sedimentação regional contribuiu para um relevo relativamente plano, onde as elevações não excedem poucas centenas de metros, e que é marcante para a hidrografia regional. O desnível da maioria dos rios é suave, e as águas fluem em correnteza fraca (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2013). As poucas quedas d'água são baixas, formando pequenos trechos de corredeiras, em geral próximos às cabeceiras fluviais. Lagos e ambientes temporários também estão presentes nas amplas planícies na paisagem. O tipo natural de vegetação existente na região é a Mata Atlântica do tipo floresta ombrófila densa, além de áreas pioneiras como muçunungas, campos nativos e várzeas (Peixoto & Gentry 1990, Coimbra-Filho & Câmara 1996, Rizzini 1997). Atualmente, três UCs do norte do Espírito Santo protegem os últimos remanescentes de Floresta de Tabuleiro ao longo Mata Atlântica de baixada litorânea: a Reserva Biológica (REBIO) de Sooretama, a REBIO de Córrego do Veado e a REBIO de Córrego Grande.

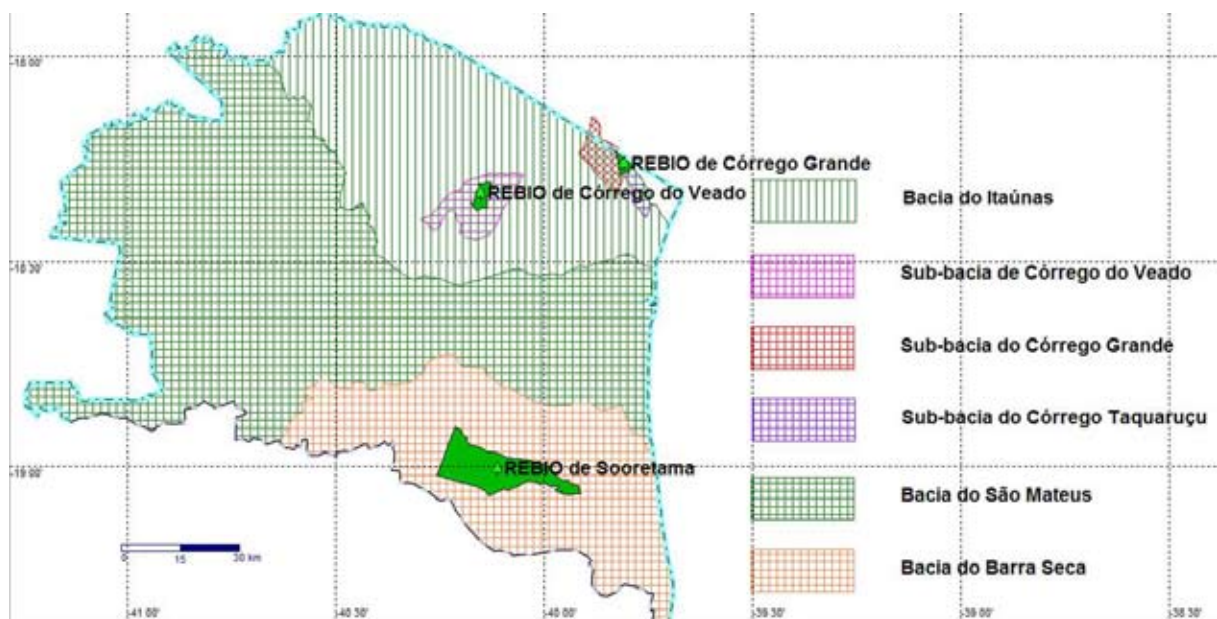


Figura 1 – Reservas Biológicas do norte do Espírito Santo (em verde), com indicação das bacias hidrográficas e sub-bacias (hachurado).

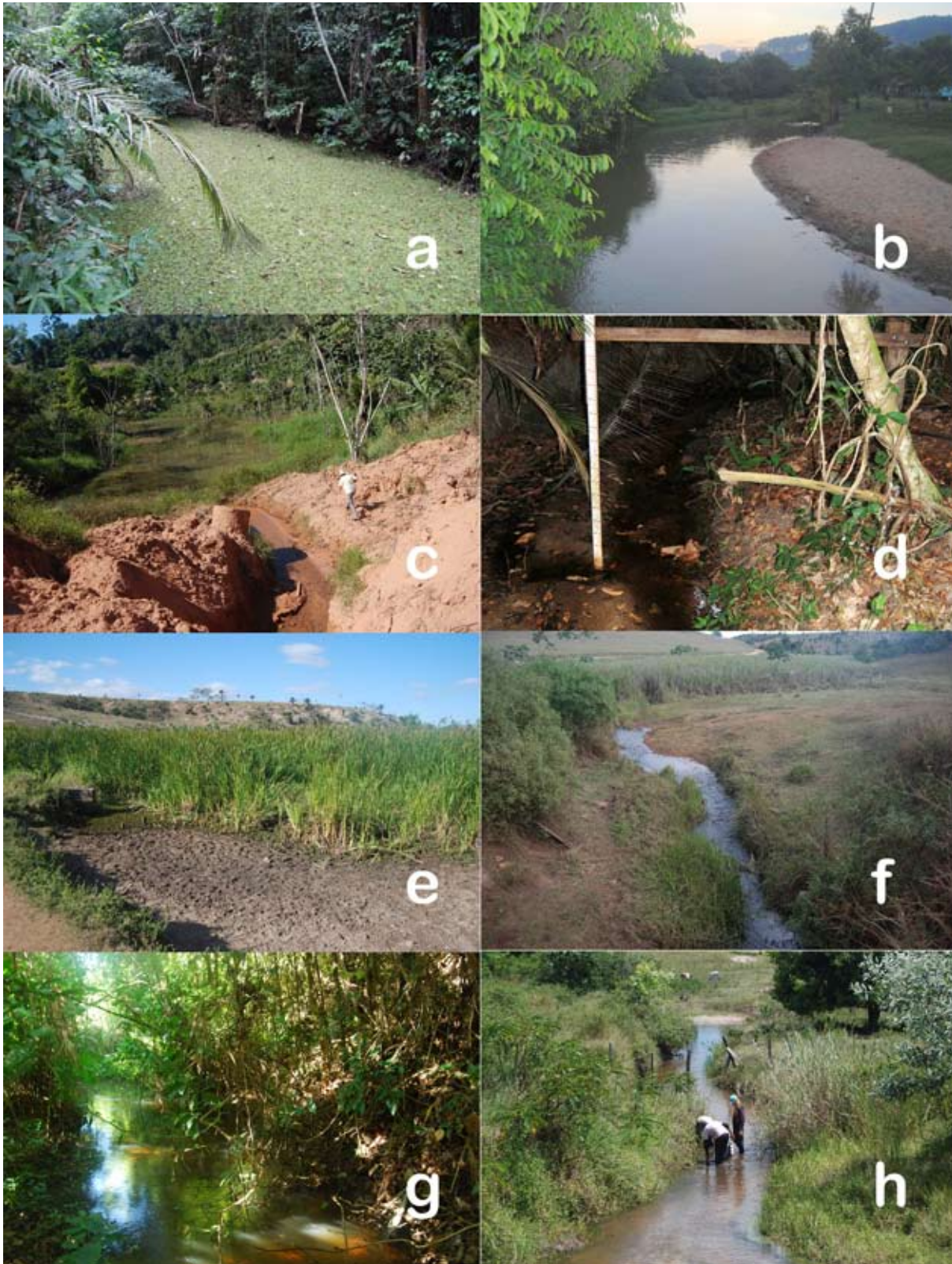


Figura 2 – Localidades amostradas dentro e fora das áreas protegidas: a. Córrego do Rodrigues, na Rebio Sooretama; b. rio Barra Seca, margem direita na Reserva e margem esquerda fora; c. córrego do Tesouro, no entorno de Sooretama; d. Córrego Água Limpa, na Rebio Córrego do Veado, indicando níveis mínimos da coluna d'água; e. cabeceiras do Córrego Santo Antônio no entorno de Córrego do Veado; f. afluente do Córrego Santo Antônio no entorno da Reserva; g. Córrego Grande, no interior da reserva homônima; h. Córrego Grande, no entorno da Rebio Córrego Grande.

A Reserva Biológica de Sooretama (Figuras 1, 2 a-c, 3 e 4) foi criada em 1982, e sua zona de amortecimento estabelecida em 2015 (Portaria ICMBio n. 32, de 27 de maio). A Reserva está localizada no município de mesmo nome, abriga um conjunto de sub-bacias da Bacia do rio Barra Seca, cuja calha central faz seu limite norte. Com aproximadamente 157km, o rio Barra Seca forma uma bacia hidrográfica de 3.230km², incluindo integralmente a Reserva Biológica de Sooretama e quase totalmente a Reserva Natural de Linhares. A Reserva Biológica de Sooretama conta com uma área de 27.858,68 hectares (cerca de 280km²), banhada pelo rio Barra Seca em seu trecho médio inferior. A Reserva é marcada pela presença de riachos florestados e de águas escuras e ácidas, que dão abrigo a uma grande variedade de pequenos peixes de riacho e invertebrados aquáticos. Lagoas, brejos e ambientes temporários são comuns na paisagem da Reserva. Por representar o maior maciço florestal de mata de baixada no Espírito Santo, Sooretama foi destino de expedições científicas desde a primeira metade do século XX, sendo a única área nessa região a ter tido sua fauna aquática amostrada historicamente. Sua ictiofauna foi recentemente avaliada em Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro (2014a). O rio Barra Seca nasce a 225m de altitude, entre os municípios de São Gabriel da Palha e Nova Venécia, e seus trechos superiores e médios são ocupados por atividades agropecuárias. Com suas nascentes fora da unidade, o rio Barra Seca necessita de especial atenção, por conta dos barramentos, aporte de agrotóxicos e espécies invasoras, a montante da unidade. A questão da água é marcadamente o grande problema para a sobrevivência da Reserva.

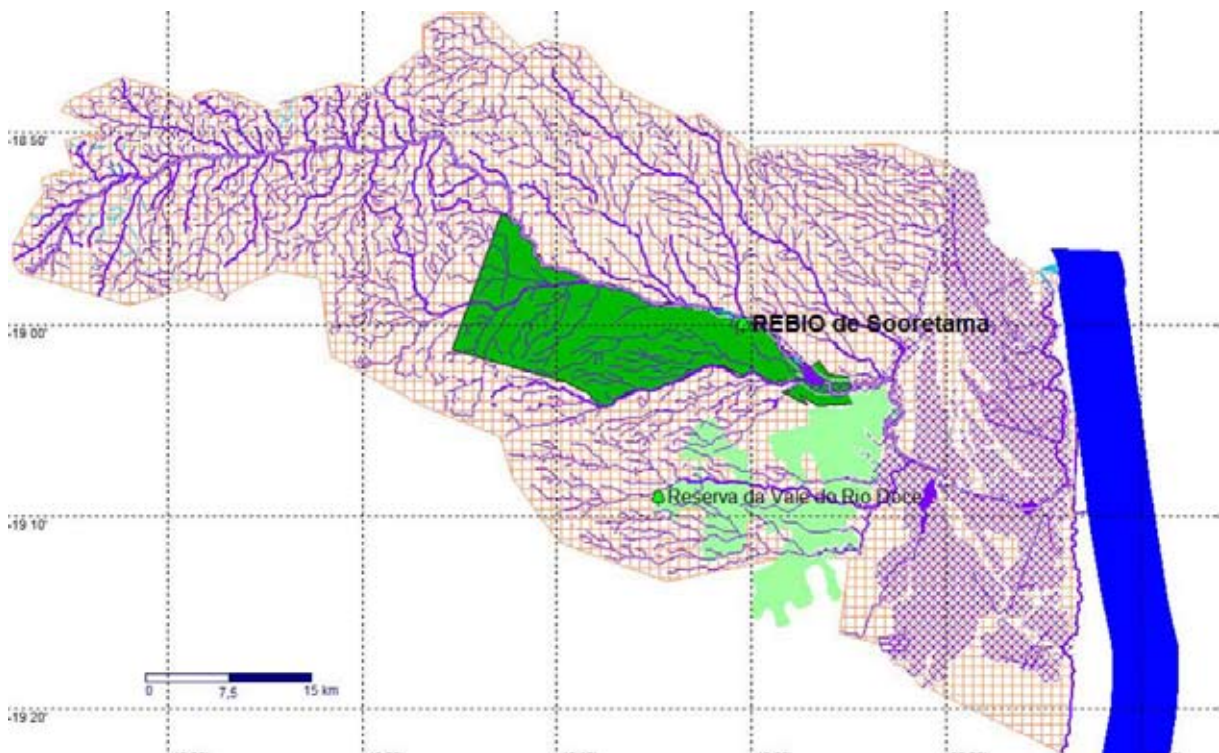


Figura 3 – Reserva Biológica de Sooretama, com indicação da área protegida de caráter privado da Vale do Rio Doce. Contorno da bacia do rio Barra Seca é indicado (hachurado).

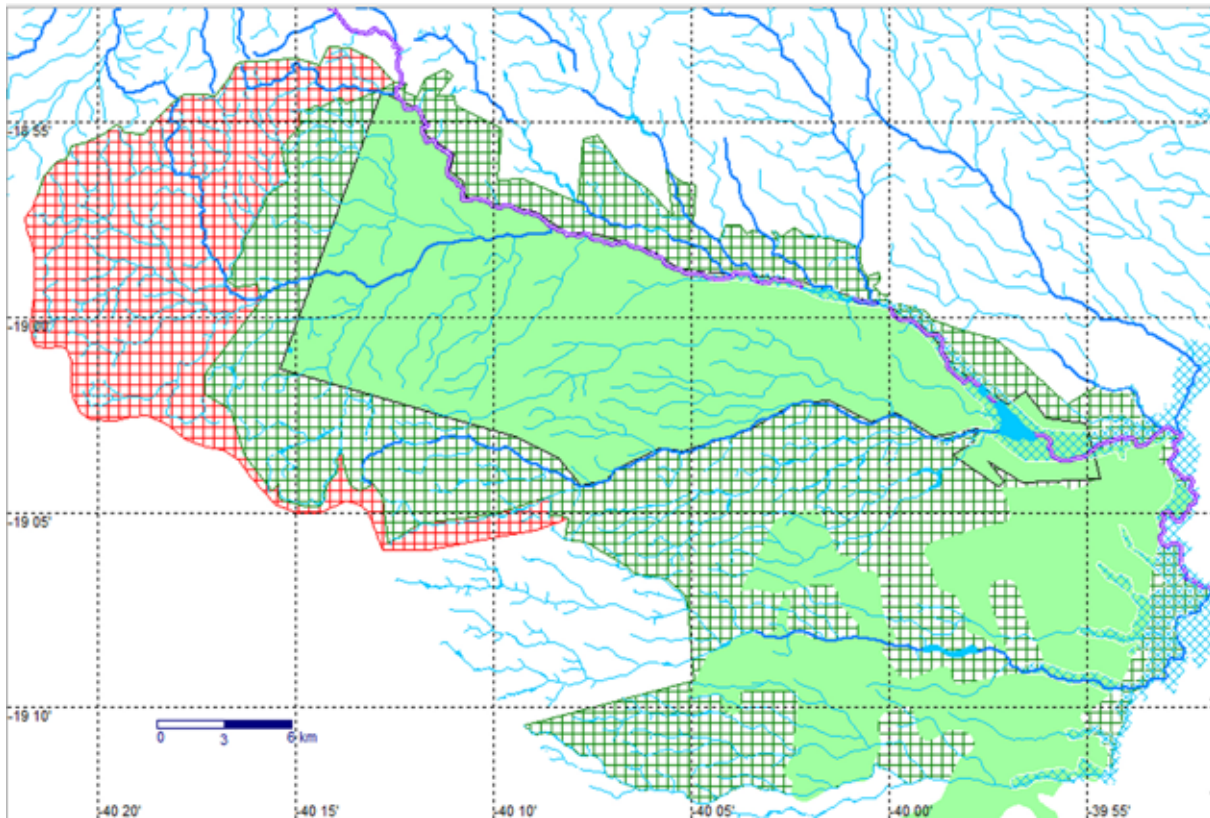


Figura 4 – Reserva Biológica de Sooretama, com indicação da zona de amortecimento - ZA (hachurado em verde). O contorno da bacia do rio Barra Seca (hachurado em vermelho) é sugerido idealmente como ZA para a Reserva, minimizando impactos sobre os sistemas hídricos.

A Reserva Biológica de Córrego do Veado (Figuras 1, 2 d-f, 5 e 6) foi criada em 1984, com zona de amortecimento instituída pela Portaria n 27, de 15 de abril de 2015. Localizada no município de Pinheiros, a Reserva abrange uma área de 1.850 hectares (18,5km²). É entrecortada pela sub-bacia do córrego Santo Antônio, um contribuinte do rio do Sul que pertence à bacia do rio Itaúnas. Sua ictiofauna foi avaliada em Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro (2015). São pouquíssimas as nascentes no interior da Reserva e mesmo estas dependem fortemente das condições dos córregos no exterior. Por outro lado, os córregos – tanto a montante, como a jusante – são estreitamente represados, restando apenas filetes de água em seus cursos, desprotegidos e tomados quase que totalmente por espécies de taboas (*Typha* spp.). Esse fato reflete-se no interior da Unidade, que, apesar de sua majestosa mata, tem seus córregos transformados em pequenas poças, assoreados pelo carregamento de material do exterior durante as chuvas fortes. Em Córrego do Veado existe uma transição abrupta entre o ambiente de floresta e pastagens, fazendas e áreas não vegetadas do entorno. A forma de utilização da água e proteção dos cursos d'água que banham a Reserva pode determinar ou não sua viabilidade em função da redução na disponibilidade de água.

A Reserva Biológica de Córrego Grande (Figuras 1, 2 g-h, 7 e 8) foi criada em 1989, e sua zona de amortecimento estabelecida pela Portaria n 26, de 15 de abril de 2015. A Reserva inclui uma área de 1.504,80 hectares (aproximadamente 15km²), localizada no extremo norte do Espírito

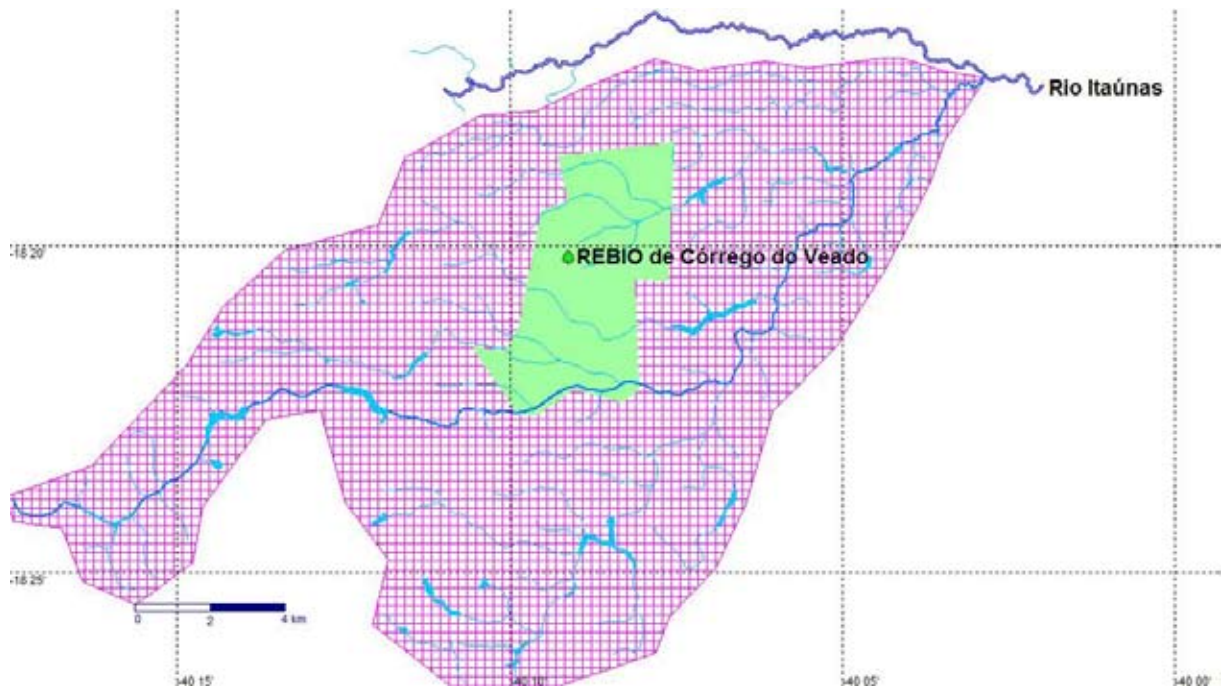


Figura 5 – Reserva Biológica de Córrego do Veado, com indicação do contorno da sub-bacia do rio do Sul (hachurado) e a posição do Rio Itaúnas.

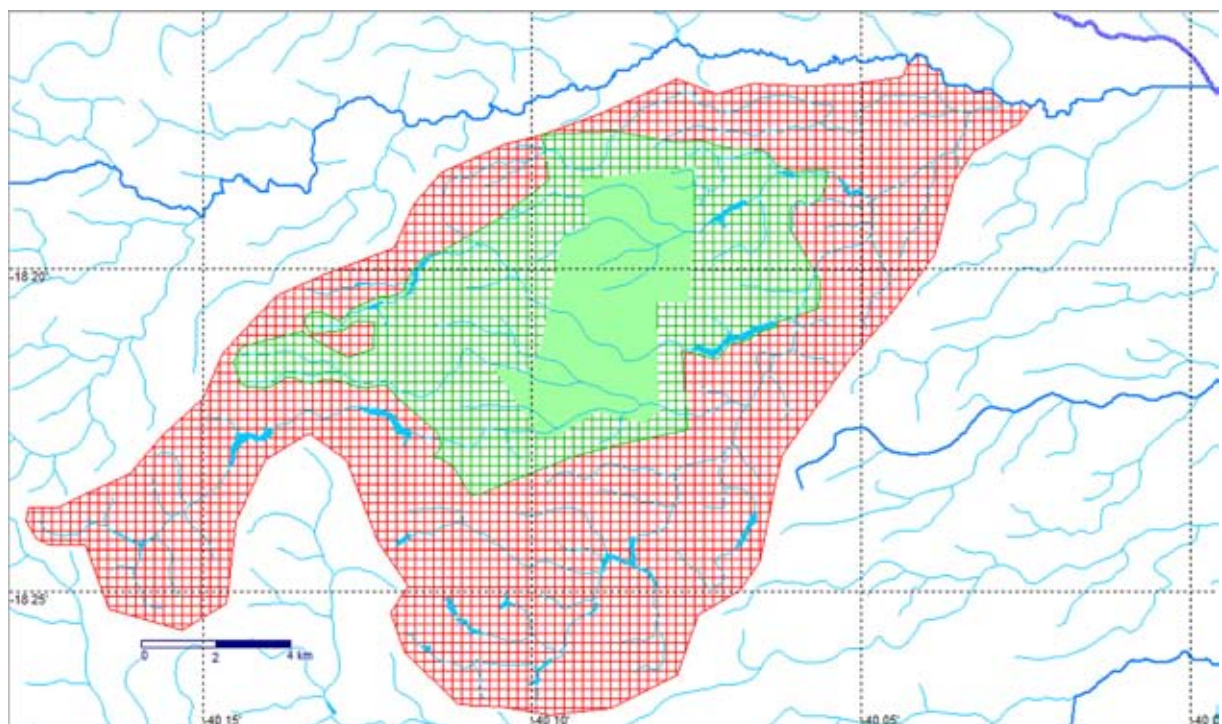


Figura 6 – Reserva Biológica de Córrego do Veado, com indicação da zona de amortecimento - ZA (hachurado em verde). O contorno da bacia do rio do Sul (hachurado em vermelho) é sugerido idealmente como ZA para a Reserva, minimizando impactos sobre os sistemas hídricos.

Santo, no município de Conceição da Barra, junto à divisa estadual com a Bahia. A área protegida é banhada pelas sub-bacias dos córregos Grande e Taquaruçu, contribuintes da margem esquerda da bacia do rio Itaúnas. Inclui ainda parte da lagoa Pequi, nascente de afluyente do Riacho Doce, uma microbacia isolada entre as bacias do Itaúnas e Mucuri. Em Córrego Grande foi observada uma transição abrupta entre a floresta preservada e a monocultura de eucalipto, fazendas de pastagens e áreas desmatadas. A Reserva Biológica de Córrego Grande foi avaliada quanto à sua ictiofauna por Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro (2013).

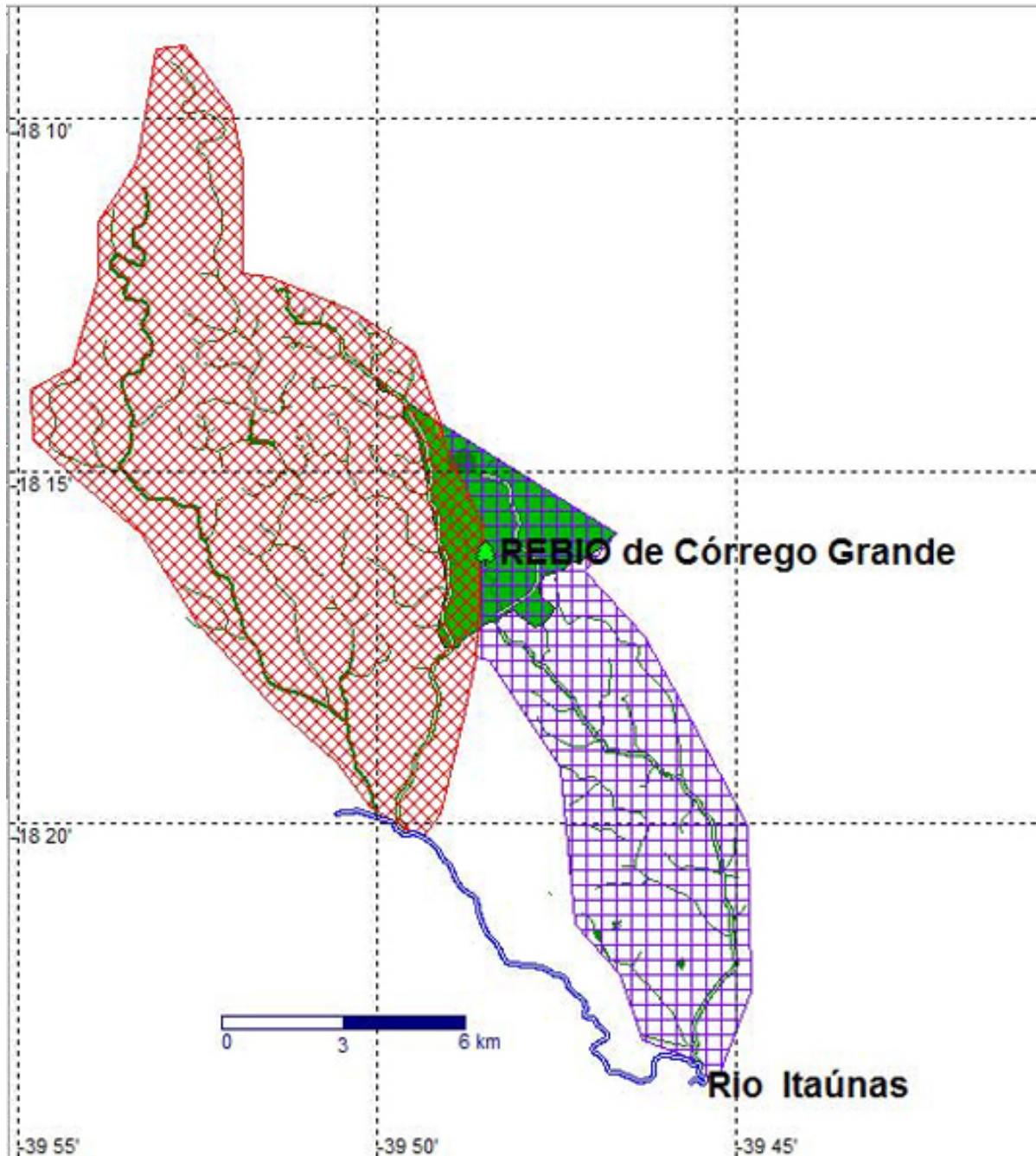


Figura 7 – Reserva Biológica de Córrego Grande, com indicação do contorno da sub-bacia do rio Taquaruçu (hachurado em lilás) e Córrego Grande (hachurado em vermelho). A confluência de ambas as sub-bacias com o rio Itaúnas é ilustrada (em azul).

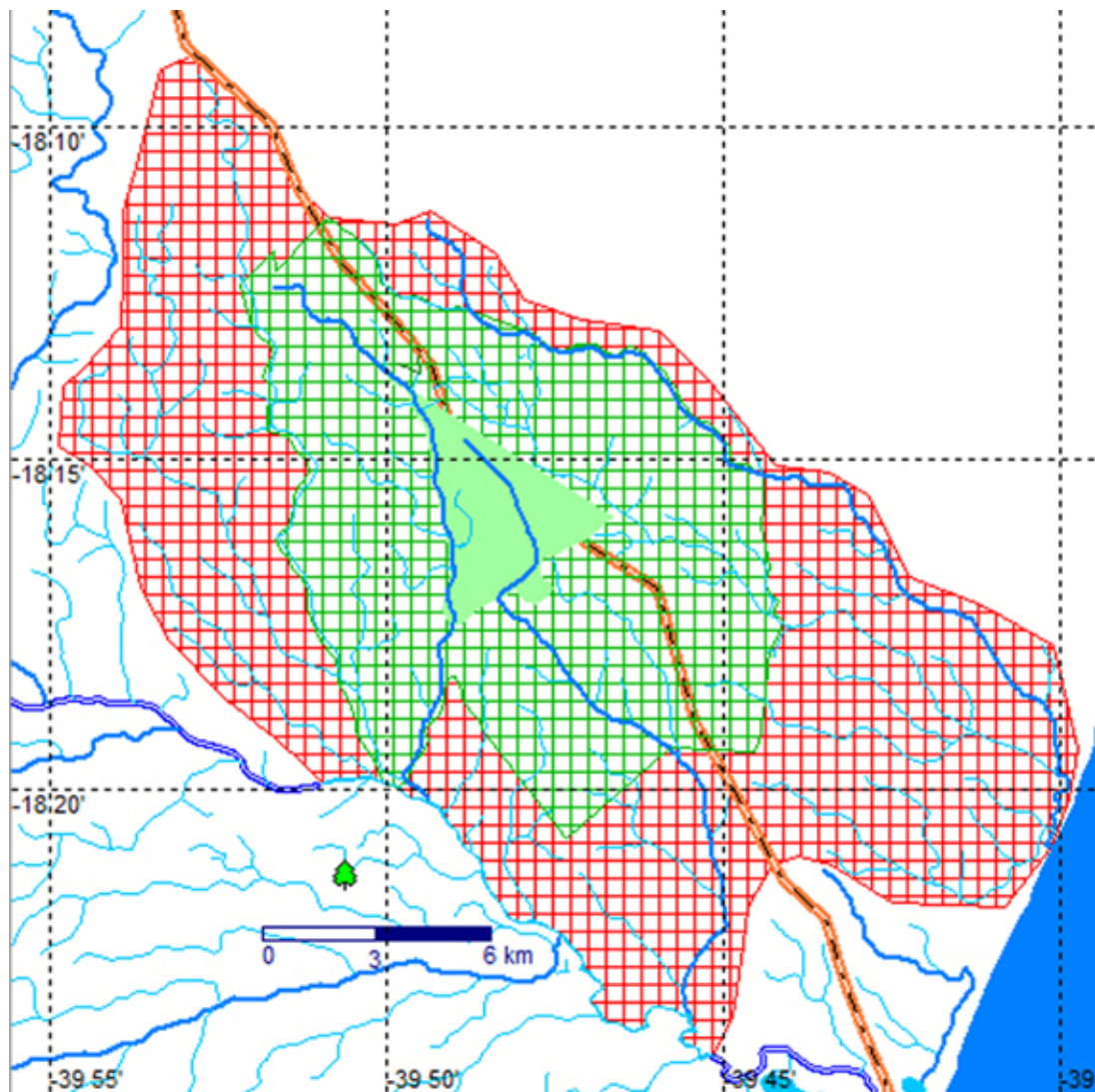


Figura 8 – Reserva Biológica de Córrego Grande, com indicação da zona de amortecimento - ZA (hachurado em verde). O contorno das bacias dos rios Taquaruçu, Córrego Grande e Riacho Doce (hachurado em vermelho) é sugerido idealmente como ZA para a Reserva, minimizando impactos sobre os sistemas hídricos com trechos na unidade.

Dados e análises

Mapas georreferenciados das bacias e sub-bacias que banham as três Reservas Biológicas foram elaborados usando o programa GPS Trackmaker Professional 4.8 (Ferreira Júnior 2012), com base nas cartas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:100.000, e em verificações de campo. Os resultados de comprimento e área cartográficos foram calculados com base nos mapas construídos e utilizando o mesmo programa.

As verificações de campo com inventário da ictiofauna e caracterização das localidades de amostragem foram feitas ao longo de cinco anos, com pontos de amostragem dentro e no entorno das três Reservas Biológicas (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2012, 2013, 2014a, 2015). Com base no levantamento temporal de registros históricos em coleções ictiológicas para as bacias fluviais do norte do Espírito Santo (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2014a), em comparação aos inventários realizados nos últimos anos, foi elaborada uma tabela comparativa da ocorrência ou registro de espécies de peixes (Tabela 1), com indicação do percentual.

Tabela 1 – Relação das espécies de peixes amostradas no interior e no entorno das Reservas Biológicas de Córrego Grande, Córrego do Veado e Sooretama, e registro histórico das espécies para a REBIO Sooretama, com indicação do número de pontos em que cada espécie foi registrada. Espécies da fauna ameaçada (vermelho), espécies nativas (preto), espécies invasoras (azul).

Espécies	Córrego Grande		Córrego do Veado		Sooretama (recente)		Sooretama (histórico)	
	Interior	Entorno	Interior	Entorno	Interior	Entorno	Interior	Entorno
<i>Acentronichthys leptos</i>	2	1	0	0	0	0	1	0
<i>Aspidoras virgulatus</i>	5	1	0	0	1	0	3	1
<i>Astyanax giton</i>	4	2	3	0	13	11	2	2
<i>Astyanax</i> aff. <i>intermedius</i>	4	3	4	2	4	3	2	1
<i>Astyanax</i> sp.2 aff. <i>A. lacustris</i>	0	1	1	1	0	9	0	1
<i>Australoheros capixaba</i>	1	1	0	0	0	2	4	2
<i>Callichthys callichthys</i>	2	0	1	0	0	0	0	1
<i>Characidium</i> sp. n.	3	2	5	2	1	0	1	2
<i>Cichla kelberi</i>	0	0	0	0	4	2	0	0
<i>Corydoras nattereri</i>	0	1	0	0	0	0	3	3
<i>Cyphocharax gilbert</i>	0	0	1	0	3	4	2	2
<i>Geophagus brasiliensis</i>	4	10	5	3	7	6	4	3
<i>Gymnotus</i> sp. aff. <i>G. pantherinus</i>	0	0	0	0	2	2	1	1
<i>Gymnotus carapo</i>	0	0	0	0	1	2	1	0
<i>Hoplerytinus unitaeniatus</i>	0	0	5	0	5	0	4	8
<i>Hoplias malabaricus</i>	6	9	3	2	8	6	4	4
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	0	8	2	0	5	0	0	3
<i>Hyphessobrycon</i> sp. 1 sensu Carvalho	0	3	0	0	1	1	2	2
<i>Hypostomus scabriceps</i>	0	0	1	0	4	1	3	1
<i>Ituglanis calyensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Leporinus copelandii</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Microglanis pataxo</i>	0	0	0	0	2	0	1	0
<i>Mimagoniastes microlepis</i>	5	4	5	0	6	0	3	5

<i>Mimagotiates sylvicola</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Moenkhausia doceana</i>	0	1	0	0	0	0	4	1	2	5			2	2	0
<i>Oligosarcus acutirostris</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0			1	1	0
<i>Otothyris travassosi</i>	6	2	5	2	2	5	0	0	6	4			6	6	4
<i>Parotocinclus doceanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0			0	0	0
<i>Phalloceros ocellatus</i>	4	7	7	1	8	1	8	0	1	3			1	1	3
<i>Pimelodella</i> sp.	1	1	0	0	8	0	8	3	1	2			1	1	2
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0	1	0	4	0	4	0	0			0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i>	0	1	4	5	6	11	1	11	1	2			1	1	2
<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0			0	0	0
<i>Prochilodus argenteus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0			0	0	0
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0			0	0	0
<i>Rachoviscus graciliceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1			0	0	1
<i>Rhamdia</i> sp.	0	0	2	1	5	3	0	3	0	1			0	0	1
<i>Salminus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0			0	0	0
<i>Scleromystax prionotos</i>	0	0	0	0	2	0	2	0	1	2			1	1	2
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	2	0	0	4	0	4	0	0	2			0	0	2
<i>Tilapia rendalii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0			0	0	0
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1			1	1	1
<i>Trichomycterus pradensis</i>	0	1	3	2	5	4	0	4	1	0			1	1	0
<i>Xenurolebias myersi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	1
N. de espécies	14	21	17	11	31	24	69%	53%	62%	28	24	53%	28	62%	28
Presença da espécie (%)	31%	47%	38%	24%	69%	24%	69%	53%	62%	28	24	53%	28	62%	62%
N. de espécies nas amostragens recentes	14	21	17	11	31	24	31	24							
Unicamente com registros históricos	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3			3	3	3
Espécies ameaçadas	3	2	0	0	0	0	0	0	3	2			3	3	2
Espécies introduzidas/exóticas	0	0	0	1	5	8	0	8	0	0			0	0	0
Espécies nativas (todas)	11	19	17	10	26	16	26	16	25	26			25	26	26
Total de espécies em toda a área	45														

Resultados e discussão

A Reserva Biológica de Sooretama está totalmente contida no trecho baixo da bacia do rio Barra Seca, com sua maior parte localizada no município de Sooretama e apenas sua extremidade leste no município de Linhares. Uma característica preocupante é que, apesar de algumas nascentes e cursos de água encontrarem-se totalmente no interior da Reserva, muitos dos corpos hídricos nascem fora, percorrem a REBIO e vão desaguar no rio Barra Seca (Fig. 3). O rio Barra Seca serve de limite norte à Reserva e, portanto, os contribuintes de sua margem direita estão protegidos pela Unidade, enquanto a margem esquerda é usada para a pecuária extensiva, monocultura de eucalipto e agricultura. Uma grande variedade de pequenos peixes de riacho habita os córregos protegidos pela REBIO Sooretama. Destaca-se a presença de riachos florestados, de águas escuras e ácidas, e ainda grandes lagoas e ambientes temporários na Reserva e no entorno. Os ambientes aquáticos e a composição taxonômica de peixes da bacia do rio Barra Seca foram investigados por Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro (2014), incluindo 28 pontos em seu terço baixo, correspondente à REBIO Sooretama. Aproximadamente 40 espécies de peixes de água doce vêm sendo protegidas por Sooretama, sendo que mais da metade dessas espécies habita unicamente os trechos florestados ao longo dos riachos, e não foram localizadas em outros trechos, desflorestados, da mesma bacia (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2014a). A maioria dessas espécies depende fundamentalmente dos microhabitats florestados de Sooretama. A REBIO conseguiu um razoável resultado no que concerne à preservação da fauna aquática. Espécies de água doce características de rios em ambientes vegetados foram registradas para a área, como *Mimagoniates microlepis*, *Aspidoras virgulatus* e *Phalloceros ocellatus*. Por outro lado, espécies raras e ameaçadas de extinção foram historicamente registradas no interior da Reserva, como a piabinha *Mimagoniates sylvicola*, o bagrinho *Acentronichthys leptos* (Eigenmann & Eigenmann 1889) e a cambeva *Ituglanis cahyensis* (Sarmiento-Soares, Martins-Pinheiro, Aranda & Chamon 2006), e seu entorno como a piaba vermelha, *Rachoviscus graciliceps*, o peixe anual *Xenurolebias myersi* (Carvalho 1971), mas não foram colecionados em amostragens recentes (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2014a) (Tabela 1). Apesar dos esforços em ambientes temporários na floresta e na vegetação de muçununga, não foram localizadas populações de *Xenurolebias myersi* nas capturas recentes. Além do desaparecimento de espécies da fauna ameaçada, as capturas recentes revelaram a presença de duas espécies exóticas, a piranha *Pygocentrus nattereri* e o tucunaré *Cichla kelberi*, até então não registradas para a área da Reserva. As condições dentro da área protegida são diretamente influenciadas pela qualidade da água do rio Barra Seca, e a composição de espécies de peixes encontradas na região pode estar sofrendo alterações, diante da presença de peixes predadores, que possivelmente chegaram à Reserva carreados pelos contribuintes hídricos com nascentes fora da Unidade.

A Reserva Biológica de Córrego do Veado é banhada pelos córregos Santo Antônio e córrego do Veado, contribuintes da sub-bacia do rio do Sul, um dos principais afluentes da margem direita do rio Itaúnas (Fig. 5). Foram identificadas 18 espécies de peixes de riacho no interior da Reserva e entorno colecionados em 20 pontos distintos durante as amostragens (Tabela 1). Uma grande variedade de pequenos peixes de riacho habita os córregos protegidos pela Reserva, como *Mimagoniates microlepis*, *Otothyris travassosi* e *Phalloceros ocellatus*. Muitas espécies foram encontradas apenas nos ambientes florestados e não foram registradas fora da área protegida. Cabe ressaltar que tais espécies não foram localizadas em amostragens recentes de outras áreas da bacia do Itaúnas (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2012). Em Córrego do Veado não foram localizadas espécies da fauna ameaçada (Tabela 1). Devido à baixa declividade de relevo na região, as nascentes e os olhos d'água originalmente formavam pequenas poças na floresta circundadas por espécies de Taboas (*Typha* spp.) (Fig. 2e). Os córregos – tanto a montante quanto a jusante da Reserva – encontram-se fortemente represados, restando apenas filetes de água. Nesses poucos trechos livres dos córregos, a água perde a vazão, formando uma coluna d'água muito baixa. Proteção aos corpos d'água só serão garantidos ao preservar-se também o entorno, na zona de amortecimento. Carecendo de registros históricos acerca da sua ictiofauna,

a Reserva de Córrego do Veado representa uma ilha de mata em uma região que sofreu intenso desflorestamento ao final do século XX. É perfeitamente possível que as populações de peixes de riacho de ambientes florestados tenham sofrido redução pela perda de habitat e também pela redução da disponibilidade hídrica superficial, como será visto adiante.

A Reserva Biológica de Córrego Grande é banhada pelos córregos Taquaruçu e Grande, contribuintes da margem esquerda da bacia do Itaúnas, e ainda por nascente de afluente da microbacia do Riacho Doce, sistema hídrico na divisa estadual Espírito Santo e Bahia (Fig. 7). Uma grande variedade de pequenos peixes de riacho habita os córregos protegidos pela Reserva. Foram amostrados 24 pontos no interior e entorno da REBIO por Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro (2013), a primeira publicação acerca da ictiofauna nessa área protegida. Contabilizaram-se 23 espécies, incluindo espécies raras e ameaçadas de extinção, e ainda peixes de riacho característicos de ambientes vegetados, como *Phalloceros ocellatus*, *Mimagoniates microlepis* e *Aspidoras virgulatus* (Tabela 1). Córrego Grande corresponde à única área protegida do Espírito Santo onde foram encontradas espécies da ictiofauna ameaçada, como *Mimagoniates sylvicola* e *Acentronichthys leptos* (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2013). Ainda que naturalmente pouco abundantes, tais espécies foram capturadas em trechos de águas claras, cor de chá, com leito de pedras e cascalho e bastante vegetação marginal (Sarmiento-Soares *et al.* 2009, Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2013). Apesar dos esforços e das capturas em ambientes temporários na floresta e na muçununga, não foram localizadas populações de rivulídeos como *Xenurolebias myersi* ou mesmo *Mucurilebias leitaoi*, esta última descrita para a várzea do rio Mucuri, bacia hidrográfica vizinha à Reserva. Ambas, *Xenurolebias myersi* e *Mucurilebias leitaoi*, são espécies endêmicas das áreas costeiras de Tabuleiro entre os rios Doce e Jucuruçu (Costa 2014). Por ser uma espécie típica de floresta, e a REBIO Córrego Grande corresponder a um dos últimos remanescentes florestais na região, foi considerada a possibilidade de se encontrar *Mucurilebias leitaoi* nos alagadiços da Reserva, o que não ocorreu. São necessários novos esforços de captura na região, incluindo os alagadiços e ambientes de várzea entre a microbacia de Riacho Doce até o rio Mucuri. Com localidade tipo fora de área protegida, seu ambiente de origem foi totalmente descaracterizado, em grande parte substituído pela monocultura de eucalipto (Costa 2008). *Mucurilebias leitaoi* tem sido considerada como possivelmente extinta e foi categorizada como Criticamente em Perigo (CR), pela Portaria MMA n. 445, de 17 de dezembro de 2014, que aprovou a Lista Nacional Oficial de Espécies de Peixes e Invertebrados Aquáticos Ameaçadas de Extinção (MMA 2014). Outra espécie de rivulídeo, *Xenurolebias myersi*, é endêmica dos alagados das Matas de Tabuleiro, ao norte do Espírito Santo. *Xenurolebias myersi* habita poças temporárias de restinga e borda da Mata Atlântica (Costa 2007). A marcada redução da subpopulação de *X. myersi* na bacia do rio Itaúnas pode estar fortemente associada à perda de hábitat, em consequência do desflorestamento. *Xenurolebias myersi* foi categorizada como Em Perigo (EN) (MMA 2014).

Considerando a ictiofauna nas três Reservas, algumas espécies de peixes de riacho de pequeno porte como *Mimagoniates microlepis*, *Aspidoras virgulatus* e *Microglanis pataxo*, foram registradas para as áreas protegidas, porém não encontradas nos ambientes desflorestados do entorno, tanto na bacia do rio Itaúnas como na bacia do rio Barra Seca (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2012, 2014). Ademais, dentre as cinco espécies em categoria de ameaça conhecidas para os rios de Tabuleiro (*Acentronichthys leptos*, *Mimagoniates sylvicola*, *Ituglanis cahyensis*, *Rachoviscus graciliceps* e *Xenurolebias myersi*), apenas as duas primeiras foram localizadas nas amostragens recentes.

Diversos grupos de animais dependem dos corpos hídricos para sua sobrevivência, em um ambiente que representa cerca de 1% da superfície do planeta (Dudgeon *et al.* 2006). Organismos aquáticos como peixes, insetos aquáticos, camarões, lagostins, caranguejos, moluscos, esponjas de águas doces e ainda diversos invertebrados passam suas vidas nos rios. Lagoas e poças temporárias servem de berçário para muitas espécies de animais, como anfíbios, e ainda para larvas e/ou ninfas de insetos, as quais dependem dos ambientes de riacho para suas primeiras fases de vida. Muitas aves aquáticas e alguns mamíferos usam os ambientes límnicos como estratégia de vida (Quintela *et al.* 2013). A exemplo, mamíferos de hábitos semiaquáticos (anta, mão-pelada, lontra, irara,

furão, capivara), morcegos, felinos (gato-do-mato), cágados e tartarugas de água doce, jacarés, cobras e ainda aves paludícolas (marreco, frango d'água, martim-pescador, saracura, garça, socó), frequentam os ambientes aquáticos e alagadiços nas matas de tabuleiro. Os ambientes aquáticos proporcionam uma temperatura amena e servem como local de alimento e abrigo na floresta. A redução na disponibilidade e qualidade da água poderá comprometer seriamente a preservação não só das espécies de água doce, como de toda a flora e fauna.

As Unidades de Conservação dependem dos recursos hídricos para sua sobrevivência. Neste sentido, as áreas de bacias onde estão inseridas as UCs devem ser consideradas como áreas prioritárias à conservação. Para proteção dos mananciais hídricos e da fauna associada, é preciso que as nascentes fluviais no entorno das UCs sejam de alguma forma revitalizadas e protegidas. É necessário que o conjunto das sub-bacias que entrecortam cada Unidade de Conservação estejam incluídas no Plano de Manejo das Unidades, como na zona de amortecimento, para que o impacto decorrente de projetos nela realizados possa ser previamente analisados pelos gestores das UCs. A elevada densidade demográfica, com tendência de crescimento, na região da Mata Atlântica, não permite que se possa pensar nas Reservas como ilhas isoladas de seu entorno.

Os vales dos rios Barra Seca e Itaúnas são banhados por numerosos córregos que no passado entrecortavam a densa Floresta de Tabuleiro. A crise da água está por toda a parte, e é preciso lidar atentamente com a questão. No norte do Espírito Santo atualmente ocorre uma acelerada perda de habitats no entorno das áreas preservadas avaliadas. A maioria dos rios encontra-se assoreada, com vazão de água reduzida, e ainda extinção de diversas nascentes. Conflitos pelo uso da água tornaram-se cada vez mais comuns na região. Neste sentido, as Reservas Biológicas tornam-se verdadeiros oásis, no que concerne à manutenção dos corpos hídricos. De acordo com o artigo 25, da Lei n. 9.985/2000, as Unidades de Conservação, à exceção de Área de Proteção Ambiental (APA) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), devem ter uma “zona de amortecimento” (Sistema Nacional de Unidades de Conservação- SNUC-Brasil 2004). É altamente recomendável que o Plano de Manejo das maiores áreas protegidas no norte do Espírito Santo inclua como zona de amortecimento todo o contorno da bacia ou sub-bacia onde está inserida. A seguir são comparados os limites das zonas de amortecimento estabelecidos legalmente com o que seria o ideal do ponto de vista da preservação dos corpos hídricos.

Para a Reserva Biológica de Sooretama, o maior bloco de Mata Atlântica de baixada do Espírito Santo, a nova definição da zona de amortecimento melhorou a situação de proteção dos corpos hídricos considerando o entorno da bacia do rio Barra Seca, como mostra a Figura 4. Contudo, as cabeceiras e o trecho médio da bacia foram excluídos de proteção. Esses trechos a montante da Unidade de Conservação são ocupados por culturas irrigadas, principalmente café (*Coffea canephora*). Neste sentido, são frequentes os barramentos para captação de água ao longo dos vales fluviais, especialmente junto às nascentes. Outra vulnerabilidade de Sooretama foi apontada por ocasião do rompimento de uma dessas barragens, a montante da área protegida, impactando mecanicamente os microambientes em decorrência de rápida e violenta inundação (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro 2014b). Ademais, não são raras ameaças menos notadas como a invasão por espécies exóticas, a exemplo do Tucunaré (*Cichla kelberi*), ou o carreamento de defensivos químicos que colocam em risco a sobrevivência das espécies nativas.

As novas zonas de amortecimento para a REBIO Córrego do Veado (Figura 6) e para a REBIO Córrego Grande (Figura 8), ainda que ampliando a proteção dos corpos hídricos, deixaram de fora trechos importantes dos cursos d'água que deveriam ter sido incluídos. Para a Reserva Biológica de Córrego do Veado, a zona de amortecimento poderia considerar os limites da sub-bacia do Córrego do Veado, como mostra a Figura 6. Nos períodos de seca, quando a pluviosidade é reduzida, os pequenos córregos param de fluir, formando poças isoladas. A seca, nessa região que já foi abundante de água no passado, contribuiu para o desaparecimento de mais de 150 nascentes e pequenos riachos na bacia do rio Itaúnas nas últimas décadas (Ferreira 2002). Em Córrego do Veado, a vulnerabilidade da Reserva foi posta a prova pelo fechamento das comportas de represa a montante da área protegida, deixando os córregos secos no seu interior até que

fossem novamente abertas. Portanto, os córregos que alimentam o sistema hídrico em Córrego do Veado ficam a mercê das barragens a montante para controlar sua vazão. O suprimento de água na bacia do rio Itaúnas alcançou níveis críticos, o que contribuiu para a proliferação de diversas pequenas barragens na região de Pinheiros, com armazenamento tanto para o consumo e dessedentação animal, como para a agricultura, sendo a construção de tais barramentos feita, em sua maioria, de forma pouco criteriosa do ponto de vista técnico e nem ao menos checadas quanto à sua segurança (Ferreira, op. cit.). Tais barragens precisam ser criteriosamente avaliadas quanto aos impactos, seja por possíveis rompimentos, como pelo consumo e evaporação excessiva de água. É recomendável que na próxima revisão do Plano de Manejo da Unidade tal proteção seja assegurada por medidas e ações coletivas efetivas. Atualmente a agricultura na região de Pinheiros é fortemente irrigada, e a baixa disponibilidade de recursos hídricos pode comprometer o sucesso da agricultura irrigada de mamão (*Carica papaya*) e café (*Coffea canephora*), predominantes na região (Costa 2006). Neste sentido, a redução na disponibilidade e qualidade da água traz grandes riscos para a sobrevivência não só da Reserva, mas da subsistência humana na área de entorno de Córrego do Veado. O manejo da irrigação agrícola, o combate à degradação dos solos e a recuperação das matas ciliares nas sub-bacias são ações que podem contribuir para a restauração dos ecossistemas nos vales fluviais naquele trecho da bacia do rio Itaúnas.

Para a Reserva Biológica de Córrego Grande, também localizada na bacia hidrográfica do rio Itaúnas, a zona de amortecimento recentemente definida deveria considerar ambas sub-bacias dos Córregos Grande e Taquaruçu, como mostra a Figura 8. Em Córrego Grande foi observada uma transição abrupta entre a floresta preservada e as áreas no entorno com monocultura de eucalipto, pastagens ou desflorestadas. Durante os trabalhos em campo, observamos gado bebendo água no Córrego Grande dentro da Reserva, após ter quebrado a cerca de proteção.

As recentes definições das zonas de amortecimento constituem um avanço significativo nos conceitos anteriores, mas ainda não consideram completamente o comportamento natural das bacias. Para que esses efeitos sejam minimizados nas áreas protegidas, é necessário que se estenda a zona de amortecimento a toda a rede hídrica relacionada com a Reserva, e que seu traçado seja pelo divisor de águas e não pelos talwegues. Apresentamos, em vermelho, a zona de amortecimento ideal (Figuras 4, 6 e 8). Outra evolução significativa é a indicação das atividades na zona de amortecimento que precisam ser avaliadas quanto a seu impacto. Mas acreditamos que as Unidades poderiam ter ações positivas, com a priorização das linhas de financiamento para a aplicação em propriedades que se dediquem à produção agroecológica, com alternativas mais amigáveis de atividades como a produção de orgânicos ou a silvicultura, ou ainda a prestação de serviços ambientais. O diálogo com os produtores estabelecidos nas zonas de amortecimento das Reservas é fundamental para que se tenha um encaminhamento no sentido da conservação, e que gere benefícios para todos os envolvidos.

Considerações finais

Unidades de Conservação podem ser consideradas como ilhas ecológicas, devido ao seu isolamento e limitação espacial (Wright *et al.* 1933). Essas áreas, embora legalmente protegidas, são prejudicadas por forças resultantes do uso cada vez mais intenso das áreas limítrofes, como impactos por queimadas, infestação de florestas por pragas e doenças, invasão por plantas e animais exóticos, poluição, aporte de agrotóxicos, controle de predadores, sobreposição entre áreas de criação de animais domésticos e áreas para conservação de animais selvagens (Guimarães *et al.* 2012).

A zona de amortecimento corresponde ao trecho circundante, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, e seus limites devem constar do Plano de Manejo da Unidade (Brasil 2000). A legislação brasileira determina que as UCs com zonas de amortecimento estabelecidas, ou não, precisam ser consultadas durante o licenciamento ambiental (Resolução Conama n. 428/2010). Quando a zona de amortecimento não estiver legalmente estabelecida, uma

faixa de 3 km no entorno da Unidade de Conservação deve ser considerada no licenciamento de empreendimentos com significativo impacto ambiental, e uma faixa de 2 km no licenciamento de empreendimentos não sujeitos a Estudo e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA). Sugerimos, pois, que as zonas de amortecimento para as Reservas Biológicas de Sooretama, Córrego do Veado e Córrego Grande, estabelecidas em 2015, passem a contornar as bacias ou sub-bacias hidrográficas, de forma a contribuir legalmente para a efetiva conservação dos ambientes aquáticos, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a biota interdependente dos recursos hídricos.

À medida que a paisagem se torna fragmentada, cresce a importância das conexões hidrológicas entre seus diversos elementos (Moulon & Souza 2006). Com a degradação da área de entorno direto das UCs, especialmente pela supressão da vegetação ripária, pelo assoreamento, erosão, represamento e poluição (Coelho Neto & Avelar 2007; Adams, 2000; Barletta *et al.* 2010), tais áreas tornam-se vulneráveis.

Os parques recursos destinados às áreas protegidas precisam ser empregados no sentido de se evitar a perda de biodiversidade. Áreas de APP estão sujeitas a legislação específica (o novo Código Florestal). O problema reside no cumprimento da norma. Para se alcançar resultados de cunho prático será preciso trabalhar com incentivos pelos serviços ecossistêmicos nas comunidades no entorno de Unidades de Conservação. O procedimento mais imediato pode ser o simples cercamento das zonas ripárias com mourões e arames. Alguns trechos podem ser mantidos abertos, possibilitando ao gado acesso para beber água. A floresta protegida no entorno deve fornecer um banco de sementes necessárias à restauração local. Para incentivar tal isolamento das margens fluviais, bem como a sua proteção ao pisoteio por gado, o ICMBio e o Ministério Público podem dialogar com os proprietários rurais em um primeiro esforço para discutirem e firmarem Termos de Ajustamento de Conduta (TAC), para garantir uma imediata proteção. Muitos fazendeiros locais dedicam-se a atividades de pastoreio, agricultura de café, fruticultura, ou ainda ao plantio de eucalipto. O isolamento das margens fluviais com cercas representa um método de baixo custo, com possibilidades de restauração espontânea de grande parte das zonas ripárias (Sarmiento-Soares 2013). Quando for comprovada a incapacidade do proprietário de arcar com os custos de proteção das Áreas de Preservação Permanentes (APPs), poderia lançar-se mão dos recursos de Compensações Ambientais. A compensação ambiental é um instrumento de política pública pela qual os impactos sociais e ambientais da degradação são incorporados ao empreendimento (Lei n. 9.985/2000, artigo 36 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, Brasil, 2014). É uma espécie de indenização pela degradação onde os danos identificados no processo de licenciamento são anexados aos custos globais do empreendedor. Outra possibilidade, para pequenos proprietários que explorem economicamente as margens dos cursos de água, seria a substituição da atividade econômica pela prestação de serviços ambientais (através do Pagamento por Serviços Ambientais - PSA), de modo a manter ou recuperar o ecossistema original da propriedade (tecnicamente considerada uma Área de Preservação Permanente). No PSA o proprietário rural recebe um auxílio financeiro para proteger a área, ao invés de usá-la para fins de agricultura ou pecuária. Nossa equipe recentemente percorreu as bacias dos rios Barra Seca e Itaúnas e observou que são raríssimos os casos de zonas ripárias conservadas. Pesquisas direcionadas ao entorno de áreas protegidas podem buscar e propor empreendimentos alternativos aos proprietários de áreas do entorno, que sejam economicamente viáveis. Ações coletivas planejadas têm o potencial de gerar benefícios aos proprietários locais e ao meio ambiente, e tais ações precisam ser dialogadas entre governo, setor produtivo, academia e o cidadão.

A maior parte da população mundial vive em zonas costeiras, e há uma tendência permanente de aumento da concentração demográfica nessas regiões (Agenda 21, 1996). Devido a fatores históricos relacionados à ocupação do território brasileiro e seguindo a tendência mundial da população em ocupar predominantemente áreas próximas ao litoral, o Brasil apresenta mais da metade da população em municípios da zona costeira, e essa relação pode aumentar para dois terços até 2020 (Agenda 21, 1996; MMA, 1999; 2002). Assim, podemos prever que a pressão antrópica sobre as Reservas próximas à costa crescerá. Contudo, defendemos que é perfeitamente

possível implementar soluções que sejam adequadas a cada situação, mas se essas soluções não forem aplicadas de forma urgente, poderá ser jogado por terra todo o trabalho realizado para a manutenção de Unidades de Conservação, como forma de preservação da biodiversidade da Mata Atlântica.

Agradecimentos

Somos gratos à equipe do ICMBio, em especial a Valdir Martins, Eliton Lima e Sebastião Peroni (REBIO Sooretama); Osvaldo Ceotto (REBIO Córrego do Veado) e Ligia Coser e José Ramos (REBIO Córrego Grande), pela troca de ideias e ajuda durante as atividades de campo nas respectivas UCs e no entorno. Aos colegas do Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Museu Nacional (MNRJ) e Projeto DiversidadeES, pela ajuda nos trabalhos de campo e de laboratório. Apoio financeiro foi conseguido junto à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Espírito Santo (FAPES/ES) através do Project “Efetividade de Unidades de Conservação do estado do Espírito Santo para a proteção da biodiversidade”, Processo nº 51187434/10. Agradecemos ao Instituto Chico Mendes pelas autorizações com finalidade científica n. 20096-1 e 27880-1. A contribuição nesta revista foi incentivada pela parceria com o Plano de Ação Nacional para a conservação dos peixes rivulídeos ameaçados de extinção (PAN Rivulídeos). Somos gratos a R.M.C. Castro e M. Petrere Jr., pelos comentários e sugestões dirimidos durante a redação textual. A primeira autora recebeu apoio através de bolsa PA- FAPES, durante a atividade de campo nas Reservas, e bolsa PCI- E1, CNPq/ INMA, entre 2014 e 2016.

Referências bibliográficas

- Abell, R.; Thieme M.L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas, S.C.; Bussing, W.; Stiassny, M.L.J.; Skelton, P.; Allen, G.R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Ng, R.; Sindorf, N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, J.V.; Heibel, T.J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H.L.; Reis, R.E.; Lundberg, J.G.; Sabaj Pérez, M.H. & Petry, P. 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, 58: 403-414.
- Adams, C. 2000. **Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental**. Annablume, São Paulo. 337p.
- Agenda 21. 1996. United Nations Conference on Environment and Development. Parágrafo 17.3.
- Barletta, M.; Jaureguizar, A.J.; Baigun, C.; Fontoura, N.F.; Agostinho, A.A.; Almeida-Val, V.M.F.; Val, A.L.; Torres, R.A.; Jimenes-Segura, L.F.; Giarrizzo, T.; Fabré, N.N.; Batista, V.S.; Lasso, C.; Taphorn, D.C.; Costa, M.F.; Chaves, P.T.; Vieira, J.P. & Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, 76: 2118-2176.
- Brasil, 2004. **SNUC. Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. 5 ed. Aum. Brasília, MMA/SBF. 56p.
- Coelho Netto, A.L. & Avelar, A.S. 2007. O uso da terra e a dinâmica hidrológica. Comportamento hidrológico e erosivo de bacias de drenagem. Capítulo 5, p. 59-74. In: Santos, R.F. (org.). **Vulnerabilidade ambiental. Desastres naturais ou fenômenos induzidos?** Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 196p.
- Campanili, M. & Prochnow, M. 2006. **Mata Atlântica – uma rede pela floresta**. Brasília: RMA. 334p.
- Coimbra-Filho, A.F. & Câmara, I.G. 1996. **Os limites originais do Bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 86p.
- Costa, M.B. 2006. **Avaliação da irrigação por pivô central na cultura do café (*Coffea canephora* L.) e na cultura do mamoeiro (*Carica papaya* L.) no município de Pinheiros - ES**. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- Costa, W.J.E.M. 2007. Taxonomic revision of the seasonal South American killifish genus *Simpsonichthys* (Teleostei: Cyprinodontiformes: Aplocheiloidei: Rivulidae). **Zootaxa**, 1669: 1-134.

- Costa, W.J.E.M. 2008. Monophyly and taxonomy of the Neotropical seasonal killifish genus *Leptolebias* (Teleostei: Aplocheiloidei: Rivulidae), with the description of a new genus. **Zoological Journal of the Linnean Society**, 153: 147-160.
- Costa, W.J.E.M. 2014. A new genus of miniature cynolebiasine from the Atlantic Forest and alternative biogeographical explanations for seasonal killifish distribution patterns in South America (Cyprinodontiformes: Rivulidae). **Vertebrate Zoology**, 64 (1): 23-33.
- Dean, W.A. 1996. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Cia. das Letras. 484p.
- Dudgeon, D.A.; Arthington, H.; Gessner, M.O.; Kawabata, Z.-I.; Knowler, D.J.; Lévêque, C.; Naiman, R.J.; Prieur-Richard, A.H.; Soto, D.; Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Review**, 81: 163-182.
- Ferreira Júnior, O. 2012. **GPS Trackmaker Professional**. Belo Horizonte.
- Ferreira, S.R.B. 2002. **Da fartura à escassez: a agroindústria de celulose e o fim dos territórios comunais no Extremo Norte do Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo.
- Guimarães, J.C.C.; Machado, F.S.; Borges, L.A.C.; Rezende, J.L.P.; Soares, A.A.V. & Santos, A.A. 2012. Aspectos legais do entorno das Unidades de Conservação brasileiras: área circundante e zona de amortecimento em face à resolução Conama Nº 428/2010. **Espaço & Geografia**, 15: 1-20.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria Nº 445, de 17 de Dezembro de 2014. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção Peixes e Invertebrados Aquáticos. Anexo I, Anexo II**. <http://www.lex.com.br/legis_26308276_PORTARIA_N_445_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.aspx> (acesso em 06/03/2015).
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha**. Porto Seguro, Fundação BIO RIO. 245p.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 1999. **Relatório de sistematização de informações para os estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná**. Programa nacional da diversidade biológica – Pronabio, Região Sudeste.
- Moulton, T.P. & Souza, M.L. 2006. Conservação com base em bacias hidrográficas, p. 157-182. In: Rocha C.F.D., Bergallo H.G., Sluys M.V. & Alves A.S.A. eds. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa.
- Peixoto, A.L. & Gentry, A. 1990. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, 13(1): 19-25.
- Quintela, F.M. 2013. Registros de mamíferos de médio e grande porte em sistemas límnicos e ecossistemas associados no município de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. In: **Seminário de Estudos Limnológicos em Clima Subtropical**. Santa Maria.
- Rizzini, C.T. 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil: Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2a ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural.
- Saadi, A. 1993. Neotectônica da plataforma brasileira: esboço e interpretações preliminares. **Geonomos**, 1: 1-15.
- Saadi, A. 1998. Neotectônica dos tabuleiros litorâneos do sul do estado da Bahia. In **Congresso Brasileiro de Geologia**, 40, Anais. P. 83. Belo Horizonte: SBG.
- Sarmiento-Soares, L.M. 2013. Efetividade das Unidades de Conservação na proteção da biodiversidade aquática. Estudo de caso com o Projeto DiversidadES, p. 11-20. In: Sarmiento-Soares, L.M.; E.J. Lirio & R.F. Martins-Pinheiro (Eds.). **II SIMBIOMA – Simpósio sobre a Biodiversidade da Mata Atlântica**. Santa Teresa, Sambio.
- Sarmiento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2012. A fauna de peixes nas bacias do norte do Espírito Santo, Brasil. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, 12: 27-52.



Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2013. A fauna de peixes na REBIO Córrego Grande e seu entorno direto, Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 31: 25-57.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2014a. A fauna de peixes na bacia do rio Barra Seca e REBIO de Sooretama, Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 35: 49-104.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2014b. Uso inadequado das águas: a grande ameaça a sobrevivência das UCs na Mata Atlântica: o caso da REBIO Sooretama. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 110: 16-18.

Sarmento-Soares, L.M. & Martins-Pinheiro, R.F. 2015. Reservas morrem de sede: peixes e suprimento de água na REBIO Córrego do Veado, Espírito Santo, Brasil, p. 10-24. *In*: Sarmento-Soares, L.M.; E.J. Lirio & R.F. Martins-Pinheiro (Eds.). **IV SIMBIOMA- Simpósio sobre a Biodiversidade da Mata Atlântica**. Santa Teresa, Sambio.

Sarmento-Soares, L.M., Mazzoni, R. & Martins-Pinheiro, R.F. 2009. A fauna de peixes nas bacias litorâneas da Costa do Descobrimento, Extremo Sul da Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, 9: 139-157.

Simões, L.L. & Lino, C.F., org. 2002. **Sustentável Mata Atlântica: a exploração dos seus recursos florestais**. São Paulo: Senac. 216p.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Conservação Ambiental em Paraty, RJ: Desafios para se Colocar a Ciência em Prática

Ana Carolina Esteves Dias¹ & Cristiana Simão Seixas¹

Recebido em 08/09/2016 – Aceito em 15/02/2017

RESUMO – Paraty, no estado do Rio de Janeiro, é um município privilegiado tanto pela riqueza patrimonial e cultural, incluindo as comunidades tradicionais (quilombolas, caiçaras e indígenas), quanto pela beleza e riqueza natural de seus mares e florestas. Por estar situada em um hotspot de biodiversidade, a Mata Atlântica, e em vista do cenário acima descrito, foram criadas várias unidades de conservação (UCs) marinhas e terrestres de proteção integral e de uso sustentável. Nesta região, diversas pesquisas foram realizadas, entretanto, pouco se sabe sobre a utilização dessas pesquisas para a gestão de unidades de conservação. De fato, lacunas de comunicação e de trocas de conhecimento entre pesquisadores, população local e gestores estão entre os grandes empecilhos para a gestão colaborativa costeira, identificados em um workshop internacional realizado em Paraty, em dezembro de 2010. Este trabalho visa investigar se, e como, os resultados das pesquisas acadêmicas estão sendo utilizados para a gestão das UCs de Paraty, e quais os empecilhos para tal utilização. Para tanto, foi feito um levantamento dos trabalhos científicos relacionados às UCs de Paraty e entrevistas com os gestores de quatro UCs situadas neste município. Constatou-se que há pouca utilização das pesquisas na gestão dessas UCs. Isso ocorre por diversos fatores. A divergência de foco entre os gestores e pesquisadores e a falta de comunicação entre pesquisadores e UCs estão entre os principais.

Palavras-chave: Gestão; Paraty; pesquisa científica; unidade de conservação.

ABSTRACT – Paraty, located in the south coast of Brazil, is a privileged municipality due to its cultural (indigenous, caiçara and quilombola communities) and biological diversity. Because of its location within a biodiversity hotspot, the Atlantic Forest, this area has been covered by several Protected Areas (PA), with distinct degrees of restriction. In this area, a great number of scientific research has been conducted, but little is known about the use of research results in PA management. In fact, lack of communication and knowledge exchange among researchers, managers and local resource users were one of the challenges to collaborative coastal management identified during an international workshop in Paraty in 2010. This research aims to identify if and how the managers of Protected Areas in Paraty are using scientific research results. If these managers are not using research outcomes, we considered the barriers to doing so. To that end, a review of ongoing and past research projects regarding conservation and sustainability in Paraty was carried out, as well as semi-structured interviews with the managers of four Protected Areas. We found that scientific research is underused in the management of Protected Areas. This occurs because of several factors. The main causes are the divergence of focus between research and the needs of managers and the lack of communication between researchers and managers.

Keywords: Management; Paraty; protected areas; scientific research.

RESUMEN – La ciudad de Paraty, ubicada en la costa sur de Brasil, es un sitio privilegiado debido a su diversidad cultural (comunidades indígenas e.g. Caiçara y Quilombola) y biológica. Debido a que está localizada en el Bosque Atlántico, un “hot-spot” de biodiversidad, esta zona está cubierta por varias áreas

Afiliação

¹ Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Instituto de Biologia/IB e Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais/NEPAM, Grupo de pesquisa Conservação e Gestão Participativa de Recursos de Uso Comum/CGCommons. Rua dos Flamboyants, 155, Cidade Universitária “Zeferino Vaz”, Campinas/SP, Brasil. CEP: 13.083-867.

E-mails

dias.ac09@gmail.com, csseixas@unicamp.br

protegidas, de distintos grados de protección. Se han llevado a cabo un gran número de investigaciones científicas en el área, sin embargo, se conoce poco sobre el uso de los resultados de estas investigaciones sobre el manejo de las AP. De hecho, uno de los desafíos para la gestión costera colaborativa, identificados durante un taller internacional en Paraty en 2010, fue la falta de comunicación e intercambio entre los investigadores, administradores de las áreas y la población local. Este trabajo tiene como objetivo investigar si se están utilizando y de qué manera, los resultados de la investigación académica para la gestión de las áreas protegidas de Paraty, en el caso de que no sea así, identificar cuáles son los impedimentos para que esto ocurra. Para llevar a cabo esto, se realizó una revisión de los proyectos pasados y actuales relacionados con la conservación y sustentabilidad en Paraty, así como también, entrevistas semi-estructuradas con los administradores de cuatro áreas protegidas. Se observó que existe poco uso de los resultados de las investigaciones en la gestión de las áreas protegidas. Esto ocurre debido a múltiples factores, pero las causas principales son la diferencia entre el enfoque de las investigaciones científicas y las demandas de los administradores de las áreas, así como también la falta de comunicación entre los investigadores y administradores.

Palabras clave: Áreas protegidas; investigación científica; manejo; Paraty.

Introdução

As unidades de conservação (UCs) são áreas protegidas pelo poder público, classificadas como UCs de proteção integral¹ e UCs de uso sustentável². O primeiro caso prevê a preservação da natureza, ou seja, a manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, permitindo apenas o uso indireto dos recursos naturais. O segundo visa conciliar a conservação da natureza e o uso sustentável de parte dos seus recursos naturais, visando o bem-estar da população local (Lei Federal n. 9.985/2000).

Por apresentarem ecossistemas bastante preservados, as UCs estão entre as principais áreas de estudo de cientistas naturais. Ademais, como muitas das UCs de proteção integral criadas no Brasil desconsideraram que no seu interior já existiam comunidades humanas, essas UCs também atraem muitos cientistas sociais interessados em pesquisar as interações dessas comunidades com o ambiente em que vivem e com os gestores das UCs. O conhecimento científico gerado pelas pesquisas realizadas dentro de áreas protegidas tem o potencial de contribuir para uma melhor gestão das unidades.

A gestão de uma UC deve ser feita com o apoio do Conselho Gestor, que é um fórum de discussão e negociação entre diversos órgãos governamentais e organizações da sociedade civil. Nas UCs de proteção integral e na maioria das UCs de uso sustentável, os Conselhos são consultivos, ou seja, o poder final de decisão resta exclusivamente sobre o órgão gestor da UC – embora, na maioria dos casos, este acate as sugestões do Conselho. Já nas Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Extrativistas, os Conselhos são deliberativos, detendo o poder final de decisão (Silva 2007).

As escolhas de gestão das UCs devem ser feitas com base no conhecimento existente sobre a UC e sua biodiversidade. É importante agregar o conhecimento produzido na academia e o conhecimento dos usuários dos recursos com a experiência dos gestores para atingir resultados consistentes de manejo. Toda tomada de decisão requer habilidade de fazer boas escolhas, mesmo sem o conhecimento completo sobre o assunto em questão, usando todas informações/conhecimentos disponíveis até o momento (Johannes 1998, Polasky *et al.* 2011).

De acordo com Knight *et al.* (2008), dois terços dos trabalhos sobre conservação publicados na literatura científica por eles revisada não são convertidos em ações. Uma entre várias medidas necessárias para tentar colocar todo esse conhecimento em prática é ter como tema de pesquisa

¹ UC de proteção integral: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre (Lei Federal n. 9.985/2000).

² UC de uso sustentável: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva da Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (Lei n. 9.985/2000).

os próprios praticantes das ações de conservação (Knight *et al.* 2008). É nesse contexto que surge a proposta desse trabalho, que visa levantar informações que possam contribuir para minimizar as lacunas de comunicação e acesso ao conhecimento científico.

Assim, este artigo propõe-se a fazer uma revisão bibliográfica dos resultados de pesquisas científicas realizadas nas UCs – no município de Paraty/RJ e comparar com as demandas de pesquisa de cada UC. Em seguida, investigar se os resultados de pesquisas acadêmicas estão sendo utilizados para a gestão dessas UCs. E, nos casos em que não haja essa interação, investigar quais os empecilhos para sua utilização.

Área de estudo

Paraty é uma das cidades mais antigas do Brasil, tendo sido um importante porto de escoamento de produtos brasileiros, como açúcar e café, durante os séculos XVIII e XIX. Ao longo dos anos, Paraty manteve sua arquitetura colonial original e, em 1966, foi reconhecida como Patrimônio Histórico Nacional. Atualmente, pleiteia ser declarada Patrimônio da Humanidade pela UNESCO (IBRAM 2014).

Paraty está inserida no bioma Mata Atlântica, um hotspot de biodiversidade brasileiro que constitui um centro de endemismo biótico (Mittermeier 2005). Sua zona costeira situa-se principalmente na Baía de Paraty, que integra a Baía de Ilha de Grande, enquanto apenas a porção sul da zona costeira do município está voltada para mar aberto (Signorini 1980). Em toda essa área, encontra-se uma diversidade de ecossistemas marinhos – de manguezais a recifes de corais. Paraty conta com comunidades tradicionais quilombolas, indígenas e caiçaras, que carregam uma rica bagagem cultural e apresentam um modelo de ocupação do espaço e uso dos recursos naturais que tem se perdurado por várias gerações (Diegues 2004).

Com o intuito de conservar a biodiversidade local e cuidar de seu patrimônio histórico, foram criadas diversas unidades de conservação em Paraty nas instâncias federal, estadual e municipal (Tabela 1).

Tabela 1 – Características das unidades de conservação de Paraty/RJ³. Siglas: PNSB – Parque Nacional da Serra da Bocaina, ESEC – Estação Ecológica, APA – Área de Proteção Ambiental.

UC	Instância	Abrangência	Órgão gestor	Tipo da UC	Ecosistema predominante
PNSB	Federal	Angra dos Reis e Paraty / RJ; Arapeí, Areias, Bananal, Cunha, S. José do Barreiro, Silveiras e Ubatuba / SP	ICMBio	Proteção integral	Floresta tropical pluvial atlântica perenifolia e florestas de latitude
ESEC Tamoios	Federal	Angra dos Reis e Paraty / RJ	ICMBio	Proteção integral	Floresta ombrófila (insular), costões rochosos e ambiente marinho
APA Cairuçu	Federal	Paraty / RJ	ICMBio	Uso sustentável	Marinho, mata atlântica de encosta, floresta montana e sub-montana
REEJ	Estadual	Paraty / RJ	INEA RJ	Em reclassificação ⁴	Remanescentes florestais de Mata Atlântica, restingas e mangues
APA Municipal da Baía de Paraty	Municipal	Paraty / RJ	SEDUMA	Uso sustentável	Marinho e costeiro, manguezal, restinga e floresta ombrófila densa

³ Fontes: Benchimol 2007; Decreto Estadual n. 17.981; Portaria ICMBio n. 82; Gomes *et al.* 2004; Lino *et al.* 2007.

⁴ A Reserva Estadual Ecológica da Juatinga (REEJ) foi criada com o objetivo de proteger tanto o ambiente quanto as comunidades caiçaras que vivem em seu interior (Decreto Estadual n. 17.981/1992), no entanto, encontra-se em processo de recategorização por não pertencer a nenhuma das categorias estabelecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Cavaliere 2003).

Os órgãos gestores das UCs de Paraty são o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), na instância federal, o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA-RJ), na instância estadual, e a Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (SEDUMA). Nem todas as unidades apresentam conselho gestor e/ou plano de manejo.

Métodos de pesquisa

Coleta de dados

(i) Revisão da literatura

No primeiro semestre de 2012, foi feito um levantamento bibliográfico das pesquisas científicas, de relatórios de pesquisa e projetos de pesquisa realizadas em Paraty sobre conservação e sustentabilidade utilizando a internet como veículo de informação. Os sites pesquisados foram Google Acadêmico, o banco de teses da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), o Scielo, o Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas em Áreas Úmidas Brasileiras (NUPAUB) da Universidade de São Paulo (USP), a Biblioteca Digital da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), a Biblioteca Virtual Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), a base de dados Minerva da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Fisheries and Food Organization (FIFO), site do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Além disso, foi fornecido pelas UC um banco de dados próprio (não unificado) das pesquisas cadastradas realizadas dentro de cada uma. Dentre os trabalhos catalogados nas bases de dados das UCs, 190 projetos de pesquisa foram encontrados, porém esses não foram contabilizados nas análises por não conterem resultados de pesquisa.

As palavras-chave utilizadas para todos os sites de busca foram *Paraty, Parati, Área de Proteção Ambiental Cairuçu, Estação Ecológica de Tamoios, Parque Nacional da Serra da Bocaina e Reserva Estadual Ecológica da Juatinga*. Para o Google Acadêmico, além desses, foram adicionados mais filtros (*conservação, desenvolvimento sustentável, sustentabilidade, ecologia*) devido ao grande volume de resultados e à diversidade de temas encontrados. Essa busca resultou no levantamento de 89 referências bibliográficas. Em relação à REEJ, foi encontrada uma lista de trabalhos realizados nessa UCs no site do INEA. Essas listas elevaram o número para 354 referências bibliográficas, incluindo projetos de pesquisa.

Dos 354 trabalhos encontrados, foram excluídos os projetos de pesquisa (190) e de extensão (2) e os trabalhos que não estavam em português (51). Assim, foram consideradas nas análises 111 referências bibliográficas, todas em português. Apesar da importância de trabalhos publicados em outros idiomas, principalmente o inglês, esse critério foi adotado a partir do pressuposto de que a gestão das unidades de conservação no Brasil baseia-se sobretudo na literatura em português, uma vez que o concurso público para analista ambiental das unidades de conservação do Brasil não exige o conhecimento de línguas estrangeiras. Deve haver uma ampla gama de literatura em outros idiomas (principalmente em inglês), cuja área de estudo envolve as UCs de Paraty, porém, essa busca está fora do escopo do presente trabalho.

(ii) Entrevistas com gestores

Na segunda etapa do estudo, foram realizadas entrevistas semiestruturadas com os gestores das seguintes unidades de conservação de Paraty: PNSB, ESEC Tamoios, APA Cairuçu e Reserva Ecológica da Juatinga. Apesar de a APA Municipal da Baía de Paraty ter sido criada em 1984 (Lei Municipal n. 685/1984), ela ainda não foi implementada e por isso não apresenta um gestor responsável para fornecer informações necessárias a esta pesquisa.

O roteiro das entrevistas visou identificar (i) se os gestores têm acesso e utilizam resultados de pesquisas acadêmicas na gestão das UCs; e (ii) em quais assuntos eles percebem a necessidade de pesquisas adicionais. As entrevistas foram gravadas ou anotadas no caderno de campo para posterior análise.

Análise de dados

(i) Revisão da literatura

A análise de dados foi pautada pela Teoria Fundamentada nos Dados (Bernard 2006). Os dados qualitativos foram tratados por meio de uma abordagem descritivo-reflexiva, na qual as categorias de análise emergem dos próprios dados (Dantas *et al.* 2009). A partir das referências bibliográficas selecionadas, os tópicos centrais de cada trabalho foram codificados. Os trabalhos que apresentavam tópicos de pesquisa semelhantes foram agrupados em categorias. Em seguida, esses trabalhos foram comparados com os temas prioritários para gestão de cada UC (veja a seguir). É importante ressaltar que, devido ao fato de algumas UCs em Paraty apresentarem sobreposição de áreas, como é o caso da REEJ, que está totalmente inserida na APA Cairuçu, e o PNSB, parcialmente inserido nessa APA, alguns trabalhos foram considerados para mais de uma UC, dependendo da descrição da área de abrangência da pesquisa.

(ii) Entrevistas com gestores

As respostas dos gestores quanto aos temas prioritários de pesquisa para a gestão das UCs foram agrupadas em categorias. Essas categorias foram, então, comparadas com os tópicos de pesquisa encontrados na bibliografia analisada. As respostas relacionadas aos empecilhos para a utilização do conhecimento gerado pelas pesquisas científicas também foram agrupadas e discutidas com base nos dados disponíveis relacionados a esses empecilhos.

Resultados e discussão

Produção científica e demanda de pesquisa para as UCs

Ao todo, foram catalogados 111 trabalhos em português, sendo 54 artigos publicados em revistas científicas, 20 dissertações de mestrado, 12 monografias, 11 teses de doutorado, 11 trabalhos publicados em anais de congresso e três livros. Mesmo assim, vale considerar que muitos dos projetos enquadram-se nas categorias identificadas para este estudo e poderão gerar resultados com o potencial de contribuir como subsídios para a gestão das UCs investigadas.

De acordo com os gestores e dados disponíveis nos sites das UCs, foram identificados 10 temas prioritários de gestão para a APA Cairuçu, 5 para a ESEC Tamoios, 9 para o PNSB e 4 para a REEJ. Os trabalhos catalogados e os temas prioritários de pesquisa para as UCs foram agrupados em 20 categorias de análise. Abaixo, estão listados os temas prioritários para cada UC por categoria de análise:

- **Conservação:** pesquisas que subsidiam projetos para a proteção da fauna, inclusive a marinha (APA Cairuçu); conservação das espécies e ambientes (PNSB).
- **Estudo do ambiente físico:** estudos sobre as condições climáticas e da qualidade das águas nos rios, nas praias onde habitam comunidades e junto aos manguezais (APA Cairuçu); dados físico-químicos da área (correntes marítimas, salinidade, temperatura da água, condições atmosféricas, características do sedimento e perfil geológico) (ESEC Tamoios); caracterização ambiental (PNSB).

- **Gestão de unidades de conservação:** Levantamento das trilhas existentes, suas condições de percurso, infraestrutura disponível, condições de visitação pública e intervenções necessárias (APA Cairuçu); mapeamento das ocupações em áreas de risco no interior (APA Cairuçu); pesquisas que tratam da implantação da UC (PNSB).
- **Impacto ambiental:** estudos sobre os impactos ambientais gerados pela operação das marinas (APA Cairuçu); estudos sobre os impactos ambientais causados pelo lixo da Boa Vista nos caixetais, manguezais e nas águas do saco do Funil (APA Cairuçu).
- **Inventário e distribuição de fauna:** pesquisas sobre a fauna e avifauna local, incluindo espécies com presença ocasional que não ocorrem na região (como pinguins, lobos marinhos), bem como estudos sobre o tráfico de animais silvestres na região da UC e seus impactos sobre a biodiversidade (APA Cairuçu); composição da biota marinha e insular (ESEC Tamoios); levantamento do potencial biológico da UC (PNSB); pesquisas sobre a fauna da UC (REEJ).
- **Inventário e distribuição de flora:** composição da biota marinha e insular (ESEC Tamoios); levantamento do potencial biológico da UC (PNSB).
- **Manejo dos recursos naturais:** estudos da ocorrência e manejo da caixeta (*Tabebuia cassinoides*) e florestas secundárias em todo o território da UC (APA Cairuçu); estudos da ocorrência e manejo do palmito Juçara em todo o território da UC (APA Cairuçu); pesquisas que possibilitem o desenvolvimento de atividades de manejo agroflorestal, agroecológico e aquíicultura (APA Cairuçu); pesquisas que subsidiem o zoneamento e manejo sustentado dos ambientes marinhos (APA Cairuçu); pesquisas que abordam a gestão dos recursos naturais (PNSB).
- **Modos de vida da população local:** usos tradicionais da terra e dos recursos naturais, principalmente recursos naturais não-madeireiros (REEJ); modos de vida dos caiçaras; tradições e cultura caiçara (REEJ).
- **Pesca:** manejo da pesca e reprodução da garoupa (ESEC Tamoios).
- **Recuperação de áreas degradadas:** pesquisas que subsidiem projetos para a recuperação de áreas degradadas e de reflorestamento ou enriquecimento florestal na UC (APA Cairuçu).
- **Sítios arqueológicos:** estudos dos sambaquis e sítios arqueológicos no interior da UC (APA Cairuçu).
- **Taxonomia, filogenia e sistemática da fauna:** levantamento do potencial biológico (PNSB); pesquisas sobre a fauna (REEJ).
- **Taxonomia, filogenia e sistemática da flora:** levantamento do potencial biológico (PNSB).
- **Turismo:** estudos de capacidade de suporte dos principais sítios e atrativos turísticos (APA Cairuçu); levantamento das trilhas existentes, suas condições de percurso, infraestrutura disponível, condições de visitação pública e intervenções necessárias (APA Cairuçu); gestão do turismo (REEJ).
- **Zoneamento, mapeamento e monitoramento da UC e sua biodiversidade:** estudos que subsidiem o zoneamento das áreas marinhas adjacentes à UC (APA Cairuçu); monitorar cobertura vegetal através de imagens de satélites e fotos aéreas (APA Cairuçu); pesquisas que subsidiem o manejo sustentado dos ambientes marinhos (APA Cairuçu); monitoramento da biota e condições físico-químicas (ESEC Tamoios); mapeamento da biodiversidade (PNSB).

Ao comparar as 111 referências bibliográficas catalogadas com os temas prioritários para a gestão das UCs, identifica-se que há sobreposição para a maioria das categorias de análise, como mostra a Tabela 2. No entanto, para algumas categorias, poucos ou nenhum trabalho foi catalogado, como é o caso das categorias *Recuperação de áreas degradadas*, *Sítios arqueológicos* e *zoneamento, Mapeamento e monitoramento da UC e sua biodiversidade*, por exemplo.

Tabela 2 – Quantidade de trabalhos por tópico de pesquisa encontrado na literatura e por tema prioritário de pesquisa para cada UC. As células cinza identificam temas de pesquisa prioritários para a gestão de cada UC.

Tópicos de pesquisa e temas prioritários por UC (cinza)	APA Cairuçu	ESEC Tamoios	PNSB	REEJ	Total por tópico*
Turismo	8	1	9	6	24
Pesca	2	2	7	10	21
Conservação	5	2	7	4	18
Gestão de UC	3	3	6	6	18
Modos de vida da população local	6	2	2	7	17
Ecologia	1	4	7	3	15
Estudo do ambiente físico	2	1	11	0	14
Inventário e distribuição de fauna	0	5	6	0	11
Outras questões sociais	1	5	2	3	11
Taxonomia, filogenia e sistemática da flora	4	0	6	1	11
Educação ambiental	4	2	2	2	10
Impacto ambiental	4	1	2	2	9
Inventário e distribuição de flora	0	2	3	3	8
Manejo dos recursos naturais	2	2	3	1	8
Desenvolvimento local	3	0	3	1	7
Anatomia/ fisiologia vegetal	1	0	0	0	1
Recuperação de áreas degradadas	1	0	0	0	1
Taxonomia, filogenia e sistemática da fauna	0	0	0	1	1
Zoneamento, mapeamento e monitoramento da UC e sua biodiversidade	1	0	0	0	1
Sítios arqueológicos	0	0	0	0	0
Total por UC	36	21	63	37	

* Há sobreposição de temas e áreas de estudo, por isso, alguns trabalhos foram catalogados em mais de uma categoria. Assim, o total real de trabalhos é menor do que a soma do total de trabalhos em cada UC.

Utilização de pesquisas científicas na gestão das UCs

De acordo com a Tabela 2, a maioria dos temas prioritários para a gestão das quatro UCs estudadas foi contemplada pelas pesquisas. Entretanto, vale ressaltar que, dentro de um mesmo tema, as visões sobre o que é importante pesquisar pode variar na opinião do gestor e do pesquisador. Segundo o SISBIO⁵, o PNSB é a 9ª UC federal mais pesquisada no Brasil (ICMBIO

⁵ O Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) é um sistema de atendimento à distância que permite a pesquisadores solicitarem autorizações para coleta de material biológico e para a realização de pesquisa em unidades de conservação federais e cavernas. O SISBIO também apresenta uma base de dados sobre a biodiversidade das unidades de conservação brasileiras.

2011), sendo também a UC que apresentou maior quantidade dos trabalhos aqui analisados. Durante a entrevista, o gestor mencionou que nesta UC há uma analista responsável pela área de pesquisa, não sendo o papel de gestor o mais adequado para fornecer essas informações. É fato que há temas sendo pesquisados que não são classificados como prioritários pelos gestores, mas cujos resultados de pesquisas têm o potencial de atrair a atenção dos gestores para questões importantes para a conservação. Ao mesmo tempo, é preciso considerar que a produção de conhecimento científico não tem, necessariamente, aplicação prática.

Nas áreas estudadas, apesar de as UCs terem entre seus objetivos viabilizar a pesquisa científica, os gestores, de modo geral, não estão incorporando esse conhecimento gerado em sua gestão. Na APA Cairuçu, os documentos que subsidiam a gestão são pareceres, relatórios e experiências de outras UCs, experiência dos analistas ambientais e livros. No PNSB, os trabalhos utilizados para a gestão são elaborados pela própria equipe técnica da UC, não sendo aproveitadas pesquisas acadêmicas para este fim. A falta de intercâmbio de informações entre pesquisadores e gestores evidencia que não está ocorrendo a absorção do conhecimento científico para colocá-lo em prática. Esse fato merece atenção, pois está sendo observado não só no Brasil, mas em outros países, e nas mais variadas áreas do conhecimento (Davies & Nutley 2001).

Existem casos, no entanto, em que esse cenário se inverte, como foi identificado por Ormerod (2003) e por Flashpohler *et al.* (2000), ao aplicarem questionários a autores de dois periódicos: *Conservation Biology* (Flashpohler *et al.* 2000) e *Journal of Applied Biology* (Ormerod 2003), entre 1991 e 2001. Verificou-se que 82 e 99% dos autores entrevistados, respectivamente, faziam recomendações de manejo em suas publicações. Desses, a metade declarou que suas recomendações haviam sido utilizadas por gestores. De acordo com Ormerod (2003), os estudos mais usados pelos gestores envolviam: planejamento de estratégias de conservação para espécies e habitats importantes, controle de espécies-praga, manejo de sistemas agroecológicos, regulação de rios e planejamento de UC. Assim, os estudos supracitados apontam que a aplicação do conhecimento científico nesses casos está relacionada com a aproximação do conteúdo estudado com a prática da gestão, ou seja, quando os autores sugerem estratégias de manejo em suas pesquisas.

No Brasil, existem casos bem-sucedidos da utilização do conhecimento gerado na academia para a gestão de áreas protegidas, como o Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação, Recuperação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo (BIOTA/FAPESP). Esse programa é pautado pela ciência básica sobre a biodiversidade e possui uma base de dados integrada, denominada Sistema de Informação do Programa Biota/Fapesp (SinBIOTA)⁶. O SinBIOTA permite que qualquer pessoa acesse os dados obtidos pelos pesquisadores que fazem parte desse programa. Em 2001, esses dados foram compilados em mapas, resultando em um atlas sobre a biodiversidade do estado de São Paulo. Esse atlas é uma ferramenta do Instituto Florestal para subsidiar tomadas de decisão a respeito da conservação dessas espécies (BIOTA/FAPESP 2015).

Apesar do pouco uso do conhecimento científico na gestão das UCs de Paraty, isso deve ser incentivado. A ciência é um dos diferentes elementos que interagem na gestão das UCs (Cifuentes *et al.* 2000). Segundo Queiroz (2005, p. 192),

“O uso de bases pouco científicas, apoiadas apenas em planos de manejo pouco rigorosos, ou então apoiados somente em levantamentos rápidos, não consegue gerar estratégias capazes de oferecer resultados significativos para a conservação da biodiversidade de modo amplo e duradouro”.

⁶ O SinBIOTA pode ser acessado através do link: <<http://sinbiota.biota.org.br/>>

A pesquisa científica é um instrumento a ser utilizado na gestão de UC, contribuindo para avaliar a efetividade das UCs, e elaborar e reformular estratégias de manejo (Costa 2006, Cifuentes *et al.* 2000). Além disso, a integração da prática dos gestores, do conhecimento científico e do conhecimento local e tradicional dos usuários de recursos naturais deve ser fomentada. A co-produção de conhecimento (Armitage *et al.* 2011) é uma oportunidade de melhor compreender os sistemas naturais e melhorar as chances de sucesso na gestão das UC. Assim, para que a pesquisa contribua mais eficazmente com a gestão de UCs, é preciso identificar o porquê de essas duas esferas estarem desconectadas. Essa investigação será abordada na seção abaixo.

Empecilhos para a utilização dos resultados de pesquisas científicas na gestão das UCs

Os gestores entrevistados identificaram vários motivos para a não utilização dos resultados de pesquisas científicas na gestão dessas UCs. Esses empecilhos são abordados abaixo.

(i) Falta de aplicabilidade das pesquisas à realidade das UCs

De acordo com o gestor da APA Cairuçu, há muita pesquisa sendo feita cujos temas não são aplicáveis à realidade da APA. Apesar de constar no site os temas que precisam ser estudados e que seriam interessantes na gestão da APA Cairuçu, não há diálogo com as universidades no sentido de definir linhas de pesquisa de interesse comum.

A gestão da ESEC Tamoios identifica que é preciso analisar as informações geradas pelas pesquisas de maneira integrada, não basta um conhecimento pontual. Há alguns anos, existia um banco de dados em que o próprio pesquisador entrava no sistema e lançava seus dados, porém, por problemas burocráticos, o sistema não pode ser mantido online. Segundo o gestor, é prioridade que o sistema volte ao ar. Essa demanda é suprida em grande parte pelo SISBIO, onde são inseridos os dados de pesquisa e informações gerais dos projetos de pesquisas realizadas dentro das UCs federais, incluindo resultados dos estudos e recomendações de manejo. Desde 2011, os pesquisadores devem enviar um relatório, armazenado nesse sistema.

No caso do PNSB, apesar de muitos estudos serem realizados dentro de áreas abrangidas por esta UC, identificou-se uma lacuna de pesquisas relacionadas à ecologia da paisagem. Como foi citado pelo gestor,

“O Parque Nacional da Serra da Bocaina é um parque muito grande e muito diverso; tem trechos de altitude, tem trechos de litoral, tem todas as gradações de floresta nesse meio do caminho; áreas de altíssimo nível de conservação e áreas já bastante degradadas. Então, caracterizar esse mosaico é importantíssimo pra gente ter um trabalho mais consistente de conservação e de planejamento.”

Além disso, o gestor acredita ser necessário fazer um levantamento mais preciso das espécies de fauna e flora presentes no Parque. Ele identifica que as pesquisas acontecem muito mais por demandas das instituições acadêmicas e dos pesquisadores do que por demandas da UC. Já houve uma tentativa de parceria do Parque com uma universidade, porém não se concretizou. De acordo com o levantamento feito no presente trabalho, existem muitas pesquisas referentes ao padrão de distribuição, estrutura e dinâmica de populações biológicas, porém faltam esforços de pesquisa que integrem todos esses fatores. Tais esforços poderiam auxiliar, por exemplo, em um zoneamento dentro da UC, indicando áreas prioritárias as quais os poucos recursos humanos da gestão pudessem dar mais atenção.

Para a REEJ, há falta de trabalhos relacionados à fauna local, principalmente pesquisas sobre a composição (inventários), conforme afirmado pelo gestor. Para ele, poderia haver mais adequação entre as demandas de pesquisa da REEJ e dos pesquisadores.

Todos os entrevistados apontaram a divergência de foco entre as demandas das UCs de Paraty e as pesquisas realizadas como um dos motivos da não utilização dos resultados das pesquisas acadêmicas na gestão das UC. Essa lacuna de conhecimento realmente existe para alguns dos temas diagnosticados pelos gestores como prioritários. No entanto, muitas das pesquisas catalogadas vão ao encontro dos temas prioritários para a gestão e não são utilizadas pelos gestores. Esses resultados demonstram a falta de comunicação entre as UCs e os pesquisadores, como identificado na oficina sobre gestão colaborativa costeira, realizada em Paraty em dezembro de 2010 (Seixas *et al.*, em publicação).

(ii) Falta de pessoal e estrutura para incorporar o conhecimento científico à gestão

Na REEJ, faltava estrutura para acompanhar a realização de pesquisas, absorver e aplicar seus resultados. A equipe de trabalho era de apenas três pessoas até o final de 2012. Somente no início de 2013, contrataram-se mais de 10 funcionários que foram divididos em quatro equipes: gestão, educomunicação, uso público e fiscalização. A equipe responsável por assuntos relacionados à pesquisa científica poderia ser a de educomunicação ou de uso público, a definir. Essa equipe ficaria responsável por acompanhar os trabalhos de pesquisa que são feitos dentro da REEJ e fazer uma devolutiva de seus resultados tanto para a equipe interna, quanto para as comunidades que vivem dentro ou no entorno da REEJ.

Há uma necessidade de compilar a informação elaborada nos moldes científicos e adaptá-la para ser útil na prática. A pesquisa básica relacionada às espécies encontradas nas UCs, por exemplo, gera dados que podem ajudar a entender o ecossistema que integra a UC e a definir estratégias de gestão mais adequadas à realidade de cada UC. O esforço realizado pelo Programa BIOTA/FAPESP, citado acima é um exemplo. O ICMBio já está caminhando nesse sentido ao compilar dados de pesquisa em uma base de dados, o SISBIO. Atualmente, o SISBIO inclui um campo para que o pesquisador insira suas recomendações de gestão. Entretanto, ainda precisam ser definidos mecanismos institucionais que viabilizem o uso dessas informações no contexto da gestão das UCs. Desde 2012, o ICMBio lançou, em parceria com o Ministério do Meio Ambiente (MMA), a Universidade de São Paulo e com apoio do Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), o Portal da Biodiversidade (<http://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br>). O principal objetivo do portal é disponibilizar ao público as informações compiladas e enviadas ao MMA sobre a biodiversidade brasileira. Essa iniciativa representa uma parceria e abertura de diálogo com pesquisadores, estendida a toda a população.

(iii) Não há o costume de se pesquisar na UC

Esse empecilho foi identificado apenas para a ESEC Tamoios. De acordo com o gestor, não existe uma cultura de pesquisa nessa UC marinha, ao contrário do que ocorre no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, onde vários pesquisadores atuam na área. No entanto, os dados do presente estudo contradizem essa informação, uma vez que a maioria das categorias de análise que contêm demandas de pesquisa foram contempladas, conforme apresentado acima na Tabela 4. Tem-se, ainda, que muitas pesquisas estão ocorrendo na ESEC Tamoios, de acordo com o banco de dados da própria ESEC.

Segundo discutido no tópico (i) acima, pode não haver o costume de comunicar o andamento das pesquisas e de fazer uma devolutiva dos resultados por parte dos pesquisadores, nem o costume de os gestores solicitarem que isso seja feito e estabelecerem mecanismos de incorporação desse conhecimento gerado à gestão. No entanto, de acordo com os dados apresentados na Tabela 2, a ESEC está sendo pesquisada.

(iv) Falta de suporte logístico das UCs aos pesquisadores

Os entrevistados também atribuem a não incorporação dos resultados de pesquisa científica na gestão das UCs à falta de estrutura logística (e.g. PNSB e ESEC Tamoios) e de recursos humanos (e.g. REEJ) da UC para dar suporte à pesquisa. No caso da ESEC Tamoios, não há uma vigilância que evite interferência humana nos experimentos, podendo prejudicar a interpretação dos resultados. Assim, os pesquisadores procuram áreas com maior controle de acesso e vigilância para realizar suas pesquisas. Segundo o gestor, hoje a ESEC não consegue cumprir seu principal papel: garantir pesquisa sem interferência das atividades humanas e proteger a natureza. Já o PNSB, de acordo com o gestor, consegue formular perguntas, mas não consegue dar o suporte logístico necessário aos pesquisadores para respondê-las, o que é contraditório com os resultados da revisão bibliográfica acima descritos e com os dados do SISBIO, uma vez que essa é uma das UCs mais pesquisadas do Brasil.

O suporte logístico é importante para a atuação dos pesquisadores. Porém, esse não é um fator que parece influenciar na realização de pesquisas nessas UCs devido ao volume de trabalhos encontrados que abrangem áreas da ESEC Tamoios e do PNSB e à quantidade de projetos desenvolvidos nessas localidades, de acordo com o banco de dados de cada UC. Além disso, esses fatos referem-se a desafios para a realização das pesquisas, e não diretamente ao uso de seus resultados.

(v) A gestão das UCs tem outras prioridades

A existência de outras prioridades, que não a pesquisa, foi citada como motivo para não utilizar os resultados de pesquisas na gestão da UC. De acordo com o gestor, o PNSB se encontra em processo de implantação, e a prioridade está em ações emergenciais, ações de resgate de passivo. Assim, o Parque ainda não está em condições de trabalhar manejo de biodiversidade diretamente. Mesmo assim, em julho de 2013 foi realizado um encontro de pesquisadores no Parque Nacional da Serra da Bocaina. No entanto, o conhecimento científico tem o potencial de gerar informações relevantes para guiar a elaboração de planos de manejo, a implementação de estratégias de conservação e o delineamento de protocolos de monitoramento das UCs.

(vi) Falta de interesse dos pesquisadores em divulgar os resultados das pesquisas

De acordo com o gestor da REEJ, não há, de modo geral, contrapartida do pesquisador para divulgar seus achados, fato também identificado por Lino & Bechara (2002) para unidades de conservação da Mata Atlântica. Segundo o site do INEA, para que o conhecimento adquirido pelos pesquisadores possa ser revertido em benefício da gestão das UCs e da comunidade em geral, é necessário que os pesquisadores façam o registro dos seus projetos e encaminhem suas publicações ao cadastro do INEA. Porém, muitos pesquisadores não cadastram seus projetos (Abrahão & Mendes 2009).

Além disso, para solicitar uma autorização de pesquisa nas unidades de conservação do estado do Rio de Janeiro, o pesquisador deve cadastrar seu projeto no Serviço de Planejamento e Pesquisa (SEPES), e a UC elabora um parecer autorizando ou não a pesquisa. A REEJ tem sugerido nesses pareceres que os pesquisadores, após a conclusão do trabalho, disponibilizem os resultados para a unidade e, também, que façam uma apresentação/palestra para as comunidades locais. No entanto, essa demanda não tem sido atendida.

Para contornar a falta de comunicação entre pesquisadores, UC e comunidades locais, o gestor citou o exemplo do Parque Estadual dos Três Picos, no estado do Rio de Janeiro, que promove um encontro científico entre pesquisadores, gestores e comunidades locais. Outro



exemplo é o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, que promove seminários com o objetivo de dialogar com os pesquisadores. Em 2017, o Parque irá promover a 12ª edição (Cronemberger & Castro 2015). De acordo com o gestor da APA Cairuçu, há uma falha mútua: a universidade não procura o que precisa ser estudado e os gestores não entram em contato com a universidade.

O esforço de fazer uma devolutiva dos resultados das pesquisas para as UCs e para os demais envolvidos na pesquisa, além da comunicação escrita, pode trazer benefícios mútuos. Em uma oficina ocorrida em maio de 2015 para a divulgação dos resultados de um projeto de cinco anos realizado no município de Paraty pela Universidade Estadual de Campinas, Universidade de Manitoba (Canadá) e pela ONG *Fisheries and Food Institute* (FIFO), foram discutidos caminhos para a aplicação desses resultados no contexto de Paraty e foram sugeridas perspectivas futuras de pesquisa na região. Além disso, no caso da APA Cairuçu, apesar da pouca comunicação com a universidade, parece haver um grande intercâmbio de informações entre a APA e demais UCs. Aprender com outras experiências também é essencial para otimizar e aumentar as chances da efetividade das estratégias de gestão adotadas.

Vale considerar que a divulgação dos resultados de pesquisa nos moldes científicos, como publicação de artigos científicos, teses e dissertações, em geral, não supre a necessidade de divulgação dos resultados das pesquisas para tomadores de decisão em outros formatos. As revistas científicas, como o próprio nome mostra, são veículos de comunicação entre pesquisadores. A linguagem e a abordagem de escrita desses artigos são voltadas para as inovações de conhecimento da ciência e podem não favorecer ou indicar caminhos para a aplicação na prática desses resultados. Esse empecilho está relacionado às métricas de avaliação do profissional na área acadêmica, pautadas principalmente pelo número de publicações em revistas científicas e número de citações (Baumann 2003). O impacto do profissional nas políticas ambientais e o engajamento com pessoas-chave, ao se tratar da conservação, deveriam ser incorporados às métricas de avaliação do sucesso acadêmico. Essa mudança deve ser alinhada com a formação do pesquisador, integrando ao currículo acadêmico um treinamento sobre comunicação e engajamento com diversos públicos (Groffman *et al.* 2010). Além disso, muitas revistas científicas não são de livre acesso; elas cobram uma taxa para permitir o acesso ao seu conteúdo, o que pode restringir as referências bibliográficas disponíveis para o gestor.

A carência de divulgação dos resultados de pesquisa não está somente no âmbito acadêmico, mas estende-se a outras fontes de pesquisa. Nas áreas delimitadas pela ESEC Tamoios existem usinas termoeletricas que, há 30 anos, coletam dados referentes ao monitoramento da biodiversidade local. Porém, apenas em 2012 a ESEC teve acesso a esses dados, por meio de relatórios elaborados pela empresa e pelo pedido de licença de coleta feito no SISBIO (que até então ainda não havia sido necessária, porque a autorização se dá no âmbito do licenciamento, que segue outros procedimentos). No entanto, esses trabalhos não foram encontrados e, portanto, não estão no banco de dados.

Empecilhos para a utilização de pesquisas científicas semelhantes aos encontrados aqui foram identificados no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, PETAR, por Castro (2004). Os principais apontamentos foram a pouca aplicabilidade das pesquisas, as divergências de demanda entre pesquisadores e UCs e o pouco retorno de seus achados por parte dos pesquisadores.

Alternativas para estimular a aplicação do conhecimento científico na gestão das UCs

Para contornar os empecilhos de utilizar os resultados de pesquisa na gestão das UCs, os gestores entrevistados afirmaram que, primeiramente, é preciso o bom funcionamento das UCs, além da busca de alternativas para integrar a gestão à ciência. Eles sugeriram a promoção de encontros científicos nas UCs e a realização de convênios entre universidades e UCs. Assim, as

UCs ofereceriam estágio para alunos dos cursos de graduação das universidades conveniadas, estreitando as relações. Outra sugestão, específica para o caso da ESEC Tamoios, foi melhorar a fiscalização dessa UC, a fim de assegurar que não aconteça interferência humana nas pesquisas. Essa proposta está relacionada à execução de pesquisas e confiabilidade dos dados obtidos. No entanto, a fiscalização não garante que os resultados das pesquisas sejam incorporados à gestão.

Projetos em parceria entre universidades ou outras instituições de pesquisa e as UCs que visam tratar de uma questão de manejo dentro da UC também constituem um caminho. Essas colaborações são uma forma de alinhar as necessidades de gestão às oportunidades de pesquisa, refinando tópicos gerais como o turismo, para as necessidades específicas das UCs em relação a esse tema (e.g. análise do impacto causado pelo turismo na biota marinha em determinada UC). No sul da Argentina, por exemplo, pesquisadores do Centro Nacional Patagônico, uma instituição nacional de pesquisa, estão atuando com o governo e as comunidades locais para elaborar o plano de manejo para as zonas de pesca situadas dentro da Área Natural Protegida Península Valdés, localizada na Província de Chubut. Esse plano visa subsidiar o zoneamento dessa área protegida e definir as atividades permitidas nas zonas destinadas à pesca artesanal (A. Cinti, J.M. Orensanz & A. Parma, dados não publicados). No Brasil, um caso semelhante ocorreu no Parque Estadual da Serra do Mar, em que um projeto de doutorado (Simões 2010) propôs o zoneamento do Parque, posteriormente agregado ao seu plano de manejo com a criação de zonas de manejo especial, denominadas Zonas Histórico-Culturais Antropológicas. Essas áreas permitem a manutenção de populações residentes no parque e visam solucionar a incompatibilidade da categoria Parque Estadual com a ocupação humana.

Parece haver a necessidade de um intermediário entre pesquisadores e gestores para transformar o conhecimento gerado nos moldes científicos em informações passíveis de serem utilizadas na prática pelos gestores. Base de dados como o SinBIOTA e a organização desses dados nos atlas de biodiversidade constituem um exemplo de como isso poderia ser feito. O SISBIO já é um passo inicial para a compilação dos dados. Além desse, o Portal da Biodiversidade disponibiliza informações sobre a biodiversidade compiladas pelas pesquisas, incluindo dados sobre ocorrência de espécies e identificação de espécies ameaçadas. Porém, veículos de comunicação entre universidades e centros de pesquisa com os tomadores de decisão em relação à conservação no Brasil ainda precisam ser fomentados. É necessário ainda estimular a discussão sobre a importância de divulgar os resultados das pesquisas para os gestores e comunidades que vivem dentro ou no entorno das UCs, além de outros atores relevantes no contexto de cada UC, como apresentado acima.

Uma oportunidade de integrar pesquisa científica com políticas públicas está em crescimento em diversas partes do mundo, com o aumento de programas de pós-graduação transdisciplinares. A transdisciplinaridade implica que as pesquisas tratem de questões complexas e busquem soluções para problemas reais, integrando diferentes perspectivas sobre o problema, e cujo objetivo, além do avanço no conhecimento científico, é também promover uma contribuição prática e aplicada (Pohl 2010). Por meio desses programas, há uma oportunidade de divulgar a importância de se integrar às métricas de sucesso acadêmico indicadores voltados para a aplicação do conhecimento e engajamento com o público, incluindo gestores de UC, comunidades locais, dentre outros.

Diante do exposto, ações em direção à divulgação dos resultados científicos em um molde atrativo e útil para a gestão das UCs são um caminho pelo qual os pesquisadores contribuirão com subsídios para a gestão dessas áreas. Os gestores, por sua vez, devem estimular a equipe de analistas ambientais que coordenam as atividades de uma UC a buscar o conhecimento existente sobre o assunto a ser manejado dentro daquela UC. O conhecimento científico tem importante papel nas tomadas de decisão mais adequadas a respeito da conservação da natureza e sua interação com as questões sociais.

Conclusões

Ao comparar os trabalhos científicos catalogados após a revisão bibliográfica com as demandas de pesquisa mencionadas pelos gestores de cada UC, verifica-se que há sobreposição para a maioria dos temas. No entanto, poucas pesquisas servem de fato como subsídios para a gestão ambiental em Paraty. Os motivos para a pouca utilização estão relacionados ao distanciamento entre a pesquisa e a gestão, principalmente no que concerne à divulgação dos resultados, por parte do pesquisador, e à busca por informação, por parte da gestão das UCs. Além disso, a divulgação dos resultados das pesquisas nos moldes da divulgação científica não gera, em muitos casos, informação aplicável à gestão. Esses dados devem ser processados a fim de subsidiarem as tomadas de decisão em relação à gestão de uma UC.

A ciência básica é tão importante para a gestão ambiental quanto a ciência aplicada. No entanto, há a necessidade de compilar os dados das pesquisas a fim de facilitar seu uso pelos gestores. Muitas vezes, entretanto, as informações geradas só fazem sentido quando agrupadas em uma escala espacial maior que a área de uma UC. Nesses casos, é importante que os pesquisadores expliquem aos gestores a escala de suas pesquisas e sua aplicabilidade em nível local. Estando o pesquisador a pesquisar temas que transcendem o nível local, e sendo exposta a literatura sobre boas práticas e/ou estratégias de conservação em outras localidades, biomas, países e continentes, o pesquisador pode agir também como um 'interlocutor de conhecimento' (*knowledge broker*) entre ciência e tomada de decisão, através de conversas informativas com os gestores.

A divulgação dos resultados de pesquisa, através de outros veículos de comunicação para além de publicação de artigos científicos, se mostra uma alternativa ao distanciamento da academia e da gestão das UCs. A aproximação dessas instituições, por meio de oficinas participativas em que os resultados são apresentados e discutidos não somente entre pesquisadores e gestores, mas também com as comunidades situadas dentro ou em áreas de influência das UCs, tem se mostrado um modelo interessante.

Em suma, para haver sinergia entre o conhecimento produzido e sua aplicação, é necessária uma mudança de comportamento e atitude, tanto por parte dos gestores das UCs quanto dos pesquisadores. Esses deveriam se empenhar em transformar o conhecimento acadêmico em informações passíveis de serem aplicadas, quando possível. Isso pode ser incentivado pelas métricas de avaliação do profissional, o que exige uma mudança gradual, mas que já está emergindo em programas transdisciplinares, cujo foco das pesquisas é duplo: promover contribuição acadêmica para o avanço da ciência e prática, a fim de subsidiar a resolução de problemas reais. E os gestores buscariam incorporar os resultados de pesquisas científicas que abordassem temas relacionados ao manejo dessas áreas protegidas antes de tomar decisões a esse respeito. Um intermediário para transformar a linguagem acadêmica em informações atrativas aos gestores poderia ajudar nesse processo.

Agradecimentos

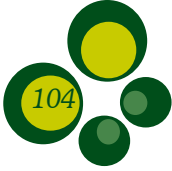
Agradecemos aos colegas do Grupo de Pesquisa e Extensão em Conservação e Gestão de Commons (CGCommons) pelas contribuições no desenvolvimento deste artigo. Também somos gratas ao CNPq/Pibic e ao Serviço de Apoio ao Estudante (SAE)/UNICAMP pela bolsa de Iniciação Científica, e ao apoio do projeto CAPES Ciências do Mar (Auxílio n. 23038.051622/2009-11) às viagens de campo.

Referências bibliográficas

Abraão, J.R; Mendes, C.P.A. 2009. Pesquisa em unidades de conservação do grupo de proteção integral: caso concreto das Unidades do Estado do Rio de Janeiro sob gestão do Instituto Estadual do Ambiente. In: VI Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. **Anais do ...** Fundação Grupo Boticário não paginado.

- Armitage, D.; Berkes, F.; Dale, A.; Kocho-Schellenberg, E. & Patton, E. 2011. Co-management and the co-production of knowledge: Learning to adapt in Canada's Arctic. **Global Environmental Change**, 21(3): 995-1004.
- Baumann, H. 2003. Publish and perish? The impact of citation indexing on the development of new fields of environmental research. **Journal of Industrial Ecology** 6(3-4): 13-26.
- Benchimol, M.F. 2007. **Gestão de unidades de conservação marinhas: um estudo de caso da área de proteção ambiental da Baía de Paraty-RJ**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 126 p.
- Bernard, H.R. 2006. Analysis of qualitative data, p. 360-392. In: Bernard, H.R. (org.) 2006. **Research methods in anthropology: qualitative and quantitative approaches**. 4 ed. Alta Mira Press. 803p.
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. (Acesso em 13/01/2013).
- BIOTA/FAPESP (Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação, Recuperação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo) Histórico do programa BIOTA/FAPESP. **Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação, Recuperação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo**. <<http://www.biota-fapesp.net/>>. (Acesso em 21/11/2015).
- Castro, P.F.D. 2004. **Ciência e gestão em unidades de conservação: o caso do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP**. Dissertação (Mestrado em Política Científica e Tecnológica) Universidade Estadual de Campinas. 131p.
- Cavaliere, L. 2003. **A comunidade caiçara no processo de reclassificação da Reserva Ecológica da Juatinga**. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana) Universidade de São Paulo. 193p.
- Cifuentes, M.; Izurieta, A. & Faria, H.H. 2000. **Measuring Protected Area Management Effectiveness**. WWF. 105p.
- Costa, A.L.S. 2006. **Efetividade de Manejo de duas Unidades de Conservação de Proteção Integral no Estado do Pará**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. 150p.
- Cronemberger, C. & Castro, E.B.V. 2015. Envolvendo a Comunidade Científica na Gestão do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. **Biodiversidade Brasileira**, 5(1): 4-20.
- Davies, H.T.O. & Nutley, S.M. 2001. Evidence-based policy and practice: moving from rhetoric to reality, p. 86-95. In: Third International, Inter-disciplinary Evidence-Based Policies and Indicator Systems Conference. **Proceedings of ...** University of Durham 312p.
- Diegues, A.C.A. 2004. **A pesca construindo sociedades**. NUPAUB-USP. 315p.
- Flashpohler, D.J., Bub, B.R. & Kaplin, B.A. 2000. Application of conservation biology research to management. **Conservation Biology**, 14 (6): 1898-1902.
- Gomes, L.J.; Carmo, M.S. & Santos, R.F. 2004. Conflitos de Interesses em Unidades de Conservação do Município de Parati. **Informações Econômicas**, 34(6): 17-27.
- IBRAM (Instituto Brasileiro de Museus). **Ministério da Cultura** <<http://www.cultura.gov.br/museu>> (Acesso em 13/02/2014).
- Groffman, P.M. *et al.* 2010. Restarting the conversation: challenges at the interface between ecology and society. **Frontiers in Ecology and Environment**. 8(6): 294-91.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) 2010. Portaria nº 82 de 27 de agosto de 2010. Regulamenta o Conselho Gestor da Área de Proteção Ambiental Cairucu. **Diário Oficial da União**. <https://gestao.icmbio.gov.br/brasil/RJ/area-de-protecao-ambiental-de-cairucu/downloads/Portaria_Alteracao_Cairucu.pdf>. (Acesso em 13/01/2013).

- Johannes, R.E. 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore fisheries. **Trends in Ecology Evolution**, 13(6), 243-246.
- Knight, A.T.; Cowling, R.M.; Rouget, M.; Balmford, A.; Lombard, A.T. & Campbell, B.M. 2008. Knowing but not doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research-Implementation Gap. **Conservation Biology**, 22(3): 610-617.
- Leal, C.F.N.B.; Silva, M.C.F. & Saunders, C.A.B. 2002. Localização, criação e manutenção das unidades de conservação (UC) sobre maquete do estado do Rio de Janeiro. **Sociedade brasileira de cartografia, geodésia, fotogrametria e sensoriamento remoto**. <http://www.cartografia.org.br/xxi_cbc/209-E20.pdf>. (Acesso em 02/02/2013).
- Lino, C.F. & Bechara, E. 2002. **Estratégias e instrumentos para a conservação, recuperação e desenvolvimento sustentável na Mata Atlântica**. Série Políticas Públicas 21, Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Fundação SOS Mata Atlântica. 84 p.
- Lino, C.F.; Albuquerque, J.L. & Dias, H. 2007. **Mosaicos de unidades de conservação no corredor da Serra do mar**. Série conservação e áreas protegidas 32, Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. 97p.
- Mittermeier, R.A.; Gil, P.R.; Hoffman, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J. & Da Fonseca, G.A.B. 2005. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. University of Chicago Press, 392p.
- Ormerod, S. J. 2003. Restoration in applied ecology. **Journal of Applied Ecology**, 39: 1-7.
- Paraty, 1984. Lei municipal nº 685, de de 11 de outubro de 1984. Cria a Área de Proteção Ambiental da Baía de Paraty. **Diário Oficial da União**. <http://www.paraty.rj.gov.br/camaraparaty/painel/Leis/1984/Lei_685_1984.pdf>. (Acesso em 13/01/2013).
- Polasky, S.; Carpenter, S.; Folke, C. & Keeler, B. 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. **Trends in Ecology and Evolution**, 26(8): 398-404.
- Pohl, C. 2010. From transdisciplinarity to transdisciplinary research. **Transdisciplinary Journal of Engineering & Science**, 1(1): 74-83.
- Queiroz, H.L. 2005. A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. **Estudos avançados**, 19(54): 183-203.
- Rio de Janeiro, 1992. Decreto estadual nº 17.981, de 30 de outubro de 1992. Cria a Reserva Ecológica de Juatinga, no Município de Parati, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. <<http://www.inea.antigo.rj.gov.br/unidades/pqrej.asp>>. (Acesso em 13/01/2013).
- Seixas, C.S. 2006. Barriers to local-level, participatory ecosystem assessment and management in Brazil, p. 255-274. In: Reid, W., F. Berkes, T. Wilbanks, & D. Capistrano (eds.). **Bridging Scales and Knowledge Systems: Concepts and Applications in Ecosystem Assessment**. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press. 368p.
- Seixas, C.S. & Davy, B. 2008. Self-organization in integrated conservation and development initiatives. **International Journal of the Commons**, 2(1): 99-125.
- Seixas, C.S.; Davidson-Hunt, I.; Kalikoski D.C.; Davy, B.; Berkes, F.; Castro, F.; Medeiros, R.P. Minto-Vera, C.V. & Araujo, L.G. Collaborative Coastal Management in Brazil: Accomplishments, opportunities and challenges. In Chuenpagdee, R. and Salas, S. **Small-scale fisheries in Latin America** – Springer (accepted).
- Seixas, C.S.; Davy, B. & Leppan, W. 2009. Lessons learnt on community-based conservation and development from the 2004 Equator Prize finalists. **Canadian Journal of Development Studies**, 28(3-4): 523-552.
- Signorini, S.R. 1980. A study of the circulation in Bay of the Ilha Grande and Bay of Sepetiba. Part II. An assesment to the tidally and wind-driven circulation using a finite element numerical model. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 29(1): p.57-68.



Simões, E. 2010. **O dilema das decisões sobre populações humanas em parques: jogo compartilhado entre técnicos e residentes no Núcleo Picinguaba**. Tese (Doutorado em Ambiente e Sociedade). Universidade Estadual de Campinas. 356p.

Silva, E.L. 2007. **Conselhos Gestores de Unidades de Conservação: Ferramenta de Gestão Ambiental & Estímulo à Participação Cidadã. Bioma Pampa**. 3 ed. ICMBio/MMA 36p.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Estimativas do Tamanho do Estoque de algumas Espécies de Peixes Comerciais da Amazônia a partir de Dados de Captura e Esforço

Urbano Lopes da Silva Júnior^{1,4}, Marcelo Bassols Raseira¹, Mauro Luis Ruffino², Vandick da Silva Batista³ & Rosseval Galdino Leite⁴

Recebido em 08/09/2016 – Aceito em 15/02/2017

RESUMO – A pesca é uma atividade que demanda a aplicação prática das teorias de ecologia de populações. Assim, estimar corretamente o tamanho dos estoques pesqueiros é fundamental para que os mesmos sejam manejados de forma adequada. Para isto, um dos parâmetros fundamentais é a capturabilidade (q), frequentemente considerada constante, o que pode conduzir a avaliações equivocadas tanto para o potencial pesqueiro como para o estado de conservação dessas populações. Este trabalho procura utilizar um método baseado apenas em dados de captura e esforço para lidar com a variabilidade da capturabilidade de algumas espécies de peixes comerciais da Amazônia, a fim de estimar o tamanho de seus estoques e níveis atuais de exploração. Os valores de coeficiente de capturabilidade encontrados para as espécies estudadas variaram de $2,8 \times 10^{-5}$ a $1,3 \times 10^{-4}$, e o valor encontrado na soma dos tamanhos dos estoques de peixes (*Colossoma macropomum*, *Semaprochilodus* spp., *Prochilodus nigricans*, *Triporthesus* spp., *Brycon* spp., *Myleus* spp., *Mylossoma* spp., *Hypophthalmus* spp., *Brachyplatystoma rousseauxii*, *Pterygoplichthys pardalis* e *Cichla* spp.) foi de, aproximadamente, 600 mil toneladas. Implicações metodológicas para o contexto de dados escassos, estudos de capturabilidade, avaliação de estado de conservação das espécies e monitoramento da pesca serão discutidas neste artigo.

Palavras-chave: Amazônia; pesca; capturabilidade; biodiversidade aquática.

ABSTRACT – Fishing is an activity that demands the practical application of theories of population ecology, and correctly estimating the size of fish stocks is fundamental for them to be managed correctly. For this, one of the fundamental parameters is the catchability (q), but it has often been considered a constant parameter, which can lead to erroneous evaluations both for the fishing potential and the state of conservation of these populations. This work aims to use a catch – and effort – based method to deal with the potential variability of the catchability of some commercial fish species in the Amazon in order to estimate the size of their stocks and their levels of exploitation. The catchability coefficient values found for the species studied (*Colossoma macropomum*, *Semaprochilodus* spp., *Prochilodus nigricans*, *Triporthesus* spp., *Brycon* spp., *Myleus* spp., *Mylossoma* spp., *Hypophthalmus* spp., *Brachyplatystoma rousseauxii*, *Pterygoplichthys pardalis* and *Cichla* spp.) varied from

Afiliação

- ¹ Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica (CEPAM) / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Av. Rodrigo Otávio, N. 6.700, Manaus/AM, CEP: 69.077-000.
- ² GSA Consultoria em Meio Ambiente LTDA, SAI 3, Lote 625, Bloco C, sala 232, Parte B, Brasília/DF, CEP: 71.200-030.
- ³ Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Av. Lourival Melo Mota, s/n – Tabuleiro do Martins, Rio Largo/AL, CEP: 57100-000.
- ⁴ Programa de Pós-graduação de Biologia de Água Doce e Pesca Interior - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936 - Petrópolis, Manaus-AM, CEP: 69.067-375.

E-mails

urbano.silva@icmbio.gov.br, marcelo.raseira@icmbio.gov.br, maurolois.ruffino@gmail.com, vandickbatista@gmail.com, leitegr@inpa.gov.br

2.8×10^{-5} to 1.3×10^{-4} , and the value found for the sum of the sizes of the fish stocks was approximately 600,000 tons. Methodological implications for the context of poor data, catchability studies, evaluation of species conservation status and monitoring of fishing are discussed.

Keywords: Amazon; fishing; catchability; aquatic biodiversity.

RESUMEN – La pesca es una actividad que requiere la aplicación práctica de las teorías de la ecología de las poblaciones, y estimar el tamaño de las poblaciones de peces correctamente es esencial para que puedan ser manejados adecuadamente. Para ello uno de los parámetros clave es la capturabilidad (q), pero a menudo ha sido considerado como un parámetro constante, lo que puede conducir a evaluaciones incorrectas, tanto para el potencial de la pesca como para el estado de conservación de estas poblaciones. En este trabajo se intenta utilizar un método basado sólo en la captura y esfuerzo para hacer frente a la variabilidad potencial de la capturabilidad de algunas especies de peces comerciales del Amazonas con el fin de estimar el tamaño de sus poblaciones y los niveles de explotación de datos. Los valores del coeficiente de capturabilidad encontrados para las especies estudiadas (*Colossoma macropomum*, *Semaprochilodus* spp., *Prochilodus nigricans*, *Triporthus* spp., *Brycon* spp., *Myleus* spp., *Mylossoma* spp., *Hypophthalmus* spp., *Brachyplatystoma rousseauxii*, *Pterygoplichthys pardalis* y *Cichla* spp.) variaron desde el $2,8 \times 10^{-5}$ a $1,3 \times 10^{-4}$, y el valor encontrado para la suma del tamaño de las poblaciones de peces fue de alrededor de 600.000 toneladas. Se discuten las implicaciones metodológicas para el contexto de la escasez de datos, estudios de la capturabilidad, la evaluación del estado de conservación de las especies y monitoreo de la pesca.

Palabras clave: Amazon; pesca; capturabilidad; biodiversidad acuática.

Introdução

A teoria pesqueira leva à aplicação direta da dinâmica da população. Os estudos da dinâmica populacional dos estoques pesqueiros remontam há mais de um século, iniciando-se com Baranov (1918 *apud* Beverton & Holt 1957) e prosseguindo com estudos tais como os de Russel (1931 *apud* Haddon 2011), por meio de abordagens sintéticas, considerando os estoques como homogêneos. Outra importante linha de investigação teve seu desenvolvimento iniciado por Hjort (1914), no sentido de compreender como as variações ambientais sofridas nas fases iniciais da história de vida dos indivíduos afetam a dinâmica dos estoques pesqueiros, especialmente a taxa de recrutamento.

O trabalho de Beverton e Holt (1957) inaugurou uma fase em que os estudos desse tema ganharam uma dimensão mais analítica, e os estoques passaram a ser analisados de acordo com sua estrutura etária, a dinâmica de suas coortes e o estabelecimento da relação entre o recrutamento, o tamanho do estoque e a captura em peso. Compreender a relação entre o volume da captura e o tamanho do estoque é fundamental para inferir os níveis de exploração de uma pescaria. Teoricamente, essa relação é dada por:

$$C = q f B \quad \text{Equação 1}$$

Onde: C é a captura, q é a capturabilidade, f é o esforço de pesca e B é a biomassa do estoque.

A capturabilidade é um parâmetro crítico na determinação da relação entre captura e tamanho do estoque (Arreguín-Sánchez 1996). Nos modelos de produção tradicionais, a capturabilidade não recebia um tratamento específico, mas era assumida como específica e constante para cada idade nos modelos de avaliação de estoque com estrutura etária. Na VPA (*Virtual Population Analysis* – Pope & Shepherd 1982), por exemplo, ela é estimada por uma função exponencial. Todavia, como a mesma permanece invariante a outros fatores, essa premissa também acaba sendo violada, como nos casos de agregação espacial diferenciada de algumas das coortes (Megrey 1989).

Ao longo das últimas duas décadas, alguns estudos têm sido realizados no sentido de agregar mais compreensão sobre variação da capturabilidade, em termos de sua variabilidade espaço-temporal (Marchal *et al.* 2003, Francis *et al.* 2003, Pérez & Defeo 2003, Jiao *et al.* 2006, Velázquez-Abunader *et al.* 2013), de aspectos ambientais (Korman & Yard 2017), de parâmetros de história de vida (Arreguín-Sánchez 1996, Villegas-Ríos *et al.* 2014), da densidade e esforço de pesca (Ellis & Wang 2007), do efeito da distribuição espacial da frota (Salthaug & Aanes 2003), da agregação populacional e comportamento dos pescadores (Robinson *et al.* 2015, van Oostenbrugge *et al.* 2008). Somam-se a esses outros esforços para estimar a capturabilidade de alguns estoques (Hashemi *et al.* 2014, Zhou *et al.* 2011, Hosack *et al.* 2014), bem como para incorporar a variabilidade temporal nos modelos de avaliação de estoques pesqueiros (Wilberg *et al.* 2009).

Todavia, são raras as situações em que estimativas da capturabilidade estão disponíveis para que seu tamanho possa ser estimado com precisão e acurácia. Até mesmo a utilização de abordagens bayesianas demanda alguma informação a priori desse parâmetro (Mäntyniemi *et al.* 2005, Rivot *et al.* 2008, Brun *et al.* 2011, Ruiz & Laplanche 2010). Contudo, uma série de estudos tem demonstrado que, apesar de suas deficiências, as avaliações de estoque com escassez de dados (*data-poor fishery stock assessment*) possuem informações válidas para embasar decisões de manejo com certo nível de confiabilidade (Costello *et al.* 2012, Thorson *et al.* 2013, Dowling *et al.* 2015, Chrysafi & Kuparinen 2015).

Exemplo disso tem sido a bacia Amazônica, que possui uma série de estudos sobre a dinâmica dos seus estoques pesqueiros, iniciados na década de 1970 por Petreire (1978a, 1978b), com a instalação de um dos primeiros sistemas de estatística pesqueira de águas continentais do Brasil, e que, apesar de sua intermitência e descontinuidade ao longo dos anos, contou com alguns esforços de síntese (Bayley & Petreire 1989, Ruffino 2004, Batista 2012) para fornecer importantes decisões para o manejo da pesca na região.

Todavia, poucos estudos, e muitos deles defasados, tentaram estimar a ordem de magnitude da biomassa dos estoques pesqueiros da Amazônia Oriental (Bayley 1989, Bayley & Petreire 1989, Henderson & Hamilton 1995, Henderson & Crampton 1997, Silva-Júnior 1998).

A ausência da informação sobre a abundância das espécies de peixes em nível regional é crítica, não somente para uma avaliação do estado de sua conservação, mas também por inviabilizar, no mínimo parcialmente, a projeção potencial do uso de seus recursos e seu manejo sustentável.

Desta forma, o presente trabalho pretende fornecer uma estimativa do tamanho do estoque de algumas das principais espécies de peixes comerciais da Amazônia, na escala da porção brasileira de sua bacia. Isso é realizado através de uma adaptação do método desenvolvido por Mao (2007) para estimar os limites inferiores do tamanho de um estoque, baseado em dados de captura e esforço de pesca e em uma estimativa da capturabilidade.

A seguir, o artigo apresenta as premissas do método proposto por Mao (2007), especialmente de como os valores de referência de capturabilidade foram estimados. Logo são exibidos os resultados do processo de validação do modelo com dados gerados por uma simulação de estoques pesqueiros, de diferentes tamanhos, submetidos a exploração pesqueira, com diferentes níveis de esforço. Em seguida, o modelo é aplicado aos dados que são o principal objeto da presente análise e, por fim, são discutidas as implicações dos resultados.

Metodologia

Para a estimativa dos tamanhos populacionais utilizou-se uma abordagem probabilística baseada no trabalho desenvolvido por Mao (2007), que estima os limites inferiores do tamanho de um dado estoque.

Considerando que os indivíduos de uma população de tamanho N estão submetidos a um processo de amostragem, constituído de certo número de amostras realizadas sucessivamente, cada qual com um determinado esforço m , a probabilidade de um indivíduo ser capturado na amostra correspondente ao tempo t , a uma capturabilidade π , é dado por:

$$g_{\pi}(t) = p_{\pi}(m_t) \prod_{k=1}^{t-1} \{1 - p_{\pi}(m_k)\} \quad \text{Equação 3}$$

Onde $p_{\pi}(m_t)$ representa a probabilidade de um indivíduo ser capturado com o esforço de amostragem m_t , e o termo $\prod_{k=1}^{t-1} \{1 - p_{\pi}(m_k)\}$ representa a probabilidade de ele não ter sido capturado em nenhum dos eventos anteriores.

Desta forma, a fração da população remanescente, segundo a probabilidade de captura de cada indivíduo presente nas amostras, é fornecida por θ :

$$\theta = \frac{1 - \sum_{k=1}^w g_{\pi}(k)}{\sum_{k=1}^w g_{\pi}(k)} \quad \text{Equação 4}$$

Considerando que durante o processo de amostragem foram capturados n indivíduos, o estimador de verossimilhança do tamanho populacional (N) é dado por:

$$N = n + n\theta \quad \text{Equação 5}$$

Em seguida, o método foi adaptado pelo presente trabalho para o contexto da pesca comercial, onde o volume capturado é expresso em termos de peso. Desta forma, e considerando as notações comumente utilizadas na literatura sobre pesca (Holt *et al.* 1959), as Equações 3, 4 e 5 podem ser reescritas, respectivamente, como:

$$g_q(t) = p_q(f_t) \prod_{k=1}^{t-1} \{1 - p_q(f_k)\} \quad \text{Equação 6}$$

$$\theta = \frac{1 - \sum_{k=1}^w g_q(k)}{\sum_{k=1}^w g_q(k)} \quad \text{Equação 7}$$

$$B = b + b\theta \quad \text{Equação 8}$$

Onde q é a capturabilidade, f é o esforço de pesca, b é o tamanho da amostra em peso (kg) e B é o tamanho total do estoque em peso (kg).

A função que relaciona a probabilidade de captura com a capturabilidade pode assumir diversos formatos (Mao 2007), mas por simplicidade e baseado na relação prevista na Equação 1, pode-se assumir que a probabilidade de captura está linearmente relacionada com o esforço e parametrizada pela capturabilidade:

$$\frac{C}{N} = qf \rightarrow p_q(f) = qf \quad \text{Equação 9}$$

Para a obtenção dos valores de capturabilidade para cada espécie que alimentou o modelo, adotou-se a premissa de que os mesmos podem ser interpretados como sendo o coeficiente angular da relação entre a captura por unidade de esforço (CPUE) e o esforço de pesca (f) (Gulland 1977 *apud* Velazquez-Abunader 2014). Alternativamente, a relação entre CPUE e f pode ser exponencial (Fox 1970 *apud* Velazquez-Abunader 2014), e nesses casos, os valores de CPUE

foram logaritimizados. Desta forma, para a obtenção dos valores de capturabilidade de cada uma das espécies foi realizada uma regressão linear da relação $CPUE - f$ ou $\log(CPUE) - f$. Quando o resultado da regressão foi estatisticamente significativo, a estimativa do coeficiente angular foi utilizada como valor de referência de capturabilidade para aquela espécie.

Os cálculos foram implementados através de um script, doravante aqui chamado de EPSCE – *Estimating Population Size with Catch and Effort Data*, desenvolvido e implementado no pacote R (R Core Team 2016). O script foi submetido à validação com um conjunto de dados gerados por um processo de amostragem simulado com tamanho da população de valor conhecido. Em seguida o modelo foi aplicado aos dados de captura em peso e esforço referente a algumas das principais espécies de peixes comerciais da Amazônia, conforme os dados gerados durante o projeto ProVárzea/IBAMA, entre os anos de 2001 e 2004, para dezesseis portos de desembarque ao longo dos rios Solimões e Amazonas (Ruffino *et al.* 2002, 2005, 2006; Thomé-Souza 2007). A abordagem aqui utilizada não tratou explicitamente da influência de outros fatores como o ciclo hidrológico, a estrutura etária e o aparelho de pesca sobre a capturabilidade, mas pretendeu contemplar os seus respectivos efeitos ao introduzir no modelo EPSCE os valores associados ao intervalo de confiança dos coeficientes de regressão obtidos. Também, ao considerar uma ampla escala espacial simultaneamente, espera-se minimizar alguns dos efeitos indesejáveis da relação entre CPUE e abundância, como, por exemplo, a hiperestabilidade (Harley *et al.* 2001), fazendo uma forte suposição de que, desta forma, a mesma seja um índice de abundância, supondo que, em média, nessa escala, a capturabilidade seja constante (Petrere *et al.* 2010).

Resultados

À guisa de validação, um conjunto de valores teóricos de tamanho populacional foi gerado, e sobre os quais foi simulado um processo estocástico de pesca sob valores variados de capturabilidade e esforço. Os valores de esforço e captura obtidos foram retroalimentados no modelo EPSCE, a fim de averiguar em que medida o mesmo retorna os valores teóricos originais.

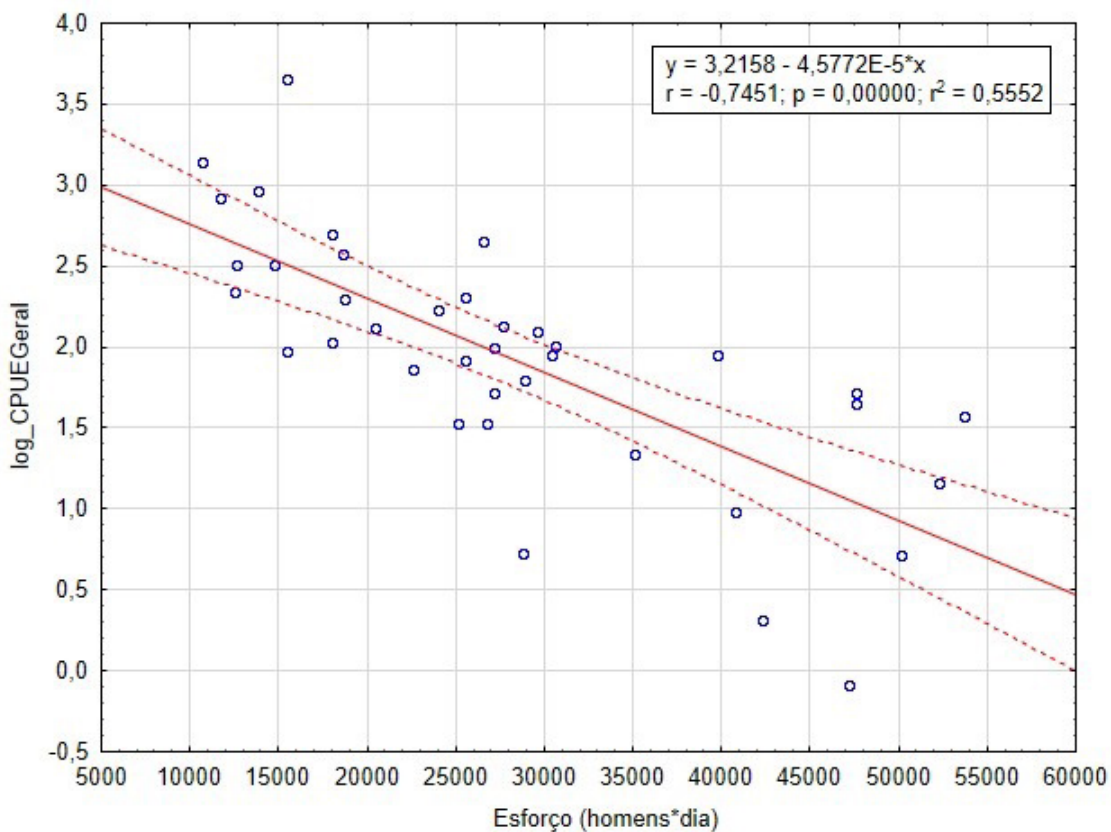
Os resultados do processo de validação encontram-se na Tabela 1, em que as estimativas geradas pelo EPSCE são confrontadas com os resultados da aplicação direta da Equação 1, utilizando o mesmo espectro de valores de q . É possível verificar, tendo como referência os valores da mediana e do intervalo interquartil, que o EPSCE fornece estimativas mais precisas e acuradas do tamanho da população original com relação à aplicação direta $N = CPUE/q$, embora com uma tendência à superestimação (14 a 18%).

Tabela 1 – Resultado do processo de validação do modelo.

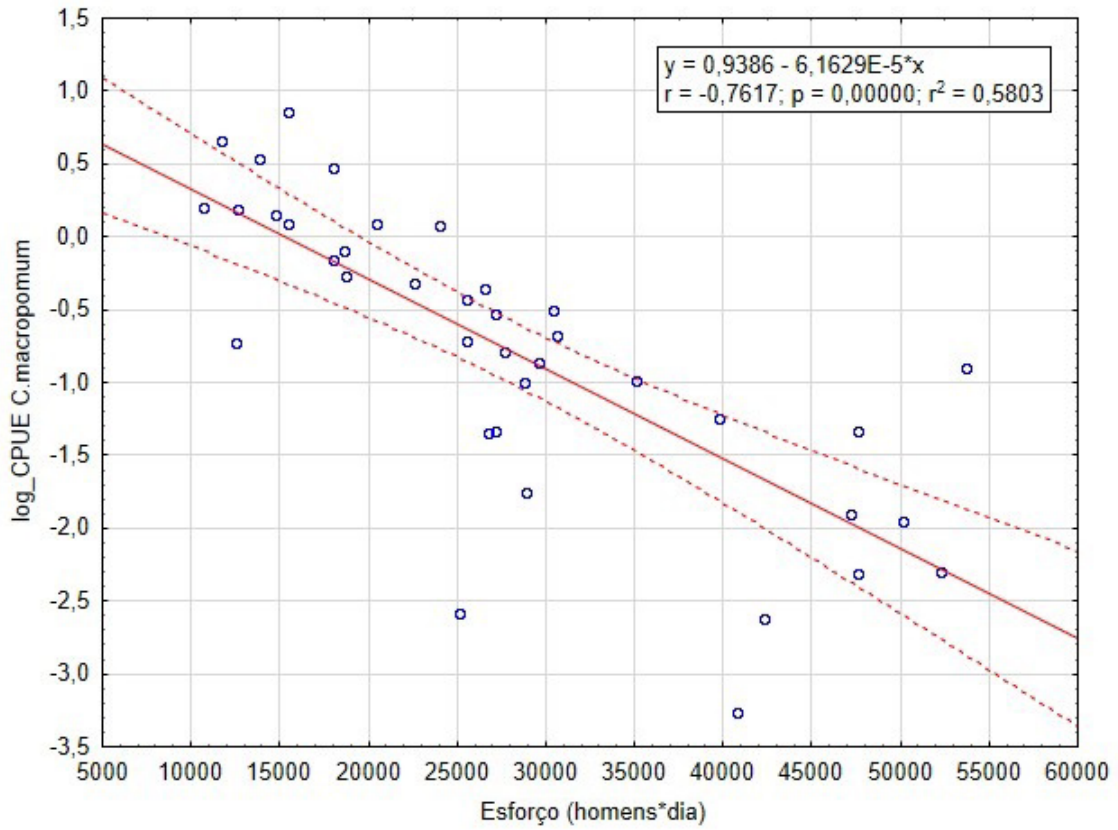
Aplicação direta da relação $N = CPUE/E.q$						
Tamanho da população original teórica (TPO)	Mínimo	Quartil 25%	Mediana	Quartil 75%	Máximo	Intervalo interquartil
5.000	250	4.496	7.369	38.506	673.368	34.010
10.000	454	8.218	13.437	69.695	1.228.300	61.477
50.000	2.081	42.655	69.722	361.534	6.379.659	318.879
100.000	3.872	81.951	134.009	695.799	12.273.908	613.848
Estimativa do modelo						
5.000	5.531	5.543	5.761	5.908	6.412	365
10.000	11.165	11.665	11.824	11.990	12.381	325
50.000	58.873	59.510	59.781	60.088	60.949	578
100.000	113.410	114.518	115.108	115.477	116.769	959

Os valores de capturabilidade (q) utilizados pelo EPSCE foram obtidos a partir da regressão linear entre \log (CPUE) e esforço (f) para cada uma das espécies, conforme a Figura 1. Em todos os casos, o resultado foi estatisticamente significativo ($p < 0,05$), mas com o coeficiente de determinação (R^2) abaixo de 0,4 na maioria dos casos, com exceção da captura geral ($R^2 = 0,555$) e do tambaqui (*Colossoma macropomum*) ($R^2 = 0,580$).

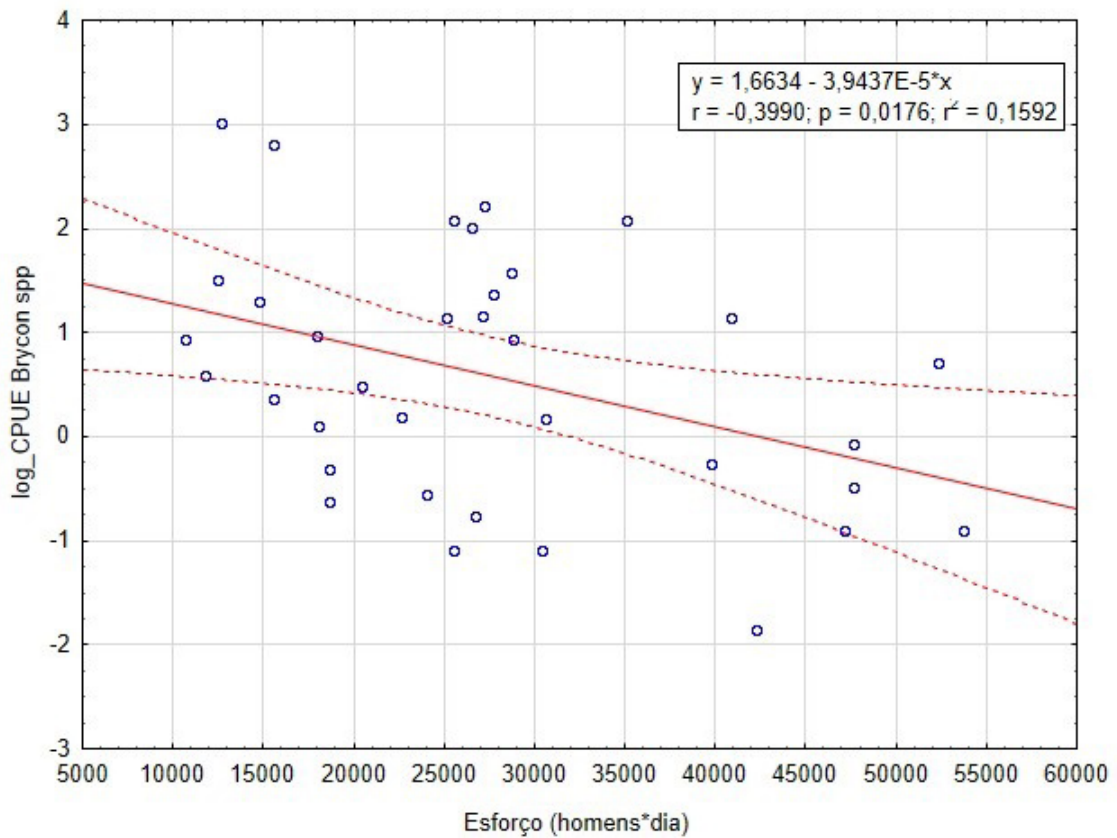
Figura 1 – Regressão da relação entre CPUE e esforço de pesca. A) Captura total; B) Tambaqui – *Colossoma macropomum*; C) Matrinxã – *Brycon* spp.; D) Jaraqui – *Semaprochilodus* spp.; E) Curimatã – *Prochilodus nigricans*; F) Sardinha – *Triportheus* spp.; G) Pacu – *Myleus* spp. + *Mylossoma* spp.; H) Dourada – *Brachyplatystoma rousseauxii*; I) Piramutaba – *Brachyplatystoma vaillantii*; J) Mapará – *Hypophthalmus* spp.; K) Acari-bodó – *Pterygoplichthys pardalis*; e L) Tucunaré – *Cichla* spp.



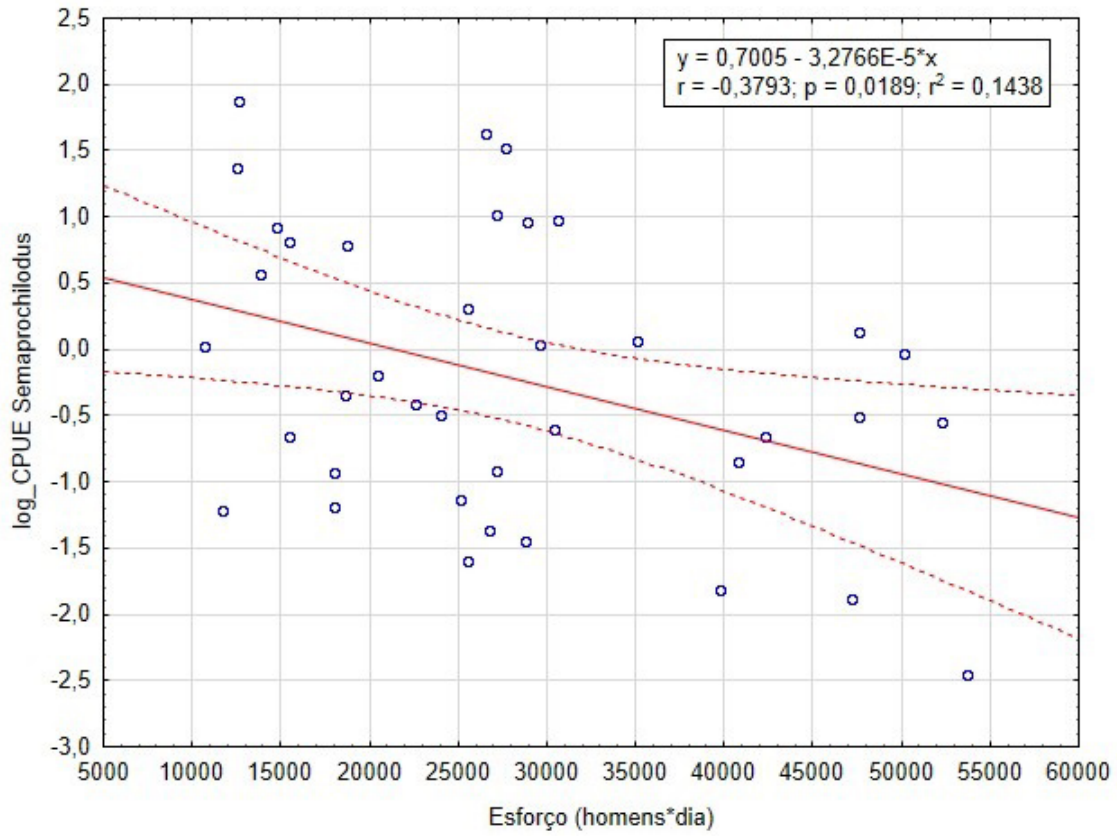
A



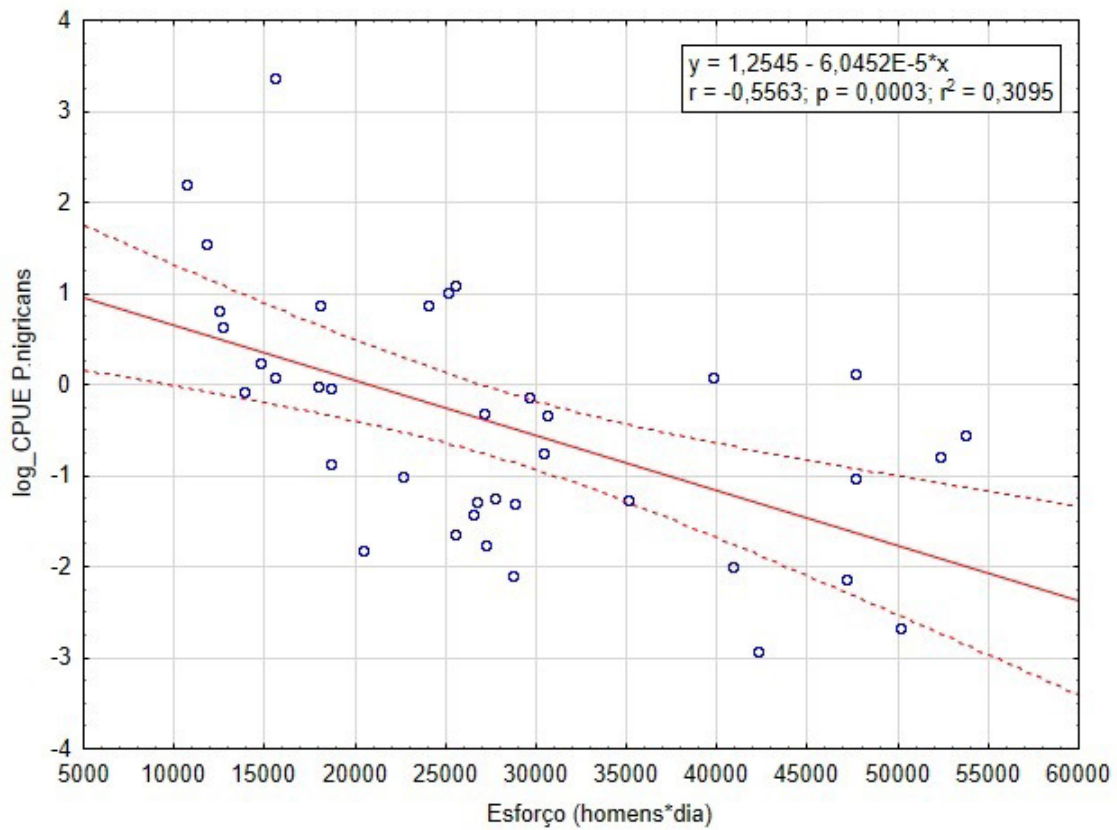
B



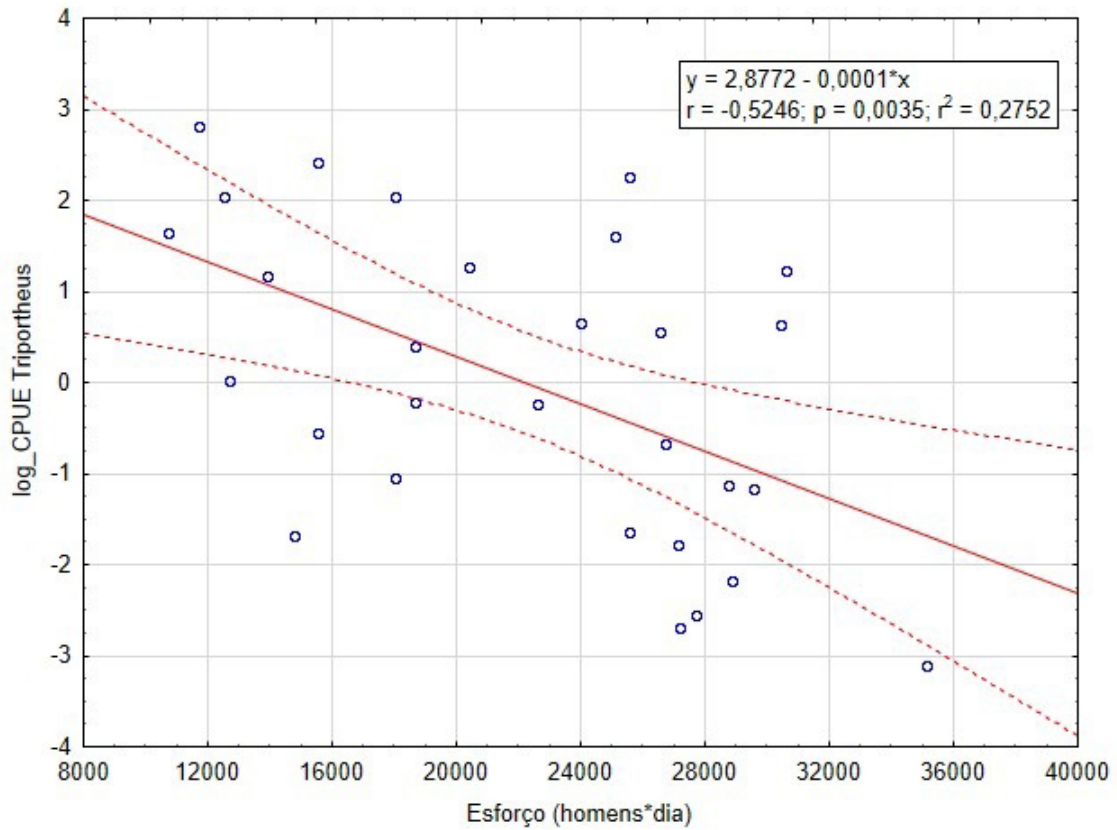
C



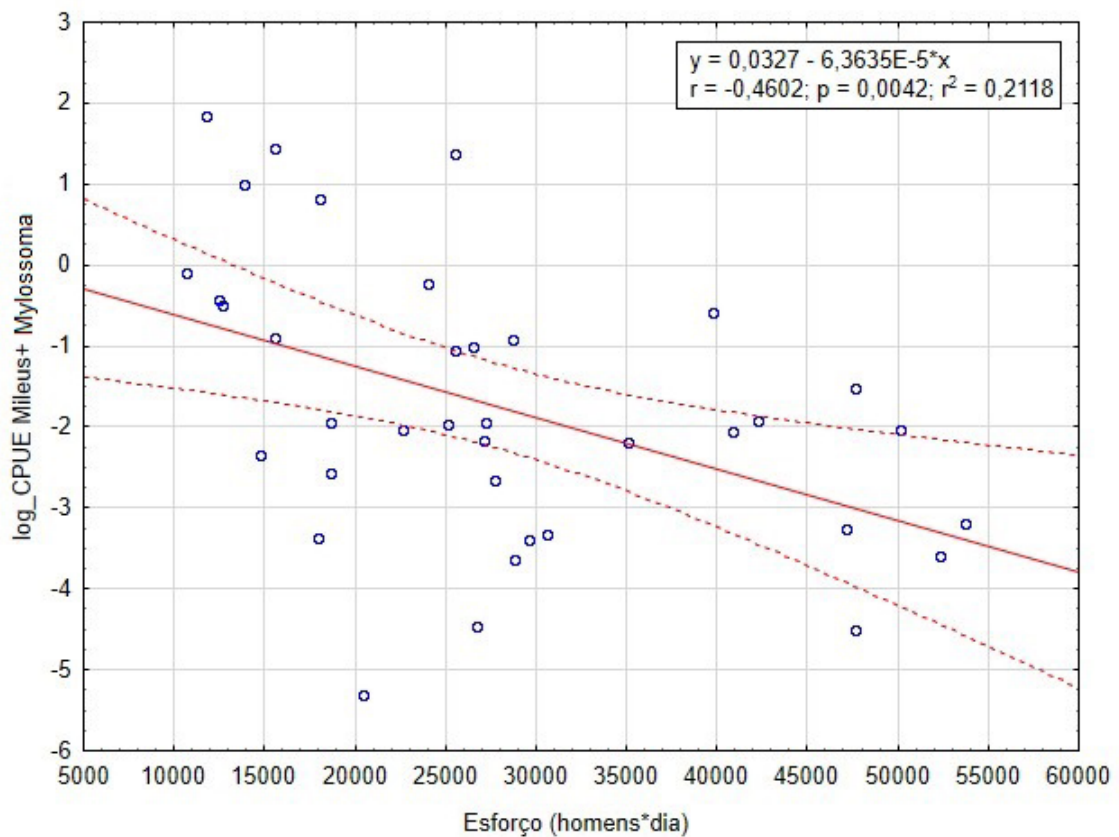
D



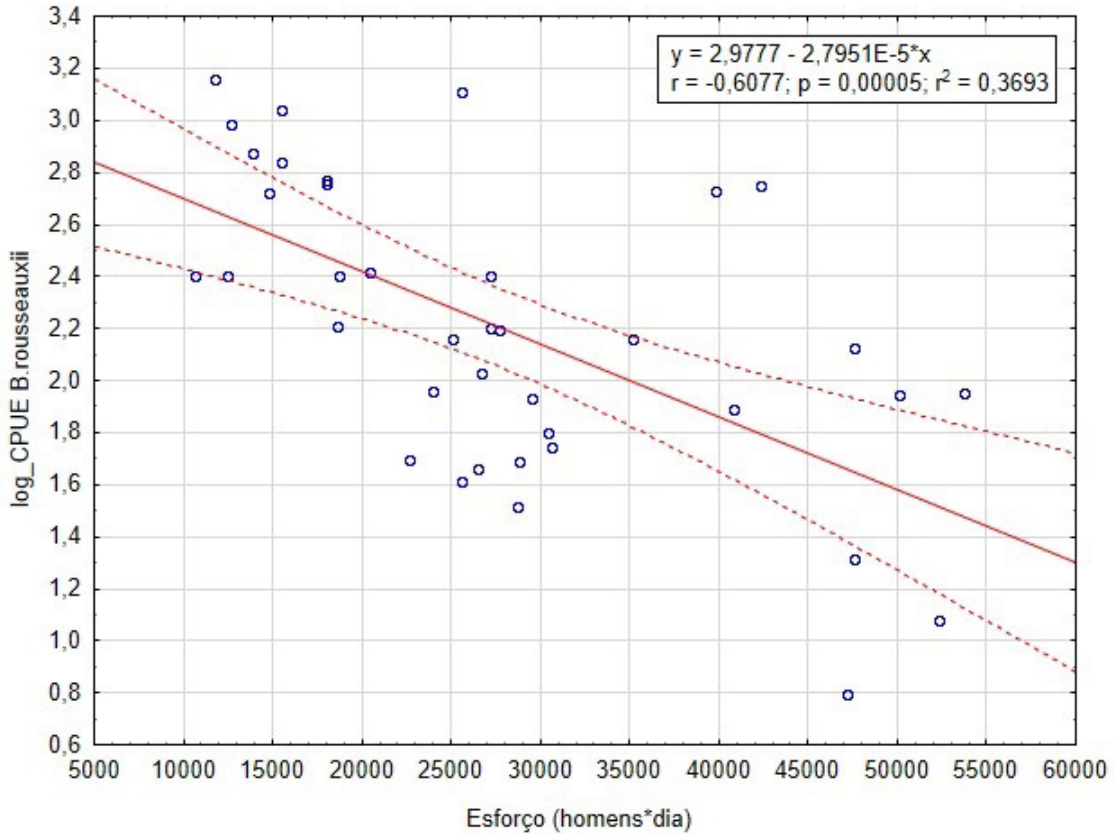
E



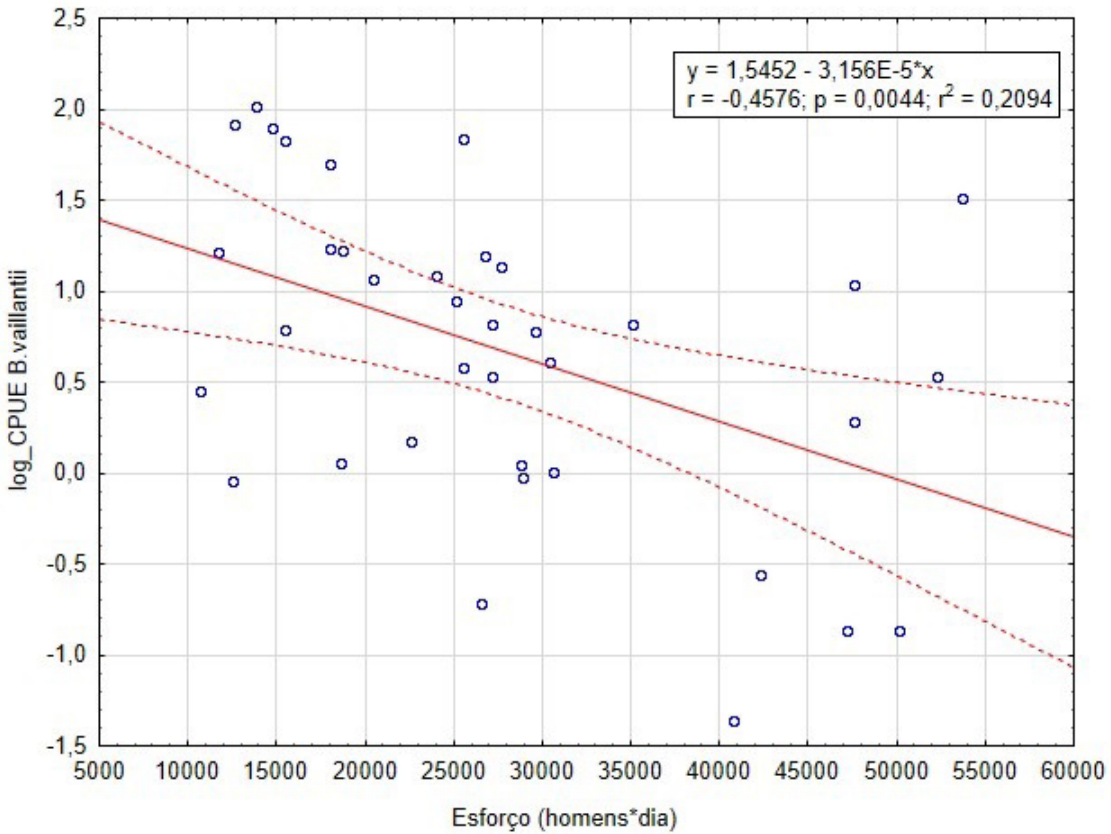
F



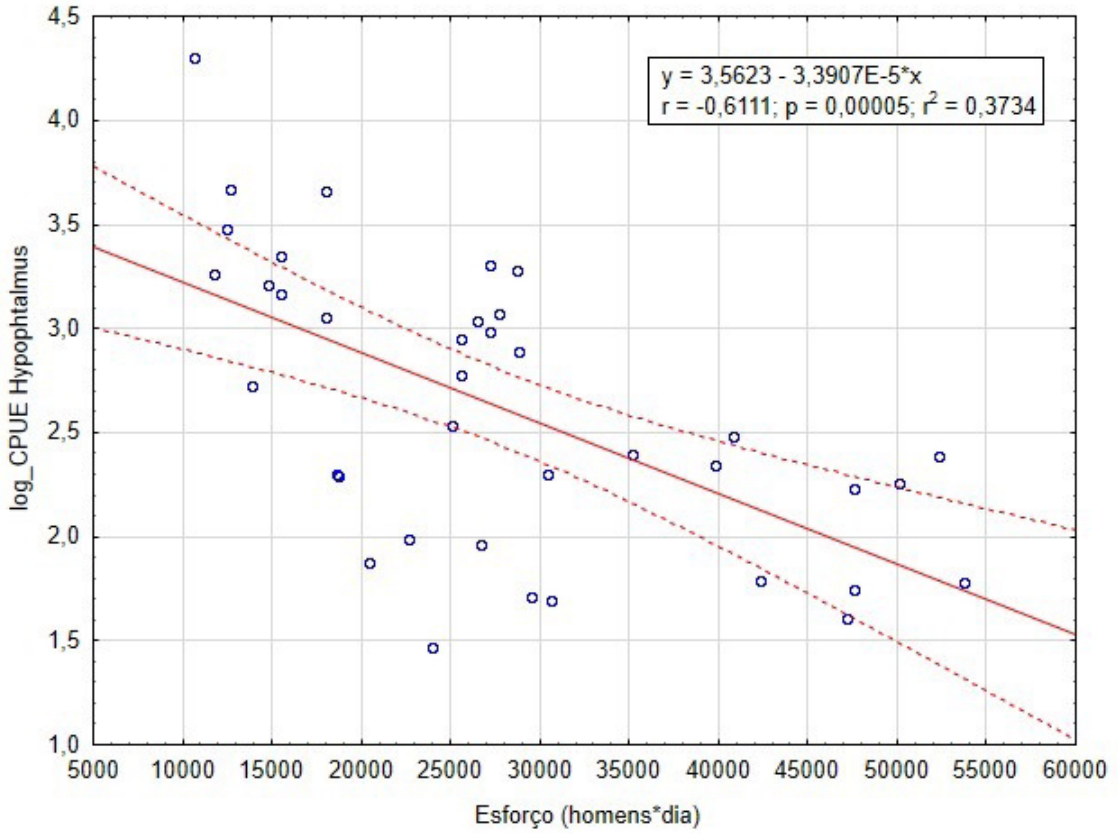
G



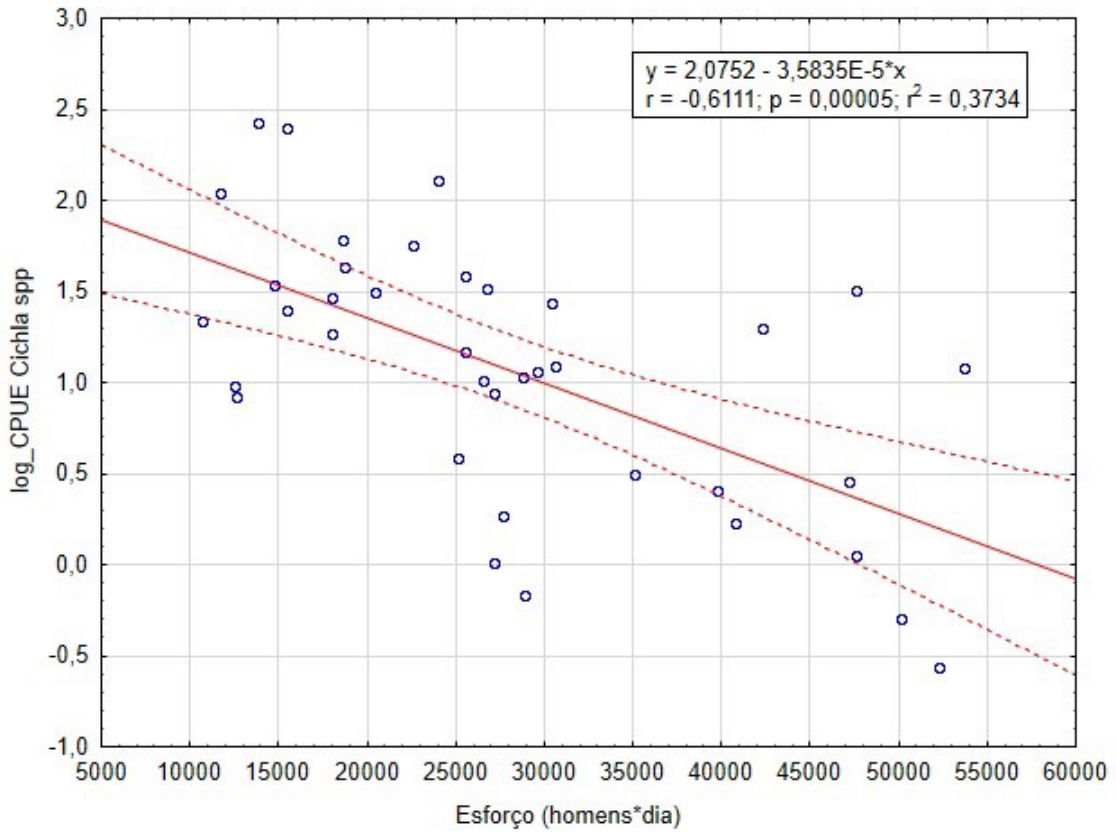
H



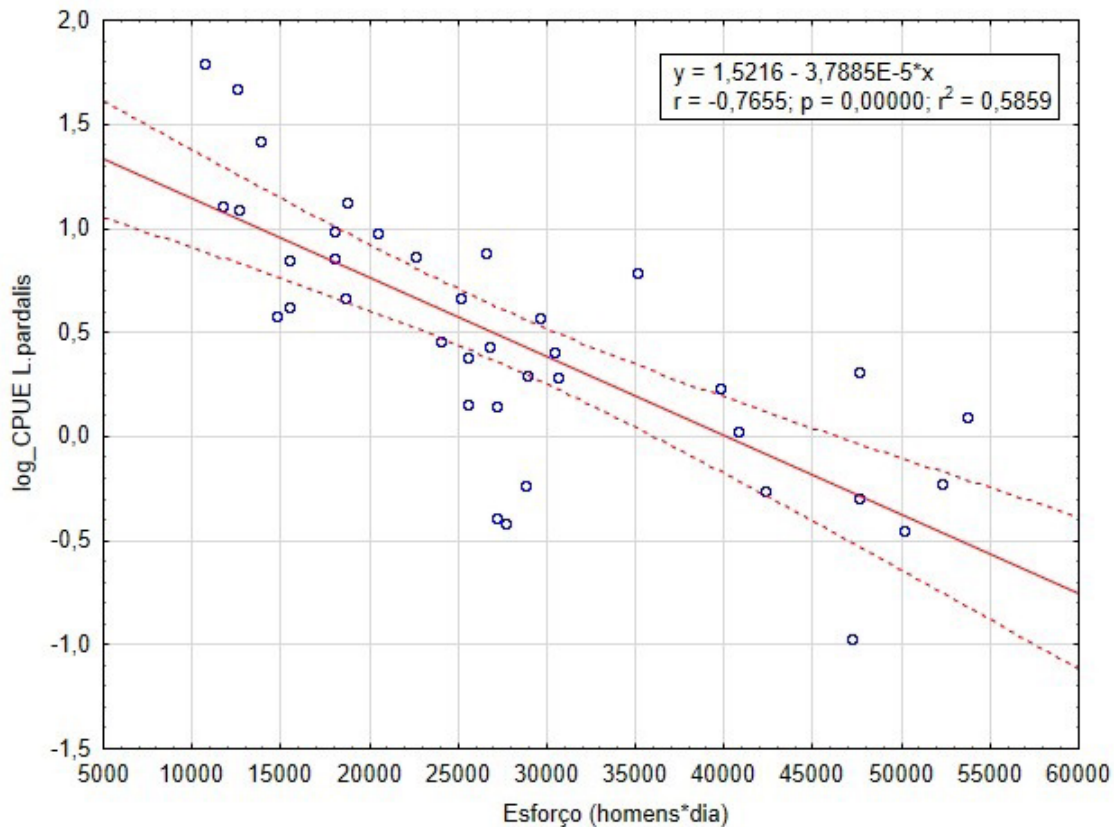
I



J



K



L

Na Tabela 2 constam os valores referentes aos coeficientes de regressão da Figura 1. Todos os valores se mantiveram na ordem de magnitude de 10^{-5} e apresentaram coeficientes de variação superiores a 0,5. Os mesmos serviram de referência para gerar valores aleatórios de (q) a partir de uma distribuição normal para cada uma das espécies dentro do modelo EPSCE.

Tabela 2 – Valores de capturabilidade segundo os coeficientes de regressão (Figura 1) e respectivos erro-padrão, desvio-padrão e coeficiente de variação (CV).

Espécie	Capturabilidade (q)	Erro-padrão	Desvio-padrão	CV
<i>Colossoma macropomum</i>	6,20E-05	9,00E-06	3,18E-05	0,51
<i>Semaprochilodus</i> spp.	3,30E-05	1,30E-05	4,59E-05	1,39
<i>Prochilodus nigricans</i>	6,00E-05	1,50E-05	5,30E-05	0,88
<i>Triportheus</i> spp.	1,30E-04	4,00E-05	1,41E-04	1,09
<i>Brycon</i> spp.	3,90E-05	1,60E-05	5,65E-05	1,45
<i>Myleus</i> spp. + <i>Mylossoma</i> spp.	6,40E-05	2,10E-05	7,41E-05	1,16
<i>Hypophthalmus</i> spp.	3,40E-05	7,00E-06	2,47E-05	0,73
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	2,80E-05	6,00E-06	2,12E-05	0,76
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	3,20E-05	1,00E-05	3,53E-05	1,10
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	3,80E-05	5,00E-06	1,77E-05	0,46
<i>Cichla</i> spp.	6,40E-05	2,10E-05	7,41E-05	1,16
Todas as demais espécies	4,60E-05	7,00E-06	2,47E-05	0,54

Na Tabela 3 constam as medianas e o intervalo interquartil das estimativas de tamanho do estoque realizadas pelo modelo EPSC, bem como o nível de exploração do estoque de cada espécie ou conjunto de espécies, tendo como base a captura média das mesmas entre os anos de 2001 a 2004. O jaraqui (*Semaprochilodus* spp.) foi o grupo de espécies com maior tamanho de estoque, enquanto o grupo das sardinhas (*Triportheus* spp.) foi o que apresentou maior nível de exploração.

Tabela 3 – Estimativa do tamanho do estoque (kg) e taxa de exploração em relação (%) à biomassa estimada.

Espécie	Mediana	ITQ (Q75-Q25)	Captura média anual (kg)
<i>Colossoma macropomum</i>	10.537.570	130.564	956.146
<i>Semaprochilodus</i> spp.	128.748.362	840.371	9.382.587
<i>Prochilodus nigricans</i>	47.213.562	340.878	4.776.877
<i>Triportheus</i> spp.	11.167.229	508.014	1.726.890
<i>Brycon</i> spp.	10.688.817	334.380	941.101
<i>Myleus</i> spp. + <i>Mylossoma</i> spp.	1.462.392	123.739	181.459
<i>Hypophthalmus</i> spp.	89.875.232	545.502	4.933.901
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	71.420.622	418.117	3.296.580
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	21.755.685	284.330	1.354.337
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	8.976.080	127.465	508.188
<i>Cichla</i> spp.	20.427.185	234.998	1.122.504
Todas as demais espécies	177.570.544	499.076	12.114.714
TOTAL	599.843.280		41.295.284

Discussão

O processo de validação indicou que o EPSC estima com relativa precisão o tamanho de populações simuladas, com tendência à superestimação da ordem de 14-18%. A dimensão de tal desvio, todavia, não invalida o uso do método em um contexto em que poucas informações existem sobre o estado de um determinado estoque. Além disso, o método aqui sugerido pode apresentar a vantagem em relação a outros métodos, tais como a VPA, de ter o potencial de ser aplicado principalmente em situações em que estudos populacionais, principalmente sobre mortalidade e crescimento, são escassos ou defasados.

Como os demais modelos de avaliação de estoque pesqueiro, o presente método é altamente dependente das premissas referentes à capturabilidade. Neste trabalho, procurou-se estimá-la para cada grupo de espécies de maneira aproximada, pois o conjunto de dados não dispunha do detalhamento necessário para analisar de forma adequada as diferentes fontes de variação. Além do esforço, uma série de covariáveis ambientais está possivelmente relacionada à capturabilidade (Korman & Yard 2017), e o dimensionamento de seus efeitos depende de um desenho experimental que, muitas vezes, os dados provenientes da pesca não são capazes de fornecer (Lynch *et al.* 2012). Para efeitos práticos, a utilização de seu espectro de variação, baseado no seu intervalo de confiança do coeficiente das regressões, pretendeu considerar esses efeitos, mesmo que de modo indiscriminado.

As estimativas de tamanho de estoque do conjunto de espécies apontaram para um valor mínimo em torno de 600 mil toneladas. Considerando-se que as áreas alagáveis de onde a maior parte das capturas monitoradas entre 2001 e 2004 pelo ProVárzea/IBAMA possuem uma área de cerca de 250 milhões de hectares, é possível afirmar que a biomassa de peixes nessa região

é, aproximadamente, 24 kg/ha, tendo como referência o período de cheia. Esse é um valor bem abaixo das estimativas realizadas anteriormente (Bayley 1989, Bayley & Petrere 1989, Henderson & Hamilton 1995, Henderson & Crampton 1997, Silva-Júnior 1998), baseadas em localidades específicas da várzea, tais como sistemas de lagos, onde provavelmente os peixes estavam sujeitos a maior concentração. Vale ressaltar que, para rios tropicais, no período de seca, com menor extensão, a ordem de magnitude da ictiomassa é de 10^3 kg/ha (Welcomme 2001).

Os valores de níveis de exploração (Tabela 3) indicam que uma fração (5,5 – 15,0%) da biomassa total de peixes tem sido explorada, com referência ao volume de captura entre 2001 e 2004. Essa informação deve ser vista com cautela em caso de se inferir o potencial pesqueiro atual da região, tanto pela defasagem temporal dos dados de captura disponíveis quanto pelo fato de não estar aí incluída a exploração para autoconsumo da população ribeirinha. Se considerarmos que a pesca de subsistência perfaz, no mínimo, 50% das capturas totais, e que o crescimento demográfico na região tem sido, aproximadamente, de 2,5% ao ano (IBGE, 2017), os níveis de exploração atuais podem estar na ordem 13 a 35%, aproximadamente. Por outro lado, em um estudo síntese, Isaac & Almeida (2011) estimaram um consumo total de pescado na Amazônia brasileira de, aproximadamente, 576 mil toneladas/ano, o que implicaria em uma taxa de reposição anual de 100% do estoque.

Conclusões

Um método de simulação probabilística, cuja aplicação é o tema deste trabalho, pode ser muito útil em situações onde os dados são escassos para os procedimentos convencionais de avaliação dos estoques pesqueiros. Embora o EPSCE tenha utilizado valores aleatórios de capturabilidade baseados em valores de referência, o modelo permite a utilização de informações mais completas e específicas.

A escassez sobre estudos de capturabilidade em pescarias continentais é flagrante na literatura científica, e praticamente não existe nenhum do gênero para a bacia Amazônica. Assim, este trabalho apresenta as primeiras estimativas, sendo premente a necessidade de estudos nesse sentido para o manejo das pescarias da região e a respectiva conservação dessas espécies.

Os valores estimados da biomassa das várias espécies aqui consideradas devem ser vistos apenas como um ponto de referência no tempo, a partir do qual outras estimativas no futuro devem ser calculadas, bem como as tendências devem ser avaliadas, principalmente no sentido de fornecer dados para os processos de avaliação do estado de conservação das espécies. Para tanto é necessário que haja uma estratégia continuada de estatística pesqueira na região. Desde o final da década de 70, sob a liderança de diferentes iniciativas, a pesca na Amazônia tem sido monitorada de forma intermitente e pouco sustentável.

A pesca depende da produtividade biológica e da manutenção da diversidade das áreas alagadas. Logo, ela é um indicativo da saúde desses ecossistemas. Desta forma, o monitoramento da pesca pode ser um importante instrumento para a manutenção da biodiversidade aquática.

Referências bibliográficas

- Arreguín-Sanchez, F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 6(2): 221-242.
- Batista, V.S.; Isaac, V.J.; Fabr , N.N.; Gonzales, J.C.A.; Almeida, O.; Rivero, S. & Oliveira Jr, J.N. (org), 2012. **Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avalia o integrada**. IBAMA/ProVárzea, 276 p.
- Baranov, T.I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. **Nauchn Issledov. Ikhtiologicheskii Inst. Izv.** 1: 81-128.

- Bayley, P.B. 1983. **Central Amazon fish populations: biomass, production and some dynamics characteristics**. (PhD Thesis). Dalhousie University. 330 p.
- Bayley, P.B. 1989. Aquatic environments in the Amazon Basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield. In: Dodge, D.P. (ed.) Proc. International Large River Symposium (LARS). **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106: 399-408.
- Bayley, P.B. & Petrere 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management points. In: Dodge, D.P. (ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106: 385-398.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. 1957. **On the Dynamics of Exploited Fish Populations**. U.K. Ministry of Agriculture and Fisheries, Fisheries Investigations. 533p.
- Chrysafi, A. & Kuparinen, A. 2015. Assessing abundance of populations with limited data: Lessons learned from data-poor fisheries stock assessment. **Environmental Reviews**, 1:1-44.
- Dowling, N.A. et al. 2015. Empirical harvest strategies for data-poor fisheries: A review of the literature. **Fisheries Research**, 171: 141-153.
- Ellis, N. & Wang, Y. 2007. Effects of fish density distribution and effort distribution. **ICES Journal of Marine Science**, 64: 178-191.
- Francis, R.I.C.C.; Hurst, R.J. & Renwick, J.A. 2003. Quantifying annual variation in catchability for commercial and research fishing. **Fishery Bulletin**, 101(2): 293-304.
- Fox, W.W. 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. **Trans. Am. Fish. Soc.** 99: 80-88.
- Gulland, J.A. 1977. **Fish population dynamics**. Wiley, 372 p.
- Haddon.M. 2011. **Modelling and Quantitative Methods in Fisheries**. 2 Ed. CRC Press, 433p
- Harley, S.J.; Myers, R.A. & Dunn, A. 2001. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 58: 1760-1772
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2017. Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação. **IBGE** <<http://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>> (Acesso em 18/02/2017).
- Hashemi et al. 2014. Estimation of fish composition and catchability coefficient of gillnet in the Shadegan Wetland. **Iran. J. Ichthyol.**, 1(1): 51-60.
- Henderson, P.A. & Crampton, W.G.R. 1997. A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the Upper Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 13: 175-198.
- Henderson, P.A. & Hamilton, H.F. 1995. Standing crop and distribution of fish indrifting and attached floating meadow within and Upper Amazonian varzea lake. **Journal of Fish Biology**, 47: 266-276.
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe viewed in the light of biological research. **Rapports ET Procès-verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'exploration de la Mer**, 20: 1-228.
- Holt, S.J.; Gulland, J.A.; Taylor, C. & Kurit, S. 1959. A standard terminology and notation for fishery dynamics. **ICES J Mar Sci.** 24(2): 239-242.
- Hosack, G.; Peters, G. & Ludsin, S. 2014. Interspecific relationships and environmentally driven catchabilities estimated from fisheries data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 71: 447-463.
- Isaac, V. & Almeida, M.C. 2011. **El consumo de pescado en la Amazonia Brasileña**. COOPESCAALC Documento Ocasional N. 13, 43p.
- Jiao, Y.; Reid, K. & Nudds, T. 2006. Variation in the catchability of yellow perch (*Perca flavescens*) in the fisheries of Lake Erie using a Bayesian error-in-variable approach. **ICES Journal of Marine Science**, 63(9): 1695-1704.

- Korman, J. & Yard, M.D. 2017. Effects of environmental covariates and density on the catchability of fish populations and interpretation of catch per unit effort trends. **Fisheries Research**, 189: 18-34.
- Lynch, P.D.; Shertzer, K.W. & Latour, R.J. 2012. Performance of methods used to estimate indices of abundance for highly migratory species. **Fisheries Research**, 125: 27-39.
- Mäntyniemi, S.; Romakkaniemi, A. & Arjas, E. 2005. Bayesian removal estimation of a population size under unequal catchability. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 62(2): 291-300.
- Mao, C.X. 2007. Estimating population sizes by catch-effort methods. **Statistical Methodology**, 4(1): 111-119.
- Marchal, P. et al. 2003. Annual trends in catchability and fish stock assessments. **Scientia Marina**, 67(1): 63-73.
- Megrey, B.A. 1989. Review and comparison of age-structured stock assessment models from theoretical and applied points of view. In: Edwards, E.F. & Megrey, B.A. eds. *Mathematical Analysis of Fish Stock Dynamics*. **Am. Fish. Soc. Symp.** 6: 8-48.
- van Oostenbrugge, H.J.A.E. et al. 2008. Linking catchability and fisher behaviour under effort management. **Aquatic Living Resources**, 21(3): 265-273.
- Pérez E, E.P. & Defeo, O. 2003. Time-space variation in the catchability coefficient as a function of catch per unit of effort in heterocarpus reedi (decapoda, pandalidae) in North-central Chile. **Interciencia**, 28(3):178-182.
- Petriere, M. 1978a. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. I- Esforço e captura por unidade de esforço. **Acta Amazonica**, 8(3): 439-454.
- Petriere, M. 1978b. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. II. Locais e aparelhos de captura e estatística de desembarque. **Acta Amazonica**, 8(2): 1-54.
- Petriere, M.; Giacomini, H. & de Marco, P. 2010. Catch-per-unit-effort: which estimator is best. **Braz. J. Biol.** 70(3): 483-491.
- Pope, J.G. & Shepherd, J.G. (1982). A simple method for the consistent interpretation of catch-at-age data. **J Cons. CIEM**, 40: 176-84.
- R Core Team. 2016. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing,
- Robinson, J. et al. 2015. Fish and fisher behaviour influence the vulnerability of groupers (Epinephelidae) to fishing at a multispecies spawning aggregation site. **Coral Reefs**, 34(2): 371-382.
- Ruffino, M.L. (ed). 2004. **A pesca e os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira**. ProVárzea/IBAMA. 272p.
- Ruffino, M.L.; Oliveira, C.; Viana, J.P.; Barthem, R.B.; Batista, V.S. & Isaac, V. J. 2002. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará-2001**. ProVárzea/IBAMA. 84 p.
- Ruffino, M.L.; Silva Jr, U.; Soares, E.C.; Silva, C.O.; Barthem, R.B.; Batista, V.S.; Estupiñan, G.; Isaac V.J.; Fonseca, S. & Pinto, W. 2005. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará-2002**. ProVárzea/IBAMA, 84 p.
- Ruffino, M.L.; Soares, E.C.; Silva, C.O.; Barthem, R.B.; Batista, V.S.; Estupiñan, G. & Pinro, W. 2006. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará-2003**. ProVárzea/IBAMA, 76 p.
- Ruiz, P. & Laplanche, C. 2010. A hierarchical model to estimate the abundance and biomass of salmonids by using removal sampling and biometric data from multiple locations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 67: 2032-2044.
- Russell, E.S. 1931. Some theoretical considerations on the "overfishing" problem. **Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**, 6: 3-20.
- Silva-Júnior, U.L. 1998. **Análise da produção pesqueira de um lago de várzea do Baixo Amazonas através de um modelo de balanço de massas**. Dissertação (Mestrado). INPA, 68p.



- Salthaug, A. & Aanes, S. 2003. Catchability and the spatial distribution of fishing vessels. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 60(3): 259-268.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. **Bulletin, Inter-American Tropical Tuna Commission**. 1: 25-56
- Thomé-Souza, M.J.F.; Raseira, M.B.; Ruffino, M.L.; Silva, C.O.; Batista, V.S.; Barthem, R.B. & Amaral, E.S.R. 2007. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará– 2004**. IBAMA/ProVárzea, 74 p.
- Thorson, J.T. et al. 2013. A new role for effort dynamics in the theory of harvested populations and data-poor stock assessment. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 70(12): 1829-1844.
- Velázquez-Abunader, I.; Salas, S. & Cabrera, M.A. 2013. Differential Catchability by Zone, Fleet, and Size: The Case of the Red Octopus (*Octopus maya*) and Common Octopus (*Octopus vulgaris*) Fishery in Yucatan, Mexico. **Journal of Shellfish Research**, 32(3): 845-854.
- Villegas-Ríos, D. et al. 2014. Life-history and activity shape catchability in a sedentary fish. **Marine Ecology Progress Series**, 515: 239-250.
- Welcomme, R.L. 2001. **Inland Fisheries Ecology and Management**. Fishing News Books, Blackwell Science, FAO, 357p.
- Wilberg, M.J. et al. 2009. Incorporating time-varying catchability into population dynamic stock assessment models. **Reviews in Fisheries Science**, 18(1): 7-24.
- Zhou, S. et al. 2011. Estimating multifleet catchability coefficients and natural mortality from fishery catch and effort data: comparison of Bayesian state-space and observation error models. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 68(7): 1171-1181.

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886



The Amazon Protected Areas Program (ARPA): Participation, Local Development, and Governance in the Brazilian Amazon

Andrea Leme da Silva¹ & Marco Antônio Ferreira Bueno²

Recebido em 08/09/2016 – Aceito em 15/02/2017

RESUMO – A gestão das unidades de conservação (UCs) no Brasil tem lentamente incorporado o conceito de governança participativa, promovendo o envolvimento e a participação das populações locais. O Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), lançado pelo governo brasileiro em 2002, apoia um total de 59,2 milhões de hectares de UCs, tornando-se o programa de conservação da biodiversidade mais ambicioso no mundo. Com base nos princípios de gestão descentralizada e participativa, o ARPA também dá suporte às comunidades locais para desenvolverem e implementarem estratégias de uso sustentável dos recursos naturais. Particularmente, o subcomponente “integração das comunidades” apoiou 30 planos de ação na Fase II, com base nas salvaguardas sociais e ambientais do Banco Mundial. Este estudo apresenta os resultados de 14 planos de ação monitorados e avaliados entre 2013 e 2016. A metodologia incluiu oficinas participativas com gestores das UCs, juntamente com pesquisa de campo para a realização de atividades com as partes interessadas. Além disso, os planos de ação foram avaliados ao longo de relatórios de progresso, atas de reuniões e outros documentos relacionados com a execução dos planos. Os resultados positivos incluem o estabelecimento de parcerias entre diferentes organizações (por exemplo, organizações locais, ONGs, universidades e institutos de investigação); o empoderamento das comunidades locais e uma maior participação das partes interessadas nos conselhos das UCs; melhorias de intercâmbios de comunicação e de conhecimentos entre as partes interessadas – as comunidades e os gestores; e o fortalecimento do diálogo institucional. Os principais desafios relativos à implementação bem-sucedida dos planos de ação incluem a falta de recursos humanos, a alta rotatividade de pessoal e a burocracia relacionada com a execução de recursos financeiros. Nós concluímos que o desenvolvimento local pode contribuir significativamente para a gestão eficaz e a conservação das UCs.

Palavras-chave: Governança; áreas protegidas brasileiras; planos de ação; integração de comunidades; participação comunitária.

ABSTRACT – The management of Protected Areas (PAs) in Brazil has been slowly incorporated the concept of participative governance, promoting the involvement and participation of local populations. The Amazon Protected Areas Program (ARPA) is a program launched by the Brazilian government in 2002 that supports 59,2 million hectares of PAs, making it the most ambitious biodiversity conservation program in the world. The main objectives of the ARPA include to protecting representative samples of biodiversity, ecosystems and associated landscapes, as well as maintaining of the environmental services. Based on decentralized and participative management principles, the Program also supports local communities, developing and implementing strategies of sustainable use of natural resources. Particularly, the subcomponent “integration of

Afiliação

¹ Postdoctoral fellow at Environment and Rural Development Postgraduate Program (PPG Mader), University of Brasília.

² Amazon Protected Areas Program, Department of Protected Areas, Brazilian Ministry of Environment.

E-mails

leme.andrea@gmail.com, marco.bueno@mma.gov.br

communities” supported 30 action plans in Phase II, based on social and environmental safeguards of World Bank. This study presents the results of 14 action plans monitored and evaluated from 2013 to 2016. The methodology included participative workshops with PAs managers and beneficiaries, along with fieldwork research for accomplishing activities with local stakeholders. Moreover, we evaluated action plans throughout progress reports, meetings acts, and other documents related to the implementation of the projects. We found that positive results include establishment of partnerships among different organizations (e.g., local agencies, NGOs, universities, and research institutes); empowerment of local communities and more participation of stakeholders in the councils of PAs; improvements of communication and knowledge interchanges between stakeholders, communities, and managers; and strengthening of institutional dialogue. The main challenges concerning the successful implementation of the action plans include lack of human resources, high staff turnover, and bureaucracy related to the financial resources execution. We conclude that local development can significantly contribute to the effective management and conservation of PAs.

Keywords: Governance; Brazilian protected areas; action plans; integration of communities; community participation.

RESUMEN – El manejo de Áreas Protegidas (APs) en Brasil ha incorporado poco a poco el concepto de gobernanza participativa, promoviendo la participación e implicación de la población local. El Programa de las Áreas Protegidas de la Amazonia (ARPA) es un programa puesto en marcha por el gobierno brasileño en 2002 el apoyo a un total de 59,2 millones de hectáreas de áreas protegidas, convirtiéndose en el programa de conservación de la biodiversidad más ambicioso en el mundo. Los principales objetivos de ARPA incluyen muestras representativas de protección de la biodiversidad, los ecosistemas y los paisajes asociados, y el mantenimiento de los servicios ambientales. Sobre la base de los principios de la gestión descentralizada y participativa, el programa también apoya a las comunidades locales para desarrollar e implementar estrategias de uso sostenible de los recursos naturales. En particular, el subcomponente “integración de las comunidades” tiene apoyado 30 planes de acción en la fase II, sobre la base de las salvaguardas sociales y ambientales del Banco Mundial. Este estudio presenta los resultados de 14 planes de acción monitoreados y evaluados entre 2013 y 2016. La metodología incluyó talleres participativos con los administradores de áreas protegidas, junto con la investigación de campo para la realización de actividades con las partes interesadas. Además, los planes de acción han sido evaluados por los informes de progreso, actas y otros documentos relacionados con la ejecución de los planes de reuniones. Hemos encontrado que los resultados positivos incluyen el establecimiento de asociaciones entre las diferentes organizaciones (por ejemplo, organizaciones locales, ONGs, universidades e institutos de investigación); potenciación de las comunidades locales y una mayor participación de los interesados en las juntas de las áreas protegidas; la mejoras de comunicación y intercambio de conocimientos entre las partes interesadas, las comunidades y los administradores; y el fortalecimiento del diálogo institucional. Los principales desafíos para la implementación exitosa de los planes de acción incluyen la falta de recursos humanos, alta rotación de personal, y la burocracia vinculada a la aplicación de los recursos financieros. Llegamos a la conclusión de que el desarrollo local puede contribuir significativamente a la gestión y conservación eficaz de las áreas protegidas.

Palabras clave: Gobernabilidad; áreas protegidas en Brasil; planes de acción; integración de las comunidades; participación comunitaria.

Introduction

Environmental and natural resource management has evolved away from a top-down, regulatory style, to one that features close and diverse partnerships and collaborations between management agencies and local communities, resource users, other management agencies, non-governmental organizations (NGOs), and the private sector (Dovers *et al.* 2015).

Participatory governance of protected areas is a concept that was barely recognized until a decade or so ago. Some early, innovative ways of making sense of it emerged on the Vth IUCN World Parks Congress (Durban 2003) where, for the first time, an entire stream of events was dedicated to the topic. Since then, concepts and practices have evolved and consolidated into a new, rapidly expanding and developing field of inquiry (Borrini-Feyerabend *et al.* 2013). One of the recommendations of the Vth World Parks Congress is that protected areas should help reducing

local poverty or minimally not exacerbate it. Hence, protected areas management bodies should build capacity as a key initiative to integrate residents into the management processes, as well as to support conservation and development projects (Scherl *et al.* 2004).

Scherl *et al.* (2004) stress that establishment and management of protected areas should at least not make the living conditions of poor rural and indigenous communities worse off than they are already. According to the authors, IUCN states that pro-poor conservation is not just an ethical response but “an opportunity to contribute to the growth of the environmental sphere of sustainable development by proving its fundamental importance to economic and social outcomes in some of the world’s poorest but most biologically diverse regions.”

Many local communities and indigenous peoples possess customary organizations with a role in governing nature and natural resources – some with centuries of experience, others relatively new or recently revived in contemporary forms. What most have in common is that they represent local rights-holders – people first in line to pay the price for wrong management decisions and possessing the traditional knowledge, skills and the accumulated local experience necessary to protect or restore specific sites and use natural resources in sustainable ways. Despite their diversity and complexity, and possibly because of that, customary and local institutions appear to function efficiently and make outstanding contributions to conserve natural and modified ecosystems (Borrini-Feyerabend and Hill 2015).

Effective governance for the conservation of nature involves building active and coherent connections among the people, sectors and decision-making levels that determine the many factors and conditions that contribute to, or impede, conservation. Territories under shared governance or directly conserved by indigenous peoples, local communities and private landowners provide conservation benefits at little cost to society (Borrini-Feyerabend and Hill 2015). Such idea is reinforced by a sense of belonging and ownership from settled human communities living around and within territories turned into protected areas (Calegare & Higuchi 2013).

Questions of legacy and customary tenure (for example who holds the legal or customary rights over land and resources) are obviously important, but not the sole determinant of governance. While legal, customary and socio-political influences vary widely, the critical management decisions for a protected area are most directly related to biodiversity, natural resources use, and people. These decisions are crucial for the achievement of the objectives of the protected area (management effectiveness), determine the sharing of relevant costs and benefits (equity), help to prevent or manage social conflicts. Governance is not only about who holds authority, but also who makes decisions, and about how these decisions are made. So questions of governance go beyond a formal attribution of power and responsibility; they also include questions about both formal and informal processes of taking decisions, and the roles of legal, customary and culture-specific institutions (Borrini-Feyerabend *et al.* 2013).

Notably, the role of capacity development in protected areas is increasingly recognized at all levels (individual, institutional, national and global), including the Convention on Biological Diversity (CBD) and Aichi Targets, especially Target 11. Capacity development at the protected area level have to be able to clearly answer ‘capacity for what’ and ‘capacity for whom’, and focus on specific abilities required to accomplish clearly defined goals under particular circumstances (e.g., technical, environmental, political and financial) in which these goals must be reached (Müller *et al.* 2015).

This article investigates advances and challenges in the implementation of the action plans from Amazon Protected Areas Program (ARPA), as well as which lessons can be drawn from this process. The action plans from ARPA Program remind the trajectory of Demonstration Projects (PDA) of the Tropical Forests Protection Pilot Program in Brazil (PPG7), closed in 2012 (Szlafsztein 2012). These projects aimed to support local communities to develop alternative and innovative management of natural resources, strengthening their ability to find sustainable local development solutions in the Amazon and Atlantic Forest biomes (Guerra and Ascher 2006).

Amazon Protected Areas Program (ARPA)

Amazon Protected Areas (ARPA) is a Brazilian government program led by the Brazilian Ministry of the Environment (MMA) and managed by the Brazilian Biodiversity Fund (FUNBIO). The Program is supported by Global Environmental Facility (GEF) – through the World Bank, the government of Germany – through the German Development Bank (KfW), and WWF.

Since it was launched at the World Conference on Sustainable Development in 2002 (Rio +10), ARPA has been the most successful protected area creation program in history. The Program has created new protected areas (PAs)¹ and supported the consolidation of existing PAs that had largely been “paper parks” without effective management structures in place before receiving ARPA’s support. Currently, ARPA supports the consolidation of 114 Protected Areas (PAs) in the Amazon forest, totaling 59,2 million hectares, reaching almost its goal of 60 million hectare². Besides, ARPA has led to significant conservation planning and capacity upgrades that have improved the management of protected areas across the Brazilian Amazon (WWF 2016).

ARPA Program was created to expanding and strengthening the National System of Conservation Units (SNUC) in the Amazon. The program has contributed to protect a representative sample of the biodiversity, ecosystems and associated landscapes, to maintain environmental services, as well as to reduce carbon emissions caused by the destruction of the Amazon rainforest. Soares-Filho *et al.* (2010) estimated that the expansion of protected areas created under ARPA from 2003-2008, by 2050, will reduce deforestation by 68,000 square miles, thereby avoiding 5,1 billion tons of CO₂ emissions into the atmosphere, which represents ~16% of global CO₂ emissions per year.

Based on principles of decentralized and participatory management, the program supports local communities to developing and implementing strategies to strengthen the sustainable use of natural resources. The financial support to PAs management is given in two ways. First one includes consolidation of PAs through several indicators, such as land tenure, protection and management (including enforcement actions), research and monitoring, development or revision of the Management Plan, and community participation through Advisory or Deliberative Council (depending on the PA category), among others. ARPA also supports the development of Terms of Commitment for Strictly Use PAs and Real Concession Use Law for Sustainable Use PAs (MOP 2015³).

The second and more specifically way to promoting community empowerment is given under so-called “Integration of Communities” subcomponent. Such indicator includes support to traditional populations through Sustainable Action Plans (*Plano de Ação Sustentável* or PAS), and Indigenous Peoples Action Plans (*Plano de Ação para Povos Indígenas* or PPI), which benefits to the integration of actions between PAs and Indigenous Lands. These plans are justified in respect of potential impacts resulting from the creation and consolidation of protected areas in the livelihood of local communities. The rules and procedures of the subcomponent “Integration of Communities” are defined in the Operational Manual Program, and approved by the ARPA Program Committee. These guiding documents are based on social and environmental safeguard policies of the World Bank⁴.

Concerning initial implementation of the Integration of Communities subcomponent, ARPA supported 14 action plans in Phase I (2003 to 2010), with total financial investments of 2,85 million reais (Araujo *et al.* 2010). The subcomponent 2.3 began to be implemented in 2007,

¹ In Brazil, we broadly define Protected Areas (PAs) as all public areas under land-use restrictions that contribute to protecting native ecosystems, even if they were created for purposes other than environmental conservation (Soares-Filho *et al.* 2010). In this study, PAs refers to Conservation Units strict sense according to SNUC, including strictly protected and sustainable-use conservation reserves (IUCN categories I–VI).

² Available at <http://programaarpa.gov.br/lista-de-ucs-2/>

³ Available at <http://programaarpa.gov.br/wp-content/uploads/2015/10/MOP-ARPA-FASE-III-outubro.pdf>

⁴ Available at <http://www.programaARPA.gov.br/wp-content/uploads/2012/10/anexo3-SalvaguardaIndigena.pdf>

although disbursements started only in 2008. All projects were implemented by non-governmental organizations. The results achieved by these projects are scarce. Kahn (2009) highlights some initiatives, including capacity-building of non-indigenous agroforestry agents surrounding Serra do Divisor National Park; diversification of economic activities in the riverine from the Upper Juruá River; sustainable fishing activities at the Corumbiara State Park; and support for the creation of a cooperative at Resex Unini. About 50% of NGOs could not complete the financial execution of their projects.

In phase II (2010-2017), 30 action plans were selected through three calls for proposals (one by PA), including 14 action plans in 2013, 9 in 2014, and 7 in 2016, respectively. The execution time of the action plans should vary between 18 and 24 months. The total invested in this subcomponent was 5,8 million reais⁵ (about 1,7 USD).

While the proponent and implementing agency of the action plans in Phase I of ARPA was civil society, in Phase II the proponent were public institutions of protected areas. From 30 selected proposals, Chico Mendes Institute for the Biodiversity Conservation (ICMbio) was the leading proponent with 21 proposals, followed by the Environment Secretariat of the Amazonas State with 7 proposals, Naturantís Institute (Tocantins State) and Environment Secretariat of the Acre State with one proposal each. The present study refers to fourteen action plans selected in 2013, including 12 PAS and 2 PPI (Table 1, Figure 1).

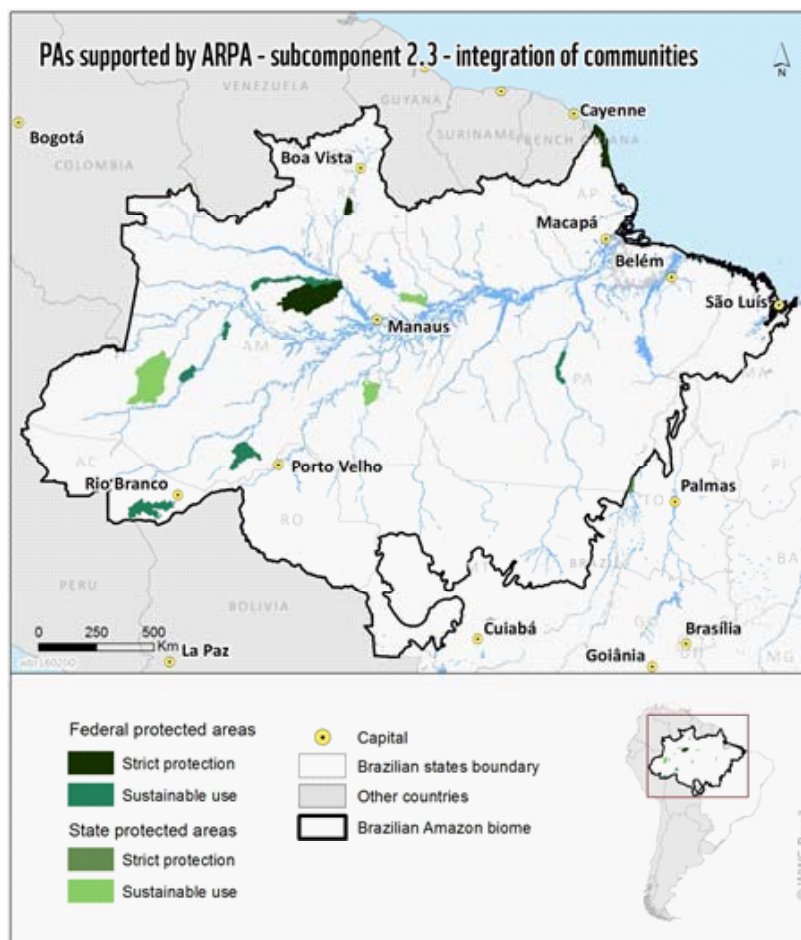


Figure 1 – Map of the 14 action plans selected in 2013 by “Integration of Communities” subcomponent of the ARPA Program.

⁵ Available at <http://programaarpa.gov.br/wp-content/uploads/2017/03/Miss%C3%A3o-de-Supervis%C3%A3o-Dez-2016.pdf>

Table 1 – Action plans supported by the ARPA Program in Phase II. (Legend: ER=Extractive Reserve; NP=National Park; SDR=Sustainable Development Reserve; SEMA= Secretary of State for the Environment).

Project name	State	Protected area	Proponent organization
Actions for participative management of fishing in the north of Amapá State	Amapá	Cabo Orange NP	ICMBio
Capacity building of local communities to increasing benefits of visitation in the Viruá National Park	Roraima	Viruá NP	ICMBio
Community conservation of chelonians in the Ituxi River Extractive Reserve	Amazonas	Ituxi ER	ICMBio
Community empowerment as a tool to support alternative income generation activities in the Juma Sustainable Development Reserve	Amazonas	Juma SDR	SEMA
Indigenous monitoring of the Karajá and Javaé Territories around Cantão State Park	Tocantins	Cantão State Park	Naturatins
Integration plan for strengthening communities at Middle Juruá Extractive Reserve	Amazonas	Médio Juruá ER	ICMBio
Management of pirarucu - community organization, participatory management, and income generation at the Unini River	Amazonas	Rio Unini ER	ICMBio
Young Protagonists of the Unini River	Amazonas	Jaú NP	ICMBio
Promoting sustainable territorial management and biodiversity conservation through the exchange of knowledge and practices among indigenous and riverine people from the Middle Xingu ER	Pará	Rio Xingu ER	ICMBio
Promoting technical and scientific knowledge to strengthen native cocoa productive chain in the Chico Mendes Extractive Reserve	Acre	Chico Mendes ER	ICMBio
Strengthening of the productive chain through the introduction of photovoltaic electric energy in Uatumã SDR	Amazonas	Uatumã	SEMA
Strengthening participatory management at the Cujubim SDR	Amazonas	Cujubim SDR	SEMA
Sustainable Action Plan for community monitoring and environmental education in the Lower Juruá ER	Amazonas	Lower Juruá ER	ICMBio
Training in environmental conservation practices and sustainable use of natural resources in Maracanã ER	Pará	Maracanã Marine ER	ICMBio

Methodology

Monitoring and evaluation (M&E) of the action plans included progress reports on accomplishing the goals in the action plans, regular meetings and participatory workshops with beneficiaries and managers, and fieldwork activities related to the action plans. Each manager should also send a quarterly report of activities of the action plans, based on questionnaires previously

elaborated by the authors. Nevertheless, one of the main difficulties for the M&E process was the little response of managers to deliver progress reports, as agreed at the beginning of action plan implementation. As a result, monitoring of the activities scheduled to be carried out by mid-term and final reports were affected in some PAs, including Viruá National Park, Juma and Cujubim Sustainable Development Reserve.

A mid-term evaluation was held between 9 and 10th of December 2014 at Manaus, Amazonas State. Managers of 15 action plans, Brazilian Environment Ministry, Amazon government, and FUNBIO representatives attended the workshop. A final evaluation of 23 action plans was carried out between 9 to 13th July 2016 at Manaus, with the participation of 55 people, including managers, PA residents, and partners. This meeting aimed to systematize the learned lessons from all action plans carried out from 2013 to 2016.

Concerning the fieldwork, between 2014 and 2015 we visited six protected areas (almost 50% of the monitored projects) to monitoring specific activities related to the action plans (e.g., capacity-building activities, fisheries meeting, community surveillance, among others). The visited PAs included the Middle Xingu Extractive Reserve, Cantão State Park, Medio Juruá Extractive Reserve 2015, Baixo Juruá Extractive Reserve, Jau National Park, and Ituxi Extractive Reserve.

Results and discussion

Advances in the Action Plans

We organized principal activities supported by action plans in five categories, including management and conservation of natural resources, capacity-building in environmental conservation practices and sustainable use of natural resources, integrated management of PAs and Indigenous lands, community surveillance activities additional to enforcement actions supported by ARPA, and alternative activities to traditional agro-extractive production. Some highlights about advances concerning targets proposed in the action plans are described below.

Conservation and management of natural resources

Three action plans focused on conservation and management of natural resources, including Cabo Orange National Park (NP), Unini Extractive Reserve (ER), and Ituxi ER.

In the Cabo Orange National Park (*Parque Nacional do Cabo Orange*), the primary objective of PAS included establishing a database of scientific and traditional knowledge to support economic development activities in the fishing sector, along with management, conservation, and sustainable fisheries resources use in the coastal zone of the Amapá State.

Institutional partnerships represented a critical aspect to the success of the implementation of this action plan. The PAS advanced in resolution of fisheries conflict, through greater cooperation among ICMBio, universities, research institutes⁶, and artisanal fishers. In total, six field trips were carried out to collecting data on fish and crab populations between 2014 and 2015. Researchers identified 14 genera and 40 fish species (n=2,080 individuals), along with reproductive data of crab populations. Researchers also collected ethnobiological data related to spawning, breeding, and feeding of the main commercial fish species caught on the coast and around the park. Advances in scientific knowledge will be important indicators for the implementation of fisheries management rules around the park, especially regarding protection of nurseries areas and establishment of minimum sizes of captured fish.

⁶ Federal University of Amapá, Amapá State University, and Institute of Scientific and Technological Research of the State of Amapá.

Studies also addressed the socioeconomic aspects of fishing activity in the municipality of Oiapoque, Amapá State. From January 2014 to October 2015, researchers interviewed 215 local artisanal fishers aged between 17 and 70 years (average of 37 years). Results show that creation of the PA displaced most fishers from their original sites. Such information can be very useful in decision-making regarding the territorial reordering of the region. PAS also supported four meetings and a participatory workshop to identify conflict spots with stakeholders in the Cabo Orange Coast. Participatory mapping with 21 artisanal fishermen and researchers identified more than 15 conflict fishing spots along the coast, mainly with commercial fishers from Pará state. Finally, a signatory of the commitment agreement between government and communities has strengthened with the possibility of the creation of a new Marine Extractive Reserve as a compensatory alternative to restrictions of fisheries resources use at the Cabo Orange NP.

In the Unini Extractive Reserve (*Reserva Extrativista do Unini*), PAS supported the participation of 126 fishermen in the planning and evaluation fisheries meetings, along with workshops on accounting, computer and internet skills (n=57 people), good practice for fish processing (n= 28 people), and monitoring of fishing and use of GPS (n= 9 fishermen). The plan also offered opportunities for exchange of knowledge to 14 fishers, and two certifications in counting techniques of *Arapaima gigas* (*pirarucu*). In 2015, the sale of pirarucu generated income to 30 families from Unini ER (USD 6,068 in total).

The training processes in environmental conservation practices and sustainable use of natural resources added scientific, empirical and traditional knowledge, encouraging the engagement of local communities in the conservation of their areas. In this sense, Unini ER PAS has been essential to involve communities in the management of *pirarucu*, as a priority action of the PA management plan. Support to fisheries management of *Arapaima* has promoted an intensive exchange of knowledge in counting activities with experienced fishers from other PAs, notably the Mamirauá Institute. As a new activity, the action plan has provided training of fishers in counting activities, fishing techniques, and fisheries marketing. Such activities have contributed to the zoning and protection of fisheries in the Unini River, as well as to increase income generation for local communities.

In the Ituxi Extractive Reserve (*Reserva Extrativista de Ituxi*), PAS focused on conservation of breeding site of aquatic turtles, including *Podocnemis expansa*, *P. unifilis*, and *P. sextuberculata* species. Protection of turtle nests began in 2008, same year of establishment of the PA (Aleixo 2011a), in two communities (Vila Victoria and Mangutiari) through the *Preservida project*. The project resulted from the exchange of knowledge among communities of Ituxi and Purus rivers (Aleixo, 2011b). Lack of technical support stimulated communities to be researchers and inventors of their practice (Andrade 2013). During the preparation of the Ituxi ER management agreement in 2013, five other communities joined the project. Currently, seven communities (out of 15) protect beaches during the spawning period of turtles from May to November. Between 2008 and 2012, communities released about 7,100 animals on these shores (Andrade 2013).

Action plan offered technical, institutional and financial support to *Preservida Project*. Activities included training of 16 monitors⁷, as well as one field trip to exchange knowledge with communities from Middle Purus ER. By the end of 2015, about 3,424 individuals were released alive on the beaches of Ituxi River and tributaries. Communities report biological dataset through standardized data to Brazilian Institute of the Environment (IBAMA). About 112 people took part of environmental education activities to releasing turtle in the beaches.

⁷ Two voluntary monitors are responsible for each beach, but many people are involved in the protection activities. The primary job of a volunteer beach guard consists of ensuring a predator-free environment where adult females can lay their eggs. When turtle eggs hatch, individuals are transported to water tanks in the communities (so-called nursery), until their navel are healed (about one to two months).

Capacity-building in environmental conservation practices and sustainable use of natural resources

Two action plans focused on capacity building for environmental conservation practices and sustainable use of natural resources, including *Young Protagonists of Unini Project* at Jau National Park (*Parque Nacional do Jaú*), and *Capacity-building in environmental conservation practices and sustainable use of natural resources of forestry communities* at Maracanã Marine Extractive Reserve (*Reserva Extrativista Marina Maracanã*).

The *Young Protagonists of Unini Project* trained 567 young people at Jaú NP and Unini ER (initial target was 100 young people), through eight modules of environmental education. Training of youth was based on environmental education methodology, developed to empower young stakeholders to take part in the management, as well as to renew leadership of protected areas (Rodrigues and Anciães 2015). Particularly, recovery of history and identity was especially important for youth who did not take part of the struggle process for the creation of these PAs.

Outcomes included the increasing participation of young people in the council meetings from 3 people in 2012 to 24 in 2015. The total number of participation of youth in the planning meeting of Unini ER also increased from 22 youth in 2013, to 27 in 2014, and 47 in 2015. As a result, PAS influenced in the creation of a seat for young people in the Council Board of the Unini ER, and two seats on the board of the Association of Unini River (AMORU).

The project also stimulated the exchange of knowledge among the youth of different region (e.g., Rio Negro SDR), and participation in the Extractive Youth Meeting at Soure ER, and Forest Call from National Council of Rubber-Tapper at Tapajos-Arapiuns ER in 2015. The successful implementation of this action plan can be acknowledged to work of an environmental educator from partner NGO Vitoria Amazon Foundation, as well as the full-time dedication of a technician from ICMBio.

At the Maracanã Marine ER, 2,285 people were trained (the target was 600 people) in eight courses and two workshops in topics concerning rights, environmental laws, associations, and fisheries management agreements. The primary outcomes included the creation of 19 community committees and review of management agreements in 20 communities of the PA.

Results achieved of the Viruá National Park (*Parque Nacional do Viruá*) included the consolidation of a network of partnerships involving the tourism sector, along with the acquisition of donated materials (mainly seized timber) and equipment (e.g., trucks and tractor) for the implantation of the infrastructure of visitation in the park. However, the manager did not present the final report, which made it impossible to analyze the execution of this action plan concerning the established goals, particularly regarding the capacities that should be carried out with the communities around the Park.

Integrated territorial management of PAs and Indigenous Lands

Two action plans focused on the integrated territorial management of protected areas and indigenous territories, Rio Xingu ER (*Reserva Extrativista do Xingu*) and Cantão State Park (*Parque Estadual do Cantão*).

In the Xingu ER, primary activities included six meetings among indigenous and riverine youth during 2014, and women meeting in 2015. It is important to highlight the strengthening of neighborhood relationships among extractive communities and Araweté and Parakanã ethnic groups, as well increasing of institutional dialogue between ICMBio and Brazilian Indian Foundation (FUNAI) to address issues related to integrated management of the territory. PPI also facilitated the participation of different groups in the training process (e.g., youth, women, ethnic groups, uses), along with intergenerational and intercultural exchanges. The main challenge of the PPI Xingu ER included insufficient involvement of ICMBio managers in the monitoring of PPI, since a

consultant executed most field activities alone. Another limitation of this project included lack of a multidisciplinary technical team (e.g., anthropology, agroecology), and inadequacy of pedagogical methodology to deal with complex intercultural issues.

In the *Cantão State Park*, PAS supported training activities of voluntary environmental agent to 30 indigenous living surrounding the Park. Activities also included two workshops to deal with conflicts related access of natural resources uses. First workshop reviewed the Conduct Adjustment Agreement among government representatives (e.g., Funai, ICMBio, Federal Public Ministry, and Naturatins State Institute), Karajá and Javaé Indigenous people, which lands are entirely overlapped to Araguaia National Park, and contiguous to the Park. The second workshop mediated conflicts among indigenous leaders, concerning commercial fishing, sports fishing, livestock, use of fire, and enforcement actions. In total, 44 indigenous leaders attended both workshops, reaching around 30% of 140 indigenous families living in the villages surrounding the Cantão State Park. The action plan also supported the purchase of equipment for enforcement actions. Nevertheless, vehicles and equipment to be used in the operations surveillance requested in 2013 just arrived in 2016 (3 years later), so not delivered on time to performing the planned activities.

Community surveillance activities additional to enforcement actions supported by ARPA

Action Plan in the Lower Juruá ER (*Reserva Extrativista do Baixo Juruá*) supported community monitoring of breeding sites of aquatic turtles and lakes for fisheries of *pirarucu*. Community surveillance in the Lower Juruá River began in the 1970s with education movement of the Catholic Church. Monitoring of turtles in the *Lower Juruá ER* started in 2004 with *Pé de Pincha* Program, carried out by the Federal University of Amazonas. Since 2006 this activity has been technically supported by environmental agencies (initially IBAMA and after ICMBio).

Currently, three communities (Botafogo, Antonina and Forte das Graças) protect beaches during the spawning season of turtles. The program aims to develop the participatory management of turtles through population monitoring, along with protection of site nests. PAS supported community surveillance through staple food⁸ and diesel. In total, 29 people are involved in monitoring, fourteen people in Botafogo and eleven people in Forte das Graças. Humans, in addition to losses associated with natural depredations, represent main threats related to the protection of nests.

Also, PAS supported management fisheries of *Arapaima gigas* through fuel donation (on average 35 liters/week) for community surveillance activities. Since 2007 communities of Lower Juruá ER monitor lakes for the management of *pirarucu*. Currently, communities protect about ten lakes. The quota of adult *pirarucu* caught was 80 individuals in 2007, 334 individuals in 2014, and 400 individuals in 2015. Since quota released by IBAMA based on counting is increasing, probably fisheries management has been efficient to protecting fish stocks of *pirarucu*. One of the bottlenecks is the commerce of *Arapaima*, which is sold in the local market for five reais per kg (1,59 USD), while costs involved to produce a kilo of managed fish were \$ 6,50 reais (2,07 USD) in July 2015.

In the Middle Juruá ER (*Reserva Extrativista do Baixo Juruá*) PAS activities were focused on enforcement actions and supporting of community surveillance of lakes and beaches, as well as capacity building of local communities for income generation. Management of lakes for commercial fisheries of *pirarucu* began in 2009 at the São Raimundo (Middle Juruá ER) and Xibauzinho communities (Uacari Sustainable Development Reserve). Since 2012, eight communities take part in the fisheries management activities, including five communities at the Middle Juruá ER and

⁸ \$500 reais (USD 147) per monitor for two months of activity.

four communities at the Uacari SDR. PAS supported several meetings for the fishing planning of *pirarucu*, and a workshop for 30 environmental monitors about fisheries legislation. Dataset of the Rural Association of Carauari⁹, in 2015 eight communities caught 512 individuals of *pirarucus* (32,561 kg), with an average of 64 kg per fisherman. According to Campos-Silva and Peres (2016), community-based management of *pirarucu* induced to a rapid stock recovery of *pirarucu* in the Middle Jurua River. Annual population counts showed that protected lakes on average contained 304.8 arapaimas, compared to only 9.2 in open-access lakes. Protected lakes ensure an average annual revenue of U\$1046.6 per household, significantly improving socioeconomic welfare.

Another activity supported by the PAS included community surveillance of nesting sites of the aquatic turtles. Monitoring of turtles began in 2004 through a partnership with Federal University of Amazonas. Currently, 15 communities from Middle Jurua ER and Uacari SDR work together in the protection of beaches during the nesting season of turtles. In 2015, local communities captured and marked 3,857 turtles. PAS supported the donation of staple food, equipment, and signaling plates in the protected beaches.

Alternative activities to traditional agro-extractive production

Two PAS supported forestry communities, either through new techniques of agro-extractive production of native cocoa at Chico Mendes ER (*Reserva Extrativista Chico Mendes*) or by encouraging the use of solar energy for sustainable use of natural resources, as occurred in the Uatumã SDR (*Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uatumã*).

The action plan of Chico Mendes ER supported an inventory of native cocoa, training of 100 people for management activities, along with the exchange of knowledge with producers of Arapixi ER (n = 15 producers). Outcomes of PAS include knowledge of native cocoa stocks at the Chico Mendes ER, increasing opportunities of market, and possibility of continuity from other financing sources. Limiting aspects pointed out by the manager included delay of FUNBIO (almost two years) to hiring a consultancy responsible for the inventory of native cocoa, along with challenges of transportation of the product, and low human resource capacity of ICMBio to implement the activities.

At the *Uatumã* SDR, PAS supported the acquisition of a photovoltaic solar energy equipment for the preservation of perishable extractive products, such as fruit and fish. One of the main difficulties pointed out by the manager was to find a supplier for the acquisition of equipment. Another challenge included finding a specialized company to install equipment properly. Currently, the photovoltaic system is generating energy only for two freezers (the original proposal should operate with ten freezers). As a result, only 11 families have been attended by the project. The manager expects that new revisions in the equipment can enhance the capacity of photovoltaic power generation to attend other five communities of Uatumã SDR.

Challenges and lesson learned in the implementation of the action plans

Main challenges for the implementation of the action plans were related to financial management, along with a lack of human resources (Table 2). Between December 2013 and April 2016 it was executed \$1,776,420 reais (about 546,764 USD), corresponding to 35% of the monetary amount invested in the action plans (Table 3). After 16 months, only four action plans executed more than 50% of the resources. Action plans with higher financial performance included

⁹ Associação dos Produtores Rurais de Carauari (ASPROC) show that fisheries caught of *Arapaima gigas* are increasing during the past five years (1.025kg in 2005, 415 kg in 2008, 1.165kg in 2010, 2.047kg in 2011, 3.288kg in 2012, 2.774kg in 2013, and 3.638kg in 2014). Total costs involved in all stages of fisheries management (planning, counting, fishing, and marketing) were R\$ 158,708.00

Maracanã ER, Uatumã SDR, Cabo Orange NP, and Jau NP. The action plans with lower execution included Cujubim and Juma Sustainable Extractive Reserves (<2% of financial performance), which have no results to be presented. Lack of human resources of PAs, along with bureaucracy of financial manager system consisted on main causes related to slow financial implementation of the action plans, which in turn caused a delay in delivery of equipment, hiring services, and so forth.

Table 2 – Number of times each challenge was cited by managers of protected areas in the management of action plans (n=14 action plans).

Challenge	Total	Frequency (%)
Delay in delivery of equipment and/or hiring services	8	66,7
Limit of linked bank account	5	41,7
Lack of human resources	4	33,3
Exchange of staff	2	16,7
Stakeholders engagement	2	16,7

Table 3 – Financial resources applied and executed in the community projects supported by ARPA from December 2013 to April 2015 (Value expressed in reais). (ER=Extractive Reserve; NP=National Park; SDR=Sustainable Development Reserve).

Protected Area	Planned	Spent	% Financial execution
Maracanã ER	189.900,00	135.559,40	71,38%
Uatumã SDR	190.000,00	135.216,68	71,17%
Cabo Orange NP	190.000,00	109.868,61	57,83%
Jaú NP	189.910,00	106.698,02	56,18%
Rio Xingu ER	185.650,00	83.760,43	45,12%
Rio Unini ER	189.900,00	73.287,35	38,59%
Rio Ituxi ER	178.830,00	62.452,80	34,92%
Baixo Juruá ER	189.900,00	54.462,16	28,68%
Cantão State Park	189.850,00	53.472,17	28,17%
Médio Juruá ER	190.000,00	42.132,53	22,18%
Chico Mendes ER	164.300,00	24.796,00	15,09%
Viruá PN	190.000,00	20.224,37	10,64%
Cujubim SDR	188.125,00	10.889,00	5,79%
Juma SDR	124.600,00	2.211,50	1,77%
Total	2.550.965,00	915.031,02	35,87%

More than 60% of managers mentioned the delay in delivery of equipment and hiring services as the primary challenge in the implementation of the action plans. Notably, bureaucracy related to financial execution plays a significant barrier to successful implementation of the action plans. The focal point of the MMA and FUNBIO evaluate and approve requirements of PA managers, on a virtual platform in real time so-called *brain system*, managed by FUNBIO. Araujo (2010) considered the *brain system* as a breakthrough in optimizing the financial resources management of the ARPA. However, because of implementation of the annual operational plans

are entirely based on a virtual manager system, which depends on the efficient operation of the Internet, we need to rethink how far this model has been adequate to the reality of the protected areas in the Amazon.

Another significant challenge cited by 67% of managers included lack of flexibility of the ARPA to increasing limit of the *linked bank account*. A single bank account for two different systems (Operational Annual Plans and Action Plans) requires much greater volume and frequency than only one to operate. Consequently, delay on payment of suppliers, purchase of goods and services, caused loss of credibility of ICMBio with service providers and communities. A failure such as not to delivering equipment on time or not hiring a professional or institution could jeopardize the achievement of the goals set out in the planning done by managers and communities.

According to 50% of managers, another challenge for the implementation of the action plans included lack and insufficient qualification of personnel, along with exchange of staff in the PAs (Table 2). Analysis of Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (RAPPAM) shows that staffing consists on one of the main challenges of PAs management effectiveness in Brazil and need a greater attention from managers, policymakers, and other stakeholders to tackle conservation targets in PAs (ICMBio and WWF-Brasil, 2012).

Some suggestions to leverage the financial performance of the action plans by FUNBIO include developing an offline module of the brain system, and allocation of a full-time professional responsible for financial operations of the action plans (e.g., procurement of goods, contracting of services, delivery of equipment, analysis of accountability, and so forth). Furthermore, competent partners, such as public (e.g., universities, research institutes, etc.) and private organizations (e.g., NGO) should support execution of the action plans to cope with a lack of human resources in PAs.

Main lesson learned resulted from implementation of the action plans according to managers and beneficiaries are listed in Table 4. Most sensitive topics included planning and management, community engagement, technical assistance, training and exchange, institutional arrangements (partnerships), and integrated territory management. Evaluation of action plans from ARPA show some similarities with PDA from PPG7, which key success factors included beneficiary participation, training, exchanges and technical assistance. On the other hand, the main problems identified are related to the management, planning, the level of social organization and social mobilization, production, processing, marketing, cultural barriers, and external context (Brazil 2004).

Table 4 – Main lesson learned reported during the final evaluation workshop of the Action Plans from ARPA placed from 9 to 13th 2016 at Manaus, Amazonas State.

Topic	Lesson learned
Planning and management	<ul style="list-style-type: none"> • Limit the scope of the proposal according to its capacity of implementation • Dialogue with community should be carried out directly by the management team • Financial manager of the ARPA (FUNBIO) must ensure the execution of projects in time, especially concerning to reduction of the bureaucracy for hiring consultant services and purchasing of goods
Community engagement	<ul style="list-style-type: none"> • Involve the community in the planning, preparation, execution and evaluation of the project (appreciation of traditional knowledge for planning would be a plus) • Contemplate different social and gender groups, especially youth, women and elderly • Encourage autonomy of community organizations for their self-land management • Projects must look beyond the boundaries of the PA
Technical assistance	<ul style="list-style-type: none"> • Identify strategies and experienced/qualified professionals for technical implementation of the projects
Training and exchange	<ul style="list-style-type: none"> • Support community workshops with appropriate methodologies and key partners, focusing on income generation and technical qualification • Exchange of knowledge is a powerful tool for capacity development and empowerment of the communities

Partnerships	<ul style="list-style-type: none"> • Formalize institutional partnerships to ensure commitment of the institutions throughout the planning and implementation of the action plan • Increase partnership network, as well as encourage the involvement of local partnerships • Open reference terms for implementation of the projects to other executing agencies and/or institutions (e.g., NGOs, universities)
Integrated territory management	<ul style="list-style-type: none"> • Strengthen dialogue between institutions and communities, as well as between different ethnic groups (e.g. Indigenous and traditional people) • Strengthen partnership between indigenous organizations and ICMBio • Strengthen actions to supporting implementation of public policies (e.g. territorial and environmental management plan for Indigenous Lands and management plan for PAs)

Conclusions

The results presented by the Subcomponent Integration of Communities demonstrate its relevance to implement activities in general not supported by ARPA Program. Such activities include integrated management of the territories (e.g., Rio Xingu ER and Indigenous Lands), participatory management of natural resources (e.g., management of pirarucu at Unini ER), and new practices and technologies for sustainable management (e.g., photovoltaic energy at Uatuma SDR and extraction of native cocoa at Chico Mendes ER). The program has also supported resolution of conflicts over access to natural resources (e.g., Cabo Orange NP and Cantão State Park), and empowered socially vulnerable groups such as youth and women (e.g., Maracana ER and Jau NP).

Some lessons learned related to successful implementation of the action plans include involvement of communities, exchanges of knowledge, committed institutional partnerships, appropriate methodologies and technical assistance, along with participation of different social, gender and generational groups such as youth, elderly, and women. Exchange of knowledge with other protected areas and surrounding also consisted on a powerful tool for capacity development of the communities. However, one must take into account that learning is a continuous process of creating knowledge grounded in experience and need ongoing investments (Müller *et al.* 2015).

One of the main challenges for the implementation of the action plans included lack of human resources, which in turn require enhancing and qualifying the limited staff in protected areas. One of the coping strategies to deal with the lack of technical ICMBio staff can be the establishment of partnerships with the government and non-governmental agencies, whose viability has been variable in different contexts.

Concerning to institutional arrangements, the partnership was a key aspect of the success or failure of a project. In general, action plans implemented through institutional partnerships were more successful. On the other hand, PAs which institutional arrangements were not successful or failed to fulfill its role, the action plans faced many difficulties. One of the lessons learned is that institutional arrangements should be formalized to ensure commitment and shared responsibilities of partner institutions involved throughout the planning and implementation of the action plan.

Besides, to optimize investments and efforts involved, it is necessary to manage protected areas in a participatory way, focusing on a social and environmental agenda. In particular, action plans should address more efficiently to the involvement of communities in all phases of the management process, including planning, execution, and evaluation of the project. In addition, continuity of projects depends on continuous support funds.

Several suggestions were proposed to improve the efficiency of the financial manager system, such as the inclusion of an offline module of the brain system, a full-time professional dedicated to the activities of this subcomponent, and an independent bank account to the action plans. Because of implementation of operational plans are entirely based on a virtual manager system dependent on the efficient internet, we need to rethink how far this model is suitable to the reality of protected areas in the Amazon.

Finally, conservation of PAs in the Amazon must take into account the importance of social and economic actions for local populations. Results of the action plans demonstrate the relevance of these activities supported by subcomponent 2.3 present in the first two phases of ARPA. Since “Participative Management” in Phase III includes only supports the participation of indigenous and traditional people on the advisory boards and deliberative councils of the PAs, ARPA should consider to adding a particular component of social organization and economically sustainable activities for development of local populations.

Acknowledgements

We acknowledge the managers of the Conservation Units for their collaboration during the monitoring and evaluation of the action plans, and the indigenous and traditional peoples for their commitment to the conservation and sustainable uses of the Amazonian forest. Special thanks to the donors of the ARPA Program, Brazilian Environment Ministry staff, and FUNBIO team.

References

- Aleixo, J. 2011a. **Memorial da luta pela Reserva Extrativista do Ituxi em Lábrea**. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil – IEB, 82p.
- Aleixo, J. (Org.). 2011b. **Memorial da luta pela Reserva Extrativista do Médio Purus em Lábrea**. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil – IEB, 82p.
- Andrade, R.A. 2013. **Preservar para Viver: a experiência da preservação de quelônios no rio Ituxi em Lábrea (AM)**. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil – IEB, 79p.
- Araujo, A.M.R. 2010. **Avaliação da implementação do Programa ARPA entre os anos 2003 e 2010**. Available at: programaarpa.gov.br/wp-content/uploads/2014/08/avaliacao-fase-um1.pdf
- Borrini-Feyerabend, G. & Hill, R. 2015. Governance for the conservation of nature. In: Worboys, G.L. et al. (Eds.). **Protected Area Governance and Management**. Canberra: ANU Press, pp. 169-206.
- Borrini-Feyerabend, G.; Dudley, N.; Jaeger, T.; Lassen, B.; Broome, N.P.; Phillips, A. & Sandwith, T. 2013. **Governance of Protected Areas: From understanding to action**. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 20, Gland, Switzerland: IUCN. xvi + 124pp.
- Brasil. 2004. **Estudos da Amazônia: avaliação de vinte projetos PDA**. Secretaria de Coordenação da Amazônia, Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Subprograma Projetos Demonstrativos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 134 p.
- Calegare, M.G.A. & Higuchi, M.I.G. 2013. Significado de morar e viver numa Unidade de Conservação. In: Higuchi, M.I.G.; Freitas, C.C.F. & Higuchi, N. (Eds.). **Morar e viver em Unidades de Conservação no Amazonas: considerações socioambientais para os planos de manejo**. Manaus, p. 189-212.
- Campos-Silva, J.V. & Peres, C.A. 2016. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. **Scientific Reports** 6: 1-13. Available at: <http://www.nature.com/articles/srep34745>
- Dovers, S.; Feary, S.; Martin, A.; McMillan, L.; Morgan, D. & Tollefson, M. 2015. Engagement and participation in protected area management: who, why, how and when?, in G. L. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary and I. Pulsford (Eds.). **Protected Area Governance and Management**, Canberra: ANU Press, pp. 413-440.
- Guerra, R. & Ascher, P. (Orgs.). 2006. **Estratégias e métodos de monitoramento em projetos de proteção das florestas tropicais brasileiras**. Brasília: MMA, 214p.
- ICMBio and WWF-Brasil 2012. **Efetividade de Gestão das Unidades de Conservação Federais do Brasil**. Available at: http://observatorio.wwf.org.br/site_media/upload/gestao/documentos/Rappam_federal_2010.pdf.

Kahn, M. 2009. **Subcomponente Participação Comunitária – Relatório resumido. Funbio.** Available at: http://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2012/04/funbio_relatorio_anual_2009.pdf

Müller, E.; Appleton, M.R.; Ricci, G.; Valverde, A. & Reynolds, D. 2015. Capacity development, *In*: G. L. Worboys, M. Lockwood, A. Kothari, S. Feary and I. Pulsford (eds) **Protected Area Governance and Management**. Canberra: ANU Press, pp. 251-290.

Rodrigues, L. & Anciães, M. 2015. **Verde Perto Educação**. Manaus: Ed. INPA.

Scherl, L.M.; Wilson, A.; Wild, R.; Blockhus, R.; Franks, P., McNeely, J.A. & McShane, T.O. 2004. **Can Protected Areas Contribute to Poverty Reduction? Opportunities and Limitations**. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK: IUCN, viii, 60p.

Szlafsztein, C.F. 2012. Development projects for small rural communities in the Brazilian Amazon region as potential strategies and practices of climate change adaptation. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change** 19(2): 1-18.

Soares-Filho, B.S.; Moutinho, P.; Nepstad, D.; Anderson, A.; Rodrigues, H.; Garcia, R.; Dietzsch, L.; Merry, F.; Bowman, M.; Hissa, L.; Silvestrini, R. & Maretti, C. 2010. The role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 107(24), pp. 10821-10826.

WWF. 2016. **Arpa For Life: Amazon Region Protected Area Phase III Report**. Available at: http://assets.worldwildlife.org/publications/934/files/original/WWF_ARPA_2016_Report_R8_Reader_Sprds_8.26.16_final_1_.pdf?1472492610

Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2017, n. 1.

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/issue/view/44>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886