A TRANSPOSIÇÃO DO RIO ITAPANHAÚ E O PARQUE ESTADUAL RESTINGA DE BERTIOGA: IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS HÍDRICOS

Gelson Ribeiro dos Santos[1] e Ronaldo José Torres[2]

[1]*Instituto do Mar, UNIFESP, Santos, Brasil (gelson.santos@unifesp.br)*
[2]*Instituto do Mar, UNIFESP, Santos, Brasil*

Resumo: Considerações em torno dos impactos socioambientais negativos sobre o Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB), no litoral paulista, decorrentes da obra de transposição do Rio Itapanhaú (RI), foram formuladas com base no Estudo de Impacto Ambiental e na literatura sobre o tema. Os serviços ecossistêmicos prestados pelo RI ao longo do trecho sob jurisdição do PERB foram definidos para subsidiar o processo de valoração econômica deste recurso hídrico.

Palavras-chave: transposição; Rio Itapanhaú; Bertioga; valoração ambiental; recursos hídricos.

INTRODUÇÃO

Em novembro de 2015 a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) protocolou junto à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) um Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) elaborado pela CAB Ambiental, concessionária da SABESP, e pela Prime Engenharia, para orientar a obtenção do Licenciamento Prévio (LP) da obra de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú (RI) para o Abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP).

O empreendimento compõe as estratégias propostas pelo então poder executivo em resposta à crise hídrica ocorrida entre os anos de 2013 e 2015 na RMSP. Um conjunto de estratégias de enfrentamento foram publicadas em documento que aponta como parte das soluções a necessidade de construção de um sistema capaz de desviar até 2,5 m³/s (2500 L/s) do Ribeirão Sertãozinho, componente da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista e formador do RI, para a Represa Biritiba, que compõe a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Uma das consequências previstas para ocorrer durante a etapa de operação do projeto é a diminuição de vazão no RI – que deságua no Oceano Atlântico pelo canal do estuário de Bertioga, litoral paulista – à jusante do ponto de desvio (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). Ainda conforme o estudo, o Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB), Unidade de Conservação (UC) atravessada pelo RI, não abrigará nenhuma instalação física da obra, mas poderá refletir a subtração do fluxo para reforçar a segurança hídrica na RMSP, e a zona de mangue do trecho inferior do RI (estuário) também poderá manifestar os efeitos da redução (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Alterações no fluxo de um curso hídrico são consequências frequentemente reportadas em estudos que descreveram os impactos da instalação de reservatórios ou sistemas de desvio de água em bacias hidrográficas. A título de exemplo, é possível mencionar revisões que analisaram obras instaladas em bacias de diferentes continentes (Davies et al., 1992; Meador, 1992; Hirji, 1998), bem como pesquisas reportadas nos últimos vinte anos, que descreveram casos na China (Shao et al., 2013; Zhuang, 2016; Lu et al., 2021) e nos Estados Unidos da América (EUA) (Emanuel et al., 2013). Um aspecto em comum aos trabalhos é a menção sobre mudanças (ganhos e/ou perdas) em serviços ecossistêmicos à montante e à jusante do ponto de desvio/contenção do fluxo.

O PERB é uma UC de proteção integral, criada em 2010 para preservar e conservar a biodiversidade e os recursos hídricos da região, de modo a garantir a reprodução dos processos ecológicos e fluxos gênicos que ocorrem nos trechos de contínuo biológico entre a Serra do Mar e o ambiente marinho, bem como para promover o ecoturismo, lazer e educação ambiental (Fundação Florestal, 2018).

De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), UCs dessa natureza são de posse e domínio públicos, sendo sujeitas às normas e restrições estabelecidas no Plano de Manejo (PM) da unidade, às normas estabelecidas pelo órgão responsável por sua administração e àquelas previstas na legislação federal (Brasil, 2000). O PERB possui

9.302,31 ha (93,02 km²), o que representa 18,92 % da área territorial de Bertioga, um dos nove municípios que integram a Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS) (Fundação Florestal, 2018).

A redução de vazão no RI à jusante do ponto de reversão do fluxo alcançará a baixada litorânea em setores do PERB classificados como zona de conservação e de recuperação, caracterizados pela presença de manguezais e vegetação de restinga. De acordo com o RIMA, o limite estipulado (2,5 m^3/s) permitirá, à jusante do ponto de captação, a manutenção de uma vazão não inferior a 50% da vazão de referência $Q_{7,10}$ local, o que equivale a 50% de 1,334 m³/s (0,67 m³/s) (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Em relação às alterações no regime hidrológico à jusante das instalações, conclusões presentes em relatório de um estudo sobre as vazões na área de restinga do RI, as avaliaram como sendo pouco significativas, o que viabilizaria a retirada da vazão planejada já que a vazão média deslocada seria suficiente para satisfazer as outorgas de captação na região de Bertioga (Labsid, 2016).

O último Relatório de Informações Complementares (RIC) publicado ratificou a baixa significância das variações no ciclo natural de vazões, chamou a atenção para o potencial do Rio Itatinga na contribuição de vazão no RI e, por fim, informou que a regra operacional prevista considerará a retirada de água do Ribeirão Sertãozinho apenas quando o volume no SPAT estiver em risco de abastecimento e quando sua vazão for superior a 1 m³/s (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2016).

Nesse contexto, além das ações institucionais contrárias ao empreendimento, promovidas pelo Grupo de Atuação Regionalizada de Defesa do Meio Ambiente (GAEMA) do Ministério Público do Estado de São Paulo (MPSP), durante o intenso período de embate jurídico que resultou no reconhecimento da pertinência da obra pelo judiciário paulista, destaca-se o conjunto de ações promovidas pelo Movimento Salve o Rio Itapanhaú (MSRI) (instagram.com/salveorioitapanhau). Trata-se de um movimento popular composto por moradores de Bertioga, membros do executivo municipal, do GAEMA, da comunidade acadêmica da RMBS, representantes políticos e demais apoiadores, e que se opõe à obra de transposição em razão dos impactos negativos que a subtração de vazão de um rio pode produzir no ambiente físico, na biota e no meio antrópico de uma região, tal como tem sido reportado na literatura científica. Em manifestação técnica produzida para colaborar com os trabalhos da Câmara Técnica de Avaliação de Empreendimentos do Conselho Consultivo do PERB, o MSRI contestou e apresentou alternativas para diferentes diagnósticos e programas apresentados no PM do PERB (PM-PERB) e no EIA/RIMA, chamando a atenção para o fato de que os estudos apresentados para o LP em 2015 desconsideraram os programas de gestão do PM-PERB, aprovados somente em 2018 (Santos, 2021).

Diante da contestação das obras pelo MPSP e, de modo complementar, por um movimento popular com origem na região a ser afetada com os passivos ambientais decorrentes da diminuição do aporte hídrico, é possível questionar se as perdas econômicas relativas aos impactos sobre os serviços ecossistêmicos prestados pelo RI/PERB podem vir a superar o próprio investimento do empreendimento. O custo de implantação foi orçado em R$ 160 milhões e um montante adicional de R$ 800 mil foi destinado para as compensações ambientais, sendo o PERB a segunda prioridade na alocação desses recursos (Parque Estadual Serra do Mar foi definido como a primeira e a Área de Proteção Ambiental Estadual Marinha Litoral Centro, a última) (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Considerando o conjunto de impactos negativos decorrentes de obras de engenharia instaladas para desviar/armazenar o fluxo de água em bacias hidrográficas, e diante dos conflitos que vêm sendo observados desde a submissão do EIA/RIMA para a obtenção do LP, o principal objetivo deste trabalho foi caracterizar o conjunto de: a) impactos ambientais negativos da transposição do RI sobre o PERB e região; b) serviços ecossistêmicos hídricos prestados pelo RI no trecho do PERB, a fim de estimar o seu valor econômico.

METODOLOGIA

Foram dois os questionamentos que nortearam a pesquisa: 1) Que tipos de impactos ambientais negativos podem ter sido desconsiderados pelo estudo apresentado para a obtenção do LP? 2) Quais são os serviços ambientais monetizáveis associados ao RI/PERB? Uma vez estabelecidas as questões de pesquisa, os dados foram produzidos por meio da análise:

a) do RIMA e do RIC, complementada com informações levantadas em revisão da literatura nacional e internacional sobre os impactos negativos decorrentes da instalação/operação de obras de engenharia em bacias hidrográficas;

b) da literatura sobre valoração de serviços ecossistêmicos, em especial as pesquisas com foco em recursos hídricos, em conjunto com o levantamento dos componentes passíveis de quantificação monetária, descritos no diagnóstico ambiental do PM-PERB.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Impactos socioambientais

O Quadro 1 lista os impactos considerados negativos identificados a partir do RIMA. Na sequência, são realizadas considerações em torno de outros trabalhos que descreveram impactos similares.

Quadro 1. Impactos identificados no RIMA, previstos nas etapas de planejamento (P) e de operação (O) das obras de aproveitamento da bacia do Rio Itapanhaú.

Meio físico 1. Alteração da qualidade da água do Rio Sertãozinho (P). 2. Redução de vazão no Rio Itapanhaú (O). 3. Redução da disponibilidade hídrica em Bertioga (O). 4. Avanço da cunha salina (O).
Meio biótico 1. Perturbação transitória à ictiofauna e à fauna bentônica no entorno do Rio Sertãozinho (P). 2. Alterações na vegetação de restinga (O). 3. Alterações na vegetação de mangue (O). 4. Modificações na estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica (O). 5. Alterações na composição da ictiofauna (O).
Meio socioeconômico 1. Geração de expectativas/preocupações na população (P).

Fonte: CAB Ambiental e Prime Engenharia (2015).

A alteração da qualidade da água foi um impacto igualmente verificado, por exemplo, em transposições ocorridas em diferentes regiões do planeta (Davies et al., 1992), em empreendimentos nos EUA (Meador, 1992), na bacia do Rio Jundiaí-Mirim, no Brasil (Machado et al., 2017) e na maior obra de transposição da China, S*outh-to-North Water Diversion Projec*t (SNWDP) (Shang e Wang, 2013; Guo et al., 2019). A modificação da temperatura da água em regiões localizadas à jusante de intervenções em território canadense (Das, 2006) e a identificação de processos de eutrofização em corpos hídricos chineses, localizados nas bacias dos rios Yangtze e Amarelo (Shao et al., 2003), são outros exemplos de impactos negativos sobre a qualidade da água.

É possível identificar na literatura menções à redução da vazão à jusante de obras de transposição envolvendo, por exemplo, os rios Sacramento e São Joaquim, na Califórnia (EUA) (Hirji, 1998), o Rio Missouri, EUA (Shields Jr et al., 2000), em transposições envolvendo os rios Melanchi, Yangri e Larkem, no Nepal (Bhattarai et al., 2005; Gurung e Bharati, 2012), em transposições envolvendo os rios Burjin e Kelan, na China (Shang e Wang, 2013), no contexto do SNWDP (Shao et al., 2003; Shang e Wang, 2013) e em recursos hídricos da bacia do Rio Haihe, também localizada na China (Lu et al., 2021). Tal redução na vazão pode comprometer a disponibilidade hídrica nas regiões à jusante das intervenções.

A disponibilidade hídrica nas regiões à jusante de intervenções também pode ser afetada pelo aumento da salinidade no corpo hídrico abastecedor. O aumento da salinidade na água de abastecimento público foi verificado na Califórnia (EUA) (Hirji, 1998), e a preocupação em torno de impactos decorrentes de mudanças em demandas futuras de abastecimento de água em regiões à jusante de intervenções realizadas na bacia do Rio Xinjiang, na China (Shang e Wang, 2013), e em diferentes bacias dos EUA (Emanuel et al., 2015), bem como as consequências de possíveis aumentos no padrão de consumo nas bacias receptoras em diferentes regiões do planeta (Zhuang, 2016) são exemplos da literatura que, além de apontarem para a possibilidade de reduções graduais na confiabilidade e na resiliência dos sistemas doadores de água (Tian et al., 2019), sugerem a necessidade de adoção modelos de gestão de recursos hídricos que priorizem alternativas voltadas para evitar a transferência de passivos ambientais e a produção de crises hídricas em outras regiões.

O último impacto sobre o meio físico identificado no RIMA trata do avanço da cunha salina. De acordo com o documento, a vazão mínima $Q_{7,10}$ na foz do Itapanhaú (local em que a salinidade alcança cerca de 2%) é da ordem de 4,03 m^3/s e poderá diminuir para 3,36 m^3/s (ou seja cerca de 16,5%), o que poderia favorecer a intrusão da cunha salina em 2 ou 3 km a mais para montante em relação à situação atual, causando um aumento na salinidade (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). Esse tipo de impacto também foi verificado em projetos desenvolvidos no Rio Indo, no Paquistão (Ahmed, 1992), no Rio Yangtzé, na China (Changming, 1998), nos rios Sacramento e San Joaquin, nos EUA (Hirji, 1998) e em vários rios de diferentes regiões do planeta (Zhuang, 2016).

A perturbação transitória à ictiofauna e à fauna bentônica no entorno do Ribeirão Sertãozinho, em decorrência do aumento da concentração de sólidos em suspensão, foi o primeiro impacto sobre a biota identificado no RIMA, previsto para ocorrer na fase de planejamento (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). Impactos relacionados à composição da biota foram identificados, por exemplo, sobre peixes da bacia do Rio São Francisco (Barbosa et al., 2017), em transposições envolvendo os rios Tâmisa e Severn, na Grã-Bretanha (Gallardo e Aldridge, 2018) e em trabalho que identificou moluscos não nativos em áreas de influência da transposição do Rio Yangtzé, na China (Changming, 1998).

O RIMA descreveu a possibilidade da ocorrência de adaptações na estrutura e nos limites entre os vários tipos de ambientes de restinga em decorrência das alterações hidrológicas (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). Foi apontado que as alterações na vazão e salinidade poderão causar variações na dinâmica e na distribuição espacial das espécies de mangue, com avanço para montante da zona de transição, mas sem modificações significativas na estrutura geral das comunidades (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Alterações em habitats fluviais à jusante de obras de transposição e/ou contenção foram identificadas em diferentes locais dos EUA (Meador, 1992). Mudanças na distribuição de habitats e na integridade de ecossistemas associados ao Rio Missouri (EUA) também foram verificadas após obra de transposição (Shields Jr et al., 2000). Foi verificada a redução de quase toda diversidade e abundância de sementes e vegetação à jusante do reservatório Danjiangkou, na China (Liu et al., 2009). A supressão da vegetação também foi verificada em habitats associados aos rios Guandu e São Francisco, no Brasil (Andrade et al., 2011). Alterações em manguezais, decorrentes da diminuição no aporte hídrico pela construção de barragens também foram verificadas em vários sistemas estuarinos do Ceará, Brasil (Godoy et al 2018).

O estudo ambiental também apontou a possibilidade de modificações na estrutura e dinâmica das comunidades fitoplanctônicas, em decorrência das novas condições hidrodinâmicas do sistema fluvial regional em relação às condições atuais, mudanças que poderão favorecer ou dificultar o crescimento de organismos planctônicos no RI (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). A diminuição da diversidade e o aumento da produção fitoplanctônica são exemplos de impactos verificados em áreas de influência dos reservatórios do Sistema Shoalhaven de transposição, na Austrália (Fornarelli et al., 2013).

Alterações na composição da ictiofauna à montante e à jusante da reversão também foram apontadas. Tais impactos foram relacionados à diminuição da vazão a partir do barramento que, embora permita a passagem livre, impede o movimento contracorrente de peixes (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). No setor de restinga, foi prevista uma diminuição de vazão de 27% em relação à vazão média e mínima ($Q_{7,10}$), e da ordem de 32-38% para vazões baixas e intermediárias, o que deverá reduzir o nível d'água e causar exposição de áreas marginais, as quais tenderão a ser sazonalmente ocupadas pela pelas espécies estuarinas, em função do avanço da cunha salina (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Podem ser destacados, como exemplos de pesquisas que relataram impactos sobre a ictiofauna em decorrência de intervenções em bacias, um trabalho que identificou a mistura entre faunas de peixes dos rios Rio Piumhi e Rio São Francisco, no Brasil (Moreira-Filho e Buckup, 2005; Blanco et al., 2010), um relato sobre o aumento da concentração de metais em peixes de rios canadenses (Das, 2006), inventários da ictiofauna das bacias dos rios São Francisco e Paraíba do Norte, Brasil (Costa et al., 2017; Ramos et al., 2018) e um relato sobre os diferentes tipos de efeitos sobre comunidades de peixes em rios chineses (Guo et al., 2019).

Por fim, o único impacto sobre o meio socioeconômico identificado no RIMA diz respeito à geração de expectativas/preocupações na população de Bertioga, durante a etapa de planejamento do projeto (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015). O conjunto de ações de contestação e de divulgação científica promovidas pelo MSRI, de modo complementar à atuação institucional exercida pelo MPSP, exemplifica tal preocupação (Santos, 2021).

O Quadro 2, a seguir, relaciona outros tipos de impactos reportados na literatura como consequência de obras (represas, sistemas de desvio) em bacias hidrográficas.

Vale ressaltar a necessidade de considerar que os impactos listados foram resultantes de contextos bastante específicos nas regiões estudadas. Por outro lado, é possível vislumbrar, diante das características e do contexto em torno do projeto de transposição do RI, a identificação de alguns desses impactos, principalmente durante a etapa de operação do projeto.

Diante dessa possibilidade, considera-se, portanto, que uma investigação em torno dos impactos 1-4 (meio físico), 5-7 e 11 (meio biótico), e 12-16 e 20 (meio socioeconômico), apresentados no Quadro 2, poderia ter sido desenvolvida na produção do EIA elaborado para orientar a obtenção do LP da obra de transposição do RI.

Caracterização dos serviços ecossistêmicos hídricos

A determinação prévia do conjunto de serviços ambientais prestados por um determinado ecossistema é fundamental quando se deseja produzir uma estimativa sobre o seu valor econômico total.

Um exemplo bastante representativo de avaliação econômica de serviços ecossistêmicos foi a determinação do valor total da biosfera conduzida por Constanza et al., (1997), valorada em U$$ 16-54 trilhões (10^{12})/ano, com média de U$$ 33 milhões/ano, com base em valores por unidade de área de dezessete tipos de serviços ecossistêmicos relativos a cada tipo de ecossistema do planeta. Os autores chamam atenção para o fato de que, dada a natureza das incertezas associadas, faz-se necessário que o valor determinado seja tomado na condição de estimativa mínima.

Quadro 2. Impactos reportados como consequência da instalação de sistemas de desvio/armazenamento de água em bacias hidrográficas.

Meio físico **1.** Erosão; acreção (Ahmed, 1992; Das, 2006; Andrade et al., 2011; Annys et al., 2019). **2.** Alteração da morfologia do canal (Meador, 1992). **3.** Alteração do ciclo da água (Andrade et al., 2011). **4.** Mudança na capacidade de acumulação de sedimentos (Godoy et al., 2018).
Meio biótico **5.** Perda de biota endêmica (Davies et al., 1992). **6.** Introdução de espécies exóticas/invasivas (Davies et al., 1992; Meador, 1992; Das, 2006; Daga et al., 2019). **7.** Diminuição da população de aves migratórias e aquáticas (Hirji, 1998). **8.** Diminuição da incidência de golfinhos em áreas de mangue (Smith et al., 2009). **9.** Desaparecimento de pântanos (Dadaser-Celik et al., 2009). **10.** Espalhamento de vetores de doenças (Davies et al., 1992; Shao et al., 2003; Zhuang, 2016; Santos Silva et al., 2017; Silva Filho et al., 2017; Bezerra et al., 2018). **11.** Alteração na distribuição da variabilidade de anfíbios (Maia et al., 2017).
Meio socioeconômico **12.** Alteração da dinâmica socioeconômica em torno do mangue (Ahmed, 1992). **13.** Necessidade de negociação na mediação de conflitos (Carvalho e Magrini, 2006). **14.** Impactos sociais negativos superaram os positivos (Pazoki et al., 2015). **15.** Incerteza de ganhos econômicos (Wilson et al., 2017). **16.** Vulnerabilização material e simbólica de povos tradicionais (Gonçalves et al., 2018). **17.** Elevado custo de implantação (Hunt e Leal Filho, 2018). **18.** Afogamentos (Annys et al., 2019). **19.** Deslocamento de famílias (Wilson et al., 2017; Annys et al., 2019). **20.** Violação da agenda ambiental da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) (Bui et al., 2020).

Fonte: Autoria própria.

Dentre os métodos utilizados na valoração econômica de diferentes ecossistemas do planeta, foi verificado que a maior parte das avaliações empregou o Método do Custo de Viagem ou o Método do Valor Hedônico (Bartkowski et al., 2015).

Como exemplos de trabalhos que descreveram a utilização de métodos de valoração econômica aplicados à gestão de recursos hídricos, é possível apontar uma pesquisa realizada a partir do Método de Custo de Reposição aplicado na avaliação de espécies aquáticas dotadas de valor cultural e econômico atribuído por populações indígenas da Austrália (Jackson et al., 2014), e um trabalho que fez uso do Método de Avaliação Contingente (MAC) para valorar diferentes serviços ecossistêmicos associados ao Rio Aarhus, na Dinamarca (Riegels et al., 2020). Em revisão que analisou trinta e oito iniciativas de avaliação econômica aplicadas a processos de recuperação de recursos hídricos nos EUA e na Europa, Bergstrom e Loomis (2017) constataram que a grande maioria fez uso do MAC ou o Método da Experiência de Escolha.

Dentre as iniciativas voltadas à valoração de serviços ecossistêmicos associados a recursos hídricos em território nacional, é possível apontar, por exemplo, a aplicação do MAC em três contextos: na avaliação do Parque Ecológico do Rio Cocó, em Fortaleza, Ceará (Farias et al., 2018) e na determinação da disposição das pessoas a pagar por serviços associados à Cachoeira das Emas, no Rio Mogi-Guaçu, em São Paulo (Peixer et al., 2011), e ao Rio Carahá, em Lages, Santa Catarina (Mombach et al. 2018).

Com base no conjunto de trabalhos consultados, é possível afirmar que o MAC tem sido uma metodologia de valoração empregada com maior frequência na avaliação de serviços ecossistêmicos associados a recursos hídricos. Considerando as duas primeiras etapas (do total de quatro) sugeridas para estimar o valor econômico total de um ecossistema, faz-se necessária a delimitação prévia das fronteiras do sistema a ser valorado e, posteriormente, a determinação dos serviços em termos biofísicos, ou seja, a definição dos serviços de produção, de regulação, de apoio e os serviços culturais associados ao ecossistema (Hein et al., 2006).

A Área de Influência Indireta (AII) do empreendimento, tal como descrita no RIMA, foi definida como sendo o sistema a ser valorado. A AII está localizada no território do PERB, e compreende a faixa de 500 m de largura em cada lado do RI até o seu desemboque no mar pelo canal do estuário Bertioga (CAB Ambiental e Prime Engenharia, 2015).

Considerando o conjunto de serviços ecossistêmicos mais sensíveis às alterações no fluxo fluvial (Gopal, 2006), os componentes dos meios físico, biótico e antrópico descritos no diagnóstico ambiental do PM-PERB (Fundação Florestal, 2018) foram avaliados com o objetivo de definir o conjunto de serviços ecossistêmicos monetizáveis, prestados pelo RI no trecho do PERB (Quadro 3).

Quadro 3. Serviços ecossistêmicos hídricos monetizáveis, associados ao Rio Itapanhaú no trecho do Parque Estadual Restinga de Bertioga.

Provisão
Agropecuária. Pesca. Captura de carcinofauna. Extrativismo vegetal (palmito-juçara, bromélias e orquídeas ornamentais). Mineração (areia). Captação de água. Lançamento de efluentes.
Regulação/Apoio
Lançamento de efluentes. Restingas. Praias. Estuários. Dunas. Lagunas. Costão rochoso. Feições marinhas. Planícies de maré. Manguezal. Controles climáticos (oceano, morros e vertentes de escarpas da serra). Precipitação. Temperatura. Drenagem. Vegetação. Estuário dos rios com campos salinos. Pântanos salgados. Marismas.
Cultural
Turismo. Pesca. Restingas e serviços indicados na categoria Regulação/Apoio, com exceção de lançamento de efluentes.

Fonte: Autoria própria.

Foram considerados como provisão os serviços que representam fontes de recursos, bem como a disposição de efluentes líquidos. Dentre os serviços de regulação, foram categorizados todos os componentes vegetais e abióticos considerados essenciais à regulação do clima local e à estrutura do solo. Na categoria de apoio foram considerados todos os elementos vegetais e abióticos que compõem os habitats. Por fim, na categoria cultural, foram categorizados todos os serviços essenciais às atividades turísticas, esportivas e culturais, bem como todos aqueles que de algum modo contribuem com a composição da estética característica da paisagem local.

CONCLUSÃO

Em relação ao primeiro questionamento, foi possível identificar na literatura um conjunto amplo de publicações que relata os diferentes tipos de impactos negativos decorrentes da construção de sistemas de desvio/armazenamento de água em bacias hidrográficas ao redor do planeta. Por meio da comparação entre os impactos manifestados no texto do RIMA e os reportados na literatura, foram identificados ao menos 14 tipos de impactos negativos associados à diminuição na vazão fluvial que poderiam ter sido objetos em investigações aprofundadas.

Diante de um contexto social fortemente pautado em relações de poder econômico e político, a mobilização do conhecimento científico como contraponto à obra de transposição do RI, primeiramente pelo próprio Estado, na figura do MPSP e, posteriormente, pelo MSRI, por meio de manifestações populares e de ações de educação/divulgação científica/ambiental na *internet*, parece ter sido insuficiente para questionar, junto ao judiciário paulista, a pertinência da execução de um projeto com elevado potencial de perturbação das dinâmicas naturais no entorno do PERB.

A decisão pela construção de um sistema de transferência de água entre bacias, como estratégia de gestão de recursos hídricos na RMSP pelo então poder executivo, em detrimento, por exemplo, do investimento antecipado em alternativas não estruturais, parece divergir dos princípios da própria Política Estadual de Recursos Hídricos quando esta orienta, em seu terceiro artigo, a “adoção da bacia hidrográfica como unidade físico-territorial de planejamento e gerenciamento” (São Paulo, 1991) e a “compatibilização do gerenciamento dos recursos hídricos com o desenvolvimento regional e com a proteção do meio ambiente” (São Paulo, 1991). Diante dos riscos reportados pelo próprio EIA/RIMA e pela literatura científica, é possível considerar que a execução do projeto, a longo prazo, poderá afetar a capacidade do próprio Poder Público em garantir o direito de viver em um ambiente ecologicamente equilibrado, tal como dispõe a Constituição Federal em seu Art. 225 (Brasil, 1988).

Já em relação ao segundo questionamento, foi possível determinar, por meio da avaliação do diagnóstico ambiental presente no PM-PERB em conjunto com a literatura que trata sobre valoração de recursos hídricos, os grupos de serviços ecossistêmicos (provisão, regulação, apoio e cultural) que podem ser susceptíveis à diminuição do fluxo no RI.

Estimar o valor econômico total dos serviços ecossistêmicos prestados pelo RI/PERB é uma estratégia que pode auxiliar na avaliação sobre os benefícios decorrentes da não interferência sobre a área de interesse, em relação aos benefícios que podem ser ganhos com a instalação do empreendimento, deduzidos os custos de implantação. A determinação do conjunto de serviços ecossistêmicos associados ao RI/PERB, aqui apresentada, orientará o levantamento de indicadores úteis para estimar, por meio do MAC, o valor econômico total deste recurso hídrico.

REFERÊNCIAS

Ahmed, S. I. The marked reduction of the Indus River flow downstream from the Kotry barrage: can the mangrove ecosystems of Pakistan survive in the resulting hypersaline environment? Pakistan Journal of Marine Sciences, v. 1, p. 145-153, 1992. Disponível em: http://aquaticcommons.org/16087/. Acesso em: 21 jul. 2021.

Andrade, J. G. P. et al. Interbasin water transfers: the Brazilian experience and international case comparisons. Water Resources Management, v. 25, p. 1915-1934, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11269-011-9781-6. Acesso em: 21 jul. 2021.

Annys, S. et al. Impacts of the hydropower-controlled Tana-Beles interbasin water transfer on downstream rural livelihoods (northwest Ethiopia). Journal of Hydrology, v. 569, p. 436-448, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.012. Acesso em: 21 jul. 2021.

Barbosa, J. M. et al. Perfil da ictiofauna da bacia do rio São Francisco. Acta of Fisheries and Aquatic Resources, v. 5, p. 70-90, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.2312/Actafish.2017.5.1.70-90. Acesso em: 21 jul. 2021.

Bartkowski, B. et al. Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. Ecological Economics, v. 113, p. 1-14, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.023. Acesso em: 21 jul. 2021.

Bergstrom, J. C.; Loomis, J. B. Economic valuation of river restoration: An analysis of the valuation literature and its uses in decision-making. Water Resources and Economics, v. 17, p. 9-19, 2017. https://doi.org/10.1016/j.wre.2016.12.001. Acesso em: 21 jul. 2021.

Bezerra, F. S. M. et al. Identification of Biomphalaria sp. and other freshwater snails in the large-scale water transposition project in the Northeast of Brazil. Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo, v. 60, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1678-9946201860041. Acesso em: 21 jul. 2021.

Bhattarai, M. et al. Socio-economics and hydrological impacts of Melamchi intersectoral and interbasin water transfer project, Nepal. Water Policy, v. 7, p. 163-180, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.2166/wp.2005.0011. Acesso em: 21 jul. 2021.

Blanco, D. R. et al. Characterization of invasive fish species in a river transposition region: evolutionary chromosome studies in the genus Hoplias (Characiformes, Erythrinidae). Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 20, p. 1-8, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11160-009-9116-3. Acesso em: 21 jul. 2021.

Brasil. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 21 jul. 2021.

Brasil. Lei n° 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da CF, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 21 jul. 2021.

Bui, D. et al. Effects of inter-basin water transfer on water flow condition of destination basin. Sustainability, v. 12, p. 338, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su12010338. Acesso em: 21 jul. 2021.

CAB Ambiental; Prime Engenharia. Estudo de Impacto Ambiental das Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP: Relatório de Informação Complementar. Sabesp, São Paulo, 2016. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=613. Acesso em: 21 jul. 2021.

CAB Ambiental; Prime Engenharia. Relatório de Impacto Ambiental das Obras de Aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para Abastecimento da RMSP. Sabesp, São Paulo, 2015. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=613. Acesso em: 21 jul. 2021.

Carvalho, R. C.; Magrini, A. Conflicts over water resource management in Brazil: a case study of inter-basin transfers. Water resources management, v. 20, p. 193-213, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11269-006-7377-3. Acesso em: 21 jul. 2021.

Changming, L. Environmental issues and the south-north water transfer scheme. The China Quarterly, n. 156, p. 899-910, 1998. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/656129. Acesso em: 21 jul. 2021.

Costa, S. Y. L. et al. Composition of the ichthyofauna in Brazilian semiarid reservoirs. Biota Neotropica, v. 17, p. e20170334, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0334. Acesso em: 21 jul. 2021.

Costanza, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, v. 387, p. 253-260, 1997. Disponível em: https://doi.org/10.1038/387253a0. Acesso em: 21 jul. 2021.

Dadaser-Celik, F. et al. The projected costs and benefits of water diversion from and to the Sultan Marshes (Turkey). Ecological economics, v. 68, p. 1496-1506, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.012. Acesso em: 21 jul. 2021.

Daga, V. S. et al. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. Ambio, v. 49, p. 165-172, 2019. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01189-8. Acesso em: 21 jul. 2021.

Das, D. K. Environmental impact of inter-basin water transfer projects: some evidence from Canada. Economic and Political Weekly, p. 1703-1707, 2006. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/4418149. Acesso em: 21 jul. 2021.

Davies, B. R. et al. An assessment of the ecological impacts of inter-basin water transfers, and their threats to river basin integrity and conservation. Aquatic Conservation, v. 2, p. 325-349, 1992. Disponível em: https://doi.org/10.1002/aqc.3270020404. Acesso em: 21 jul. 2021.

Emanuel, R. E. et al. Influence of basin characteristics on the effectiveness and downstream reach of interbasin water transfers: displacing a problem. Environmental Research Letters, v. 10, p. 124005, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124005. Acesso em: 21 jul. 2021.

Farias, I. F. et al. Valoração Ambiental do Parque Ecológico do Rio Cocó. Desenvolvimento em Questão, v. 16, p. 191-213, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.21527/2237-6453.2018.45.191-213. Acesso em: 21 jul. 2021.

Fornarelli, R. et al. Disturbance, diversity and phytoplankton production in a reservoir affected by inter-basin water transfers. Hydrobiologia, v. 705, p. 9-26, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10750-012-1351-2. Acesso em: 21 jul. 2021.

Fundação Florestal. Plano de Manejo do Parque Estadual Restinga de Bertioga. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Bertioga, 2018. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/2019/01/plano-de-manejo-pe-restinga-de-bertioga.pdf. Acesso em: 21 jul. 2021.

Gallardo, B.; Aldridge, D. C. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. Water Research, v. 143, p. 282-291, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.056. Acesso em: 21 jul. 2021.

Godoy, M. D. P. et al. Mangrove response to land use change in estuaries along the semiarid coast of Ceará, Brazil. Journal of Coastal Research, v. 34, p. 524-533, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00138.1 . Acesso em: 21 jul. 2021.

Gonçalves, G. M. S. et al. A transposição do rio São Francisco e a saúde do povo Pipipã, em Floresta, Pernambuco. Saúde e Sociedade, v. 27, p. 909-921, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0104-12902018170388. Acesso em: 21 jul. 2021.

Gopal, B. A conceptual framework for environmental flows assessment based on ecosystem services and their economic valuation. Ecosystem Services, v. 21, p. 53-58, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.013. Acesso em: 21 jul. 2021.

Guo, C. et al. Modelling fish communities in relation to water quality in the impounded lakes of China's South-to-North Water Diversion Project. Ecological Modelling, v. 397, p. 25-35, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.01.014. Acesso em: 21 jul. 2021.

Gurung, P.; Bharati, L. Downstream impacts of the Melamchi Inter-Basin Water Transfer Plan (MIWTP) under current and future climate change projections. Hydro Nepal: Journal of Water, Energy and Environment, special issue, p. 23-29, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.3126/hn.v11i1.7199. Acesso em: 21 jul. 2021.

Hein, L. et al. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics, v. 57, p. 209-228, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005. Acesso em: 21 jul. 2021.

Hirji, R. Inter-basin water transfers: emerging trends. World Bank Report, n. 22675, 1998. Disponível em: https://documents1.worldbank.org/curated/en/908001468317996883/pdf/multi0page.pdf. Acesso em: 21 jul. 2021.

Hunt, J. D.; Leal Filho, W. Land, Water, and Wind Watershed Cycle: a strategic use of water, land and wind for climate change adaptation. Climatic Change, v. 147, p. 427-439, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10584-018-2164-8. Acesso em: 21 jul. 2021.

Jackson, S. et al. The use of replacement cost method to assess and manage the impacts of water resource development on Australian indigenous customary economies. Journal of Environmental Management, v. 135, p. 100-109, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.018. Acesso em: 21 jul. 2021.

Labsid. Estudo da vazão na área de restinga do Rio Itapanhaú após captação para o Sistema Alto Tietê. Sabesp, São Paulo, 2016. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/EIARIMAItapanhau/estudo_vazao_area_restinga_itapanhau.pdf. Acesso em: 21 jul. 2021.

Liu, W. et al. Seed banks of a river–reservoir wetland system and their implications for vegetation development. Aquatic Botany, v. 90, p. 7-12,

2009. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.04.014. Acesso em: 21 jul. 2021.

Lu, Z. et al. The impacts of the ecological water diversion project on the ecology-hydrology-economy nexus in the lower reaches in an inland river basin. Resources, Conservation and Recycling, v. 164, p. 105154, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105154. Acesso em: 21 jul. 2021.

Machado, F. H. et al. Environmental impacts of inter-basin water transfer on water quality in the Jundiaí-Mirim river, south-east Brazil. International Journal of Environmental Impacts, v. 1, p. 80-91, 2017. Disponível em: http://dx.doi.org/10.2495/EI-V1-N1-80-91. Acesso em: 21 jul. 2021.

Maia, G. F. et al. Not just the river: genes, shapes, and sounds reveal population-structured diversification in the Amazonian frog Allobates tapajos (Dendrobatoidea). Biological Journal of the Linnean Society, v. 121, p. 95-108, 2017. https://doi.org/10.1093/biolinnean/blw017. Acesso em: 21 jul. 2021.

Meador, M. R. Inter-basin water transfer: ecological concerns. Fisheries, v. 17, p. 17-22, 1992. https://doi.org/10.1577/1548-8446(1992)017%3C0017:IWTEC%3E2.0.CO;2. Acesso em: 21 jul. 2021.

Mombach, G. N. N. et al. Valoração ambiental de um rio urbano: uma aplicação do método de valoração contingente em Lages, Santa Catarina. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 47, p. 116-129, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180272. Acesso em: 21 jul. 2021.

Moreira-Filho, O.; Buckup, P. A. A poorly known case of watershed transposition between the São Francisco and upper Paraná River basins. Neotropical Ichthyology, v. 3, p. 449-452, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1679-62252005000300015. Acesso em: 21 jul. 2021.

Pazoki, M. et al. Environmental Impact Assessment of a Water Transfer Project. Jundishapur Journal of Health Sciences, v. 7, 2015. Disponível em: http://dx.doi.org/10.17795/jjhs-27238. Acesso em: 21 jul. 2021.

Peixer, J. et al. Economic valuation of the Emas waterfall, Mogi-Guaçu River, SP, Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 83, p. 1287-1302, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0001-37652011000400016. Acesso em: 21 jul. 2021.

Ramos, T. P. A et al. Continental ichthyofauna from the Paraíba do Norte River basin pre-transposition of the São Francisco River, Northeastern Brazil. Biota Neotropica, v. 18, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0471. Acesso em: 21 jul. 2021.

Riegels, N. et al. Making the ecosystem services approach operational: A case study application to the Aarhus River, Denmark. Science of The Total Environment, v. 707, p. 135836, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135836. Acesso em: 21 jul. 2021.

Santos Silva, J. et al. Sand fly (Diptera, Psychodidae, Phlebotominae) abundance and diversity in areas affected by the São Francisco River transposition project in Ceará State, Brazil. Parasites & Vectors, v. 10, p. 1-13, 2017. Disponível: https://doi.org/10.1186/s13071-017-2333-z. Acesso em: 21 jul. 2021.

Santos, G. R. A transposição do Rio Itapanhaú e o Parque Estadual Restinga de Bertioga: valoração econômica e justiça ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo. Santos, 2021. Disponível em: https://repositorio.unifesp.br/handle/11600/60472. Acesso em: 21 jul. 2021.

São Paulo (Estado). Lei n° 7663 de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/lei-7663-30.12.1991.html. Acesso em: 21 jul. 2021.

Shang, S.; Wang, H. Assessment of impact of water diversion projects on ecological water uses in arid region. Water Science and Engineering, v. 6, p. 119-130, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.3882/j.issn.1674-2370.2013.02.001. Acesso em: 21 jul. 2021.

Shao, X. et al. Interbasin transfer projects and their implications: a China case study. International Journal of River Basin Management, v. 1, p. 5-14, 2003. Disponível em: https://doi.org/10.1080/15715124.2003.9635187. Acesso em: 21 jul. 2021.

Shields Jr. F. D. et al. Reservoir effects on downstream river channel migration. Environmental Conservation, v. 27, p. 54-66, 2000. Disponível em: http://dx.doi.org/10.1017/S0376892900000072. Acesso em: 21 jul. 2021.

Silva Filho, J. D. et al. Detection of schistosomiasis in an area directly affected by the São Francisco River large-scale water transposition project in the Northeast of Brazil. Revista da Sociedade

Brasileira de Medicina Tropical, v. 50, p. 658-665, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1590/0037-8682-0299-2017. Acesso em: 21 jul. 2021.

Smith, B. D. et al. Habitat selection of freshwater-dependent cetaceans and the potential effects of declining freshwater flows and sea-level rise in waterways of the Sundarbans mangrove forest, Bangladesh. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 19, p. 209-225, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1002/aqc.987. Acesso em: 21 jul. 2021.

Tian, J. et al. Impacts of inter-basin water transfer projects on optimal water resources allocation in the Hanjiang River basin, China. Sustainability, v. 11, p. 2044, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su11072044. Acesso em: 21 jul. 2021.

Wilson, M. C. et al. A review of the economic, social, and environmental impacts of China's South–North Water Transfer Project: A sustainability perspective. Sustainability, v. 9, p. 1489, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.3390/su9081489. Acesso em: 21 jul. 2021.

Zhuang, W. Eco-environmental impact of inter-basin water transfer projects: a review. Environmental Science and Pollution Research, v. 23, p. 12867-12879, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11356-016-6854-3. Acesso em: 21 jul. 2021.